# CUADERNOS de INVESTIGACIÓN GEOGRÁFICA GEOGRAPHICAL RESEARCH LETTERS



Tomo 49 (1)

2023

**ISSN: 1697-9540** 

## UNIVERSIDAD DE LA RIOJA LOGROÑO (ESPAÑA)

## CUADERNOS DE INVESTIGACIÓN GEOGRÁFICA GEOGRAPHICAL RESEARCH LETTERS

**Editor Principal** / *Editor-in-Chief* 

Editores Adjuntos / Associate Editors         Jorge Lorenzo-Lacruz (Universidad de La Rioja)         Amelia Gómez-Villar (Universidad de León)         Noemí Lana-Renault Monreal (Universidad de La Rioja)         Purificación Ruiz-Flaño (Universidad de La Rioja)         Consejo Editorial / Editorial Board         S. Beguería (Estación Experimental de Aula Dei, CSIC)       D. Palacios (Universidad Complutense de Mad Palaeoclimatology, Glaciology         spatial analysis, Climate change, Water resources       D. Palacios (Universidad Complutense de Mad Palaeoclimatology, Glaciology	
Jorge Lorenzo-Lacruz (Universidad de La Rioja) Amelia Gómez-Villar (Universidad de León) Noemí Lana-Renault Monreal (Universidad de La Rioja) Purificación Ruiz-Flaño (Universidad de La Rioja) <u>Consejo Editorial / Editorial Board</u> S. Beguería (Estación Experimental de Aula Dei, CSIC) Spatial analysis, Climate change, Water resources management Environmental hydrology	
Consejo Editorial / Editorial Board         S. Beguería (Estación Experimental de Aula Dei, CSIC) Spatial analysis, Climate change, Water resources management Environmental hydrology       D. Palacios (Universidad Complutense de Mad Palaeoclimatology, Glaciology L Poesen (Katholieke Universiteit L euven Ale	
S. Beguería (Estación Experimental de Aula Dei, CSIC) Spatial analysis, Climate change, Water resources management Environmental hydrology	
<ul> <li>L. Versenat (Universitei van Amsterdam, Holada) Geomorphology, Soil Science, Soil Conservation</li> <li>S.R. Fassnacht (Colorado State University, EEUU) Environmental hydrology, Snow hydrology, Hydro- logical Modeling</li> <li>H. Holzmann (Universitä für Bodenkultur Wien, Austria) Hydrological modeling, Surface hydrology, Soil hy- drology, Snow Hydrology, Climate change</li> <li>P. Hughes (University of Manchester, Reino Unido) Glacial and Periglacial Geomorphology, Climate change</li> <li>V. Jomelli (Université Paris I, Francia) Climate change, Climatology, Paleoclimatology, Glaciology, Periglacial Geomorphology</li> <li>J. Keizer (Universitá di Padova, Italia) Fluvial geomorphology, Natural hazards, Hydrological modelling</li> <li>M.A. Lenzi (Universitá di Padova, Italia) Fluvial geomorphology, Natural hazards, Hydrological modelling</li> <li>L. Vázquez Selem (Universidad Mazional Autó tology</li> <li>M. López-Vicente (Universidad de Jaén) Sustainability, Water Resources Management, Soils, Hydrological modelling</li> <li>Y. Onda (University of Tsukuba, Japón) Water Quality, Hydrology, Soil Science, Freshwater Ecology, Soil erosion, Geomorphology, Natural hazards, Geomorphology, Geoarchaeology, Natural hazards,</li> </ul>	rid) mania) morpho- n, Land eforesta- d) environ- Leuven, bology Ecología, Environ- noma de v, Volca- niversity, n, Land

**Cuadernos de Investigación Geográfica = Geographical Research Letters (ISSN: 0211-6820)** is a scientific journal that publishes two issues per year. It includes papers on Physical Geography and other related environmental sciences (Hydrology, Ecology, Climatology). Interdisciplinary studies with Human Geography are also welcome. The peer review and publication of articles in *Cuadernos de Investigación Geográfica* is free of charge, in agreement with the policy of the journal of making accessible the advances in Physical Geography to the scientific community. All papers are subject to full peer review.

Since 2015 **Cuadernos de Investigación Geográfica = Geographical Research Letters** has been included in the Emerging Sources Citation Index (ESCI) of Clarivate Analytics, a new edition of the Web of Science, within the subject category of *Geography (Physical)*. The journal is also indexed in SCOPUS and SCIMAGO Journal & Country Rank within the subject categories of Geography, Planning and Development, Environmental Sciences, and Earth and Planetary Sciences.

Fotografía de portada / Cover photo: Bosque de ribera. Río Ebro (España) / Riverside forest. River Ebro (Spain). Autor / Author: J. Arnáez

## CUADERNOS DE INVESTIGACIÓN GEOGRÁFICA GEOGRAPHICAL RESEARCH LETTERS

ISSN 1697-9540

### Tomo 49 (1) 2023

### **CONTENIDO / CONTENT**

José Luis Peña-Monné, M. Marta Sampietro-Vattuone, Marta Espinalt- Brillas, Francisco J. Gutiérrez-González. Past and present geomorphological hazard and cultural heritage loss in El Castellar castle scarp (Central Ebro basin, Spain)	
Riesgos geomorfológicos pasados y presentes y pérdidas de patrimonio cultural en el escarpe del castillo de El Castellar (Cuenca Central del Ebro, España)	3
Valentí Rull, Javier Sigró, Teresa Vegas-Vilarrúbia. Present climate of lake Montcortès (Central Pyrenees): Paleoclimatic relevance and insights on future warming	
Clima actual del lago Montcortès (Pirineos centrales): relevancia paleoclimática y perspectivas sobre el calentamiento futuro	23
Luis Morales-Salinas, Giorgio Castellaro, Nora Frederiksen, Luis F. Román, José Neira-Román, Guillermo Fuentes-Jaque, Cristián Escobar, Felipe Morales. Spatial characterization of climatic variables for Arica-Parinacota and Tarapacá, Chile using topoclimatic analysis	
Caracterización espacial de variables climáticas de Arica-Parinacota y Tarapacá, Chile mediante análisis topoclimático	39
Esteban Alonso-González, J. Ignacio López-Moreno, M. Cansaran Ertaş, Aynur Şensoy, Ali Arda Şorman. A performance assessment of gridded snow products in the upper Euphrates	
Evaluación de productos de nieve en cuadrícula en el Alto Eúfrates)	55
José Luis Gallardo-Salazar, Cuauhtémoc Sáenz-Romero, Roberto Lindig-Cisneros, Leonel López-Toledo, Arnulfo Blanco-García, Ángel R. Endara-Agramont. Three decades of remote sensing analysis on forest decline related to climate change: A bibliometric study	
Tres décadas de análisis de sensores remotos sobre la pérdida de bosques relacionada con el cambio climático: un estudio bibliométrico	69

Carlos Gonzalo, Vicente Burchard-Levine, Víctor Rolo, Rosario González-Cascon, Gerardo Moreno, M. Pilar Martín. Análisis de la diversidad funcional del estrato herbáceo	
en un ecosistema de dehesa a partir de datos hiperespectrales in situ	
Analysis of the functional diversity of the herbaceous stratum in a 'dehesa' ecosystem using in situ hyperspectral proximal sensing	89
Rosiris Guzmán, Maximiliano Bezada, Inmaculada Rodríguez-Santalla. Cartografía de cobertura del suelo mediante datos de teledetección en la planicie de desborde del río Apure (Venezuela)	
Land cover mapping using remote sensing data in the Apure River Flood Plain (Venezuela)	113
<b>Patricia C. Medina-Pérez, Héctor J. Tapia-Fernández, Antonio Castillo-Martínez.</b> Vulnerability and environmental risk in the Sierra Otomí Tepehua (Hidalgo, México): Implications in the rural-indigenous scope	
Vulnerabilidad y riesgo medioambiental en la Sierra de Otomí Tepehua (Hidalgo, México): implicaciones en ámbito indígena-rural	139
María Augusta Sacoto Flores, Carlos Sánchez-García. Vulnerabilidades de los elementos esenciales y evaluación integral del riesgo de desastres para la planificación urbana y gestión del riesgo en Azogues, Ecuador	
Essential element vulnerabilities and comprehensive disaster risk assessment for urban planning and risk management in Azogues, Ecuador	163
Luis A. Niño Beltrán, Aquiles E. Darghan Contreras, Libia D. Cangrejo Aljure, Edwin F. Grisales Camargo. Evaluation of the quality of the voluntary geographic information for the road network in Bogotá D.C.	
Evaluación de la calidad de la Información Geográfica Voluntaria de la red vial de Bogotá D.C.	191
<b>Teodoro Lasanta, Estela Nadal-Romero, Rubén Sáenz.</b> El viñedo y el vino entre 1995 y 2019: veinticinco años de cambios en la producción, mercado y consumo de vino en el mundo	
Vineyards and wine between 1995 and 2019: twenty-five years of change in world wine production, markets and consumption	211

Cuadernos de Investigación Geográfica Geographical Research Letters	2023	Nº 49	рр. 3-22	EISSN 1697-9540
--	------	-------	----------	-----------------

Copyright © 2022, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

http://doi.org/10.18172/cig.5204

## PAST AND PRESENT GEOMORPHOLOGICAL HAZARD AND CULTURAL HERITAGE LOSS IN EL CASTELLAR CASTLE SCARP (CENTRAL EBRO BASIN, SPAIN)

#### JOSÉ LUIS PEÑA-MONNÉ<sup>1</sup><sup>(b)</sup>\*, M. MARTA SAMPIETRO-VATTUONE<sup>2</sup><sup>(b)</sup>, MARTA ESPINALT-BRILLAS<sup>3</sup><sup>(b)</sup>, FRANCISCO J. GUTIÉRREZ-GONZÁLEZ<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, and IUCA, Zaragoza, Spain.

<sup>2</sup>Laboratorio de Geoarqueología, Universidad Nacional de Tucumán, and CONICET. San Miguel de Tucumán, Argentina.

<sup>3</sup>Oficina eSalut, Generalitat de Catalunya, Barcelona, Spain.

<sup>4</sup>Archeologist, Research collaborator, Universidad de Zaragoza, Zaragoza Spain.

**ABSTRACT.** The ruins of the Medieval castle and village of El Castellar are located on an abrupt 1.2-km-long scarp of Miocene gypsums, in the central sector of the Ebro depression. The Medieval remains of the main El Castellar castle are perched on a 100 m cliff on the Ebro River. Considering the historical and geoarchaeological relevance of El Castellar settlement, this investigation aimed to study the geomorphological hazards and paleoenvironmental context of the site during and after the settlement and its later evolution, including its current state. To afford this objective the geomorphological context was determined analyzing the dynamics of each scarp sector. Geomorphological data suggest that in Medieval times its constructions were favored by the Medieval Climatic Anomaly (MCA) environmental conditions. During that times, the Ebro River was located in a centered position on its floodplain, and lateral alluvial fans protected the scarp from basal erosion. Later, during the Little Ice Age (LIA), great climatic flows and recurrent floods changed the river dynamics and promoted the river channel movement against the scarp, destabilizing its foot and generating large landslides and rockfalls, thus promoting its retreat. The village buildings and castle at the top of the scarp were seriously damaged. For several reasons, the area is not easily accessible, but it still contains a relevant archaeological heritage that deserves to be studied and preserved.

## Riesgos geomorfológicos pasados y presentes y pérdidas de patrimonio cultural en el escarpe del castillo de El Castellar (Cuenca Central del Ebro, España)

**RESUMEN**. Las ruinas del castillo medieval y villa de El Castellar se sitúan sobre un abrupto escarpe de yesos del Mioceno de 1,2 km de longitud, en el sector central de la Depresión del Ebro. Los restos medievales del castillo principal de El Castellar se alzan sobre un acantilado de 100 m sobre el río Ebro. Teniendo en cuenta la relevancia histórica y geoarqueológica del poblamiento de El Castellar, esta investigación tiene como objetivo estudiar los peligros geomorfológicos y el contexto paleoambiental del yacimiento durante y después del poblamiento y su evolución posterior, incluyendo su estado actual. Para lograr este objetivo se determinó el contexto geomorfológico analizando la dinámica de cada sector del escarpe. Los datos geomorfológicos sugieren que en Época Medieval sus construcciones se vieron favorecidas por las condiciones ambientales de la Anomalía Climática Medieval (ACM). En esa época, el río Ebro estaba situado en una posición centrada en su llanura de inundación, y los abanicos aluviales laterales protegían el escarpe de la erosión basal. Posteriormente, durante la Pequeña Edad del Hielo (LIA), grandes caudales y recurrentes inundaciones cambiaron la dinámica del río y promovieron el

movimiento del cauce contra el escarpe, desestabilizando su pie y generando grandes derrumbes y desprendimientos, favoreciendo así su retroceso. Los edificios del pueblo y el castillo en la parte superior del escarpe sufrieron graves daños. Por varias razones, la zona no es de fácil acceso, pero aún contiene un importante patrimonio arqueológico que merece ser estudiado y preservado.

Keywords: MCA, LIA, slope dynamics, fluvial dynamics, geoarchaeology.

**Palabras clave:** Anomalía Climática Medieval, Pequeña Edad del Hielo, dinámica de laderas, dinámica fluvial, geoarqueología.

Received: 2 December 2021 Accepted: 12 May 2022

**Corresponding author:** José Luis Peña-Monné, Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, Zaragoza (Spain). E. mail: jlpena@unizar.es

#### **1. Introduction**

After fulfilling their military functions, many Medieval castles were not adapted to new roles, and were, therefore, gradually degraded by different natural or anthropic erosive processes (Gutiérrez-Carrillo *et al.*, 2020). The conservation of these patrimonial remains in rural areas must be supported by good arguments about their value and significance, and sometimes they can bring economic opportunities to local communities (Grimwade and Carter, 2000). Besides, the study of the surrounding landscapes, together with the historical and heritage importance of the sites, heightens visitors' expectations to learn about the area. These studies should be carried out by interdisciplinary teams because they require a deep understanding, documentation, and interpretation, as pointed out by the Xi'an Declaration (ICOMOS, 2005) for the conservation of heritage structures. The use of new technologies and the geomorphological study of the hazards affecting the structures and landscapes bring new perspectives to meet these goals (Canuti *et al.*, 2000; Gutiérrez-Carrillo *et al.*, 2020; Lazzari and Gioia, 2017; Uplekar, 2019; Versaci *et al.*, 2020).

The ruins of the Medieval castle and village of El Castellar are located on an abrupt 1.2-kmlong scarp of Miocene gypsums, in the central sector of the Ebro depression (Fig. 1). This relief is part of a continuous 70-km-long scarp located at the north of Zaragoza city (Peña-Monné *et al.*, 2021). The Medieval remains of the main El Castellar castle are perched on a cliff of more than 100 m high over the Ebro River, being one of the most impressive landscapes of the Ebro depression (Fig. 2a).

The main scarp is the southernmost relief close to the Ebro River that had great strategic importance throughout the Middle Ages, constituting an offensive spearhead in the Aragonese conquest of the taifa city of *Saraqusta* (Zaragoza). Although El Castellar and other castles and towers may have been erected under the Islamic domain, the absence of archaeological studies does not allow us to support this hypothesis in all cases. Already in times of feudal rule, a fortified line of territorial control was consolidated, taking advantage of the escarpment on the Ebro. From NW to SE, this line includes the castles of Pola (or Pla), Santa Inés, and El Castellar, the Candespina tower, and the castles of Alfocea, Miranda, and Juslibol (Fig. 1). These castles and tower were gradually abandoned for different reasons, such as the scarp retreat, the loss of their strategic function, bad communication, social conflicts, among others. At present, they are severely damaged. Despite their historical importance, none of them were excavated. Only Juslibol was deeply geoarchaeologically studied (Peña-Monné *et al.*, 2014), and guidelines were proposed for its subsequent excavation, which was never conducted. Besides, a

geoarchaeological and paleoenvironmental reconstruction was made in the surroundings of Miranda castle (Peña Monné, 1996), but without further interventions.



Figure 1. Location of the study area in the central sector of the Ebro basin showing the line of Medieval castles on the gypsum scarp to the north of Ebro River.



Figure 2. Aerial views of the central sector of El Castellar scarp showing the stratified units of the Zaragoza Fm (see explanation in the text).

Considering the historical and geoarchaeological relevance of El Castellar settlement, this study aimed to establish the geomorphological and paleoenvironmental context of the site during and after the settlement and its later evolution, and to assess its current state. The scarp retreat process and derived hazards were analyzed in terms of the Ebro River dynamics mainly during the Medieval Ages and the Little Ice Age (LIA). Besides, an evolutionary reconstruction was performed based on antique maps and documentation, together with different paleoenvironmental records (slope deposits, karstic depressions, and tributary infilled valleys).

#### 1.1. Geological and geomorphological settings

The scarp of El Castellar is part of the central sector of the Ebro Depression, formed as a southern foreland basin of the Pyrenees Ranges. From the Upper Eocene, the basin had an endorheic arrangement up to its opening to the Mediterranean during the Upper Miocene (Urgeles *et al.*, 2010). When the basin closed to the Mediterranean, the surrounding mountain ranges, especially the Pyrenees, contributed a large amount of sediment to fill the basin, forming large alluvial fans. The thick detritic accumulations of its margins changed to evaporitic formations on the distal sectors (Fm Zaragoza) and limestones (Fm Alcubierre) (Quirantes, 1978). The beginning of the exorheism produced the erosion of these deposits during the establishment of the fluvial network of the Ebro River, creating the present geomorphological landscape.

The gypsums of the Zaragoza Fm (Quirantes, 1978) are the main component of the Ebro scarp. They derive from the anhydrite, halite, and glauberite deposits (Gil Martín *et al.*, 1991; Salvany *et al.*, 2007). They are also interstratified with marls, clays, and sands. In the evaporitic unit, the limestones overlap, thickening towards the north (Montes de Castejón). The scarp of El Castellar sector is composed of the interbedded sequences of gypsums and lutites of the Zaragoza Fm, Middle Aragonian in age (Middle Miocene). This lithological cyclicality is the result of changes in the lacustrine environment where they sedimented (Gil Martín et al., 1991). Figures 2a and 2b show the lateral and frontal view of the stratigraphic sequence of El Castellar scarp. On the top, where El Castellar's defensive sector was built, the upper alabaster gypsums are severely fractured (7). Under this cover, the lutite layers (6, 4, 2) show erosive entrances alternating with more resistant levels of gypsum (5, 3, 1, the last one normally covered by the slope debris).

The main scarp shows an abrupt vertical front, sometimes overhanged, on the Ebro River channel. Its arrangement is almost rectilinear, sometimes interpreted as a result of tectonic influence (Van Zuidam, 1976; Ibáñez and Mensua, 1976; Pellicer *et al.*, 1984). Some authors have also related it to subsidence processes (Gutiérrez, 1998; Benito *et al.*, 2000). However, other authors hold that it is the result of the lateral fluvial erosion of the Ebro River meanders (Peña Monné, 1996; Guerrero and Gutiérrez, 2017; Peña-Monné *et al.*, 2021). Its detailed morphology stemmed from the activity of the slope processes triggered by the strong gradient, the fractures, and the lithology, as well as the basal erosion produced by the river. Thus, accumulations due to rockfalls, landslides, and rock-topple were described by several authors, such as Pellicer *et al.* (1984), Pellicer and Echeverría (1989), Gutiérrez *et al.* (1994), Constante (2009), and Lizaga *et al.* (2016).

The gypsum and limestone surface is affected by karstic depressions, studied by Van Zuidam (1976), Gutiérrez *et al.* (1985), and Constante (2009). They are flat valleys with imprecise edges, identifiable due to the presence of denser and more permanent vegetation than that of the surrounding areas. Many of them are poljes developed on gypsum captured by the stream network forming their headwaters in many cases. Over one of these poljes is located the Virgen del Castellar hermitage, also affected by the scarp retreat.

Along the gypsum scarp several ravines coming from the Montes de Castejón and the scarpment itself flow to the Ebro River (Peña-Monné *et al.*, 2021). In the study area highlights Val de la Virgen stream. This stream has a basin of 79 km<sup>2</sup>, and its main channel is 19 km long and one of the few streams

crossing the gypsum scarp. It is a torrential stream with a 2.6% gradient, and at present, it forms a small alluvial fan at its confluence with the Ebro River. In the middle and lower sections of Val de la Virgen stream, there are three stepped aggradation levels, which were formed during the Upper Pleistocene and the Holocene (Constante, 2009; Constante *et al.*, 2010). In the confluence with the Ebro River, alluvial fans were formed. At present, is only possible to find the Medieval stage fan, over which the La Magdalena hermitage was built, and the younger stage was formed during the late LIA (18<sup>th</sup>-19<sup>th</sup> centuries).

Currently, this sector of the Ebro valley is characterized by semiarid environmental conditions typical of its continental Mediterranean climate. Average annual rainfalls reach 314 mm in Zaragoza, with equinoctial maximums and almost dry summers; the annual average temperature is 14.6°C, ranging from 6.4°C in January and 24.3°C in July (Cuadrat, 2004). As a consequence, the water deficit is very high (around 1900 mm/year). This circumstance, together with the gypsum abundance and intense human impact on the vegetation cover, gives the scarp a truly arid appearance, with only gipsophilic species adapted to eptosol and gypsisol-type soils. Only on the floor of the wetter tributary streams are there abundant trees, such as those of the genus *Tamarix*.

#### 1.2. The Medieval El Castellar site

El Castellar scarp sector shows remains of Bronze, Iron, Iberian, and Roman occupations (Pérez Casas, 1987, 1990; Burillo, 1991; Pina Polo y Pérez Casas, 1998). However, El Castellar Medieval castle and village are the most remarkable archaeological remains. Their foundation, by the name of *Supra Cesaraugusta*, is documented in a 1091 diploma stamped by King Sancho Ramírez, giving population rights to a group of settlers and allowing the development of agricultural and sailing activities, along with the use of firewood. The owners of these rights also received a charter of legal freedom and exemption from manorial charges (Lacarra, 1985). In this epoch, El Castellar controlled a vast land bordering with Pola, Zuera, Castejón de Valdejasa, Tauste, Villanueva de Gállego, Alfocea, Alagón, and Sobradiel territories (Laliena Corbera and Iranzo Muño, 2016).

The location of El Castellar village and castle was strategic not only due to its defensive capacity but also as a collecting point of the *paria* (tax charged to rural Muslim communities in the region) (Lacarra, 1985). This despoiled the taifa state of vital resources for the maintenance of the troops. Besides, it was the most advanced outpost, together with the Juslibol castle, for the siege of the Muslim city of Saraqusta, conquered in 1181 by Alfonso I "El Batallador" (The Fighter). By the mid-15<sup>th</sup> century, the fight between the Jiménez Cerdán, lords of El Castellar, and the city of Zaragoza had worsened and one of the city judges was murdered. This led to a raid in 1466 devastating several places in the surroundings of Torres de Berrellén, belonging to El Castellar. Although some researchers argue that the village and castle of El Castellar were destroyed, according to contemporary documentation this was not the case (Zurita, 1562-1580). However, in 1572, after a century of decline, El Castellar was depopulated. The subsequent degradation process, especially due to the main scarp erosive retreat, resulted in the present landscape.

In 1910, the San Gregorio National Training Centre was created (Tornero, 1999) in the area where El Castellar ruins are located, making it difficult to access the area and conduct archaeological research, although the area contains remains of great heritage interest (Fig. 3a). The ruins of the castle-palace lie on the highest area of the village, surrounded by defensive masonry towers (Figs. 3b, 3c) and a magnificent gateway built with brick and alabaster remains (Fig. 3d). To the south, a high precipice towards the Ebro River shows the unstable remains of the castle (Fig. 3e). The lowest part of the castle, on the northern slope, retains part of the wall. Also, on the scarp, there is part of a large cistern, named Doña Urraca Cave (Fig. 3f). The NE end of El Castellar (Fig. 3a) shows some walls of La Magdalena hermitage with a bay window and lobed arches (Fig. 3g). The cemetery was located in this area, and it was affected by the lateral erosion of the Ebro River and some graves are visible. Besides, a complex network of burial galleries excavated in the alluvial fan of Val de La Virgen is still preserved.



Figure 3. a) Panoramic view of the northern and central areas of El Castellar scarp with remaining Medieval constructions; b) Northern façade of the main castle viewed from the lower wall; c) and d) remains of the defensive towers on the sides of the castle entrance and detail of the gateway; e) southern face of the main castle open to the scarp over the Ebro River; f) cistern (Doña Urraca Cave) hanging over the scarp; g) remains of La Magdalena hermitage.

#### 2. Methodology

First, a geomorphological map was made using 2014 and 2020 satellite images from Google Earth. They were complemented with 1956-1957 aerial photographs at a 1:32,000 scale (American Flight Series B, Army Map Service, USA), and aerial photographs of the National Flight from 1997 at a 1:40,000 scale. All images were digitized and georeferenced using QGIS v.3.14 to create a geographic information system. De Rodolphe (1746) and Coello (1853) historical maps were also georeferenced and introduced into the system to reconstruct the Ebro channel location over time since the LIA. Georeferentiation was made identifying a minimum of 20 homologous points applying a polynomial 1 transformation obtaining an error of about  $(X, Y) \approx 5$  m.

In order to improve field knowledge, an intensive field survey has been performed by stages since 2010 with permissions obtained from the military authorities. Besides, there are sectors only accessible through the Ebro River, which required using inflatable boats, to reach areas like the slope deposits at the foot of El Castellar scarp.

Historical documentation related to *Supra Cesaraugusta*-El Castellar were analyzed, from its foundation in 1091 to its depopulation, to relate the geomorphological evolution and the Medieval human occupation of the scarp.

#### 3. Results

El Castellar scarp is NW-SE oriented and it extends 1.2 km between the outlet of Val de la Virgen ravine and Mina Real sector (Fig. 4a), at 280-290 m a.s.l. Its shape is not completely rectilinear, showing a soft convexity in its central sector (Fig. 4a), where the main castle of El Castellar is located at the top of the scarp. There are also two inbounds, one at Val de la Virgen ravine in the north and another on the scarp of Virgen del Castellar hermitage in the south (Fig. 4a). As shown in section I-I' (Fig. 4b), there is a strong topographic dissymmetry between the scarp front and the northern slope. The scarp is almost vertical and rises over 100 m above the Ebro River. It is the front of a tilted gypsum block limited towards the north by a fault. However, towards the NE, El Castellar has a smoother slope connecting the abrupt upper sector with the Barranco Conejero ravine (Fig. 4b). The top of the scarp shows four higher structural shoulders where the defensive remains of El Castellar are located, separated by smooth depressions, some of which were probably defensive moats.

In the northern sector of the study area, the Ebro River flows against the scarp section located at the west of Val de la Virgen valley and Peña Palomera hill, deviating towards the south, to return towards the scarp in the central sector, where El Castellar castle and village are located (Fig. 4a); then, the Ebro River flows separated from the scarp again in the southern sector, at the confluence with the Jalón River. This arrangement of the river concentrates all its hydraulic energy during floods in the central bulge. However, during the LIA, the river circulated fully attached to the escarpment along its entire length (Peña-Monné *et al.*, 2021), as shown on the De Rodolphe map (1746) (Figs. 4c, 5a). As a consequence, the entire scarp section was subject to intensive erosive activity during the 18<sup>th</sup> century, in coincidence with a phase of high flows of the Ebro River. From 1850, the river channel gradually separated from most of the scarp (Fig. 5b), as shown by Coello's map (1853), until its current position (Fig. 5c). However, the strong step previously created by lateral river erosion left a highly unstable arrangement manifesting as mass movements such as landslides and rockfalls.

In the northern sector, a large alluvial fan was formed by Val de la Virgen stream during Medieval times (Fig. 6a). This fan was later eroded by the Ebro River meander developed towards the alluvial fan during the LIA, according to De Rodolphe's map (1746). During El Castellar occupation period, this sector of the alluvial fan was the cemetery around La Magdalena hermitage. The old alluvial fan profile shows burials on the upper 2 m of the silty deposit. Especially remarkable is the presence of large cists cut by the river, hanging on the alluvial fan profile (Figs. 6b, 6c) and next to the rocky outcrop

on the right side of Val de la Virgen stream (Figs. 6b, 6d). Other tombs were identified on the surface of the alluvial fan, and burial galleries were excavated in the silts, as pointed out by Gascón (2007).



Figure 4. a) Geomorphological map of El Castellar scarp. Cross section I-I' is indicated; location of the main Medieval remains and the three sectors identified; b) cross section I-I' showing the morphological dissymmetry of El Castellar relief; c) reconstruction of the Ebro River position during the LIA from the De Rodolphe (1746) map.



Figure 5. Evolutionary schemes of the Ebro River channel in El Castellar sector; a) in the De Rodolphe (1746) map; b) from the Coello (1853) map; c) location of the Ebro River in 2020.



Figure 6. Alluvial accumulations of Val de la Virgen stream and geoarchaeology: a) general view of the present alluvial fan and its H1 Holocene fill (green color) (red square indicating the position in Fig. 6b; dash line indicating Ebro River in late LIA stages); b) front profile of the H1 level of the alluvial fan where the cemetery and La Magdalena hermitage are located (red squares with next photo positions); c) profile of the alluvial fan and graves cut by the Ebro River meanders; d) graves included in the profile close to Ebro River.

Towards the east of Val de la Virgen stream, the meander of the Ebro River extended up to the Barranco Conejero ravine outlet and flowed against the north limit of El Castellar scarp. This promoted the collapse of many defensive structures located in that sector (Fig. 7a). At present, some wall remains are located on the edge of the precipice (Fig. 7b). The old slope and one of the defensive moats of this sector are visible in the new scarp (Fig. 7a). It is possible to find debris cones due to rockfalls and landslides coming from the upper cornice, as shown on the right of Figure 7c.



Figure 7. Northern sector of El Castellar scarp: a) the abrupt front with alabaster gypsum on top due to the activity of slope processes; hanging upper slopes and one of the defensive moats; b) building remains on the scarp border; c) accumulations at the scarp foot caused by rockfalls and landslides.

The central sector remains active with erosive dynamics, despite the large accumulations of blocks that protect the scarp from the direct influence of the river flow (Fig. 8a). The top of the scarp forms a vertical cliff where many fractures were identified (Fig. 8a). Laterally, the scarp is bordered by small scarps isolating a little mesa where the upper buildings of the main castle are located. These lateral depressions served as the natural moats of the castle and they show large fills of sediments from the collapse of the old constructions, especially thick (more than 6 m) on the southern side. Some monolithic pinnacles from the scarp front are undergoing a collapse process, showing large open fissures on both sides (Fig. 8a).

The scarp front has a narrow shoulder corresponding to an old slope, preserved in several sectors. We named it Stage 1 as it is the first record of slope development (Fig. 8a). However, these slope remains contain building debris, potsherds, etc, coming from the castle. Thus, it is possible to assume that there was a large landslide phase before Stage 1, which gave rise to the development of the upper scarp, but no deposits remain from that stage (named Stage 0 in Fig. 8bA). Stage 0 might involve a large loss of the castle surface due to the scarp retreat, which later served as a starting point for the development of the Stage 1 slope (Fig. 8bB, 8c, 8d).



Figure 8. Central sector of El Castellar scarp: a) interpretation of the main geomorphological components of the scarp. Numbers indicate the evolutionary stages of each slope located at the foot of the main castle; b) evolutionary scheme –without scale– of the scarp retreat and slope formation; c) and d) two images of the accumulation stages of the slopes.

Subsequently, the massive landslides and rockfalls affected the deposits of Stage 1 in successive phases, forming the steps of Stage 2 (Fig. 8bC, 8c, 8d). Later, Stage 2 was eroded and Stage 3 developed. Finally, the last stages (4 and 5) were developed by successive landslides of previous accumulations, whose scars are visible (Fig. 8bD, 8c, 8d). These landslides are triggered by the clayey layers interbedded in the substrate that sometimes emerges in the sliding planes. The complete landslide formed a large fan entering the Ebro floodplain protecting the scarp foot, temporally impeding its retreat.

The southern sector begins in the southernmost sector of the Medieval village, with occupations on small flat structural surfaces on the slope and the northern valley floor close to the current Virgen del Castellar hermitage (Fig. 4a). The landslides, with large rocky masses, are located on the slope of the scarp front, in the sector where the old pathway ascended. At present, the path trace has been partially modified.

The floor of the karstic depression of Virgen del Castellar hermitage is filled with 1-3 m of gypsy silts. It is 112 m above the Ebro River channel (Fig. 9a) and 300 m wide in the hanging front. It is affected by multiple rotational landslides dropping towards the river side forming a chaotic mass of blocks (Fig. 9a). The displaced blocks currently visible near the scarp top (Fig. 9b) belong to recent slides, showing compressive fissures parallel to the scarp (Fig. 9c), maintaining its unstable characteristics.



Figure 9. Southern sector of El Castellar scarp: a) general view of the scarp with large displaced blocks, together with the ascending path; to the right, hanging polje of Virgen de El Castellar hermitage with its front affected by landslides; b) blocks recently displaced in the front of the hanging polje; c) fissures in the upper scarp corresponding to the polje fills.

While the scarp front is subjected to heavy erosion, the slopes descending along the Barranco Conejero ravine show remarkable and uniform regularization covering the entire area (Fig. 10a), except for the hard gypsum strata. These slopes protect from erosion the remains of buildings that formed the lower and middle sectors of El Castellar village. The scarp retreat in the northern sector reached the regularized slope (Fig. 10b), showing the content of the deposit. Many archaeological remains can be found in the sediment, mainly building fragments with masonry, bones, and Medieval potsherds (Fig. 10c). The later incision of the Barranco Conejero ravine cut the floor valley and slope accumulations by more than 4 m in depth (Fig. 10d) exposing abundant ceramic potsherds from the urban times (Fig. 10e).



Figure 10. Regularized northern slopes of El Castellar: a) general view of the main geomorphological features and Medieval remains; b) slope of sector A retreating by erosion; c) inner detail of the deposit: bones (blue) and potsherds (red); d) profile of the LIA slope and valley fill from the Barranco Conejero ravine; e) detail of previous profile (Fig. 10.d) with ceramic potsherds (red).

This north-facing slope accumulation is still regular due to its orientation, favoring plant cover by humidity availability. Besides, the absence of cattle grazing inside the military ground favors the good vegetation cover, protecting soil and landforms from erosion. The age of this slope is clearly post-Medieval, even later than the abandonment of the village during the 16th century.

#### 4. Discussion

The Medieval frontier castles on the Ebro gypsum scarp in the north of Zaragoza were built to fulfill the military needs of those times. Once the castles lost their strategic role, none of them remained active for long. Only two of them gave rise to the development of present-day villages: Alfocea and Juslibol, although their castles were abandoned. In both cases, their locations were not favorable, especially that of Juslibol, located on an Ebro River terrace highly deformed by the karstification of the underlying gypsum. As a result, in little more than one century, some walls collapsed (Peña-Monné et al., 2014). El Castellar was occupied until the 16th century. Perhaps the instability of the surface on which it was built conditioned its survival but socio-economic factors also constrained it. There are no documented records of large mass movements, suggesting that the first stages of the scarp retreat must have occurred after the 16<sup>th</sup> century.

There are many records of residual deposits of alluvial fans of tributaries of the Ebro River that converge at the scarp foot (Constante, 2009; Constante et al., 2009, 2010). These fans were formed from at least the Chalcolitic with successive overlapping of deposits of Bronze, Roman and Medieval ages (Peña-Monné et al., 2021). This long sedimentary sequence shows a continued evolution uninterrupted by the erosion produced by the Ebro River. This means that the river channel was located in a centered position on its floodplain, or near the right bank (Peña-Monné et al., 2021). Although there are some records of large floods during the Middle Ages, it seems that its energy was centered on positions away from the scarp, since the alluvial fans were active then. Other smaller tributaries, in a hanging position today due to the scarp retreat, allowed us to infer their alluvial fans' longitudinal profiles and estimate that during the Late Roman Epoch, the Ebro River was almost 400 m away from the scarp (Peña-Monné et al., 2021). These data show that during the Middle Ages the scarp was stable with the Ebro River far from it. Then, the upper area was suitable as a position for a defensive settlement. In addition, the alluvial fans and fluvial terraces were large enough to perform agricultural activities on the left bank of the Ebro River, together with extensive grazing and woodland exploitation in the northern sector. With this land extension at the scarp foot, the pathways between El Castellar and Zaragoza were possible, and they were complemented by boat crossing, still in use in some places. This scenario was favored by the environmental conditions of the Medieval Climatic Anomaly (MCA), allowing El Castellar village to grow, reaching a large extension, as inferred from the surface corresponding to the old urban area (Fig. 4).

In contrast to this favorable situation, an important change affected El Castellar during the 16<sup>th</sup> century, during the LIA climax, and continued up to the mid-19<sup>th</sup> century (Wanner *et al.*, 2011). Two colder stages are recognized in the Iberian Peninsula from dendroclimatic and geomorphological studies: the first one between 1620 and 1715 in coincidence with the Late Maunder Minimum; and the second one between 1760 and 1800 (Oliva *et al.*, 2018), related to the Dalton Minimum (Tejedor *et al.*, 2017). Also, the lacustrine records (Morellón *et al.*, 2012, González-Sampériz *et al.*, 2017) and glacial advances (Serrano and Martín-Moreno, 2018) coincided with the dates of these cold events. Large floods on the Iberian rivers occurred due to rains and snowmelt during the LIA. The periods 1730-1760 and 1780-1810 were established as those with the highest concentration of floods by Benito *et al.* (1996, 2003). In the European context, Bloschl *et al.* (2020) distinguish three stages with large floods for the Iberian Peninsula: 1590-1640, 1750-1800, and 1840-1880. In the Ebro River, the first data from a gauge station are from 1891, but there are flow estimations for a few large floods known from historical records (Balasch *et al.*, 2019) with a maximum of 5560 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> in 1643. These values are higher than those of the instrumental era (1891-present), when the strongest flood occurred in 1961 with 4130 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (López Bustos, 1972; Ollero *et al.*, 2021). Besides, the number of extraordinary floods of the Ebro River was

high during the LIA as shown in the Conde de Sástago's description (1796): Between 1778 and 1790, during the construction of the Canal Imperial de Aragón, 59 floods were recorded, delaying the construction works.

These large flows displaced the Ebro River channel from the central sector of its floodplain towards the left bank side. In this scenario, the channel gradually reached the scarp as depicted on De Rodolphe's map (1746). Towards the middle of the 18<sup>th</sup> century, the river flowed against the scarp along 14 km between Casas de Pola and Alfocea. This movement produced deep processes at the scarp foot and the Medieval castles on its top. First, it eroded the alluvial fans developed by Ebro River left bank tributaries inside its floodplain, still active in Medieval times. These fans were important as agricultural areas, and as a means of communication in addition to protecting the scarp. A large meander of the Ebro River developed, eroding deep inside the Val de la Virgen alluvial fan and reaching the old cemetery in the valley. Many tombs disappeared and others remained hanging on the alluvial fan scarp next to La Magdalena hermitage (Fig. 6).

In the northern sector of El Castellar gypsum scarp, many of the constructions collapsed due to the retreat, although some walls remain at the top (Fig. 7b). This retreat reaches the slope at the back of the scarp (Fig. 7c), forming a rocky slope with a high gradient (Figs. 2a, 2b, 7a). In the central sector of El Castellar scarp, we believe that the first large landslide (Stage 0) may have occurred in the early LIA (16<sup>th</sup>-17<sup>th</sup> centuries), and the retreat process continued in the late LIA (18<sup>th and</sup> first half of 19<sup>th</sup> century) including at least Stages 1 to 3. Stages 4 and 5 are more recent and only retouched the larger landslides with small slides in the lower part of the deposits accumulated at the scarp foot (Fig. 8b). A theoretical reconstruction of the main castle proposed by Establés Elduque (1991) indicates a loss of one-third of the castle, although we believe that the percentage is higher.

In the southern sector, the landslides affected the scarp in the polje where the old Virgen del Castellar church was located. This church collapsed in 1840 due to a large landslide (Fig. 9). This event is included in a record of the priest of Torres de Berrellén, contemporary to the mass movement. In this document, he mentions that the Ebro River channel was blocked (Gascón, 2007). The current hermitage is located away from the scarp (Fig. 9). De Rodolphe's map (1746) shows an image of the highest river activity, which was constant until the 19<sup>th</sup> century, as shown on Coello's map (1853), when the river separated from the scarp (Peña-Monné *et al.*, 2021). This movement affected mainly the southern sector because in the northern and central sectors the river is still close to the scarp, although not reaching it due to the accumulations at its foot.

According to these dynamics in the scarp evolution, the Medieval buildings of El Castellar were deeply affected, especially the most remarkable buildings located on top of the scarp. This is the case of the main castle, where only a part of two towers, the main gate, and a part of a cistern remain, among other walls (Figs. 3b, 3c). Behind the main gate, only a narrow space in the inner enclosure of the main castle remains. In 1807, Coche (1807) delivered a sermon in El Castellar church about "the ruinous rubble that surrounds us", vividly depicting the situation 200 years ago.

Despite the destruction, the archaeological remains on the northern slope, where most of El Castellar village is located, are better preserved than those at the top. Its conservation was favored by the vegetation cover on the slope, developed during the LIA, which prevented erosive processes (Fig. 10). The incision of some streams in the southern area reveals the presence of walls of many houses under the slope deposit.

The lithology and structure of the scarp hinder conservation efforts to stop the scarp retreat in the areas where the most important buildings are located, as shown in several images (Figs. 3d, 3e, 7b, 8). At present, the fluvial dynamics is limited not only by the debris at the scarp foot but also by the diminished flows controlled by present climatic conditions and fluvial regulations by dam constructions. However, the gradients still favor gypsum rockfalls from the upper scarp. In addition, the monoliths are

almost separated from the scarp and new landslides may occur from the two large open fissures highlighted in Figure 8a.

It is possible to restore some buildings in the upper area, especially the East façade facing NE of the main castle, with its notable gateway. Moreover, despite its historical importance, it is very difficult to visit the place due to accessibility and security problems, as mentioned above. Perhaps the best option would be to move the castle gateway to another area of El Castellar, like the NE slope, where the lower sector of the castle is preserved, or to Val de la Virgen area, next to the cemetery and La Magdalena hermitage, where a musealization of the entire area could be performed. In any case, both areas deserve a detailed archaeological study in order to know El Castellar history in depth.

#### **5.** Conclusions

El Castellar village and castle were the most important sectors on the defensive line of Zaragoza city during Medieval times. Their remains are located on an abrupt scarp, as well as on the north-facing slope and the alluvial fan of Val de la Virgen stream, but they have not been studied from an archaeological point of view.

At present, the area shows a ruinous appearance with high collapse risk and complicated accessibility. In the past, the paleogeographical and paleoenvironmental conditions of the Medieval Climatic Anomaly propitiated a large human settlement in this area of the scarp. The main favorable factor was its position far away from the lateral movements of the Ebro River meanders. Wide alluvial fans extended at the scarp foot and the slopes were more stable, allowing the constructions of secure pathways at the scarp foot.

From the 16<sup>th</sup>-17<sup>th</sup> century, the Ebro River notably changed its hydrological characteristics due to the colder and wetter environmental conditions of the Little Ice Age. The flood events were more frequent and, at times, more severe. The Ebro River moved towards the scarp foot, triggering basal erosion processes with landslides and rockfalls. These processes seriously deteriorated the fortification on the top, which collapsed several centuries after the population abandoned the area.

After this period of highest erosive activity, from the mid 19<sup>th</sup> century and especially during the 20<sup>th</sup> century, the fluvial dynamics diminished and the debris accumulations at the scarp foot facilitated some stabilization, although the risk of collapse persists at the top of the scarp. The possibility of interventions to avoid larger heritage loss is limited for the main castle, but archaeological excavations in the old village are possible considering that large areas are still preserved in the northern slope and the alluvial fan of Val de la Virgen.

#### Acknowledgments

This work is a contribution of Primeros Pobladores y Patrimonio Arqueológico del Valle del Ebro (P3A) Aragon Research Group (Government and European Regional Development Fund) and Instituto Universitario de Investigación en Ciencias Ambientales de Aragón (IUCA). This work was also supported by projects PIUNT G629 (National University of Tucumán), PIP 837 (CONICET), and PICT2018-1119 and PICT2019-0193 (ANPCyT).

#### References

Balasch, J.C., Pino, D., Ruiz-Bellet, J. L., Tuset, J., Barriendos, M., Castelltort, X., Peña, J.C., 2019. The extreme floods in the Ebro basin since 1600 CE. *Science of The Total Environment* 646, 645-660. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.325

- Benito, G., Machado, M.J., Pérez-González, A., 1996. Climate change and flood sensitivity in Spain, In: J. Branson, A.G. Brown, K.J. Gregory (Eds.). *Global Continental Changes: the context of Palaeohydrology*. Geological Society of London, London, pp. 85-98.
- Benito, G., Gutiérrez, F., Pérez-González, A., Machado, M.J., 2000. Geomorphological and sedimentological features in Quaternary fluvial systems affected by solution-induced subsidence (Ebro basin, NE-Spain). *Geomorphology* 33, 209–224. http://doi.org/10.1016/S0169-555X(99)00124-5
- Benito, G., Sopeña, A., Sánchez-Moya, Y., Machado, M.J., Pérez-González, A., 2003. Palaeoflood record of the Tagus River (Central Spain) during the Late Pleistocene and Holocene. *Quaternary Science Reviews* 22, 1737-1756. https://doi.org/10.1016/S0277-3791(03)00133-1
- Blöschl, G., Kiss, A., Viglione, A., Barriendos, M., Böhm, O., Brázdil, R., Coeur, D., Demarée, G., Llasat, M.C., Macdonald, N., Retsö, D., Roald, L., Schmocker-Fackel, P., Amorim, I., Bělínová, M., Benito, G., Bertolin, C., Camuffo, D., Cornel, D., Doktor, R., Elleder, L., Enzi, S., Garcia, J. C., Rüdiger Glaser, R., Hall, J., Haslinger, K., Hofstätter, M., Komma, J., Limanówka, D., Lun, D., Panin, A., Parajka, J., Petrić, H., Rodrigo, H.S., Rohr, C., Schönbein, J., Schulte, L., Silva, L. P., Willem H. J., Toonen, W. H. J., Valent, P., Waser, J., Wetter, O., 2020. Current European flood-rich period exceptional compared with past 500 years. *Nature* 583, 560-566. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2478-3
- Burillo Mozota, F., 1991. Carta Arqueológica de Aragón. Dirección General de Aguas, Zaragoza.
- Canuti, P., Casagli, N., Catani, F., Fanti, R., 2000. Hydrogeological hazard and risk in archaeological sites: some case studies in Italy. *Journal of Cultural Heritage* 1, 117-125. https://doi.org/10.1016/S1296-2074(00)00158-8
- Coche, H., 1807. Sermón Panegírico de Ntra. Srs. Del Castellar venerada en el monte del mismo nombre, término de Torres, que el dia 8 de mayo de 1807 dixo en su Santuario. Imprenta Francisco Magallón, Zaragoza.
- Coello, F., 1853. Atlas de España y sus posesiones de Ultramar. Provincia de Zaragoza, Zaragoza.
- Conde de Sástago, 1796. Descripción de los Canales Imperial de Aragón. i Real de Tauste dedicada a los augustos soberanos D. Carlos IV i D. María Luisa de Borbón. Imprenta Francisco Magallón, Zaragoza.
- Constante, A., 2009. *Estudio geoarqueológico de los registros holocenos del sector central del valle del Ebro*. PhD dissertation, University of Zaragoza, Zaragoza.
- Constante, A., Dossche, R., Peña-Monné, J.L., Sancho, C., de Dapper, M., 2009. Holocene evolution and geoarchaeology in the Ebro valley around Zaragoza (Northern Spain). In: M. de Dapper, F. Vermeulen, S. Deprez, D. Taelman (Eds.). Ol'man river Geo-archaeological aspects of rivers and river plains. Academic press, Ghent, pp. 241-256.
- Constante, A., Peña-Monné, J.L., Muñoz, A., 2010. Alluvial geoarchaeology of an ephemeral stream: Implications for Holocene landscape change in the Central part of the Ebro Depression, Northeast Spain. *Geoarchaeology* 25(4), 475-496. https://doi.org/10.1002/gea.2031
- Cuadrat, J.M., 2004. El clima de Aragón. In: J.L. Peña Monné, L.A. Longares, M. Sánchez (Eds.). *Geografía Física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Institución Fernando el Católico, Zaragoza, pp. 15-26.
- De Rodolphe, S., 1746. Plano general desde el Término del lugar de Luzeni, que confina con el de Voquiñeni, último de los que riega la azequia Ymperial, hasta la villa de Fuentes. Unpublished, Ministerio de Fomento, Madrid.
- Establés Elduque, J.M., 1991. *Castillos y pueblos medievales de Aragón. Castillos arruinados de los alrededores de Zaragoza.* José María Establés Elduque, Vitoria.
- Gascón, A., 2007. El hechizo de El Castellar. Instituto Fernando el Católico, Zaragoza.
- Gil Martín, E., Santos, J.A., Esnaola, J.M., Marqués, L.A., 1991. *Mapa Geológico de España 1,50000 serie MAGNA, sheet 354 (Alagón)*. Instituto Geológico Minero de España, Madrid.
- González-Sampériz, P., Aranbarri, J., Pérez-Sanz, A., Gil-Romera, G., Moreno, A., Leunda, M., Sevilla, M., Corella, J.P., Morellón, M., Oliva, B., Valero-Garcés, B., 2017. Environmental and climate change in the southern Central Pyrenees since the Last Glacial Maximum: A view from the lake records. *Catena* 149, 668-688. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.041

- Grimwade, G., Carter, B., 2000. Managing small heritage sites with interpretation and community involvement. *International Journal of Heritage Studies* 6(1), 33-48. https://doi.org/10.1080/135272500363724
- Guerrero, J., Gutiérrez, F., 2017. Gypsum scarps and asymmetric fluvial valleys in evaporitic terrains. The role of river migration, landslides, karstification and lithology (Ebro River, NE Spain). *Geomorphology* 297, 137-152. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.09.018
- Gutiérrez, F., 1998. Fenómenos de subsidencia por disolución de formaciones evaporíticas en las Fosas Neógenas de Teruel y Calatayud (Cordillera Ibérica). PhD dissertation. University of Zaragoza, Zaragoza.
- Gutiérrez, F., Arauzo, T., Desir, G., 1994. Deslizamientos en el escarpe de Alfajarín (Zaragoza). *Cuaternario y Geomorfología* 8, 57–68.
- Gutiérrez, M., Ibañez, M.J., Peña Monné, J.L., Rodríguez, J., Soriano, M.A., 1985. Quelques exemples de karst sur gypse dans la Depression de l'Ebre. *Karstologie* 6, 29-36. http://doi.org/10.3406/karst.1985.2102
- Gutiérrez-Carrillo, M.L., Bestué, I., Molero, J., Cobaleda, M.M., 2020. Pathologic and Risk Analysis of the Lojuela Castle (Granada-Spain): Methodology and Preventive Conservation for Medieval Earthen Fortifications. *Applied Sciences* 10, 1-33. https://doi.org/10.3390/app10186491
- ICOMOS, 2005. Xi'an declaration of the conservation of the setting of heritage structures, site and areas. ICOMOS, Paris.
- Ibáñez, M.J., Mensua, S., 1976. Contribución al estudio de vertientes en condiciones semiáridas: Tipos de vertientes sobre yesos en el valle del Ebro. *Boletín de la Real Sociedad Geográfica* 112, 381-391.
- Lacarra, J.M., 1985. Documentos para el estudio de la reconquista y repoblación del valle del Ebro. Diputación de Zaragoza, Zaragoza.
- Laliena Corbera, C., Iranzo Muñío, M.T., 2016. *Acta Curiarum Regni Aragonum. Cortes de Zaragoza, 1446-1450.* Prensas Universitaria de Zaragoza, Zaragoza.
- Lazzari, M., Gioia, D., 2017. UAV images and historical aerial-photos for geomorphological analysis and hillslope evolution of the Uggiano medieval archaeological site (Basilicata, southern Italy). *Geomatics, Natural Hazards and Risk* 8(1), 104-119. https://doi.org/10.1080/19475705.2017.1310762
- Lizaga, I., Guerrero, J., Navas, A.M., 2016. Los escarpes yesíferos del río Ebro en el entorno de Zaragoza. Riesgos geológicos, génesis y evolución. *Naturaleza Aragonesa* 33, 21-26.
- López Bustos, A., 1972. Antecedentes para una historia de las avenidas del río Ebro. *Revista de Obras Públicas* 3083-02, 191-204.
- Morellón, M., Pérez-Sanz, A., Corella, J.P., Büntgen, U., González-Sampériz, P., González-Trueba, J.J., Moreno, A., Pla-Rabes, S., Saz-Sánchez, M.A., Scussolini, P., Serrano, E., Steinhilber, F., Stefanova, V., Vegas-Vilarrúbia, T., López Sáez, J.A., Valero-Garcés, B., 2012. A multi-proxy perspective on millennium-long climate variability in the Southern Pyrenees. *Climatic Past* 8, 683-700. https://doi.org/10.5194/cp-8-683-2012
- Oliva, M., Ruiz-Fernández, J., Barriendos, M., Benito, G., Cuadrat, J.M., García-Ruiz, J.M., Giralt, S., Gómez-Ortiz, A., Hernández, A., López-Costas, O., López-Moreno, J.I., López-Sáez, J.A., Martínez-Cortizas, A., Moreno, A., Prohom, M., Saz, M.A., Serrano, E., Tejedor, E., Trigo, R., Valero-Garcés, B., Vicente-Serrano, S., 2018. The Little Ice Age in Iberian mountains. *Earth Science Reviews* 177, 175-208. http://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.11.010
- Ollero, A., García, J.H., Ibisate, A., Sánchez Fabre, M., 2021. Updated knowledge on floods and risk management in the Middle Ebro River: The "Anthropocene" context and river resilience. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 47(1), 73-94. http://doi.org/10.18172/cig.4730
- Peña Monné, J.L., 1996. Los valles holocenos del escarpe de yesos de Juslibol (sector central de la depresión del Ebro): Aspectos geomorfológicos y geoarqueológicos. *Arqueología Espacial* 15, 83-102.
- Peña-Monné, J.L., Rubio-Fernández, V., Longares-Aladrén, L.A., Gutiérrez-González, F.J., Pérez-Lambán, F., Laliena-Corbera, C., 2014. The geomorphological context of Medieval Juslibol Castle in the middle reaches of the River Ebro, Spain. *Geoarchaeology* 29, 448-461. https://doi.org/10.1002/gea.21495

- Peña-Monné, J.L., Sampietro-Vattuone, M.M., Longares-Aladrén, L.A., Sánchez-Fabre, L.A., Constante, A., 2021. Interactions between fluvial dynamics and scarp retreat in the central Ebro Basin during MCA and LIA periods. Palaeogeographical and geoarchaeological reconstruction. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 110301. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2021.110301
- Pellicer, F., Echeverría, M.T., Ibáñez, M.J., 1984. Procesos actuales en el escarpe de yesos de Remolinos. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 10, 159–168. https://doi.org/10.18172/cig.933
- Pellicer, F., Echeverría, M.T., 1989. Formas de relieve del centro de la Depresión del Ebro. Institución Fernando el Católico, Zaragoza.
- Pérez Casas, J.A., 1987. Contribución a la Carta Arqueológica del valle del Jalón. Trabajos de prospección en su cuenca baja. Undergraduate thesis. University of Zaragoza, Zaragoza.
- Pérez Casas, J.A., 1990. La evolución de los modelos de ocupación humana en el Bajo Jalón. In: Museo Numantino (Ed.), *El Jalón: Ciclo de Conferencias*. Museo Numantino, Soria, pp. 71-107.
- Pina Polo, F., Pérez Casas, J.A., 1998. El oppidum Castra Aelia y las campañas de Sertorius en los años 77-76 a. C. *Journal of Roman Archaeology* 11, 245-264.
- Quirantes, J., 1978. Estudio sedimentológico y estratigráfico del Terciario continental de los Monegros. Institución Fernando el Católico, Zaragoza.
- Salvany, J.M., García-Veigas, J., Ortí, F., 2007. Glauberite-halite association of the Zaragoza Gypsum Formation (lower Miocene, Ebro Basin, NE Spain). *Sedimentology* 54, 443–467. https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2006.00844.x
- Serrano, E., Martín-Moreno, R., 2018. Surge glaciers during the Little Ice Age in the Pyrenees. A controversial dynamics. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 44(1), 213-244. http://doi.org/10.18172/cig.3399
- Tejedor, E., Saz, M.A., Cuadrat, J.M., Esper, J., de Luis, M., 2017. Temperature variability of the Iberian Range since 1602 inferred from tree-ring records. *Climate of the Past* 13, 93-105. https://doi.org/10.5194/cp-13-93-2017
- Tornero, J., 1999. Monte de El Castellar. El Campo de entrenamiento militar de San Gregorio y sus condiciones ambientales. Ministerio de Defensa, Madrid.
- Uplekar, A., 2019. *Structural characterization and analysis of the Castle of Arbeteta, Spain.* Master's Thesis. University of Minho, Lisboa.
- Urgeles, R., Camerlenghi, A., Garcia-Castellanos, D., De Mol, B., Garcés, M., Vergés, J., Haslamk, I., Hardmank, M., 2010. New constraints on the Messinian sea level draw down from 3D seismic data of the Ebro Margin, western Mediterranean. *Basin Research* 23(2), 123-145. https://doi.org/10.1111/j.1365-2117.2010.00477.x
- Van Zuidam, R., 1976. Geomorphological development of the Zaragoza region, Spain. ITC, Enschede.
- Versaci, A., Fauzia, L.R., Russo, M., Cardaci, A., 2020. The integrated fast survey for the risk assessment. A proposal for the safeguarding of the Medieval Castles in central Sicily. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Inf. Sc.* XLIV-M-1-2020, 893-900. https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLIV-M-1-2020-893-2020
- Wanner, H., Solomina, O., Grosjean, M., Ritz, S.P., Jetel, M., 2011. Structure and origin of Holocene cold events. *Quaternary Science Reviews* 30(21-22), 3109-3123. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2011.07.010

Zurita, J., 1562-1580. Anales de Aragón. Dirección Provincial de Aguas, Zaragoza.

Cuadernos de Investigación Geográfica	2023	Nº 49	nn 23-38	FISSN 1607-0540	
Geographical Research Letters	2025	11 42	pp. 25-50	21551(10)7-7540	

Copyright © 2022, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

http://doi.org/10.18172/cig.5412

## PRESENT CLIMATE OF LAKE MONTCORTÈS (CENTRAL PYRENEES): PALEOCLIMATIC RELEVANCE AND INSIGHTS ON FUTURE WARMING

#### VALENTÍ RULL<sup>1</sup>\* <sup>(D)</sup>, JAVIER SIGRÓ<sup>2</sup> (D), TERESA VEGAS-VILARRÚBIA<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Botanic Institute of Barcelona (CSIC), Pg. del Migdia s/n, 08038 Barcelona, Spain.

<sup>2</sup> C3 Centre for Climatic Change, University Rovira i Virgili,
 C. Joanot Martorell 15, 43480 Vilaseca (Tarragona), Spain.

<sup>3</sup>Department of Evolutionary Biology, Ecology and Environmental Sciences, University of Barcelona, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona, Spain.

ABSTRACT. The varved sediments of the Pyrenean Lake Montcortès (Pallars Sobirà, Lleida) embody a unique continuous high-resolution (annual) paleoarchive of the last 3000 years for the circum-Mediterranean region. A variety of paleoclimatic and paleoecological records have been retrieved from these uncommon sediments that have turned the lake into a regional reference. Present-day geographical, geological, ecological and limnological features of the lake and its surroundings are reasonably well known but the lack of a local weather station has prevented characterization of current climate, which is important to develop modern-analog studies for paleoclimatic reconstruction and to forecast the potential impacts of future global warming. Here, the local climate of the Montcortès area for the period 1955-2020 is characterized using a network of nearby stations situated along an elevational transect in the same river basin of the lake. The finding of statistically significant elevational gradients for average temperature and precipitation (-0.59  $^{\circ}$ C and 82 mm per 100 m elevation, respectively) has enabled to estimate these parameters and their seasonal regime for the lake site. The estimated average annual temperature is  $9.7\pm0.8$  °C and the estimated total annual precipitation is  $1031\pm34$  mm, in average. A representative climograph has been shaped with these data that can serve as a synthetic descriptive and comparative climatic tool. The same analysis has provided climatic data for modern-analog studies useful to improve the interpretation of sedimentary records in climatic and ecological terms. In addition, the seasonal slope shifting of the climatic elevational gradients has been useful to gain insights about possible future climatic trends under a warming scenario.

## Clima actual del lago Montcortès (Pirineos centrales): relevancia paleoclimática y perspectivas sobre el calentamiento futuro

**RESUMEN.** Los sedimentos varvados del lago pirenaico de Montcortès (Pallars Sobirà, Lleida) constituyen un paleoarchivo continuo de alta resolución para los últimos 3000 años que es único a nivel de la región mediterránea. Gracias a la variedad de registros paleoclimáticos y paleoecológicos que se han obtenido en estos sedimentos tan poco comunes, el lago se ha convertido en una referencia para la región. Las características geográficas, ecológicas y limnológicas del lago y sus alrededores son razonablemente bien conocidas, pero la falta de una estación meteorológica ha impedido caracterizar adecuadamente el clima actual, lo cual es necesario para desarrollar estudios de análogos modernos orientados a la reconstrucción paleoclimática, así como para predecir el impacto potencial del calentamiento global. En este artículo se caracteriza el clima local del área de Montcortès para el período 1955-2020, utilizando una red de estaciones meteorológicas cercanas situadas en un transecto altitudinal

a lo largo de la misma cuenca fluvial en la que se encuentra el lago. La existencia de gradientes altitudinales estadísticamente significativos para la temperatura y la precipitación (-0.59 °C y 82 mm por cada 100 m de altitud, respectivamente) ha permitido estimar estos parámetros y su régimen estacional para el área del lago. La temperatura media anual estimada es  $9.7\pm0.8$  °C y la precipitación total anual estimada es  $1031\pm34$  mm, en promedio. También se ha construido un climograma que se puede utilizar como una síntesis climática descriptiva y una herramienta de comparación. El mismo análisis ha proporcionado datos climáticos para aplicar a estudios de análogos modernos orientados a optimizar la interpretación de registros sedimentarios en términos climáticos y ecológicos. Además, los cambios estacionales observados en la intensidad de los gradientes altitudinales han resultado útiles para sugerir posibles tendencias climáticas futuras en un escenario de calentamiento general.

**Keywords:** climatology, paleoclimatology, temperature, precipitation, climographs, elevational gradients, global warming, Lake Montcortès, central Pyrenees.

**Palabras clave:** climatología, paleoclimatología, temperatura, precipitación, climograma, gradientes altitudinales, calentamiento global, Lago de Montcortès, Pirineos centrales.

Received: 4 April 2022 Accepted: 29 June 2022

\*Corresponding author: Valentì Rull. Botanic Institute of Barcelona (CSIC), Pg. del Migdia s/n, 08038 Barcelona, Spain. E-mail: vrull@csic.es.

#### **1. Introduction**

Lake Montcortès (thereafter LM) has become a keystone paleoecological site due to its annually-laminated sediments containing a continuous varved record of the last 3000 years, which is unparalleled across the whole Mediterranean region (Corella *et al.*, 2016; Rull *et al.*, 2021). During the last decade, these unique sediments have been intensively studied and have provided high-resolution paleoclimatic and paleoecological records that can be considered as a reference for the western Mediterranean region. These studies include, among others, varve formation and chronology, sediment yield history, past temperature and precipitation reconstructions (including heavy rainfall events), hypoxia and oxygenation events in lake waters, paleolimnological reconstructions (diatoms, pigments and other algae remains), vegetation and landscape dynamics, anthropization timing and patterns, human-impact history (burning, deforestation, cultivation, grazing), comparisons between paleoecological and historical records, and modern-analog studies for paleoclimatic and paleoecological records, and modern-analog studies for paleoclimatic and paleoecological records, 2011, 2012, 2014, 2016, 2019; Montoya *et al.*, 2018; Rull and Vegas-Vilarrúbia, 2014, 2015, 2021; Rull *et al.*, 2011, 2017, 2021a, b; Scussolini *et al.*, 2011; Trapote *et al.*, 2018a, b; Vegas-Vilarrúbia *et al.*, 2018, 2020, 2022).

Detailed knowledge on modern environmental features (notably geology, climate, vegetation and limnology, in the case of a lake) of paleoecological sites is important for past reconstructions, not only as a present-day reference but also as a potential source of modern-analog studies and also for calibrating sedimentary proxies in climatic and ecological terms (Overpeck *et al.*, 1985; Jackson and Williams, 2004; Birks *et al.*, 2012; Bradley, 2015). The geological, vegetational and limnological features of LM and its catchment are well known (Camps *et al.*, 1976; Modamio *et al.*, 1988; Carreras *et al.*, 2005-2006; Gutiérrez *et al.*, 2012; Mercadé *et al.*, 2013; Trapote *et al.*, 2018a) but this is not the case for climatology, due to the lack of a local weather station. To date, modern-analog and calibration studies requiring present-day climatic information have used different strategies to circumvent the lack of local climatic data.

For example, Vegas-Vilarrúbia *et al.* (2022) used regional Pyrenean-wide datasets to obtain transfer functions that allowed estimation of regional paleoprecipitation from varve thickness. Rull *et al.* (2017) used multiparameter (temperature, precipitation, relative humidity, wind direction and velocity) anomalies measured on a nearby weather station to establish climate-pollen relationships that could be used as modern analogs to infer the main climatic drivers of past vegetation change. Trapote *et al.* (2018) used short-term (~2 years) temperature series measured in lake waters to study the formation of modern varves in terms of climatic seasonality, and to extrapolate these relationships to the past. The same short-term climatic data were used to assess the responses of present-day photosynthetic algae to environmental drivers, as a tool for paleoclimatic inference using the same proxies preserved in lake sediments (Vegas-Vilarrúbia *et al.*, 2020). Cao *et al.* (2020) used similar short-term climatic data to calibrate molecular biomarkers (GDGTs) in terms of temperature, to obtain a molecular paleothermometer.

These and other approaches have demonstrated to be robust enough for characterizing past paleoenvironmental trends, but the availability of in situ climatic information could contribute to improve future developments. Installing a weather station on LM seems urgent (Rull, 2014) but, according to the current standards (WMO, 2017), three decades of data gathering would be necessary for a reliable climatic characterization. Meanwhile, we could explore other possibilities to palliate the lack of local climatic information. This paper presents one of the alternative options consisting of a study of temperature and precipitation trends measured in a local network of representative (>30-year measurements) weather stations situated along an elevational gradient in the same river basin of LM, aimed at estimating these climatic parameters for the lake by statistical interpolation.

The ultimate objective is to shape a hypothetical but statistically reliable climatic diagram (climogram or climograph) for LM. As is well known, a climograph is a statistical model of an average year, in terms of temperature and precipitation and their seasonal distribution, which provides a quick synthetic overview of the main climatic features of a particular site and facilitates comparison with other localities. Beyond this general climatic characterization, the results obtained in this study can also be used in modern-analog and calibration studies to improve past reconstructions using the varved LM sediments. In addition, some of these results may provide insights on future climatic trends that are discussed at the end.

#### 2. Study area

Lake Montcortès (42°19'50" N - 0°59'41" E; 1027 m elevation) is situated in the southerncentral Pyrenean flank, in the Catalan *comarca* of Pallars Sobirà (Lleida) (Fig. 1). The lake is kidneyshaped and small, with a diameter of 400-500 m, a total surface of 0.14 km<sup>2</sup> and a maximum depth of 32 m. The watershed is also small (1.4 km<sup>2</sup>), with a few intermittent small creeks and scattered springs, and the lake is fed primarily by groundwater. The lake lies in karstic terrain characterized mainly by Triassic limestones, marls and evaporites, and Oligocene carbonatic conglomerates. Triassic ophytes outcrop mainly at the south and Quaternary lacustrine sediments surround the present-day water body (Corella et al., 2011). LM lies near the altitudinal boundary between submontane and montane bioclimatic belts, which coincides with the upper boundary of Mediterranean influence, in terms of both climatic and vegetation features. Indeed, above this boundary the characteristic Mediterranean summer aridity attenuates and the evergreen sclerophylous Quercus rotundifolia forests are replaced by forests dominated by deciduous Quercus (Q. faginea and Q. pubescens) and montane conifers, notably Pinus nigra and P. sylvestris (Mercadé et al., 2013). The lake is situated in the upper-middle course of the Noguera Pallaresa river, a tributary of the Segre river, which flows to the south, as part of the Ebro basin. The area selected for this study is between approximately 42°15'-42°30' N and 0°50'-1°15' E, and ranges from ~500-1300 m elevation (Fig. 1). This area includes two valleys, the main Noguera Pallaresa valley and the valley of its tributary, the Flamisell river.



Figure 1. Location map. A) General view of the Pyrenean range with the location of LM marked by a yellow dot. B) Study area indicating the weather stations (white dots) situated around LM (yellow dot), along the Noguera Pallaresa (NP) and Flamisell (F) valleys. Base images from Google Earth.

#### 3. Material and methods

#### 3.1. Raw data

Seven weather stations are available in the study area, which are situated at different elevations and have different time periods of measurement (Fig. 2). There are more stations along the Noguera Pallaresa and adjacent valleys but they are beyond the scope of this study, as they correspond to elevations and bioclimatic conditions that do not represent LM and its surrounding area. The stations of the study area underwent historical changes in location and instrumentation that produced homogeneity breaks in the climatic series. The manual stations of the Agencia Estatal de Meteorologia (AEMET) stopped reporting data in the 1980s-1990s, resuming continuity in some through automatic stations of the Servei Meteorològic de Catalunya (SMC) (Pérez-Zanón *et al.*, 2017).



Figure 2. Time periods with measurements (blue bands) in the weather stations of the Montcortès area (see Fig. 1 for location). The elevation in meters is provided at right and the number of years of each time series is indicated (in italics) above the blues bands.

To circumvent the inhomogeneity of data derived from these circumstances, the Spanish High-Mountain Climate Database (SHMCDv1) has been used (Sigró *et al.*, 2022). This database consists of quality-controlled and homogenized daily records of temperature and precipitation for high elevations from Spain and its area of influence. To validate/reject doubtful data, the Rclimex-extraQC quality control software has been used, whereas homogeneity has been verified and adjusted by means of the Standard Normal Homogeneity Test (Alexanderson and Moberg, 1997), using the CLIMATOL software (Guijarro, 2006; Domonkos *et al.*, 2021).

The climatic conditions of a particular site are usually derived from a minimum of 30-year measurements, especially during the 1961-1990 interval, which has been considered an international reference (WMO, 2017). In the study area, five of the available stations fit with these requirements (La Pobla, Senterada, Llavorsí, Montrós and Capdella), whereas the other two (Gerri and Sort) began measurements in the 1980s. Four stations (La Pobla, Sort, Senterada and Capdella) hold two measurement periods, although the second period uses to be too short (5-11 years) for reliable statistical inference, except in the case of La Pobla, which possess the longest post-1990 series of the area with 24 years (1997-2020).

#### 3.2. Data management

These data have allowed reconstruction of temperature and precipitation trends in the study area for the period 1955-2020, using annual averages. The general climatic features of the study area have been characterized by assembling climographs for each weather station. In addition, point temperature and precipitation values for Lake Montcortès have been interpolated using regression analysis, after defining statistically significant linear relationships between these parameters and elevation within the study area. These significant relationships have been established for annual and monthly averages, which has enabled to build up a climograph for the lake site on the basis of its elevation. The LM climograph has been compared with the climographs of the available weather stations.

Regression analyses were performed using the ordinary least squares (OLS) method (Stigler, 1982), which requires normal distribution of residuals, homogeneity of variances (homoscedasticity) and lack of positive autocorrelation of residuals. The Shapiro-Wilk test was used to check for normal distribution of residuals and the Breusch-Pagan test was used to check for homoscedasticity or homogeneity of variance. In both cases, the test is positive for normality and homoscedasticity if p-values are above 0.05 (Shapiro and Wilk, 1965; Breusch and Pagan, 1979). Autocorrelation was checked

using the Durbin-Watson test, which statistic (DW) ranges from 0 (positive autocorrelation) to 4 (negative autocorrelation); no autocorrelation occurs at values around 2 (Durbin and Watson, 1950, 1951). For n = 7 (which is our case) and  $\alpha = 0.05$ , positive autocorrelation occurs at DW values below 0.70 and the range 0.70-1.36 is inconclusive, whereas negative autocorrelation occurs above WD = 3.30 and the range 2.64-3.30 is inconclusive. The prediction errors of the obtained linear regressions were calculated as the root mean square errors (RMSE) (Hyndman and Koehler, 2006). The software PAST 4.09 (Hammer *et al.*, 2001) was used to perform these statistical analyses.

#### 4. Results

#### 4.1. General temperature and precipitation trends

The general mean anomalies of temperature and precipitation obtained from the available stations are shown in Figure 3. A general temperature decrease is observed during the 1960s leading to a phase of lower temperatures (up to ~1 °C below the average) in the 1970s. A sudden increase in 1980 initiated a general warming trend that is still ongoing. At the end of the measurement period (2020), the temperature was ~2 °C above the 1965-1980 phase of lower temperatures. Precipitation was maximum at the beginning (1960), but immediately initiated a long descent that continued during the 1965-1980 cold phase and attained minimal values (~200 mm below the average) coinciding with the 1980 warming. This drier phase extended up to 1990 and, after a decade of slow precipitation increase, a new drier interval began by 2004 that lasted until 2017, when a short recovery was observed until 2020. Interestingly, precipitation values remained mostly below or around the average during the 1980-2020 warming.



Figure 3. Temperature (A) and precipitation (B) trends of the last 65 years in the study area, using the averaged anomalies of the seven weather stations used in this work (Fig. 1). Blue lines/bars are actual measures and red lines are 5-yr moving averages.

Station	Period (years)	T (°C)	P (mm)	Period (years)	T (°C)	P (mm)	ΔT (°C)	ΔP (mm)
Capdella	1955-1992 (38)	8.85	1250	2012-2019 (8)	10.60	1119	1.75	-131
Senterada	1960-1992 (33)	10.46	865	2012-2016 (5)	11.28	748	0.82	-118
Sort	1986-2004 (19)	12.08	766	2010-2020 (11)	12.34	759	0.26	-7
La Pobla	1960-1991 (32)	12.48	658	1997-2020 (24)	13.68	582	1.20	-76

Table 1. Temperature and precipitation differences in stations with two measurement periods (Fig. 2)

#### 4.2. Site climographs

Considering the above results, the stations of Capdella, Montrós, Llavorsí, Senterada and La Pobla possess a representative period (>30 years) in the range around 1960-1990, which fit with the usual requirements for a climograph. In the case of Capdella and Senterada, the most recent measurement periods are too short (5-8 years) and far from the representative range (20 years apart) to be included in the respective climographs. In the La Pobla station, the situation is different because both measurement periods can be considered representative and the significant differences in temperature and precipitation for these two periods prevents to include both in the same climograph. Therefore, two climographs have been assembled for comparison, one for each period, although only the one corresponding to 1960-1991 will be used for further statistical treatment. In Gerri, there is no option, only the available measurement period of 22 years can be used. In the case of Sort, the small differences in temperature and precipitation between the available measurement periods (Table 1), along with the short delay between them (only 6 years), make possible to merge both series in a single representative series of 30 years.

The resulting climographs are depicted in Figure 4. In all of them, maximum temperatures occur in summer (July-August) and minimum values in winter (January and December), with an evident difference with elevation that will be further analyzed in more detail. Precipitation patterns are less homogeneous, although maximum values are usually recorded in spring and autumn while summers are drier, which indicates some Mediterranean influence. However, in contrast with typically Mediterranean climates, the summer dryness is shorter and less intense than in winter (January-March and December), with February as the driest month. The wettest month is May. There is also an elevational dependence of precipitation that will be further addressed.

The annual average temperature shows a decreasing pattern with elevation (temperature lapse rate) that follows a linear trend with a slope of -0.0059±0.0013 (Fig. 5), which implies a decreasing rate of  $0.59\pm0.13$  °C per 100 m elevation. Contrastingly, annual average precipitation increases with elevation at a rate of  $81.92\pm9.8$  mm per 100 m elevation (slope =  $0.8192\pm0.098$ ) (Fig. 5). In both cases, the residuals were normally distributed ( $p_T = 0.7138$ ;  $p_P = 0.6326$ ), the variances were homogeneous ( $p_T = 0.8481$ ;  $p_P = 0.8292$ ) and the residuals were not positively autocorrelated (WD<sub>T</sub> = 2.210; WD<sub>P</sub> = 2.930). Therefore, the obtained regression equations (Fig. 5) allow reliable estimations of intermediate average temperature and precipitation values from elevation. For LM, situated at 1027 m, the estimated annual average temperature is 9.70 °C, with a prediction error of 0.80 °C, and the estimated annual average precipitation is 1031 mm, with a prediction error of 34.45 mm.



Figure 4. Climographs for the seven weather stations of the study area. Note that two diagrams are shown for the La Pobla station (see text). The climographs are organized by elevation, according to the valley to which they belong, with the Flamisell valley at left and the Nogera Pallaresa valley at right (Fig. 1).



Figure 5. Temperature (T) decrease and precipitation (P) increase with elevation (E) in the area around LM, using raw data from the surrounding weather stations (Fig. 1). The position of LM along the obtained regression lines is represented as a yellow dot. C, Capdella; G, Gerri de la Sal; L, Llavorsí; M, Montrós; P, La Pobla de Segur; Se, Senterada; So, Sort.

#### 4.3. The Montcortès climograph

Linear relationship of temperature and precipitation with elevation are also statistically significant using monthly averages, which enables to reliably estimate these parameters on a monthly basis, thus providing the raw data for assembling a climograph for any intermediate point of the altitudinal transect. Tables 2 and 3 show the parameters of the linear regression equations for each month and the corresponding estimates for LM. The estimated climograph for the lake using these values is shown in Figure 6. The overall reliability of these estimates is demonstrated by comparing all the observed (measured) and estimated monthly values obtained using the seven weather stations of the study area. As shown in Figure 7, all values are situated along the 1:1 line with little dispersion, and the regression parameters are very close to a perfect fit (slope = 1; intercept = 0; r = 1). It can be concluded that the climograph depicted in Figure 6 reliably represents the temperature and precipitation trends of LM on a monthly basis and, therefore, can be used to describe the present climatic features of the lake in those terms.



Figure 6. Estimated climograph for LM using the values obtained by linear regression analysis on a monthly basis (Tables 2 and 3). Prediction errors are indicated by vertical segments.

Rull et al.



Figure 7. Statistical performance of linear equations from tables 2 and 3 tested by comparing monthly average temperature (left) and precipitation (values) values measured in all weather stations with the same parameters estimated from linear equations. OPE, Overall prediction error.

According to the estimated climograph for LM, the maximum average temperatures (~19 °C) correspond to July and August and the minima (2-2.5 °C) to January and February. Precipitation peaks in May-June (~110 mm) and, after a July drop to ~70 mm, it recovers to values above 90 mm between August and November. The lowest values correspond to January-March, with February as the driest month (58 mm) (Fig. 6, Tables 2 and 3). Considering the annual average temperature and precipitation, this estimated climograph is intermediate between those of Montrós and Capdella but more similar to the first (Fig. 4). The temperature follows the same seasonal pattern as all other diagrams, whereas the precipitation trends follow the same seasonal patterns as the Capdella station but with slightly higher temperatures and lower precipitation values, due to the elevational difference. The whole picture indicates that, despite its intermediate position between the Flamisell and the Noguera Pallaresa valleys (Fig. 1), the climate of LM is more similar to the stations from the first, especially in seasonal terms. This suggests that the Mediterranean influence on the Montcortès climate is lower than in the stations from the Noguera Pallaresa valley, which are situated at lower elevations and more oriented to the Mediterranean side.

Table 2. Main parameters of the regression equations between elevation and monthly average temperature. SE, Standard errors (95%); r, correlation coefficient; p(u), probability of non-significant correlation; p(n), probability for normality of residuals (Shapiro-Wilk test); p(h), probability for homoscedasticity (Breusch-Pagan test); DW, parameter of the Durwin-Watson test for autocorrelation; LM-T, annual average temperature predictions for LM (°C); PE, Prediction error (RMSE).

Month	Slope	SE	Intercept	SE	r	p(u)	p(n)	p(h)	DW	LM-T	PE
Jan	-0.0035	0.0011	5.5513	0.9482	-0.811	0.0270	0.9516	0.5311	2.210	1.9568	0.7103
Feb	-0.0066	0.0013	9.6809	1.1126	-0.912	0.0042	0.6896	0.9682	2.347	2.9027	0.8334
Mar	-0.0081	0.0016	13.8770	1.3941	-0.905	0.0011	0.3584	0.5215	1.746	5.5583	0.3148
Apr	-0.0083	0.0017	16.2170	1.4587	-0.905	0.0016	0.2818	0.2759	1.634	7.6929	1.0923
May	-0.0083	0.0019	20.1880	1.5818	-0.891	0.0043	0.4698	0.5887	1.403	11.6639	1.1851
Jun	-0.0088	0.0021	24.6090	1.7964	-0.879	0.0075	0.9425	0.7787	1.184	15.5714	1.3458
Jul	-0.0075	0.0018	26.7680	1.5325	-0.877	0.0086	0.8892	0.7259	1.127	19.0655	1.1488
Aug	-0.0081	0.0018	26.8870	1.5783	-0.887	0.0070	0.9262	0.7195	1.234	18.5683	1.1822
Sep	-0.0067	0.0013	22.2780	1.1073	-0.915	0.0033	0.5875	0.6171	1.103	15.3971	0.8299
Oct	-0.0073	0.0014	17.8650	1.1724	-0.919	0.0014	0.5151	0.9081	1.443	10.3679	0.8783
Nov	-0.0048	0.0011	10.3360	0.8936	-0.894	0.0029	0.2121	0.8964	2.830	5.4064	0.6698
Dec	-0.0023	0.0010	4.9464	0.8789	-0.707	0.0681	0.6478	0.2806	2.595	2.5843	0.6598

Table 3. Main parameters of the regression equations between elevation and monthly average precipitation. SE, Standard errors (95%); r, correlation coefficient; p(u), probability of non-significant correlation; p(n), probability for normality of residuals (Shapiro-Wilk test); p(h), probability for homoscedasticity (Breusch-Pagan test); DW, parameter of the Durwin-Watson test for autocorrelation; LM-P, annual average precipitation predictions for LM (mm); PE, Prediction error (RMSE). Asterisks indicate the cases in which some OLS conditions are not fulfilled. Note that only in two cases (February and April) residual normality is not accomplished and in other two (May and December) the residuals are negatively autocorrelated (although this does not violate the OLS requirements).

Month	Slope	SE	Intercept	SE	r	p(u)	p(n)	p(h)	DW	LM-P	PE
Jan	0.0606	0.0074	2.5578	0.1840	0.965	0.0004	0.4400	0.3861	2.930	64.794	4.6321
Feb	0.0747	0.0114	-18.3490	3.5364	0.947	0.0012	*0.0152	0.5934	2.182	58.3679	7.1432
Mar	0.0735	0.0143	-8.1476	11.963	0.917	0.0070	0.3872	0.1164	2.469	67.3369	2.7019
Apr	0.0608	0.0138	32.0700	11.527	0.892	0.0069	*0.0087	0.9531	2.581	94.5116	8.6344
May	0.0804	0.0145	28.3070	12.1150	0.928	0.0026	0.7792	0.8353	*3.368	110.8778	9.0748
Jun	0.0901	0.0173	15.0730	14.5030	0.919	0.0013	0.0733	0.3634	2.505	107.6057	10.8632
Jul	0.0415	0.0050	30.5980	4.1817	0.966	0.0009	0.2601	0.2532	2.178	73.2185	3.1323
Aug	0.0884	0.0124	6.5923	10.4950	0.953	0.0017	0.0723	0.1905	2.771	97.3791	7.8614
Sep	0.0672	0.0164	25.9310	13.7570	0.877	0.0750	0.6431	0.1944	3.214	94.9454	10.3044
Oct	0.0664	0.0117	22.4380	9.7880	0.930	0.0059	0.1011	0.5145	1.465	90.6308	7.3317
Nov	0.0820	0.0130	10.2490	10.8910	0.942	0.0023	0.5039	0.8751	1.880	94.463	8.1581
Dec	0.0875	0.0081	-11.2790	6.8253	0.979	0.0013	0.9331	0.2594	*3.608	78.5835	5.1126

#### 4.4. Shifting elevational gradients

In addition to provide the data for the Montcortès climograph, tables 2 and 3 show that the slope of temperature and precipitation elevational gradients vary across the year. In the case of temperature, the rate of decline with elevation shifts from low values in January (-0.35 °C per 100 m) to maximum values in June (-0.88 °C per 100 m) and low values again in December (-0.23 °C per 100 m) (Table 2, Fig. 8). In the case of precipitation, gradient rates are more fluctuating (Fig. 8) and no clear relationships with monthly average precipitation values are observed. However, it is worth noting that the lowest gradient values (~4 mm per 100 m) occur in July, the driest and hottest month (Table 3, Fig. 8).



Figure 8. Shifting temperature and precipitation elevational gradients in the study area. A) Monthly average values of temperature (red line) and precipitation (blues line) gradients. B) Shifting temperature elevational gradients (green lines) throughout the year. Numbers on gradient lines (in italics) are in °C per 100 m elevation. The red line is the annual average gradient. Blue arrows indicate the seasonal gradient shifts. C, Capdella; G, Gerri de la Sal; L, Llavorsí; M, Montrós; P, La Pobla de Segur; Se, Senterada; So, Sort.

#### 5. Conclusions and discussion

The main climatic features of the area around Lake Montcortès, including a climograph for the lake site, have been obtained by linear interpolation after defining statistically significant temperature and precipitation elevational gradients, using a network of nearby weather stations. The obtained regression equations can be used to estimate average annual and monthly temperature and precipitation values for any site within the study area. Although these particular equations are of local utility, similar studies may be conducted on different montane areas to estimate the representative climatic parameters and their seasonal regime, in sites devoid of weather stations. This would be helpful not only in paleoecological research, as already mentioned in the introduction, but also in modern ecological studies where the potential influence of climate on ecosystem and landscape dynamics is a relevant feature.

The approach developed here cannot replace the availability of actual data from weather stations but can enable to develop climatically-related ecological and paleoecological studies until the stations are installed. Otherwise, the lack of climatic data would inhibit research. In the case of LM, the installation of a weather station is strongly recommended, as the varved lake sediments would make possible to merge past and present climatic and ecological records into single time series of similar resolution, thus leading to truly long-term series, which are required for increasing prediction accuracy (Rull, 2014).

Another contribution of this work is the development of new climatic series useful for modernanalog studies and proxy calibration, specifically for LM and its surrounding area. Indeed, the temperature/precipitation anomalies of Figure 3 can be used to develop reliable transfer functions based on representative training sets (n = 66) useful to estimate paleotemperature and paleoprecipitation series from a variety of physico-chemical and biological proxies of the LM varved record. If necessary, the climatic data series of Figure 3 could be decomposed in seasonal data series or complemented with maxima and minima series to test whether climate-proxy correlations improve thus increasing the reliability of reconstructions. For example, Vegas-Vilarrúbia *et al.* (2022), using a regional climatic training set, found a significant correlation between the thickness of the calcite layer of each varve and autumn precipitation, which allowed to develop a transfer function leading to an autumn paleoprecipitation record for the last 500 years. It would be interesting to repeat the same analysis using the LM dataset provided here to check whether this relationship is maintained or different patterns emerge at more local level.

Temperature lapse rates are comparable to those measured in other areas of the Pyrenees and other mountain ranges of the Iberian Peninsula, as well as in the Alps (e.g., Rolland, 2003; Navarro-Serrano *et al.*, 2018). In the Iberian Peninsula, however, significant spatial and seasonal variability has been recorded due to local climatic particularities linked to synoptic atmospheric circulation (Navarro-Serrano *et al.*, 2018). In the LM area, shifts in elevational gradients throughout the year can provide insights on future climate change. For example, the steeper temperature gradient recorded at higher summer temperatures may suggest that, as global warming progresses, elevational temperature gradients may become stronger, which could lead to a positive feedback that exacerbates high-elevation warming. As a result, highlands could be overheated, in comparison to the lowlands of the same valley. This phenomenon is known as elevation-dependent warming (EDW) and has been recorded in other mountains around the world (Pepin *et al.*, 2015, 2020). Several mechanisms have been invoked to explain the EDW (You *et al.*, 2020) but changes in albedo and downward thermal radiation have been considered the most important drivers (Palazzi *et al.*, 2019). The EDW can influence hydrological regime, snow cover, high-mountain biodiversity, ecosystem dynamics and human activities and is therefore worth to be monitored for a more consistent appraisal and to improve conservation actions.

On the other hand, the observed summer minimum in the precipitation gradient means that, under warmer conditions, highlands receive less precipitation than expected. Such a reduction in precipitation combined with an increase in evaporation, as a consequence of overheating, could amplify highland dryness. A similar phenomenon has been observed in the Iberian Peninsula, where drought
severity has increased in the last five decades as a consequence of enhanced atmospheric evaporative demand resulting from temperature rise, which could compromise future water supplies (Vicente-Serrano *et al.*, 2014). As a consequence, future warming could lead to overheated and overdried highlands, in comparison with the lowlands of the same valley, which could deeply affect spatiotemporal ecological and biodiversity patterns and, as a consequence, natural resource availability for human populations.

#### Acknowledgements

This research was funded by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness (projects CGL 2012-3665 and CGL 2017-85682-R) and the Autonomous Organism of National Parks (project OAPN-24505/2017).

#### References

- Alexandersson, H., Moberg A. 1997. Homogenisation of Swedish temperature data, Part I: Homogeneity test for linear trends. *International Journal of Climatology* 17, 25–34. https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0088(199701)17:1<25::AID-JOC103>3.0.CO;2-J
- Birks, H.J.B., Lotter, A.F., Juggins, S., Smol, J.P. 2012. *Tracking Environmental Changes Using Lake Sediments*. *Vol. 5, Data Handling and Numerical Techniques*. Springer, Dordrecht.
- Bradley, R.S. 2015. Paleoclimatology. Reconstructing Climates of the Quaternary. Elsevier, Amsterdam.
- Breusch, T.S., Pagan, A.R. 1979. A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation. *Econometrica* 47, 1287-1294.
- Camps, J., Gonzalvo, I., Güell, J., López, P., Tejero, A., Toldrà, X., Vallespinós, F., Vicens, M. 1976. El lago de Montcortès, descripción de un ciclo anual. *Oecologia Aquatica* 2, 99-110
- Cao, M., Rivas-Ruiz, P., Trapote, M.C., Vegas-Vilarrúbia, T., Rull, V., Rosell-Melé, A. 2020. Seasonal effects of water temperature and dissolved oxygen on the isoGDGT proxy (TEX<sub>86</sub>) in a Mediterranean oligotrophic lake. *Chemical Geology* 551, 119759. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2020.119759
- Carreras, J., Vigo, J., Ferré, A. 2005-2006. *Manual dels hàbitats de Catalunya, vols I-VIII*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Corella, J.P., Moreno, A., Morellón, M., Rull, V., Giralt, S., Rico, M.T., Pérez-Sanz, A., Valero-Garcés, B.L. 2011. Climate and human impact on a meromictic lake during the last 6,000 years (Montcortès Lake, Central Pyrenees, Spain). *Journal of Paleolimnology* 46, 351-367. https://doi.org/10.1007/s10933-010-9443-3
- Corella, J.P., Brauer, A., Mangili, C., Rull, V., Vegas-Vilarrúbia, T., Morellón, M., Valero-Garcés, B.L. 2012. The 1.5-ka varved record of Lake Montcortès (southern Pyrenees, NE Spain). *Quaternary Research* 78, 323-332. https://doi.org/10.1016/j.yqres.2012.06.002
- Corella, J.P., Benito, G., Rodriguez-Lloveras, X., Brauer, A., Valero-Garcés, B.L. 2014. Annually-resolved lake record of extreme hydro-meteorological events since AD 1347 in NE Iberian Peninsula. *Quanternary Science Reviews* 93, 77-90. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2014.03.020
- Corella, J.P., Valero-Garcés, B. L., Vicente-Serrano, S.M., Brauer, A., Benito, G. 2016. Three millennia of heavy rainfalls in Western Mediterranean: frequency, seasonality and atmospheric drivers. *Scientific Reports* 6, 38206. https://doi.org/10.1038/srep38206
- Corella, J.P., Benito, G., Wilhelm, B., Montoya, E., Rull, V., Vegas-Vilarrúbia, T., Valero-Garcés, B.L. 2019. A millennium-long perspective of flood-related seasonal sediment yield in Mediterranean watersheds. *Global and Planetary Change* 177, 127-140. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2019.03.016
- Domonkos P., Guijarro, J.A, Venema, V., Brunet, M., Sigró, J. 2021. Efficiency of time series homogenization: method comparison with 12 monthly temperature test dataset. *Journal of Climate* 34, 2877–2891. https://doi.org/10.1175/JCLI-D-20-0611.1

- Durbin, J., Watson, G.S. 1950. Testing for serial correlation in least squares regression, I. Biometrika 37, 409-428.
- Durbin, J., Watson, G.S. 1951. Testing for serial correlation in least squares regression, II. *Biometrika* 38, 159-179.
- Guijarro, J.A. 2016. Automatización de la homogeneización de series climáticas: nuevas funciones del paquete CLIMATOL 3.0. In: J. A. Olcina, M. Rico, E. Moltó (Eds.), *Clima, Sociedad, Riesgos y Ordenación del Territorio*. Publicaciones de la Asociación Española de Climatología, Serie A, Alicante, pp. 153-160.
- Gutièrrez, F., Linares, R., Roquè, C., Zarroca, M., Rosell, J., Galve, J.P., Carbonel, D. 2012. Investigating gravitational grabens related to lateral spreading and evaporite dissolution subsidence by means of detailed mapping, trenching, and electrical resistivity tomography (Spanish Pyrenees). *Lithosphere* 4, 331-353. https://doi.org/10.1130/L202.1
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4, 4.
- Hyndman, R.J., Koehler, A.B. 2006. Another look at measures of forecast accuracy. *International Journal of Forecasting* 22, 679-688. https://doi.org/10.1016/j.ijforecast.2006.03.001
- Jackson, S.T., Williams, J.W. 2004. Modern analogs in Quaternary paleoecology: here today, gone yesterday, gone tomorrow? *Annual Reviews of Earth and Planetary Sciences* 32, 495-537.
- Mercadé, A., Vigo, J., Rull, V., Vegas-Vilarrúbia, T., Garcés, S., Lara, A., Cañellas-Boltà, N. 2013. Vegetation and landscape around Lake Montcortès (Catalan pre-Pyrenees) as a tool for palaeoecological studies of Lake sediments. *Collectanea Botanica* 32, 87-101.
- Modamio, X., Pérez, V., Samarra, F., 1988. Limnología del lago de Montcortès (ciclo 1978-79) (Pallars Jussà, Lleida). *Oecologia Aquatica* 9, 9-17.
- Montoya, E., Rull, V., Vegas-Vilarrúbia, T., Corella, J.P., Giralt, S., Valero-Garcés, B. 2018. Grazing activities in the southern central Pyrenees during the last millennium as deduced from the non-pollen palynomorphs (NPP) record of Lake Montcortès. *Review of Palaeobotany and Palynology* 254, 8-19. https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2018.04.005
- Navarro-Serrano, F., López-Moreno, J.I., Azorin-Molina, C., Alonso-González, E., Tomás-Bruguera, M., Sanmiguel-Vallelado, A., Revuelto, J., Vicente-Serrano, S.M. 2018. Estimation of near-surface air temperatures lapse rates over continental Spain and its mountain areas. *International Journal of Climatology* 38, 3233-3249. https://doi.org/10.1002/joc.5497
- Overpeck, J.T., Webb, T., Prentice, I.C. 1985. Quatitative interpretation of fossil pollen spectra: dissimilarity coefficients and the method of modern analogs. *Quaternary Research* 23, 87-108. https://doi.org/10.1016/0033-5894(85)90074-2
- Palazzi, E., Mortarini, E., Terzago, S., von Hardenberg, J. 2019. Elevation-dependent warming in global climate model simulations at high spatial resolution. *Climate Dynamics* 52, 2685-2702. https://doi.org/10.1007/s00382-018-4287-z
- Pepin, N., Bradley, R.S., Diaz, H.F., Baraer, M., Caceres, E.B., Forsythe, N., Fowler, F., Greenwood, G., Hashmi, M.Z., Liu, X.D., Miller, J.R., Ning, L., Ohmura, A., Palazzi, E., Rangwala, I., Schöner, W., Severshiy, I., Shahgedanova, M., Wang, M.B., Williamson, S.N., Yang, D.Q. 2015. Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nature Climate Change* 5, 524-430. https://doi.org/10.1038/nclimate2563
- Pepin, N.C., Arnone, E., Gobiet, A., Haslinger, K., Kotlarski, S., Notarnicola, C., Palazzi, E., Seibert, P., Serafin, S., Schöner, W., Terzago, S., Thornton, J.M., Vuille, M., Adler, C. 2022. Climate changes and their elevational patterns in the Mountains of the world. *Reviews of Geophysics* 60, e2020RG000730. https://doi.org/10.1029/2020RG000730
- Pérez-Zanón, N., Sigró, J., Ashcroft, L. 2017. Temperature and precipitation regional climate series over the central Pyrenees during 1910–2013. *International Journal of Climatology* 37, 1922-1937. https://doi.org/10.1002/joc.4823
- Rolland, C. 2003. Spatial and seasonal variations of air temperature lapse rates in Alpine regions. *Journal of Climate* 16, 1032-1046.

- Rull, V. 2014. Time continuum and true long-term ecology: from theory to practice. *Frontiers in Ecology and Evolution* 2, 75. https://doi.org/10.3389/fevo.2014.00075
- Rull, V., Vegas-Vilarrúbia, T. 2014. Preliminary report on a mid-19<sup>th</sup> century *Cannabis* pollen peak in NE Spain: historical context and potential chronological significance. *The Holocene* 24, 1378-1383. https://doi.org/10.1177/0959683614540964
- Rull, V., Vegas-Vilarrúbia, T. 2015. Crops and weeds fron the Estany de Montcortès catchment, central Pyrenees, during the last millennium: a comparison of palynological and historical records. *Vegetation History and Archaeobotany* 24, 699-710. https://doi.org/10.1007/s00334-015-0525-z
- Rull, V., Vegas-Vilarrúbia, T. 2021. Conifer forest dynamics in the Iberian Pyrenees during the Middle Ages. Forests 12, 1685. https://doi.org/10.3390/f12121685
- Rull, V., González-Sampériz, P., Corella, J.P., Morellón, M., Giralt, S. 2011. Vegetation changes in the southern Pyrenean flank during the last millennium in relation to climate and human activities: the Montocortès lacustrine record. *Journal of Paleolimnology* 46, 387-404. http://doi.org/10.1007/s10933-010-9444-2
- Rull, V., Trapote, M.C., Safont, E., Cañellas-Boltà, N., Pérez-Zanón, N., Sigró, J., Buchaca, T., Vegas-Vilarrúbia, T. 2017. Seasonal patterns of pollen sedimentation in Lake Montcortès (Central Pyrenees) and potential applications to high-resolution paleoecology: a 2-year pilot study. *Journal of Paleolimnology* 57, 95-108. https://doi.org/10.1007/s10933-016-9933-z
- Rull, V., Vegas-Vilarrúbia, T., Corella, J.P., Valero-Garcés, B., 2021a. Bronze Age to Medieval vegetation dynamics and landscape anthropization in the southern-central Pyrenees. *Palaeogeography*, *Palaeocolimatology*, *Palaeoecology* 571, 110392. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2021.110392
- Rull, V., Vegas-Vilarrúbia, T., Corella, J.P., Trapote, M.C., Montoya, E., Valero-Garcés, B., 2021b. A unique Pyrenean record provides a detailed reconstruction of Mediterranean vegetation and land-use dynamics over the last three millennia. *Quaternary Science Reviews* 268, 107128. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2021.107128
- Sigró, J., Pérez-Luque, A.J., Pérez-Martínez, C., Vegas-Vilarrubia, T., Esteban-Parra, M. J. 2022. Trends in temperature and precipitation in high mountain areas in Spain from the Spanish Hig Mountain Climate Database, *EGU General Assembly 2022*, Vienna, Austria.
- Scussolini, P., Vegas-Vilarrúbia, T., Rull, V., Corella, J.P., Valero-Garcés, B., Gomà, J. 2011. Middle and late Holocene climate change and human impact inferred from diatoms, algae and aquatic macrophyte pollen in sediments from Lake Montcortès (NE Iberian Peninsula). *Journal of Paleolimnology* 46, 369-385. https://doi.org/10.1007/s10933-011-9524-y
- Shapiro, S.S., Wilk, M.B. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrics* 52, 591-611.
- Stigler, S.M., 1981. Gauss and the invention of least squares. Annals of Statistics 9, 465-474.
- Trapote, M.C., Vegas-Vilarrúbia, T., López, P., Puche, E., Gomà, J., Buchaca, T., Cañellas-Boltà, N., Safont, E., Corella, J.P., Rull, V. 2018a. Modern sedimentary analogues and integrated monitoring to understand varve formation in the Mediterranean Lake Montcortès (Central Pyrenees, Spain). *Palaeogeography*, *Palaeoclimatology*, *Palaeoecology* 496, 292-304. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2018.01.046
- Trapote, M.C., Rull, V., Giralt, S., Corella, J.P., Montoya, E., Vegas-Vilarrúbia, T. 2018b. High-resolution (subdecadal) pollen analysis of varved sediments from Lake Montcortès (southern Pyrenean flank): a finetuned record of landscape dynamics and human impact during the last 500 years. *Review of Palaeobotany* and Palynology 259, 207-222. https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2018.10.002
- Vegas-Vilarrúbia, T., Corella, J.P., Pérez-Zanón, N., Buchaca, T., Trapote, M.C., López, P., Sigró, J., Rull, V. 2018. Historical shifts in oxygenation regime as recorded in the laminated sediments of lake Montcortès (Central Pyrenees) support hypoxia as a continental-scale phenomenon. *Science of the Total Envrionment* 612, 1577-1592. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.148
- Vegas-Vilarrúbia, T., Rull, V., Trapote, M.C., Cao, M., Rosell-Melé, A., Buchaca, T., Gomà, J., López, P., Sigró, J., Safont, E., Cañellas, N., Garcés.Pastor, S., Giralt, S., Corella, J.P., Pérez-Zanón, N. 2020. Modern

analogue approach applied to high-resolution varved sediments – a synthesis for Lake Montocrtès (Central Pyrenees). *Quaternary* 3, 1. https://doi.org/10.3390/quat3010001

- Vegas-Vilarrúbia, T., Corella, J.P., Sigró, J., Rull, V., Dorado-Liñán, I., Valero-Garcés, B., Gutiérrez-Merino, E. 2022. Regional precipitation trends since 1500 CE reconstructed from calcite sublayers of a varved Mediterranean lake record (Central Pyrenees). Science of the Total Environment 826, 153773. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153773
- Vicente-Serrano, S.M., Lopez-Moreno, J.I., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Sanchez-Lorenzo, A., García-Ruiz, J.M., Azorin-Molina, C., Morán-Tejeda, E., Revuelto, J., Trigo, R., Coelho, F., Espejo, F. 2014. Evidence of increasing drought severity caused by temperature rise in southern Europe. *Environmental Research Letters* 9, 044001.
- WMO. 2017. WMO Guidelines on the Calculation of Climate Normals. World Meteorological Organization, Geneva.
- You, Q., Chen, D., Wu, F., Pepin, N., Cai, Z., Ahrens, B., Jiang, Z., Wu, Z., Kang, S., AghaKouchak, A. 2020. Elevation dependent warming over the Tibetan Plateau: patterns, mechanisms and perspectives. *Earth-Science Reviews* 210, 103349. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103349

Cuadernos de Investigación Geográfica Geographical Research Letters	2023	Nº 49	рр. 39-53	EISSN 1697-9540
--	------	-------	-----------	-----------------



Copyright © 2023, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

# SPATIAL CHARACTERIZATION OF CLIMATIC VARIABLES FOR ARICA-PARINACOTA AND TARAPACÁ, CHILE USING TOPOCLIMATIC ANALYSIS

# LUIS MORALES-SALINAS<sup>1\*</sup><sup>(b)</sup>, GIORGIO CASTELLARO<sup>2</sup><sup>(b)</sup>, NORA FREDERIKSEN<sup>1</sup>, LUIS F. ROMÁN<sup>3, 5</sup><sup>(b)</sup>, JOSÉ NEIRA-ROMÁN<sup>4</sup><sup>(b)</sup>, GUILLERMO FUENTES-JAQUE<sup>1</sup>, CRISTIÁN ESCOBAR<sup>1</sup>, FELIPE MORALES<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Investigación en Ciencias Ambientales (LARES), Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago. Casilla 1004, Chile.

<sup>2</sup>Departamento de Producción Animal, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile (Chile). Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago. Casilla 1004, Chile.

<sup>3</sup>Facultad de Ciencias Agronómicas Campus Azapa, Universidad de Tarapacá, Arica, Chile.

<sup>4</sup>*Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Católica del Maule, Casilla 617, Curicó, Chile.* 

<sup>5</sup>Departamento de Recursos Hídricos, Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.

**ABSTRACT.** In the present study, models were developed to determine the monthly and annual spatio-temporal variation of temperature, precipitation, and solar radiation based on topoclimatic analysis of Arica-Parinacota and Tarapacá in northern Chile. To construct the equations of the topoclimatic model, the data from meteorological stations and physiographic factors (latitude, longitude, altitude, and distance to bodies of water) obtained from a digital terrain model with a resolution of 90 m were compiled in a database. The equations of the topoclimatic model were generated by a stepwise regression with a backward selection technique. The equations for average monthly temperature, precipitation, and solar radiation were determined by linear combinations. The results were statistically significant with coefficients of determination greater than 90%, in addition to being greater than the existing climate databases for this area.

# Caracterización espacial de variables climáticas de Arica-Parinacota y Tarapacá, Chile mediante análisis topoclimático

**RESUMEN.** En el presente estudio se desarrollaron modelos para determinar la variación espaciotemporal mensual y anual de temperatura, precipitación y radiación solar con base en el análisis topoclimático de Arica-Parinacota y Tarapacá en el norte de Chile. Para construir las ecuaciones del modelo topoclimático, se compilaron en una base de datos la información de estaciones meteorológicas y factores fisiográficos (latitud, longitud, altitud y distancia a cuerpos de agua) obtenidos de un modelo digital del terreno con una resolución de 90 m. Las ecuaciones del modelo topoclimático se generaron mediante una regresión escalonada con una técnica de selección hacia atrás. Las ecuaciones para la temperatura media mensual, la precipitación y la radiación solar se determinaron mediante combinaciones lineales. Los resultados fueron estadísticamente significativos con coeficientes de determinación superiores al 90%, siendo más elevados que las bases de datos climáticas existentes para esta área.

Key words: Atacama Desert, Spatial characterization, Topoclimatic analysis.

Palabras clave: desierto de Atacama, caracterización espacial, análisis topoclimático.

Received: 22 May 2022

Accepted: 2 December 2022

\***Corresponding author:** Luis Morales-Salinas, Laboratorio de Investigación en Ciencias Ambientales (LARES), Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago. Casilla 1004, Chile. E-mail address: Imorales@renare.uchile.cl

#### **1. Introduction**

Properly characterizing a territory based on its climatic characteristics are the basis of correct territorial planning more efficient for natural resources, agriculture, and hydrology. This could be enhanced with the implementation of a combination between geographic information systems (GIS) and models (Grunwald, 2009; Grunwald *et al.*, 2011; Kaye *et al.*, 2012; Burkhard and Maes, 2017).

The computer programming has allowed develop algorithms for predict the spatial distribution of climate variables from data of weather stations (Hijmans *et al.*, 2005; Hunter and Meentemeyer, 2005; Fredericksen, 2010; Harris *et al.*, 2014). The topoclimatic analysis studies the relations between climatic and physiographic variables, which describe a climatic zone or area (Kaminski and Radosz, 2005). However, climate mapping is conditioned by the availability and quality of data from meteorological stations distributed spatially in a zone (Skirvin *et al.*, 2003; Morales *et al.*, 2006), instead non spatially distributed stations or discontinued data require to develop models that spatially represent the distribution climatic variables using GIS and environmental modeling, which helps to solve the problems caused by the lack of information in certain areas (Florinsky, 1998; Daly *et al.*, 2008).

The mapping of the Atacama Desert (Arica-Parinacota, Tarapacá, and Antofagasta) is scarce and imprecise for climatic variables (Hijmans *et al.*, 2005; Luebert and Pliscoff, 2018), both with limited applications and inappropriate to climatic zoning with agronomic purposes. The high variability of some topographic variables and the combination of the marine influence and the Pacific Anticyclone that determine the arid conditions in the coast and inner zones (Garreaud *et al.*, 2003), must be considered in the implementation of GIS analysis and modeling to determine the climate zoning (Hijmans *et al.*, 2005; Luebert and Pliscoff, 2018).

The correct climatic characterization of the Atacama Desert needs complementary information, as worldwide databases. Different databases in the literature could be used such as CLIMOND (Kriticos *et al.*, 2012), CHELSA (Karger *et al.*, 2017), CSIRO (Gordon *et al.*, 2010), WORLDCLIM (Fick and Hijmans, 2017), CR2MET (Boisier *et al.*, 2018), CAMELS-CL (Alvarez-Garreton *et al.*, 2018) and Pliscoff *et al.* (2014).

Finally, the need for climatic information spatially distributed in the Arica-Parinacota and Tarapacá region for environmental management or decision-making, highlights the importance of generating climate mapping, independent of the spatial variability and insufficient station coverage. The main objective was to determine different climatic characterization zones using topoclimatic analysis models. Also show the spatial variation of monthly and annual mapping of precipitation, average temperature, and solar radiation.

#### 2. Materials and Methods

#### 2.1. Study area

The study area (Fig. 1) is the regions of Arica-Parinacota and Tarapacá in the northern zone of Chile (17°30' to 21°38' S; 70°22' to 68°24' W), varying in altitude from 0 to 5200 meters of altitude,

with an arid to semi-arid climate influence on the coast by the Southeast Pacific Subtropical Anticyclone (SPSA), which generates high atmospheric stability, influenced by the Humboldt current that generates cold upwellings, causing a thermal inversion of up to 900 meters of altitude. In the pampas (large areas between valleys or ravines, from 300 to 1500 meters of altitude) there are arid conditions caused by the little penetration of clouds due to coastal thermal inversion, generating dry conditions and atmospheric transparency (Sarricolea and Romero, 2015). This cooling generates frequent clouds on the coast that advance inland only through the valleys ascending towards the foothills (up to 2000 meters of altitude). The highest mountains (over 3800 meters of altitude) represent a border that divides the eastern zone or Altiplano and the western zone from the foothills to the Pacific Ocean.

In the Altiplano area the SPSA loses its influence allowing the incursions of tropical air masses in the summer, that transports clouds and precipitation between November and March (Garreaud *et al.*, 2003) when they advance towards the west, the air masses losses their influence reducing up to 30% of relative humidity in foothills. The mean annual precipitation ranges from 5 mm to 600 mm in the eastern part. The precipitation variability in the Altiplano is high between seasons (Romero *et al.*, 2013) with alternation of wet and dry years strongly related to the Southern El Niño Southern Oscillation (ENSO) (Garreaud and Aceituno, 2001; Romero *et al.*, 2013). In the Altiplano (18°-27°S) there is a semi-arid climate determined by altitude at 3700 m., influenced by wet subtropical air masses in summer and cold air masses from the west with low relative humidity in winter (30%) (Aceituno, 1996; Garreaud, 2011). Average temperatures in summer are slightly above 10°C, while in winter they are below 6°C (Morales *et al.*, 2015). Solar radiation increases its value from the coast to the Altiplano. On the coast, due to the anticyclone influence, it has values between 16 to 18 MJ m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>. In the pampas at 1500 meters of altitude there are values from 21 to 23 MJ m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>. The values in the Altiplano exceed 23 MJ m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>, however in summer cloudiness predominates with values close to 18 MJ m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup> as a daily average (Aceituno, 1996; Garreaud, 2011; Minvielle and Garreaud, 2011).



Figure 1. The study area that comprehends the Arica-Parinacota and Tarapacá regions.

#### 2.2. Physiographic information

The climatic mapping needs a continuous database; thus, we only consider the meteorological stations with 10 or more years of continuous measurements from the following historical yearbooks sources: (Programa Desarollo Naciones Unidas (PNUD) and Gobierno de Chile, 1964; Luebert and Pliscoff, 2006; Matsuura and Willmott, 2009, 2012; Dirección General de Aguas, 2010; Dirección Meteorológica de Chile, 2018). The information source corresponds to data from government entities and scientific studies. Figure 2 show the spatial distribution of the meteorological stations used to obtain topoclimatic models for Temperature (28 stations), Precipitation (40 stations) and Solar Radiation (17 stations).



Figure 2. Data from the meteorological stations (a) Temperature, (b) precipitation (S1 black points with 9 stations, S2 white points with 31 stations) and (c) solar radiation. Source: (Santibañez, 1982; Dirección General de Aguas (DGA), 2010; Dirección Meteorológica de Chile (DMC), 2018).

The Spatial mapping used a digital terrain model (DTM) in a raster format, to obtain the following physiographic variables: latitude (LAT), longitude (LON), the distance to water bodies/salt flats (DW), and distance to the coast (DC). The DTM corresponds to The Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), developed by the United States Geological Survey (Gesch *et al.*, 2014), with a spatial resolution of 90 m of the pixel size. All climatic and spatial information was projected to Datum WGS84 in geographic coordinates. The cartography was elaborated by the determination of topoclimatic equations using the IDRISI® program (Eastman, 2006) and the R statistical program (R Core Team, 2020).

#### 2.3. Topoclimatic Modeling

The modeling of the different climatic variables was realized by applying the mathematical model described in the equation (1).

$$F(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n) = \sum_{j,k,n,m=0} a_j x_{k_1}^{n_1} x_{k_1}^{n_1} \dots x_{k_n}^{n_m}$$
(1)

where F (x1, x2,...xn) represents a climatological variable in any period, x is a descriptive variable (LAT  $^{\circ}$ , LON  $^{\circ}$ , DC (km), DW (km), and ALT (meters); finally, aj are the coefficients to be determined

(Morales, 1997; Canessa, 2006; Morales *et al.*, 2006; Qiyao *et al.*, 2007; Diaz *et al.*, 2010; Cortez *et al.*, 2021). With the equations obtained, data matrices were calculated for each climatological variable in a binary matrix format on a monthly time scale.

To estimate the monthly mean temperature (*Tmonth*, °C) and annual mean temperature (*Tyear*, °C), the equation (2) was adjusted using independent variables LAT, LON, ALT, DC, and DW, reducing it to the following expression.

$$T = \sum_{i=0}^{n} b_i x_i \tag{2}$$

where T represents Tmonth or Tyear,  $x_i$  corresponds to the predictor variables (LAT, LON, ALT, DC, and DW) and  $b_i$  represents the coefficients of the multiple regression corresponding to each variable.

The fit of a general model of precipitation spatial distribution to the study area was a complex process, because of the different nature of precipitation, for this reason, the study area was divided into two sectors. Sector 1 (S1) represents the zone between the coast and the 2000 meters of altitude with 9 stations, while Sector 2 (S2) is the zone over 2000 meters that includes foothills, Altiplano, and high mountains with 31 stations. Between these two zones was the 10 millimeters isohyet, where the precipitation has an accelerated increase derived from convective precipitation in the Altiplano. (Sarricolea and Romero, 2015; Sarricolea *et al.*, 2017).

In each area, the spatial adjustment of the precipitation spatial models of the monthly mean (*Pmonth*, mm) was carried out following the methodology used by Canessa (2006). The *Pmonth* was estimated based on the mean annual precipitation (*Pyear*, mm), whose model was fitted spatially considering meteorological data and isohyets. To explain the spatial *Pyear* fitting the equation:

$$P_{year_{S1}} = \sum_{i=0}^{n} b_i x_i \tag{3}$$

$$P_{year_{S2}} = e^{(b_0 x_0 + b_1 x_1 + \dots + b_n x_n)}$$
(4)

where  $x_1$ ,  $x_2$ , and  $x_3$  are the physiographical variables obtained from DTM models.  $b_0$ ,  $b_1$ ,  $b_2$ , and  $b_3$ , are the multiple regression coefficients. Then, the partition coefficients of annual precipitation (*cr<sub>j</sub>*) were calculated, between the precipitation of each month (*Pmonth*) is divided by *Pyear*, according to the equation (5).

$$cr_j = \frac{P_{month_j}}{P_{vear}} \tag{5}$$

The partition coefficients of *Pmonth* were fitted spatially according to the equation (5). Using the partition coefficients of monthly precipitation, it was possible to calculate the *Pyear* mapping. Additionally, the border between two zones (S1 and S2) of *Pyear* mapping was smoothed using a raster media filter (7x7).

A spatial variability of the Solar Radiation model was adjusted to estimate the mean annual solar radiation (*Ryear*) using the variables LAT, LON, ALT, and DC. The mean monthly solar radiation (*Rmonth*) was calculated according to the global partition coefficient in this zone for a month using the annual mean solar radiation data from meteorological stations and *Ryear* spatial fitting. The month partition coefficients were based on month precipitation data that were homogeneous with variation coefficients less than 15%.

### 2.4. Climate databases

The databases evaluated were: CLIMOND (Kriticos *et al.*, 2012), CHELSA (Karger *et al.*, 2017), CSIRO (Gordon *et al.*, 2010) WORLDCLIM (Hijmans *et al.*, 2005; Fick and Hijmans, 2017), CR2MET (Boisier *et al.*, 2018), CAMELS-CL (Alvarez-Garreton *et al.*, 2018) and Pliscoff *et al.* (2014). All databases had wide coverage of the study area, and of the limits, that allows to obtain values without of the border effect.

# 2.5. Statistical Analysis

The analysis of the results was carried out by comparing the predicted values (Pi) with the observed values (Oi) of the different climatic databases evaluated. For this analysis, the statistics systematic error (BIAS), mean absolute error value (MAE), mean square error (RMSE), Pearson determination coefficient ( $r^2$ ), the agreement index (d) and the Akaike Information Criterion (AIC) were used (Table 1).

Index	Equation	Number
Systematic Error	$BIAS = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} (O_i - P_i)$	6
Root means square error	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(O_i - P_i)^2}$	7
Agreement index	$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^{n} ( P_i - \bar{O}  -  O_i - \bar{O} )^2}$	8
Mean absolute error value	$MAE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n}  O_i - P_i }$	9
Pearson determination coefficient	$r^{2} = \left[\frac{\sum_{i=1}^{n} O_{i} P_{i} - \frac{\sum_{i=1}^{n} O_{i} \cdot \sum_{i=1}^{n} P_{i}}{n}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} O_{i}^{2} - \frac{(\sum_{i=1}^{n} O_{i})^{2}}{n}} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^{n} P_{i}^{2} - \frac{(\sum_{i=1}^{n} P_{i})^{2}}{n}}\right]^{2}$	10
Akaike Information criterion	$AIC = 2 \cdot k - n \cdot Ln(L) \text{ or } AIC = 2 \cdot k - n \cdot Ln\left(\frac{\sum_{i=1}^{n} (O_i - P_i)^2}{n}\right)$	11

Table 1. Statistical criteria use to evaluate the performance of the spatial distribution model.

O: Observed data, P: Predicted data,  $\overline{O}$ : Observed Data Average, n: sample size, k is the number of independent variables used and L is the log-likelihood estimate.

# 3. Results and discussion

# 3.1. Temperature

The models accounted for between 95 and 98% of the observed spatial variability in temperature. Table 2 shows the coefficients of the regression variables. We observed that the monthly coefficients for DC only show positive values, while DC2 and ALT2 had negative coefficients, while the other coefficients could be negative or positive depending on the month. It is important to mention the relation between the coefficients of DC and DC2 (b2 and b8, respectively) that results in change in the temperature behavior and coincides with a gradual decrease in *Tmonth* and *Tyear* when there is an increase in altitude towards the foothills between 2000 to 3500 m (Romero *et al.*, 2013). The standard error was between 0.9 and 1.4°C, with lower values in the summer months. Figure 3 shows the relation

between the estimated and the observed values, with a determination coefficient of 0.978 with *Tyear* and *Tmonth*.

		Tyear	Pyear S1	Pyear S2	Rvear
$b_0$	Intercept	17.71	-704716.0	1499.530	-52315.90
<b>b</b> <sub>1</sub>	ALT			-0.017	
<b>b</b> <sub>2</sub>	DC	0.041	212.296	-1.740	
<b>b</b> <sub>3</sub>	LAT		- 1561.170	82.920	
$b_4$	LON		- 19629.500	75.457	4245 ·10 <sup>5</sup>
<b>b</b> <sub>5</sub>	LAT <sup>2</sup>		-0.570	1.016	$-202.883 \cdot 10^{5}$
<b>b</b> <sub>6</sub>	LON <sup>2</sup>		- 136.670	0.516	
<b>b</b> <sub>7</sub>	ALT <sup>2</sup>	-8.591 ·10 <sup>-7</sup>			
<b>b</b> <sub>8</sub>	$DC^2$	-2.301 ·10 <sup>-4</sup>	-0.015	1.594 .10-4	
<b>b</b> <sub>9</sub>	LAT · LON		- 21.903		121.072
b <sub>10</sub>	$LAT \cdot ALT$		-2.614 ·10 <sup>-4</sup>		-1.987 ·10 <sup>-2</sup>
b <sub>11</sub>	$LAT \cdot DC$		2.948	-0.002	
b <sub>12</sub>	LON · ALT		7.522 ·10 <sup>-5</sup>	-2.384 ·10 <sup>-4</sup>	
b <sub>13</sub>	$LON \cdot DC$		2.948	-0.024	-0.496
b <sub>14</sub>	ALT · DC		5.930 ·10 <sup>-5</sup>		
b <sub>15</sub>	Ln  LAT			825.424	-3.866 ·10 <sup>-3</sup>
b <sub>16</sub>	Ln  ALT			5.189	

 Table 2. The topoclimatical coefficients for the annual spatial distribution model of Temperature (Tyear)\*,

 Precipitation (Pyear)\* and Solar Radiation (Ryear)\*.

S1: defined the zone between the coast and under the 2000 m of altitude and S2 is the zone above this altitude, including the foothills, Altiplano, and high mountains.

\* Statistically significant coefficient at 95% level.



Figure 3. Observed values versus predicted of (a) Tmonth, Tyear, (b) Pmonth and Pyear.

Figure 4 shows the spatial pattern of *Tmonth* and *Tyear* in January and July. *Tyear* station values located at more than 3000 meters of altitude were below 10°C, while coastal stations such as Arica and Iquique *Tyear* were above 17°C. The influence of sea surface temperature and Pacific atmospheric pressure was most evident in coastal station values. In Caquena (4400 meters of altitude) the *Tyear* values were close to 0°C. The coast of the Atacama Desert was influenced by the Humboldt Current. Figure 4 also shows a spatial pattern in north-south strips, with a decreasing gradient towards the Andes Mountain (Romero *et al.*, 2013). This pattern highlights a warmer zone to the south of 20° latitude

(1100-1200 meters of altitude), which coincides with an oasis (Pica, Matilla, Esmeralda). Also, we can highlight a slight increase of *Tmonth* from the coast to the Coastal Range, which value was higher in July, according to the thermal inversion of the coast originating from the southeast Pacific anticyclone (Romero *et al.*, 2013; Sarricolea and Romero, 2015). There was a pattern that increases the temperature values to the south as in the intermediate depression, whose greatest difference was recorded in July, according to the thermal inversion of the coast originated for the southeast Pacific anticyclone (Romero *et al.*, 2013; Sarricolea and Romero, 2015).



*Figure 4. The spatial distribution of the Temperature* (°*C*) *estimated through the equation* [6]: (*a*) *Tyear,* (*b*) *Tmonth for January, and* (*c*) *Tmonth for July.* 

The maximum temperatures were observed in January in the pampas and the minimum in July. The spatial pattern has a decrease in the north-south stripes. Maximum temperatures were strongly related to the seasonal variability of surface solar radiation, whose maximum values coincided with the start of the rainy season (Romero *et al.*, 2013; Sarricolea and Romero, 2015). There were lower temperatures in July in the Altiplano due to a lower density of air and high solar radiation, which were associated with low relative humidity for almost the year. In summer this condition does not occur because there are convective storms that bring precipitation (Cereceda *et al.*, 2002).

Garreaud (2011) observed a closed thermal zone in the isotherm of 18°C, located in the ravines, pampa of the south of 20° latitude. The area where it is below 5°C is less large than the area described by Aceituno (1996). This indicates that *Tyear* values were slightly lower and have a more geographical extent. Despite these differences attributable to the proposed method, the scale used in this study, we describe the trends of this area with great similarity in the coastal and foothills. It is important to mention that the validity of the adjusted model is only up to 4570 meters. The high mountains were not represented when in the process of the model fitting. In this sense, temperature values above 4570 meters of altitude may not adequately perceive the thermal behavior in this area (Garreaud, 2011).

The coastal temperature had a homogeneous pattern with a strong oceanic influence and moderating influence of the Humboldt current, also was influenced by El Niño (ENSO) and anomalies related to sea surface temperature (SST). The amounts of SST anomalies and the increments of the coastal temperature decrease from the tropical zone to the south (Montecinos *et al.*, 2003; Schulz *et al.*, 2012). The hottest and coldest years were often similar across seasons in this region. The warmest years coincide with the El Niño phenomenon (1983, 1992, 1997, 2006, and 2009), while the coldest years were following the La Niña phenomenon (1996, 1999, 2007, and 2010). At the coastal stations, with a more complete meteorological database, a decrease in the average temperature has been observed since 1999 (Romero *et al.*, 2013).

Table 3 analyses the performance of the models for *Tmonth* and *Tyear* against the observed values (the climate databases), it had a higher r2 and d, a lower MAE, RMSE, and AIC. The lowest value obtained from AIC is the criterion that allows us to say that it is the model that best fits all the previous ones for this area. However, the lowest bias or BIAS was obtained by WORLDCLIM2.

Database	Statistical Index						
	BIAS	MAE	RMSE	d	r <sup>2</sup>	AIC	
CHELSA	-1.100	2.284	2.916	0.845	0.910	1590.9	
CLIMOND	0.809	1.571	2.114	0.879	0.928	1395.2	
CR2MET	0.719	1.595	2.034	0.885	0.939	1341.4	
CSIRO	1.051	1.693	2.378	0.871	0.916	1459.1	
Pliscoff et al. (2014)	0.131	1.684	2.147	0.872	0.914	1450.6	
WORLDCLIM1	0.532	1.488	2.048	0.885	0.926	1395.1	
WORLDCLIM2	0.317	1.344	1.835	0.896	0.939	1322.8	
MODEL	0.382	1.077	1.354	0.918	0.968	1094.6	

 Table 3. Statistical performance of the estimation of the annual (Tyear) and monthly (Tmonth) spatial distribution of temperature.

#### 3.2. Precipitation

According to the methodology, two prediction models were generated to estimate the spatial distribution of *Pyear*, one for S1 defined under 2000 m of altitude and S2 above this altitude. According to Fig. 3, the two prediction models, and their coefficients were significant ( $r^2$  equal to 0.910 for S1 and 0.996 for S2), although the number of stations present in sector S1 is lower than S2 (9 vs 31), there are also differences in precipitation values, with sector S1 being more stable than sector S2 The spatial pattern of the constructed database is represented in Figure 5.

Regarding the *Pyear* pattern, it could be said that there are values higher than 300 mm in the province of Parinacota (S2) whose precipitation is concentrated mostly between December to March. The values of *Pyear*, *Pmonth* in S1 for January and July decrease from north to south with a high variability of precipitation. This interannual variability coincides with ENSO cycles (Sarricolea and Romero, 2015). In S1 the conditions of aridity with precipitations less than 10 mm., were present in the sector of the Pampa, and on the coast, aridity is accentuated towards the region of Antofagasta, where the Atacama Desert is located.



Figure 5. Spatial distribution of the Precipitation (mm) in the study area: (a) Pyear, (b) Pmonth of January, and (c) Pmonth of July.

Table 4 shows the statistical performance of the spatial distribution estimation for Precipitation. When we compare the *Pmonth* of every month and *Pyear* d the model built concerning the climate databases, it is the one with the highest  $r^2$  and d, MAE, RMSE, and AIC lower. The lowest value obtained from AIC is the criterion that allows us to say that it is the model that best fits all the previous ones for this area. The second model that best represents precipitation is CHELSA.

Database	Statistical Index						
	BIAS	MAE	RMSE	d	<b>r</b> <sup>2</sup>	AIC	
CHELSA	6.501	7.273	15.310	0.795	0.864	2957.0	
CLIMOND	1.705	3.922	7.564	0.901	0.930	3086.2	
CR2MET	0.956	4.118	8.636	0.897	0.907	3050.9	
CSIRO	1.710	3.999	7.466	0.900	0.932	3083.5	
Pliscoff et al. (2014)	2.089	4.407	9.513	0.885	0.894	3199.5	
WORLDCLIM1	1.690	3.841	7.267	0.904	0.936	3049.1	
WORLDCLIM2	1.400	3.908	7.294	0.902	0.935	3045.4	
MODEL	1.190	3.366	7.038	0.914	0.946	2770.1	

 Table 4. Statistical performance of the estimation of the annual (Pyear) and monthly (Pmonth) spatial distribution of Precipitation.

#### 3.3. Solar Radiation

The *Rmonth* model and its coefficients were significant, where the coefficient of determination was 97.5 and the standard error was 0.7 MJ m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup> (Fig. 6). Figure 7 show the *Rmonth* map obtained from the topoclimatic model. The independent variables and their coefficients are shown in Table 5. The LAT and LON were present in most of the calculated variables. The Figure 7 show a north-south pattern with values increasing towards to east up 19° parallel where this pattern is contracted towards the east. This behavior results in an east-west strip with values decreasing towards the north. The river courses have *Ryear*.



Figure 6. Observed values versus predicted for Rmonth and Ryear.

Databasa	Statistical Index						
Database	BIAS	MAE	RMSE	d	$\mathbf{r}^2$	AIC	
CSIRO	3.514	3.663	4.129	0.520	0.752	878.93	
WORLDCLIM2	0.807	1.615	2.259	0.755	0.756	838.02	
MODEL	-0.148	0.587	0.700	0.916	0.976	269.55	

 Table 5. Statistical performance of the estimation of the annual (Ryear) and monthly (Rmonth) spatial
 distribution of Solar Radiation.



Figure 7. Spatial distribution of the Solar Radiation (MJ m-2 day-1) in the study area: (a) Ryear, (b) Rmonth of January, and (c) Rmonth of July.

Certain trends have been documented as the relationship between *Ryear* and cloudiness. The highest values of *Ryear* values were caused by the absence of cloudiness most of the year (Huber, 1977; Santibañez, 1982) and the *Ryear* decreased to the north from the south (Huber, 1977). By the other hand, *Ryear* mapping did not have significant changes regarding to relief shapes. The pattern of *Ryear* was smoother than *Pyear* and *Tyear* patterns.

For the *Ryear* pattern, the topographic variables LAT, LON, and DC were most significative than ALT. This excludes relief factors such as slope or solar exposure that modify the spatial pattern of solar radiation (Sarricolea and Romero, 2015). The cloudiness increases during the rainfall season (December to March), while the maximum solar radiation values were reached during the spring-summer season, where the Visviri station registered a maximum of 1000 W m<sup>-2</sup> (Aceituno, 1996).

Huber (1977) and Santibañez (1982) show similar behavior in isotherms (*Tyear*) and isohyets (*Pyear*). However, they show lower values at the coast, which is a zone with high cloudiness frequency, than in our study. The *Ryear* values were remarkably similar in the southern regions over 1200 meters of altitude.

When we compare the estimation of *Rmonth* and *Ryear* with the climate databases, it is the one with the highest  $r^2$  and d, and an MAE, RMSE and AIC lower. The lowest value obtained from AIC is the criterion in which it allows us to say that it is the model that best fits of all the previous ones for this area. There were no major differences between the other two models evaluated. The scarcity of solar radiation information in the study area implies restriction to determinate bioclimatic indicators, such as the Evapotranspiration or the Aridity Index.

#### 4. Conclusion

Topoclimatic models allow describing the spatial variability of temperature, precipitation, and solar radiation in the regions of Arica-Parinacota and Tarapacá, depending on the relief and spatial coordinates (latitude and longitude). Altitude and distance to the coast were significant for estimating the spatial distribution of temperature, while for precipitation the most important variables were latitude and distance to the coast; finally, latitude, longitude, and distance to the coast were relevant to predict solar radiation. Both temperature and precipitation show clear variations across relief and geomorphological stripes, however, solar radiation has a pattern highly linked to spatial location. The main role of the Andes Mountain range in the delimitation of the zone of high annual rainfall stands out. The usefulness of the topoclimatic models based on the climatic variables allows a good interpolation and estimation of the spatial variability at monthly and/or annual means. The topoclimatic models developed had greater significance than other climate databases. This work facilitates its use in local environmental or agronomic studies.

#### Acknowledgment

Special thanks to FIC program PIT-2008-0189 of University of Chile, FIC program 30170072-0 of Agriculture Research Institute (INIA) and 1795 agreement of Universidad de Chile.

#### References

Aceituno, P., 1996. Elementos del clima en el Altiplano Sudamericano. Rev. Geofísica 44, 37-55.

- Alvarez-Garreton, C., Mendoza, P.A., Boisier, J.P., Addor, N., Galleguillos, M., Zambrano-Bigiarini, M., Lara, A., Puelma, C., Cortes, G., Garreaud, R., McPhee, J., Ayala A., 2018. The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies–Chile dataset. *Hydrology and Earth System Sciences* 22(11), 5817–5846. http://doi.org/10.5194/hess-22-5817-2018
- Boisier, J.P., Alvarez-Garretón, C., Cepeda, J., Osses, A., Vásquez, N., Rondanelli, R., 2018. CR2MET: A highresolution precipitation and temperature dataset for hydroclimatic research in Chile. In *EGU General Assembly Conference Abstracts*, p. 19739.
- Burkhard, B., Maes, J., 2017. *Mapping Ecosystem Services*. In: B Burkhard, J. Maes, Eds.) *Advanced Books* (Vol. 1). Pensoft Publishers.
- Canessa, F., 2006. Evaluación de los recursos climáticos de la IV Región de Coquimbo, mediante la utilización de Topoclimatología e imágenes NOAA-AVHRR. Universidad de Chile, Facultad de Cs. Agronómicas, Chile.
- Cereceda, P., Osses, P., Larrain, H., Farías, M., Lagos, M., Pinto, R., Schemenauer, R.S., 2002. Advective, orographic and radiation fog in the Tarapacá region, Chile. *Atmospheric Research* 64(1–4), 261–271. http://doi.org/10.1016/S0169-8095(02)00097-2
- Cortez, D., Herrera, S., Araya-Osses, D., Caroca, C., Padilla, R., Uribe, J., Paneque, M., 2021. Topoclimatic zoning of continental Chile. *Journal of Maps 17*(2), 114–124. https://doi.org/10.1080/17445647.2021.1886188
- Daly, C., Halbleib, M., Smith, J.I., Gibson, W.P., Doggett, M.K., Taylor, G.H., Curtis, J., Pasteris, P.P., 2008. Physiographically sensitive mapping of climatological temperature and precipitation across the conterminous United States. *International Journal of Climatology* 28(15), 2031–2064. http://doi.org/10.1002/joc.1688
- Diaz, D., Morales, L., Castellaro, G., Neira, F., 2010. Topoclimatic Modeling of Thermopluviometric Variables for the Bío Bío and La Araucanía Regions, Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research 70*(4), 604– 615. [En línea]. https://oes.chileanjar.cl/files/V70\_I4\_2010\_ENG\_DiegoDiazM.pdf (Last access: 29/11/2022).

- Dirección General de Aguas (DGA), 2010. Plan de Acción Estratégico para el Desarrollo Hídrico de la región de Arica y Parinacota. *Ministerio de Obras Púbicas, Gobierno de Chile*, 90.
- Dirección Meteorológica de Chile (DMC), 2018. Anuarios Decadales.
- Eastman, J.R., 2006. IDRISI Andes: Guide to GIS and Image Processing. Worcester: Clark Labs, Clark University.
- Fick, S.E., Hijmans, R.J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 37(12), 4302–4315. https://doi.org/10.1002/joc.5086
- Florinsky, I.V., 1998. Combined analysis of digital terrain models and remotely sensed data in landscape investigations. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 22(1), 33–60. http://doi.org/10.1177/030913339802200102
- Fredericksen, N., 2010. Estimación de la capacidad de carga de los tipos vegetacionales con aptitud pastoral destinados al manejo de Vicuña (Vicugna vicugna Mol.), en el Altiplano de la Provincia de Parinacota, Región de Arica y Parinacota. Universidad de Chile. Available at: https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/112244 (Last access: 29/11/2022).
- Garreaud, R., 2011. The Climate of Northern Chile: mean state, variability and trends. "Astronomical Site Testing Data Conference in Chile." *Revista Mexicana de Astronomía y Astrofísica (SC)* 41, 5–11.
- Garreaud, R., Aceituno, P., 2001. Interannual Rainfall Variability over the South American Altiplano. *Journal of Climate* 14(12), 2779–2789. http://doi.org/10.1175/1520-0442(2001)014<2779:IRVOTS>2.0.CO;2
- Garreaud, R., Vuille, M., Clement, A.C., 2003. The climate of the Altiplano: Observed current conditions and mechanisms of past changes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 194, 5–22). http://doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00269-4
- Gesch, D. B., Oimoen, M.J., Evans, G.A., 2014. Accuracy assessment of the US Geological Survey National Elevation Dataset, and comparison with other large-area elevation datasets: SRTM and ASTER (Vol. 1008). US Department of the Interior, US Geological Survey. https://doi.org/10.3133/ofr20141008
- Gordon, H.B., O'Farrell, S., Collier, M., Dix, M., Rotstayn, L., Kowalczyk, E., Hirst, T., Watterson, I., 2010. *The CSIRO Mk3. 5 climate model* (Vol. 74). CSIRO and Bureau of Meteorology. Available at: http://www.bom.gov.au/research/publications/cawcrreports/CTR\_021.pdf (Last access: 29/11/2022).
- Grunwald, S., 2009. Multi-criteria characterization of recent digital soil mapping and modeling approaches. *Geoderma* 152(3), 195–207. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.06.003
- Grunwald, S., Thompson, J.A., Boettinger, J.L., 2011. Digital Soil Mapping and Modeling at Continental Scales: Finding Solutions for Global Issues. *Soil Science Society of America Journal* 75(4), 1201–1213. http://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0025
- Harris, I., Jones, P., Osborn, T., Lister, D., 2014. Updated high-resolution grids of monthly *climatic observationsthe CRU TS3. 10 Dataset. International Journal of Climatology* 34(3), 623–642. https://doi.org/10.1002/joc.3711
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P., Jarvis, A., 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25(15), 1965–1978. https://doi.org/10.1002/joc.1276
- Huber, A., 1977. Aporte a la climatología y climaecología de Chile. I: Radiación Potencial. II: Radiación Efectiva. *Medio Ambiente* 3(1), 3–14.
- Hunter, R., Meentemeyer, R., 2005. Climatologically aided mapping of daily precipitation and temperature. *Journal of Applied Meteorology* 44(10), 1501–1510. https://doi.org/10.1175/JAM2295.1
- Kaminski, A., Radosz, J., 2005. Topoclimatic mapping on 1:50000 scale, the map sheet of Bytom. Available at: http://meteo.geo.uni.lodz.pl/icuc5/text/P\_8\_1.pdf (Last access: 29/11/2022).
- Karger, D.N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R.W., Zimmermann, N.E., Linder, H.P., Kessler, M., 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4(1), 1–20. https://doi.org/10.5061/dryad.kd1d4

- Kaye, N.R., Hartley, A., Hemming, D., 2012. Mapping the climate: guidance on appropriate techniques to map climate variables and their uncertainty. *Geoscientific Model Development* 5(1), 245–256. http://doi.org/10.5194/gmd-5-245-2012.
- Kriticos, D.J., Webber, B.L., Leriche, A., Ota, N., Macadam, I., Bathols, J., Scott, J.K., 2012. CliMond: global high-resolution historical and future scenario climate surfaces for bioclimatic modelling. *Methods in Ecology and Evolution* 3(1), 53–64. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00134.x
- Luebert, F., Pliscoff, P., 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria.
- Luebert, F., Pliscoff, P., 2018. *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile* (Second). Santiago: Editorial Universitaria.
- Matsuura, K., Willmott, C.J., 2009. Terrestrial air temperature: 1900–2008 gridded monthly time series. *Center* for Climatic Research, Dep. Of Geography, University of Delaware, Newark. Available at: http://climate.geog.udel.edu/~climate/html\_pages/Global2\_Ts\_2009/README.global\_t\_ts\_2009.html (Last access: 29/11/2022).
- Matsuura, K., Willmott, C.J., 2012. Terrestrial precipitation: 1900-2010 gridded monthly time series. Available at: http://climate.geog.udel.edu/~climate/html\_pages/Global2011/Precip\_revised\_3.02/README.GlobalT sP2011.html (Last access: 29/11/2022).
- Minvielle, M., Garreaud, R., 2011. Projecting rainfall changes over the South American Altiplano. *Journal of Climate* 24(17), 4577–4583. http://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00051.1
- Montecinos, A., Purca, S., Pizarro, O., 2003. Interannual-to-interdecadal sea surface temperature variability along the western coast of South America. *Geophysical Research Letters* 30(11). http://doi.org/10.1029/2003GL017345
- Morales, L., 1997. Evaluación y zonificación de riesgos de heladas mediante modelación topoclimática. Universidad de Concepción.
- Morales, L., Canessa M.F., Mattar, C., Orrego, R., Matus, F., 2006. Caracterización y Zonificación Edáfica y Climática de la Región de Coquimbo, Chile. *Revista de La Ciencia Del Suelo y Nutrición Vegetal*.
- Morales, L., Acevedo, E., Castellaro, G., Roman, L., Morales-Inostroza, J., Alonso, M., 2015. A simple method for estimating suitable territory for bioenergy species in Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 42(2), 227–242. http://doi.org/10.4067/S0718-16202015000200009
- Pliscoff, P., Luebert, F., Hilger, H., Guisan, A., 2014. Effects of alternative sets of climatic predictors on species distribution models and associated estimates of extinction risk: A test with plants in an arid environment. *Ecological Modelling* 288, 166–177. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.06.003
- Programa de Desarrollo de Naciones Unidas (PNUD) and Gobierno de Chile, 1964. Gobierno de Chile. Proyecto Hidrometeorológico. Climatología en Chile. Fascículo I. Valores normales de 36 estaciones seleccionadas. Período 1916-1945. s.e. Santiago de Chile. s.p.
- Qiyao, L., Jingming, Y., Baopu, F., 2007. A method of agrotopoclimatic division and its practice in China. *International Journal of Climatology* 11, 85–96. http://doi.org/10.1002/joc.3370110107
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing.
- Romero, H., Smith, P., Mendonça, M., Méndez, M., 2013. Macro y mesoclimas del altiplano andino y desierto de Atacama: desafíos y estrategias de adaptación social ante su variabilidad. *Revista de Geografía Norte Grande* 55, 19–41. http://doi.org/10.4067/S0718-34022013000200003
- Santibañez, F., 1982. Zonificación de los recursos climáticos de la I Región. Capítulo I. Análisis de los ecosistemas de la Primera Región de Chile. In: F. Santibañez, M. Etienne and S. Lailhacar (Edrs.). *Delimitación y caracterización de los ecosistemas de la I región de Chile*. Santiago, Chile: Sociedad Agrícola CORFO-SACOR.
- Sarricolea, P., Romero, H., 2015. Variabilidad y cambios climáticos observados y esperados en el Altiplano del norte de Chile. *Revista de geografía Norte Grande* 62, 169–183. http://doi.org/10.4067/S0718-34022015000300010

- Sarricolea, P., Meseguer Ruiz, O., Romero-Aravena, H., 2017. Tendencias de la Precipitación en el Norte Grande de Chile y su relación con las Proyecciones de Cabio Climático. *Diálogo Andino* 54, 41–50. http://doi.org/http://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812017000300041
- Schulz, N., Boisier, J.P., Aceituno, P., 2012. Climate change along the arid coast of northern Chile. *International Journal of Climatology* 32(12), 1803–1814. http://doi.org/10.1002/joc.2395
- Skirvin, S.M., Marsh, S.E., McClaran, M.P., Meko, D.M., 2003. Climate spatial variability and data resolution in a semi-arid watershed, south-eastern Arizona. *Journal of Arid Environments* 54(4), 667–686. http://doi.org/10.1006/jare.2002.1086

Cuadernos de Investigación Geográfica Geographical Research Letters	2023	Nº 49	pp. 55-68	EISSN 1697-9540
--	------	-------	-----------	-----------------



Copyright © 2022, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

http://doi.org/10.18172/cig.5275

# A PERFORMANCE ASSESSMENT OF GRIDDED SNOW PRODUCTS IN THE UPPER EUPHRATES

### ESTEBAN ALONSO-GONZÁLEZ\*<sup>1</sup><sup>(D)</sup>, J. IGNACIO LÓPEZ-MORENO<sup>2</sup><sup>(D)</sup>, M. CANSARAN ERTAŞ<sup>3</sup>, AYNUR ŞENSOY<sup>4</sup>, ALI ARDA ŞORMAN<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère, CESBIO, Univ. Toulouse, CNES/CNRS/INRAE/IRD/UPS, Toulouse, France.

<sup>2</sup> Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC, Zaragoza, Spain.

<sup>3</sup> Erzurum Technical University, Faculty of Engineering, Department of Civil Engineering, Erzurum, Turkey. <sup>4</sup> Eskisehir Technical University, Faculty of Engineering, Department of Civil Engineering, Eskisehir, Turkey.

**ABSTRACT.** Snow observations are important in many mountain areas to quantify the water stored in snowpacks and to predicting runoff during the melting period. In this study we compare the performance of five different regional-scale gridded snow products to reproduce snow water equivalent (SWE) in the Upper Euphrates region (Karasu Basin, 10,275 km<sup>2</sup>), with observations from automatic weather stations in the catchment through Taylor diagrams. The products compared are the ERA5, ERA5-Land, MERRA-2, snow data from a dynamical downscaling of ERA-5 (period 2000-2018) and SWE generated from microwave satellite data (SWE-E(H13) period 2013-2015 product of the EUMETSAT H SAF project). The H13 product presented deficiencies in terms of not being able to reproduce the spatial and temporal variability of the snowpack. ERA-5 and, in particular, ERA-Land products, at 30 and 9 km grid size, respectively, showed good performance in reproducing snow evolution compared to four available observation sites. MERRA2 at 50 km resolution showed lower skills compared to the above-mentioned products. Resulting snow data from WRF at 10 km resolution did not show any improvement with respect to the global datasets. The impossibility of testing different configurations due to the lack of observations to compare and the computational constraints to test different parametrizations may be the reasons to explain the low performance although they remain speculative. All the gridded datasets showed good performance in reproducing snow duration over the basin, compared to remotely sensed data. Results highlight ERA-Land dataset as a very promising tool for regional snow studies in mountainous regions with limited observations, in a cost-effective way.

#### Evaluación de productos de nieve en cuadrícula en el Alto Eúfrates

**RESUMEN.** La observación del manto de nieve es importante para cuantificar el agua almacenada y predecir la escorrentía durante el período de deshielo. En este trabajo comparamos el rendimiento de cinco productos de nieve en rejilla a escala regional diferentes para reproducir el equivalente de agua de nieve (SWE) en la región del Alto Éufrates (Cuenca de Karasu, 10.275 km<sup>2</sup>), con observaciones de estaciones meteorológicas automáticas en la cuenca a través de diagramas de Taylor. Los productos comparados han sido ERA5, ERA5-Land, MERRA-2, un *downscaling* dinámico de ERA-5 (período 2000-2018) e información del SWE generado a partir de datos satelitales de microondas (SWE-E(H13) período 2013-2015 resultado del proyecto EUMETSAT H SAF). El producto H13 presentó deficiencias en cuanto a no poder reproducir la variabilidad espacial y temporal de la capa de nieve. ERA-5 y, en particular, los

productos ERA-Land, con un tamaño de cuadrícula de 30 y 9 km, respectivamente, mostraron un buen rendimiento en la reproducción de la evolución de la nieve en comparación con cuatro sitios de observación disponibles. MERRA2 con una resolución de 50 km mostró un menor rendimiento en comparación con los productos mencionados anteriormente. Los datos de nieve resultantes de WRF a una resolución de 10 km no mostraron ninguna mejora con respecto a los conjuntos de datos globales. La imposibilidad de probar diferentes configuraciones debido a la falta de observaciones para comparar y las limitaciones computacionales, explican el bajo rendimiento del *downscaling* que precisa de una configuración especifica. Todos los productos procedentes de simulaciones numéricas mostraron un buen rendimiento en la reproducción de la duración de la nieve sobre la cuenca, en comparación con los datos de detección remota. Los resultados destacan el conjunto de datos ERA-Land como una herramienta muy prometedora para los estudios regionales de nieve en regiones montañosas con observaciones limitadas.

Key words: Snow water equivalent, snow gridded datasets, reanalysis products, microwave remote sensing, Euphrates Basin.

**Palabras clave:** Equivalente de agua de nieve, conjuntos de datos de nieve en rejilla, productos de reanálisis, teledetección por microondas, cuenca del Éufrates.

Received: 25 November 2021 Accepted: 6 July 2022

\***Corresponding author:** Esteban Alonso González, Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère, CESBIO, Univ. Toulouse, CNES/CNRS/INRAE/IRD/UPS, Toulose, France. E-mail address: e.alonsoglz@gmail.com

#### **1. Introduction**

Snow water equivalent (SWE), as an essential climate variable, must be monitored (Bojinski *et al.*, 2014) because it controls the hydrology and the seasonal cycles of the ecosystems (phenology of plants and animals) of mountain regions of mid and high latitudes (Musselman *et al.*, 2021). In addition, its occurrence, quantity, and spatial and temporal variability have important implications for land management and economy of these areas. It plays a major role in water resources and food production systems (Qin *et al.*, 2020), transportation and hazard management associated mostly to heavy snowfall events, avalanches, and floods from rain-on-snow events (Haeberli and Whiteman, 2021). In the last decades, winter tourism has become one of the main economic industries for mountain territories, and this is highly dependent on the strong interannual snow fluctuations (Steiger *et al.*, 2019).

Despite the inherent interest of properly quantifying water stored as snow in mountain areas, monitoring of the snowpack is still a challenging task due to the economical and technical difficulties of deploying ground based sensors (Dozier *et al.*, 2016; Margulis *et al.*, 2016). In addition, the high spatial variability and the very dynamical nature of a snowpack, subject to fast changes during both the accumulation and melting periods, poses great difficulty in interpolating those measurements over complex topography, hence, quantifying the volume of water stored in a snowpack which will be available during the melting period (López-Moreno *et al.*, 2013; López-Moreno and Nogués-Bravo, 2006; Sexstone *et al.*, 2021). Many efforts have been made to create snow products that properly characterize the spatial and temporal fluctuations of snowpacks at the regional scale (Wrzesien *et al.*, 2017), remote sensing products, and the combination of atmospheric simulations with snow energy balance models being two of the most promising approaches (Alonso-González *et al.*, 2017). Remote sensing made a noticeable advance in mapping snow cover area, snow cover fraction and even snow water equivalent from microwave radiometry (Andreas *et al.*, 2012). When the variable of interest is only snow cover, it can be inferred using spatial sensors such as MODIS or Sentinel-2. Such products have proved to be consistent with in situ observations (Aalstad *et al.*, 2020). The high resolution of the

currently available snow cover products has been used to generate snow climatology over large areas, especially in regions with relatively deep snowpacks and sparse forests (Gascoin *et al.*, 2015 and 2020; Saavedra *et al.*, 2017). For moderate spatial resolution (~5 km grid), there are products such as SE-E-SEVIRI(H10) (EUMETSAT H SAF product) that generate daily operational snow extent from visible (VIS) and infrared (IR) radiometry. Despite the recognized limitations of passive microwave satellites for SWE estimation over complex topography and wet snow (Frei *et al.*, 2012), it has been used to successfully characterize snow dynamics for large areas (Bormann *et al.*, 2018; Derksen *et al.*, 2005).

Atmospheric reanalysis has also been used to extract long-term (multidecadal) climatological and snow information at low resolution for large and global scales (e.g., Wegmann et al., 2017; Wu et al., 2018). The initial problems of resolution have been partially overcome by increasing the resolution of the state-of-the-art atmospheric reanalysis (Nogueira 2020), i.e., the ~ 30 and 50 km resolution of ERA-5 and MERRA2, respectively. However, downscaling such products is mandatory in order to infer the spatial variability of the snow in complex terrain. Thus, the resolution of ERA-5 has been enhanced by correcting the air temperature, air humidity and pressure surface meteorological fields of ERA5 with elevation into a finer grid. The newly generated variables are used to force the ERA-5 land surface model, which generates the ERAS-Land product at 9 km resolution (Muñoz-Sabater et al., 2021). Alternatively it is possible to apply dynamical downscaling techniques to outperform statistically gridded products; mesoscale fully dynamical meteorological models have successfully reproduced snow cover patterns over rugged topography (Alonso-González et al., 2021; Rasmussen et al., 2014). However, the computational cost of generating such products is often prohibitive and requires an appropriate setup. Therefore, it is necessary to assess the added value of performing these costly simulations compared to the moderate resolution products already available. The main objective of this study is to compare the performance of different gridded snow products of different nature over a sparse data region. In this study we compare different gridded snow water equivalent (SWE) products at moderate resolution (between 50-9 km of grid size) in the Upper Euphrates (Karasu) Basin in Eastern Turkey using the SWE-E H13, MERRA-2, ERA-5, ERA-LAND and a dynamical downscaling WRF simulation performed by the authors for the current study. We use for the comparison of products automatic weather stations and snow measurements for reference.

#### 2. Study area

The River Euphrates, the longest in southwest Asia (2700 km), is formed by the union of two major tributaries - the Karasu, which rises in the highlands of eastern Turkey, and the Murat, which originates north of Lake Van (Cullen and Menocal, 2000). This area is key for water management and supply to the vulnerable and politically sensitive regions of the Fertile Crescent, and it highly depends on water coming from snowmelt (Kelley et al., 2015; Tekeli et al., 2005). The Euphrates Basin is largely fed from snow precipitation over the uplands of northern and eastern Turkey. About two-thirds of the precipitation occurs in winter, during which all precipitation falls as snow which may remain on the ground half of the year (Tekeli et al., 2005). This is followed by a sustained period of high flows during the spring, resulting from melting of the snowpack (Yilmaz and Imteaz, 2014). Karasu Basin, a subbasin of the River Euphrates, is the test basin for this study. The region is mountainous and, according to long-term analysis of the hydrographs, snowmelt constitutes 60-70% of total annual streamflow volume (Tekeli et al., 2005). Most of the water that originates from snowmelt contributes to large reservoirs located on the River Euphrates in Turkey. The study area is basically the headwaters of Karasu Basin, represented by the drainage area of stream gauging station E21A019. The selected study area is located within the longitudes 38°58'E to 41°39'E and latitudes 39°23'N to 40°25'N. It has a drainage area of 10,275 km2 and ranges in altitudes from 1125 to 3485 m (Fig. 1). The main land cover types are pasture, agriculture and bare land.



Figure 1. The pilot basin area and observation network (meteorological and snow stations) used in the study.

#### 3. Data and methods

#### 3.1. Gridded snow water equivalent datasets

In this study, we used various SWE products of different nature at moderate resolutions. These products represent a sample of the most widely used possibilities to develop multi-year snow studies, including atmospheric reanalyses, passive microwave remote sensing and dynamical downscaling. These products are summarized in Table 1.

Product	Spatial resolution	Temporal resolution	Origin
SWE-E(H13)	25 km	Daily	Satellite remote sensing
ERA5	30 km	Hourly	Atmospheric reanalyses
ERA5-Land	9 km	Hourly	Land surface reanalyses
MERRA-2	50 x 60 km	Hourly	Atmospheric reanalyses
WRF	10 km	Hourly	Dynamical downscaling
SE-E-SEVIRI(H10)* *Snow cover only	5 km	Daily	Satellite remote sensing

Table 1. Datasets used to derive gridded snow products in this study and main characteristics.

#### 3.1.1. SWE-E(H13)

The daily SWE-E(H13) (https://hsaf.meteoam.it/Products/Detail?prod=H13) product is produced by an assimilation technique utilizing the modified Helsinki University of Technology (HUT) snow emission model (Pulliainen *et al.*, 1999). The gridded brightness temperature values of AMSR-E

(Advanced Microwave Scanning Radiometer - Earth Observing System Sensor on the NASA Aqua Satellite, https://nsidc.org/data/amsre) were produced by the National Snow and Ice Data Centre (NSIDC) and are available in EASE-Grid projections at 25 km spatial resolution. The spatial coverage of these products covers nearly the entire earth and the temporal resolution is daily. AMSR-E on NASA's EOS Aqua spacecraft stopped rotating on Oct 4, 2011. Therefore, the H13 snow product started production, using SSMI/S data (Special Sensor Microwave Imager Sounder, https://www.ncdc.noaa.gov/ssmi) in real time on April 10, 2012 (Beser, 2011; Sorman and Beser, 2013). Recent results of product validation are given in Piazzi et. al., (2019).

#### 3.1.2. ERA5

ERA5 is a global atmospheric reanalysis, developed in the supercomputing facilities of the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). It replaces the previous ERA-Interim reanalysis, with improved spatiotemporal resolution (Hersbach *et al.*, 2020). ERA5 has a horizontal resolution of 30 km, with an hourly output compared with the 80km horizontal resolution and 3-hourly outputs of its predecessor. In addition, it offers uncertainty estimations from an ensemble of simulations. ERA5 is continuously generated, with close to real time outputs (preliminary updates of ERA5 are available with a delay of 5 days) expanding from 1950. ERA5 is developed by means of the operational version of the Integrated Forecast system (IFS), the ECMWF atmospheric model. ERA5 assimilates a massive amount of historical observations, including satellite retrieval of the state of the atmosphere and surface and in-situ observations from the main meteorological networks of the World Meteorological Organization, which include radar, radiosondes or land stations, among many others. The SWE is computed by the land surface component of the IFS using a physically based energy and mass balance model, where snow density is computed representing compaction, overburden and thermal metamorphism.

#### 3.1.3. ERA5-Land

ERA5-Land is a dataset generated by running the land surface scheme of ERA5, using the atmospheric component of ERA5 as forcing (Muñoz-Sabater *et al.*, 2021). Unlike ERA5, there is no data assimilation in ERA5-Land; however, data assimilation has an indirect influence on it, due to the effect that it has in ERA5. So far, ERA5-Land expands from 1981 until three months before the present. It has enhanced spatial resolution, compared with ERA5, with 9km. To reach such high resolution, the atmospheric forcing is corrected with the elevation. More specifically, the air humidity, temperature and pressure are modified as a function of the elevation difference between the cell of ERA5 and the higher resolution of the ERA5-Land geometries.

#### 3.1.4. MERRA-2

MERRA-2 dataset is the second version of the Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications (Gelaro *et al.*, 2017), being the latest global atmospheric reanalysis of NASA's Global Modelling and Assimilation Office (GMAO). This version has significant improvements in the assimilation system, being able to assimilate hyperspectral radiance and microwave observations and GPS-Radio Occultation or space-based observations of aerosols, among others. Despite its enhanced capabilities in the assimilation system, the spatial resolution remains similar to its previous version, 50km in the latitudinal dimension and over 60km in the longitudinal dimension. In addition to the assimilation scheme, it takes advantage of the evolution of the Goddard Earth Observing System (GEOS), including a better representation of the cryospheric processes.

#### 3.1.5. Dynamically downscaled products

The Weather Research and Forecast model (WRF; Skamarock *et al.*, 2008) is a non-hydrostatic mesoatmospheric numerical model designed for both atmospheric research and operational forecasting applications. It is widely used as a dynamical downscaling and data assimilation tool. To provide the WRF model with the initial and boundary conditions, we downloaded the ERA5 reanalysis data (Hersbach *et al.*, 2019). The data was downloaded from the Climate Data Store (CDS) infrastructure at an hourly time step.

The WRF simulation was configured following previous experiments, where the model has proven to provide reliable simulation of winter precipitation over complex terrain (E Alonso-González *et al.*, 2021; Ikeda *et al.*, 2010; Rasmussen *et al.*, 2014). Thus, the parametrization schemes used in the WRF simulation include the following: the Thompson cloud microphysics scheme (Thompson *et al.* 2008); the NCAR Community Atmosphere Model (CAM) (Collins *et al.*, 2004) scheme for both shortwave and longwave radiation; the Noah-MP Niu, G.-Y. *et al.* (2011) scheme to solve land surface physics; the Mellor-Yamada-Janjic (Janjic, 2002) scheme for the planetary boundary layer; and the Betts-Miller-Janjic (Janjic 1994) scheme for deep and shallow convection. TheNoah-MP scheme for land surface physics is particularly relevant in this study. It has more realistic snow physics compared with other land surface models, including a thin surface layer, liquid water retention and refreezing, snowpack densification, sublimation, and turbulent and radiative heat flux exchanges to and from the snowpack with soil and plant canopy interactions. The domain configuration was designed with the center at the 38°N, 42°E coordinates with 220 cells in the West-East axis and 150 cells in the North-South axis. The spatial resolution was set to 10km in a Lambert conformal projection (Fig. 2).



Figure 2. WRF simulation 10 km resolution domain and its digital elevation model. The domain spans from 42° to 36°N (latitude) and from 25° to 47°E (longitude).

#### 3.1.6. SE-E-SEVIRI(H10)

Snow cover over the Karasu basin was also monitored with the satellite product SE-E-SEVIRI(H10) (https://hsaf.meteoam.it/Products/Detail?prod=H10), a daily operational product of snow

cover, at 5 km resolution generated from visible (VIS) and infrared (IR) radiometry of the Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager (SEVIRI) instrument on board the geostationary Meteosat Second Generation (MSG) satellites. The high temporal resolution and wide aerial coverage of SEVIRI imagery make it highly suitable for snow-cover mapping, since cloud cover is continuously monitored (Piazzi *et al.*, 2019). It was selected for this study because the resolution is close to or higher than the compared snow products, and its usability has already been tested for this region (Piazzi *et al.*, 2019). It has shown advantages in snow detection compared to other satellite products such as MODIS (Sürer *et al.*, 2013).

#### 3.2. Evaluation

Eight stations with daily average temperature and total precipitation covering the period 1999-2018 where continuous data is available within or near the Karasu Basin (Fig. 1) are used in the evaluation analysis. The stations have an elevation range spanning from 981 to 1759 m a.s.l., and the precipitation is measured with wind protected, tipping bucket rain gauges. These data were contrasted with outputs from atmospheric models to see how two main drivers (temperature and precipitation) of snow seasonality are reproduced in the study area. The comparison was made considering the period from December to the end of April, as these months record most of the snow accumulation and melting over the study area. In addition, four stations ranging from 2070 to 2300 m a.s.l. where regular in-situ observations are manually taken for snow water equivalent measurements are used in the evaluation analysis (Fig. 1). The available dataset covers the period 2000-2015 and the comparison was performed following the same methodology as for the temperature and precipitation. There are between six and eight measurements at each site for each year.

A prior consideration in the performed comparison, as shown in other comparisons of gridded products (Alonso-González *et al.*, 2021; Revuelto *et al.*, 2018; Wrzesien *et al.*, 2017), is the obvious mismatch in resolution between point-scale measurements and coarse spatial grids (Blöschl, 1999), especially as topographic complexity and terrain roughness increase (López-Moreno *et al.*, 2015). This problem has been addressed using accuracy indicators based on capturing the interannual variability of the variable of interest rather than their absolute values, over a value obtained by interpolating the 4 closest cells to each station. This has been done using Taylor's diagrams, which are generally used to quantify the degree of correspondence between the modeled and observed behaviour in terms of three statistics: the Pearson correlation coefficient, the root-mean-square error (RMSE), and the standard deviation (Taylor, 2001). In addition, the temporal comparison of aggregated values of SWE and snow cover (H10) over the Karasu basin provides a sound estimate of the ability of the different snow products to reproduce the snow dynamics over the study area.

#### 4. Results

#### 4.1. Capacity of reanalysis products to reproduce precipitation and temperature

All compared reanalysis products properly reproduced the observed temperature (from December to April) at the eight available meteorological stations covering the period 1999-2018 (Fig. 3A). Pearson's correlation coefficient is always above 0.9 for all products and sites, with values often exceeding 0.95. The standard deviations of the gridded products and observations also show a high agreement. RMSE is generally below 2.5 °K, indicating that the absolute values are also well reproduced but, as expected, this score worsens as the spatial resolution of the gridded datasets decrease.

The error estimators for precipitation from December to April (Fig. 3B) clearly shows a much lower performance of the reanalysis products to reproduce this variable. It also shows a much larger dispersion between sites and products. In general, Pearson's coefficients range between 0.4 and 0.7 as previous studies have reported in mountainous terrain (Zandler *et al.*, 2019). The standard deviation is underestimated for most of the sites and products. The RMSE also shows noticeable biases in the total

amount of precipitation but, in this case, the values are not only influenced by the spatial resolution of the products but also by the very important differences in precipitation amounts recorded among the eight observation sites. It is interesting to note that the WRF simulation exhibits, in most cases and sites, the lowest accuracy in reproducing precipitation amounts and their variability, while the other products reproduced precipitation better, showing very similar scores for the different observation sites.



Figure 3. Taylor's diagram showing the standard deviation, correlation and root-mean-square error (inner circles) for December to April temperature (left panel) and precipitation (right panel) at the available meteorological stations from MERRA 2, ERA-5, ERA-LAND and WRF.

#### 4.2. Comparison of snow products

The four reanalysis products exhibit logical differences among them but have a clear similar pattern, while the microwave product H13 exhibits a different temporal pattern of SWE (Fig. 4). Thus, it seems that H13 saturates at some threshold that makes that average SWE for the basin not exceed a certain limit, close to 140 mm value over the years. The other snow products show annual maximum SWE values that exceed 200 mm for the higher resolution products and values around 50 mm for the coarser reanalyses. Both reanalyses (ERA5 and MERRA-2) showed the lower values of the series, due to the combined effect of a low resolution and a high spatial variability, in contrast to the high averaged value of H13, consequence of spatially constant values.



Figure 4. Temporal evolution of basin average snow water equivalent from MERRA 2, ERA-5, ERA-LAND and WRF and SE-E-SEVIRI(H10) and SWE-E(H13) between 2013-2018.

The snow duration provided by all snow products (including H13) is very similar and it highly matches with the snow cover area provided by H10 product. The largest differences were observed during isolated melting events that occurred during the accumulation period (i.e., 2015-16 and 2016-17). Such deviations are likely associated with the different resolution of the two products, and also to isolated snowfall events that are not properly captured by WRF, or they are captured but with a biased snowline. These events do not affect the overall estimation of the annual duration of the snowpack.

The unrealistic representation of snow based on H13 can be also observed with the spatially distributed SWE for different selected days (Fig. 5). The comparison of WRF and H13 shows how the latter neglects most of the spatial variability that can be expected in both accumulation and ablation periods in mountainous terrain such as Karasu basin, and therefore discarded in the following analyses.



Figure 5. Comparison of SWE derived from WRF (left panels) and H13 (right panels) for Karasu basin, a) 09 Mar 2015, b) 25 Feb 2017, c) 01 Feb 2018.

Once H13 is discarded, the rest of the reanalysis snow products show better ability to reproduce the temporal and spatial SWE variability over the Karasu basin, while some deficiencies were found (Fig. 6). It is interesting to note that, at each site with ground measurements, different models show different accuracy. In general, ERA-Land showed the highest Pearson's coefficient most often (often exceeding 0.8), followed by ERA 5 (with values over 0.7 and 0.8). However, the standard deviation of the ERA5-Land product is closer to the deviation of in-situ observations, perhaps as a consequence of its higher resolution, which is able to better represent the natural variability of the snowpack. MERRA 2 and WRF simulation showed lower Pearson's coefficient values and very high variability among the four sites of observation. This may be caused by the fact that WRF is not directly assimilating any data, while ERA5 assimilates different products, including snow cover information. In the case of MERRA2, we hypothesize that its coarser resolution is preventing proper matching of its snow simulations with in situ observations.



Figure 6. Taylor's diagram showing the standard deviation, correlation and root-mean-square error (inner circles) between reanalysis snow products and observed SWE at four observation sites.

#### 5. Discussion and conclusions

Results show that the existing gridded snow products may give reasonable information on snow amounts and their spatial distribution over large areas, similarly to testing done by Wrzesien *et al.* (2017) for the Californian Sierra Nevada or Bien *et al.* (2022) over the Tibetan plateau. However, results based on microwave satellite sensor H13 over the Karasu basin seems problematic, especially at seasonal maximum SWE, confirming previous studies highlighting the limitations of passive microwave products in reproduce the spatial patterns of the snow (Mortimer *et al.*, 2020). Snow duration from the H13 SWE series are similar to those obtained with WRF and H10 products. However, there is a threshold close to 140 mm from which H13 saturates or simply is assigned when snowpack is present, making that retrieved maximum annual SWE almost identical every year of the study period (2013-2018). At the same time, the distributed values exhibit little variability, with relatively less response to elevation variation over the basin. Independent validation and identification of these limitations should be considered for the subsequent development of new products and future estimates of SWE values for complex topographies. This is valuable for water resources management with a scarce observation network or, alternatively, to identify for which environments the SWE estimates are most reliable or uncertain.

Snow products based on atmospheric reanalysis have shown promising performance for use in areas with limited observations. Snow products reached better accuracy scores than the precipitation for December to April. There are two reasons for this. First, measured winter precipitation in a cold environment such as Karasu basin is far to be the ground truth due to undercatch (Buisán *et al.*, 2017) and, in some cases, atmospheric simulations can outperform observational networks (Lundquist *et al.*, 2019). The second reason is that atmospheric reanalysis assimilates snowpack information retrieved from both remote sensing and in-situ observations, noticeably improving the final results on the snow product (Largeron *et al.*, 2020). Lack of snow data assimilation and the computational limitations preventing to search for an optimal parametrization when conducting the dynamical downscaling of ERA5 using WRF are the most likely explanation of the poor performance shown by the WRF product. Applying dynamical downscaling to obtain long-term series involves very high computing requirements that often are too complicated to be used by most research teams, even with occasional access to supercomputing facilities (Gutmann *et al.*, 2016), even considering new emerging more efficient options (Powers *et al.*, 2021). This computational effort often limits testing model codes and configurations to

be better suited to specific meteorological conditions for a given study site. Under such limitation, the 9 km ERA-land product has been raised as a promising dataset covering the emerged part of the earth hourly since 1981, including its snow product, which has obtained the best scores in this work. When higher resolution is required, pseudo-physical downscaling approaches (Esteban Alonso-González *et al.*, 2017; Liston and Elder, 2006) may be successfully applied over this dataset to run offset snow models from finer interpolated input data.

#### Acknowledgements

This study was funded by HIDROIBERNIEVE (CGL2017-82216-R), from the Spanish Ministry of Science, Innovation and Universities; and EUMETSAT AVS18-01 "Validation of H-SAF Snow Products with Physically Based Snow Energy Balance Model Driven by Downscaled Reanalyses Data".

#### References

- Aalstad, K., Westermann, S. Bertino, L. (2020). Evaluating satellite retrieved fractional snow-covered area at a high-Arctic site using terrestrial photography. *Remote Sensing of Environment*, 239, 111618, http://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111618
- Altinbilek, D.H. (2004). Development and management of the Euphrates-Tigris basin. *International Journal of Water Resources Development*, 20 (1), 15-33. http://doi.org/10.1080/07900620310001635584
- Alonso-González, E, Gutmann, E., Aalstad, K., Fayad, A., Bouchet, M., Gascoin, S. (2021). Snowpack dynamics in the Lebanese mountains from quasi-dynamically downscaled ERA5 reanalysis updated by assimilating remotely sensed fractional snow-covered area. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25 (8), 4455-4471. https://doi.org/10.5194/hess-25-4455-2021
- Alonso-González, E., López-Moreno, J.I., Gascoin, S., García-Valdecasas Ojeda, M., Sanmiguel-Vallelado, A., Navarro-Serrano, F., Revuelto, J., Ceballos, A., Esteban-Parra, M.J., Essery, R. (2017). Daily gridded datasets of snow depth and snow water equivalent for the Iberian Peninsula from 1980 to 2014. *Earth System Science Data Discussions*, 1-24. https://doi.org/10.5194/essd-2017-106
- Alonso, R., Pozo, J.M., Buisán, S.T., Álvarez, J.A. (2021). Analysis of the Snow Water Equivalent at the AEMet-Formigal Field Laboratory (Spanish Pyrenees) During the 2019/2020 Winter Season Using a Stepped-Frequency Continuous Wave Radar (SFCW). *Remote Sensing*, 13 (4). https://doi.org/10.3390/rs13040616
- Andreas, D., Kuenzer, C., Gessner, U., Dech, S. (2012). Remote Sensing of Snow a Review of available methods. *International Journal of Remote Sensing*, 33, 4094-4134. https://doi.org/10.1080/01431161.2011.640964
- Bian, Q., Xu, Z., Zhao, L., Zhang, Y., Zheng, H., Shi, C., Zhang, S., Xie, C., Yang, Z. (2019). Evaluation and Intercomparison of Multiple Snow Water Equivalent Products over the Tibetan Plateau. *Journal of Hydrometeorology*, 20 (10), 2043-2055. https://doi.org/10.1175/JHM-D-19-0011.1
- Blöschl, G. (1999). Scaling issues in snow hydrology. *Hydrological Processes*, 13 (14-15), 2149-2175. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199910)13:14/15<2149::AID-HYP847>3.0.CO;2-8
- Bormann, K.J., Brown, R.D., Derksen, C., Painter, T.H. (2018). Estimating snow-cover trends from space. *Nature Climate Change*, 8 (11), 924-928. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0318-3
- Bojinski, S., Verstraete, M., Peterson, T.C., Richter, C., Simmons, A., Zemp, M. (2014). The concept of essential climate variables in support of climate research, applications, and policy. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 95 (9), 1431-1443, http://doi.org/10.1175/BAMS-D-13-00047.1
- Buisán, S.T., Earle, M.E., Collado, J.L., Kochendorfer, J., Alastrué, J., Wolff, M., Smith, C.D., López-Moreno, J.I. (2017). Assessment of snowfall accumulation underestimation by tipping bucket gauges in the Spanish operational network. *Atmospheric Measurement Techniques*, 10 (3). https://doi.org/10.5194/amt-10-1079-2017

- Cullen, H.M., Demenocal, P.B. (2000). North Atlantic influence on Tigris-Euphrates streamflow. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 20 (8), 853-863.
- Collins, W.D., Rasch P.J., Boville, B.A., Hack, J.J., McCaa, J.R., Williamson, D.L., Kiehl, J.T. Briegleb, B. (2004). Description of the NCAR Community Atmosphere Model (CAM 3.0) (2004) (NCAR Technical Note NCAR/TN-464 + STR, 226 pp.)
- Derksen, C., Walker, A., Goodison, B. (2005). Evaluation of passive microwave snow water equivalent retrievals across the boreal forest/tundra transition of western Canada. *Remote Sensing of Environment*, 96 (3), 315-327. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.02.014
- Dozier, J., Bair, E.H., Davis, R.E. (2016). Estimating the spatial distribution of snow water equivalent in the world?s mountains. *WIREs Water*, 3 (3), 461-474. https://doi.org/10.1002/wat2.1140
- Frei, A., Tedesco, M., Lee, S., Foster, J., Hall, D.K., Kelly, R., Robinson, D.A. (2012). A review of global satellitederived snow products. *Advances in Space Research*, 50 (8), 1007-1029. https://doi.org/10.1016/j.asr.2011.12.021
- Gascoin, S, Hagolle, O., Huc, M., Jarlan, L., Dejoux, J.-F., Szczypta, C., Marti, R., Sánchez, R. (2015). A snow cover climatology for the Pyrenees from MODIS snow products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19 (5), 2337-2351. https://doi.org/10.5194/hess-19-2337-2015
- Gascoin, S., Barrou Dumont, Z., Deschamps-Berger, C., Marti, F., Salgues, G., López-Moreno, J.I., Revuelto, J., Michon, T., Schattan, P., Hagolle, O. (2020). Estimating Fractional Snow Cover in Open Terrain from Sentinel-2 Using the Normalized Difference Snow Index. *Remote Sensing*, 12 (18). https://doi.org/10.3390/rs12182904
- Gelaro, R., McCarty, W., Suárez, M.J., Todling, R., Molod, A., Takacs, L., Randles, C.A., Darmenov, A., Bosilovich, M.G., Reichle, R., Wargan, K., Coy, L., Cullather, R., Draper, C., Akella, S., Buchard, V., Conaty, A., da Silva, A.M., Gu, W., ... Zhao, B. (2017). The Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications, Version 2 (MERRA-2). *Journal of Climate*, 30 (14), 5419-5454. https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0758.1
- Gutmann, E., Barstad, I., Clark, M., Arnold, J., Rasmussen, R. (2016). The Intermediate Complexity Atmospheric Research Model (ICAR). *Journal of Hydrometeorology*, 17 (3), 957-973. https://doi.org/10.1175/JHM-D-15-0155.1
- Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J., Peubey, C., Radu, R., Schepers, D., Simmons, A., Soci, C., Abdalla, S., Abellan, X., Balsamo, G., Bechtold, P., Biavati, G., Bidlot, J., Bonavita, M., ... Thépaut, J.N. (2020). The ERA5 global reanalysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 146 (730), 1999-2049. https://doi.org/10.1002/qj.3803
- Hersbach, H., Bell, W., Berrisford, P., Horányi, A.J., M.-S., Nicolas, J., Radu, R., Schepers, D., Simmons, A., Soci, C., Dee, D. (2019). Global reanalysis: goodbye ERA-Interim, hello ERA5. *ECMWF Newsletter*, 159. http://doi.org/10.21957/vf291hehd7
- Horak, J., Hofer, M., Maussion, F., Gutmann, E., Gohm, A., Rotach, M.W. (2019). Assessing the added value of the Intermediate Complexity Atmospheric Research (ICAR) model for precipitation in complex topography. *Hydrology and Earth System Sciences.*, 23, 2715-2734. https://doi.org/10.5194/hess-23-2715-2019.
- Ikeda, K., Rasmussen, R., Liu, C., Gochis, D., Yates, D., Tewari, M., Barlage, M., Dudhia, J., Miller, K., Arsenault, K., Grubišić, V. (2010). Simulation of seasonal snowfall over Colorado. *Atmospheric Research*, 97, 462-477. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.04.010
- Janjic, Z.I., 1994: The step-mountain Eta coordinate model: Further developments of the convection, viscous sublayer, and turbulence closure schemes. *Monthly Weather Review*, 122 (5), 927-945. https://doi.org/10.1175/1520-0493(1994)122<0927:TSMECM>2.0.CO;2
- Janjic, Z.I. (2002) Nonsingular Implementation of the Mellor-Yamada Level 2.5 Scheme in the NCEP Meso Model (NCEP Office Note, No. 437, 61 pp.)
- Kelley, C. P., Mohtadi, S., Cane, M. A., Seager, R., Kushnir, Y. (2015). Climate change in the Fertile Crescent and implications of the recent Syrian drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112 (11), 3241 LP-3246. https://doi.org/10.1073/pnas.1421533112

- Kochendorfer, J., Earle, M.E., Hodyss, D., Reverdin, A., Roulet, Y., Nitu, R., Rasmussen, R., Landolt, S., Buisan, S., Laine, T. (2020). Undercatch adjustments for tipping bucket gauge measurements of solid precipitation. *Journal of Hydrometeorology*, 21 (6), 1195-1205. https://doi.org/10.1175/JHM-D-19-0256.1
- Largeron, C., Dumont, M., Morin, S., Boone, A., Lafaysse, M., Metref, S., Cosme, E., Jonas, T., Winstral, A., Margulis, S.A. (2020). Toward Snow Cover Estimation in Mountainous Areas Using Modern Data Assimilation Methods: A Review. *Frontiers in Earth Science*, 8, 325. https://doi.org/10.3389/feart.2020.00325
- Liston, G.E., Elder, K. (2006). A Distributed Snow-Evolution Modeling System (SnowModel). *Journal of Hydrometeorology*, 7 (6), 1259-1276. https://doi.org/10.1175/JHM548.1
- López-Moreno, J.I., Fassnacht, S.R., Heath, J.T., Musselman, K.N., Revuelto, J., Latron, J., Morán-Tejeda, E., Jonas, T. (2013). Small scale spatial variability of snow density and depth over complex alpine terrain: Implications for estimating snow water equivalent. *Advances in Water Resources*, 55. https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.08.010
- López-Moreno, J.I., Nogués-Bravo, D. (2006). Interpolating local snow depth data: An evaluation of methods. *Hydrological Processes*, 20 (10). https://doi.org/10.1002/hyp.6199
- López-Moreno, J.I., Revuelto, J., Fassnacht, S.R., Azorín-Molina, C., Vicente-Serrano, S.M., Morán-Tejeda, E., Sexstone, G.A. (2015). Snowpack variability across various spatio-temporal resolutions. *Hydrological Processes*, 29 (6). https://doi.org/10.1002/hyp.10245
- Lundquist, J., Hughes, M., Gutmann, E., Kapnick, S. (2019). Our Skill in Modeling Mountain Rain and Snow is Bypassing the Skill of Our Observational Networks. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 100 (12), 2473-2490. https://doi.org/10.1175/BAMS-D-19-0001.1
- Malnes, E., Guneriussen, T. (2002). Mapping of snow covered area with Radarsat in Norway. In *International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)* (Vol. 1). https://doi.org/10.1109/IGARSS.2002.1025145
- Margulis, S.A., Cortés, G., Girotto, M., Durand, M. (2016). A Landsat-Era Sierra Nevada Snow Reanalysis (1985-2015). *Journal of Hydrometeorology*, 17 (4), 1203-1221. https://doi.org/10.1175/JHM-D-15-0177.1
- Mortimer, C., Mudryk, L., Derksen, C., Luojus, K., Brown, R., Kelly, R., Tedesco, M. (2020). Evaluation of longterm Northern Hemisphere snow water equivalent products, *The Cryosphere*, 14, 1579-1594. https://doi.org/10.5194/tc-14-1579-2020
- Muñoz-Sabater, J., Dutra, E., Agusti-Panareda, A., Albergel, C., Arduini, G., Balsamo, G., Boussetta, S., Choulga, M., Harrigan, S., Hersbach, H., Martens, B., Miralles, D.G., Piles, M., Rodriguez-Fernández, N.J., Zsoter, E., Buontempo, C., Thépaut, J.-N. (2021). ERA5-Land: A state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications. *Earth System Science Data Discussions*, 1-50. https://doi.org/10.5194/essd-2021-82
- Musselman, K.N., Addor, N., Vano, J.A., Molotch, N.P. (2021). Winter melt trends portend widespread declines in snow water resources. *Nature Climate Change*, 11 (5), 418-424, http://doi.org/10.1038/s41558-021-01014-9
- Nogueira, M. (2020). Inter-comparison of ERA-5, ERA-interim and GPCP rainfall over the last 40 years: Processbased analysis of systematic and random differences. *Journal of Hydrology*, 583, 124632. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124632
- Niu. G.-Y., Yang, Z.-L., Mitchell, K.E., Chen, F., Ek, M.B., Barlage, M., Kumar, A., Manning, K., Niyogi, D., Rosero, E., Tewari, M., Xia, Y. (2011), The community Noah land surface model with multiparameterization options (Noah-MP): 1. Model description and evaluation with local-scale measurements. *Journal of. Geophysical Research*, 116, D12109, http://doi.org/10.1029/2010JD015139
- Piazzi, G., Tanis, C.M., Kuter, S., Simsek, B., Puca, S., Toniazzo, A., Takala, M., Akyürek, Z., Gabellani, S., Arslan, A.N. (2019). Cross-Country Assessment of H-SAF Snow Products by Sentinel-2 Imagery Validated against In-Situ Observations and Webcam Photography. *Geosciences*, 9 (3). https://doi.org/10.3390/geosciences9030129
- Powers, J.G., Werner, K.K., Gill, D.O., Lin, Y.-L., Schumacher, R.S. (2021). Cloud Computing Efforts for the Weather Research and Forecasting Model. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 102 (6), E1261-E1274. https://doi.org/10.1175/BAMS-D-20-0219.1

- Pulliainen, J.T., Grandell, J., Hallikainen, M.T. (1999). HUT snow emission model and its applicability to snow water equivalent retrieval. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37 (3), 1378-1390. http://doi.org/10.1109/36.763302
- Rasmussen, R., Ikeda, K., Liu, C., Gochis, D., Clark, M., Dai, A., Gutmann, E., Dudhia, J., Barlage, M., Yates, D., Zhang, G. (2014). Climate Change Impacts on the Water Balance of the Colorado Headwaters: High-Resolution Regional Climate Model Simulations. *Journal of Hydrometeorology*, 15, 1091-1116. https://doi.org/10.1175/JHM-D-13-0118.1
- Revuelto, J., Lecourt, G., Lafaysse, M., Zin, I., Charrois, L., Vionnet, V., Dumont, M., Rabatel, A., Six, D., Condom, T., Morin, S., Viani, A., Sirguey, P. (2018). Multi-Criteria Evaluation of Snowpack Simulations in Complex Alpine Terrain Using Satellite and In Situ Observations. *Remote Sensing*, 10, 1171. https://doi.org/10.3390/rs10081171
- Saavedra, F. A., Kampf, S.K., Fassnacht, S.R., Sibold, J.S. (2017). A snow climatology of the Andes Mountains from MODIS snow cover data. *International Journal of Climatology*, 37 (3), 1526-1539. https://doi.org/10.1002/joc.4795
- Sexstone, G.A., Fassnacht, S.R., López-Moreno, J.I., Hiemstra, C.A. (2021). Subgrid snow depth coefficient of variation spanning alpine to sub-alpine mountainous terrain. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 48 (1). 79-96. https://doi.org/10.18172/cig.4951
- Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J.B., Gill, D.O., Barker, D.M., Duda, M.G., Huang, X.-Y., Wang, W., Powers, J.G. (2008). A Description of the Advanced Research WRF Version 3 (No. NCAR/TN-475+STR). University Corporation for Atmospheric Research. http://doi.org/10.5065/D68S4MVH
- Şorman, A.Ü., Beşer, Ö. (2013). Determination of snow water equivalent over the eastern part of Turkey using passive microwave data Hydrological Processes, 27 (14), 1945-1958. https://doi.org/10.1002/hyp.9267
- Surer, S., Akyurek, Z. (2012). Evaluating the utility of the EUMETSAT HSAF snow recognition product over mountainous areas of eastern Turkey. *Hydrological Sciences Journal*, 57 (8), 1684-1694. https://doi.org/10.1080/02626667.2012.729132
- Sürer, S., Parajka, J., Akyürek, Z. (2013). Validation of the operational MSG-SEVIRI snow cover product over Austria. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 10, 12153-12185. https://doi.org/10.5194/hessd-10-12153-2013
- Taylor, K.E. (2001). Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 106 (D7), 7183-7192. https://doi.org/10.1029/2000JD900719
- Tekeli, A.E., Akyürek, Z., Arda Şorman, A., Şensoy, A., Ünal Şorman, A. (2005). Using MODIS snow cover maps in modeling snowmelt runoff process in the eastern part of Turkey. *Remote Sensing of Environment*, 97 (2), 216-230. https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.03.013
- Thompson, G., Field, P.R., Hall, W.R., Rasmussen, R.M. (2008). Explicit forecasts of winter precipitation using an improved bulk microphysics scheme. Part II: implementation of a new snow parameterization. *Monthly Weather Review*, 136 (12), 5095-5115. https://doi.org/10.1175/2008MWR2387.1
- Wrzesien, M.L., Durand, M.T., Pavelsky, T.M., Howat, I.M., Margulis, S.A., Huning, L.S. (2017). Comparison of methods to estimate snow water equivalent at the mountain range scale: A case study of the California Sierra Nevada. *Journal of Hydrometeorology*, 18 (4), 1101-1119. https://doi.org/10.1175/JHM-D-16-0246.1
- Yilmaz, A., Imteaz, M. (2014). Climate change and water resources in Turkey: A review. International Journal of Water, 8, 299. https://doi.org/10.1504/IJW.2014.064222
- Zandler, H., Haag, I., Samimi, C. (2019) Evaluation needs and temporal performance difference of gridded precipitation products in peripheral mountain regions. *Scientific Reports*, 9, 15118. https://doi.org/10.1038/s41598-019-51666-z

Cuadernos de Investigación Geográfica Geographical Research Letters	2023	Nº 49	pp. 69-87	EISSN 1697-9540
--	------	-------	-----------	-----------------



Copyright © 2023, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

# THREE DECADES OF REMOTE SENSING ANALYSIS ON FOREST DECLINE RELATED TO CLIMATE CHANGE: A BIBLIOMETRIC STUDY

# JOSÉ LUIS GALLARDO-SALAZAR<sup>1\*</sup><sup>(D)</sup>, CUAUHTÉMOC SÁENZ-ROMERO<sup>2</sup><sup>(D)</sup>, ROBERTO LINDIG-CISNEROS<sup>3</sup><sup>(D)</sup>, LEONEL LÓPEZ-TOLEDO<sup>2</sup><sup>(D)</sup>, ARNULFO BLANCO-GARCÍA<sup>4</sup><sup>(D)</sup>, ÁNGEL R. ENDARA-AGRAMONT<sup>5</sup><sup>(D)</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia 58880, Michoacán, México.

<sup>2</sup>Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia 58330, Michoacán, México.

<sup>3</sup>Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia 58190, Michoacán, México.

> <sup>4</sup>Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia 58030, Michoacán, México.

<sup>5</sup>Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca 50000, Estado de México, México.

ABSTRACT. Climate change is predicted to lead to increasingly intense and hotter droughts, causing physiological weakness followed by forest decline in many regions of the world. Long- and short-range remote sensing (satellites and unmanned aerial vehicles, commonly called drones) can sense drought-induced changes in vegetation. Although several studies have addressed forest decline events, none have analyzed the forest decline attributable to climate change using remote sensing in a concise manner. A bibliometric analysis was carried out to characterize the scientific production reported in the Web of Science repository. The search descriptors were a combination of keywords related to forest decline and remote sensing. The results showed 278 articles published between 1989 and 2021 in 92 journals, with an average annual increase of 31%. A total of 29 nodes and 220 scientific collaboration links were located, mainly led by researchers from USA, Germany and China. Keyword analysis using World-TreeMap reflected the association of different key forest decline phenomena such as drought stress and climate change. Although the use of satellite information to study and understand forest decline has been reported for just over three decades, the most notable feature of the present research was the limited role of drones with only 5 studies. This reveals an area of opportunity to take advantage of the main strengths of drones, i.e., spatial and temporal resolution, low cost compared to manned flights, and centimeter accuracy. Therefore, it is strongly recommended to increase studies to improve the use of multispectral sensors, thermal and LiDAR technology for long-term monitoring of forest decline related to climate change.

# Tres décadas de análisis de sensores remotos sobre la pérdida de bosques relacionada con el cambio climático: un estudio bibliométrico

**RESUMEN.** Se pronostica que el cambio climático conducirá a sequías cada vez más intensas y cálidas, que provocarán una debilidad fisiológica seguida de la disminución de los bosques en muchas regiones del mundo. La teledetección de largo y corto alcance (satélites y vehículos aéreos no tripulados, comúnmente llamados drones) puede detectar cambios en la vegetación inducidos por la sequía. Aunque varios estudios han abordado los eventos

de pérdida forestal, ninguno ha analizado de manera concisa la pérdida forestal atribuible al cambio climático utilizando sensores remotos. En este trabajo se realizó un análisis bibliométrico para caracterizar la producción científica incluida en el repositorio Web of Science. Los descriptores de búsqueda fueron una combinación de palabras clave relacionadas con la disminución de los bosques y la teledetección. Los resultados arrojaron 278 artículos publicados entre 1989 y 2021 en 92 revistas, con un incremento anual promedio del 31%. Se localizaron un total de 29 nodos y 220 enlaces de colaboración científica, liderados principalmente por investigadores de EE.UU., Alemania y China. El análisis de palabras clave utilizando World-TreeMap reflejó la asociación de diferentes fenómenos clave del declive forestal, como el estrés por sequía y el cambio climático. Si bien el uso de información de satélites para estudiar y comprender la disminución de los bosques se ha reportado en las últimas tres décadas, el rasgo más notable de la presente investigación fue el papel limitado de los drones, es decir, la resolución espacial y temporal, el bajo costo en comparación con los vuelos tripulados y la precisión centimétrica. Por lo tanto, se recomienda encarecidamente aumentar los estudios para mejorar el uso de sensores multiespectrales, tecnología térmica y LiDAR para el monitoreo a largo plazo de la disminución de los bosques relacionada con el cambio climático.

Keywords: Scientometrics, forest mortality, UAV, global warming, forest resources.

**Palabras clave:** Métrica científica, mortalidad forestal, vehículo aéreo no tripulado, calentamiento global, recursos forestales.

Received: 16 January 2023 Accepted: 12 April 2023

\***Corresponding author**: José Luis Gallardo-Salazar, Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia 58880, Michoacán, México. E-mail: 2251351x@umich.mx

#### 1. Introduction

Future climate scenarios suggest major global changes with adverse impacts on food security and ecosystems (Pörtner *et al.*, 2022). Therefore, the scientific community has clearly warned that we are facing a planetary climate emergency (Ripple *et al.*, 2020). Consequently, a great threat is emerging for plant and animal species suffering changes in their distribution, abundance and dynamics, in addition to effects on nutrients cycles and many other environmental services (Fort, 2015; Sáenz-Romero *et al.*, 2020).

Droughts related to climate change have caused widespread tree decline and mortality in many forest biomes (Allen *et al.*, 2010, 2015), with severe effects on ecosystem function and terrestrial carbon fluxes in the biosphere (Anderegg *et al.*, 2016). A cause for concern is that climate change is expected to lead to increasingly intense and hotter droughts (Hammond *et al.*, 2022), causing physiological weakness in plants promoting pest and disease damage and the eventual occurrence of forest decline phenomena (Choat *et al.*, 2018).

The scientific community has adopted a variety of approaches to study forest decline phenomena (Lu *et al.*, 2019). An important part has analyzed the mechanisms of drought-induced tree mortality, specifically testing whether trees die due to hydraulic failure (Anderegg and Anderegg, 2013; Klein *et al.*, 2022), reduced or no radial growth (Guada *et al.*, 2016), biotic attacks, or the interaction of those factors (McDowell *et al.*, 2008; Hajek *et al.*, 2022). Unfortunately, predictions of forest mortality are not encouraging, even with active tree defense mechanisms against drought (e.g., leaf stomata closure) (Williams *et al.*, 2013).
Therefore, for innovative analyses of forest decline symptoms, it is important to collect field observations on a consistent basis over the short, medium or long term (Hammond et al., 2022). However, given the massive number of forest decline events that are occurring and the high cost to assess them through field surveys with conventional technologies, it is necessary to rely on state-of-theart technologies such as long- and short-range remote sensing. In this regard, Huang et al. (2019) carried out a comprehensive scientific review to analyze how remote sensing can help perceive drought-induced changes in plant physiology, biochemistry, and structure. The authors conclude that remote sensing techniques provide the opportunity and potential for large spatial scale observation and analysis and early detection of forest decline symptoms. Even though, Huang et al. (2019) study gives an overall view about the forest decline and forest die-off process, it is necessary analyzed systematic the scientific contributions to understand the different approaches with which this topic has been analyzed. Remote sensing has allowed us to monitor the spatial and temporal development of droughts at regional scales (Jiao et al., 2021), which is useful for accurate estimates of tree mortality in areas with forest decline symptoms (Meddens et al., 2013), and to describe the geographic extent, ecological patterns of tree loss and damage, and track ecosystems after tree mortality (Huang et al., 2019). As a result, the links between changes related to forest decline symptoms and remote sensing show exceptional promise for strategic and adaptive management of forest biomes to climate change.

Although there are several studies that address forest decline events on a regional or global scale (Allen *et al.*, 2010, 2015; Huang *et al.*, 2019; Hammond *et al.*, 2022), no study has analyzed in a concise way the existing scientific publications on the following two topics (1) forest decline attributable to climate change and (2) remote sensing as a support to field observations for a better understanding of these phenomena. Under the hypothesis that scientific production on the topic (forest decline) is growing dramatically, a systematic analysis of these research studies is very important to understand the trends, the areas that have been little studied, and the areas of opportunity in the use of remote sensing information to study forest decline attributable to climate change. In this regard, scientific publications are a fundamental element in the process of socialization of advances, generation and application of knowledge and measurement of the impact of novel topics (Belter, 2015). The documentary method called bibliometric analysis has the potential to statistically study scientific production, growth and distribution. This method becomes important as it is a systematic, transparent and reproducible review process with the aim of assessing scientific activity and its impact on society (Hood and Wilson, 2001; Ellegaard and Wallin, 2015).

Therefore, broadly speaking, the objective of the present study was to characterize the scientific production of forest decline attributable to climate change studied with remote sensing by means of a bibliometric analysis. The specific objectives were: (1) to create a carefully selected bibliographic dataset that other researchers related to the topic can use for scientific research; (2) to analyze the general and recent trends in the analysis of forest decline attributable to climate change using remote sensing; and (3) to detect possible areas of opportunity where additional efforts are needed and to suggest possible alternatives. The bibliometric analysis included: dynamics of publications over time; most influential journals and articles on the topic; leading authors and countries; scientific collaboration networks; and thematic analysis i.e., types of satellite platforms or remote sensors most used in scientific contributions, types of vegetation and species most frequently analyzed, maps of keywords defined by the authors, and types of forest decline phenomena analyzed. The target audience for this research is represented mainly by forest decision-makers (forest owners, technicians, governmental authorities and entrepreneurs) and young researchers who want to get involved in the topic of forest decline related to climate change using remote sensing.

# 2. Survey methodology

This study is a systematic review and bibliometric analysis of scientific articles focused on the study of different symptoms of forest decline attributable to climate change by means of remote sensing.

Literature search was carried out using the scientific repository Web of Science (https://www.webofscience.com/wos/woscc/basic-search), because it is one of the most wide-ranging bibliographic databases in the world (Pranckutė, 2021) and over time has become one of the most influential databases used for journal selection, research evaluation, bibliometric analysis, and other tasks (Li *et al.*, 2018a).

The search descriptors were a combination of keywords related to forest decline and the technical term related to satellite platforms. The search focused on the title, abstract and keywords of the manuscripts reported in Web of Science. Also, the search period comprised exclusively scientific contributions published until December 2021. Therefore, the search equation was as follows: "forest decline" or "forest mortality" or "forest die-off" or "tree mortality" (Topic) and "remote sensing" (Topic). In addition, papers belonging to the so-called "gray literature" (theses, conference proceedings, technical brochures, etc.) were excluded, since these are not subject to strict arbitration reviews, or do not meet bibliographic control standards and impact indexes.

Based on the database downloaded from Web of Science, a review process was carried out to exclude publications that were not directly related to the objective of this study. The name of those authors and journals that presented different formats in the database were also standardized. The final database was the starting point for the analysis. The analysis was performed with the free software R (RStudio, 2022), using the "bibliometrix" package (Aria and Cuccurullo, 2017). In addition, the analysis of keywords defined by the authors was performed using World-TreeMap, which allows identifying the main topics of scientific articles in a concise and intuitive way. The World-TreeMap consists of incorporating the most frequently mentioned defined keywords, i.e., the more times they appear, the larger the square area occupied by that word. This bibliometric technique has been widely used to study various scientific topics; for example, vegetation response to climate change (Afuye *et al.*, 2022), carbon sequestration economics (Verma and Ghosh, 2022) and even medical studies (Youn *et al.*, 2021) and recently COVID-19 (Queiroz *et al.*, 2020).

Finally, a detailed review of each document was carried out to gather and systematize in a spreadsheet the following information field: type of vegetation and tree species studied, type of satellite platform or remote sensor used, type of ecological disturbance related to forest decline (i.e., drought stress, insect attacks, mortality of individual trees, impact of forest fires, changes in biomass production, forest diseases, land cover change, and pollution stress). This information was grouped and classified to facilitate the preparation of comparative tables and graphs for the purpose of this study.

# 3. Results and discussion

#### 3.1. Publication dynamics

The Web of Science search revealed a final database with 278 scientific papers related to the central theme of this research (see supplementary material https://bit.ly/3KaomRB). The articles analyzed were published between 1989 and 2021. In other words, the use of satellite information, aerial photographs or some other type of remote technology to study and understand forest decline at different scales has been reported in Web of Science for a little more than three decades. Table 1 shows a summary of the final database of 278 scientific papers from the period 1989-2021, published in 92 journals. The papers were written by a total of 1174 authors (0.23 papers per author) and up to the present have obtained a mean of 29.4 total citations in Web of Science.

General Information	
Total number of documents	278
Period	1989-2021
Sources (Journals)	92
Average documents per year	8.68
Annual growth percent	31
Average citations per document	29.4
Annual average citation per document	4.22
Authors	
Total number of authors	1174
Authors of single-authored document	5
Authors per document	4.22
Documents per Author	0.23

Table 1. Summary of the literature datab	as	s	5	,				š	š	,	ŝ	5	1	1	,	2	,	,	,	,	,	2	2	2	2	2	1	į	,	,	2	,	,	,	,	į	2	2	,	į	,	,	,	,	l,	l	l	l	l	ì	ì	í	í	í	í	C	C	C	ί	C	(	(	,	)	5	ł	l	1	l	2	C	1	l	ļ	1	C	(	l	ì	C	,	,	2	6	1	ł	i	l	4	ı	l	ţ	1	ļ	l	C	1	r	ì	?	(	ţ	1	i	i	l	1		2	6	1	ı	k	1	t	ì	2	f	1	)	)	ĵ	c	(	,		,	i	١		•	r	1	i	ļ	l	2	(	4	ı	1	r	1	n	ĸ	ł
--	----	---	---	---	--	--	--	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	--	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	--	---	---	---	--	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

As expected, the number of articles has varied over the years with a range of 0 to 42 articles per year. Especially, since the 2010 has been an exponential increased in the amount of articles published. The number of scientific articles published has increased by an average of 31% per year (Fig. 1). In other words, interest in this topic has grown and is growing steadily. This shows that remote sensing technologies used to analyze forest decline phenomena related to climate change have been developed for a little more than three decades. This trend could be explained by the launching of satellite platforms for earth observation such as Landsat (Wulder *et al.*, 2019) and MODIS (Justice *et al.*, 2002), which are freely available and accessible to the scientific community. Furthermore, in the last decade it is possible to manage a large amount of information from satellite platforms using Google Earth Engine. This cloud-based platform, focused for planetary-scale geospatial analysis, exploits Google's massive computing capabilities to address a variety of high-impact social and environmental problems, such as deforestation, drought, disasters, disease, food security, water management, climate control, and environmental protection (Gorelick *et al.*, 2017).



*Figure 1. Number of publications and temperature anomaly* (°*C*) *regarding the reference period 1951-1980.* 

Figure 1 also shows that the increase in temperatures (Lenssen *et al.*, 2019) and the greater frequency of drought events (Hammond *et al.*, 2022) may be leading researchers to focus their studies on understanding the repercussions of these events on forest ecosystems (Allen *et al.*, 2010). This could also be related to the publication of the United Nations Framework Convention on Climate Change, a

document in which 10 commitments were written, including the promotion of scientific research on the effects of climate change (Breidenich *et al.*, 1998). This may have led to an increase in the scientific community's interest in studying the processes of forest decline due to increased temperatures and changes in the rainfall regime, supported by complementary technologies such as remote sensing.

# 3.2. Most relevant sources and manuscripts

Of the total scientific production analyzed, 41% was concentrated in 5 journals. The following journals stand out for the number of papers published: Remote Sensing of Environment (34), Forest Ecology and Management (26), Remote Sensing (26), Global Change Biology (18) and Forests (11). Figure 2 shows the most relevant journals according to the number of publications and total citations (sphere size), which range between 1662 and 104 for the most and least cited journal respectively.



Figure 2. The 10 most relevant journals according to the number of articles published and total citations obtained (the latter indicated according to the size of the sphere).

*Remote Sensing of Environment* is published by the scientific publisher Elsevier and is considered the journal with the highest impact factor (10.16 by 2022) in the area of remote sensing (https://www.journals.elsevier.com/remote-sensing-of-environment), which explains the number of citations reported in the analysis and the preference of authors to publish in this journal. On the other hand, *Forest Ecology and Management* is a leading journal in the forestry sector with an impact factor of 3.55. *Remote Sensing* reports an impact factor of 4.8 and is a specialized journal that publishes the most cutting-edge advances in the field of remote sensing on a semi-monthly periodicity. Periodicity, high visibility and impact factor of these journals are attractive features for the scientific community.

Table 2 shows the articles with the highest number of citations. Total citations (TC) are a cumulative number over time, i.e., previously published articles have cumulative advantages. Therefore, a column of citations per year is shown to put into perspective the number of citations of each article regardless of the year in which they were published. The analysis on scientific articles regarding the topic with the highest number of citations allows elucidating the topics with the highest interest and characteristics that confer projection among the scientific community (Patience *et al.*, 2017).

It was observed that 50% of the most cited articles analyze forest decline patterns regarding climate processes and the incidence of drought periods (Anderson *et al.*, 2010; Hernández-Clemente *et al.*, 2011; Michaelian *et al.*, 2011; Chambers *et al.*, 2013; Cohen *et al.*, 2016). For example, the article with the highest number of citations is Wu *et al.* (2016) which analyzes nocturnal and diurnal climate variations and their response on plant growth with a multitemporal and regional (northern hemisphere) approach; in that study, a negative relationship was found between minimum values of mean autumn temperature with plant growth patterns. Collins and Woodcock (1996) conducted an analysis to evaluate

different techniques to identify forest mortality using multi-temporal information from Landsat 5 TM. Finally, Michaelian *et al.* (2011) studied a specific period of drought that occurred in western Canada between 2001-2002, the objective was to count areas with a high percentage of dead trees and to geospatially interpolate this information.

Manuscripts	Total Citations (TC)	TC per Year
Wu et al. (2016)	342	48.8
Collins <i>et al.</i> (1996)	292	10.8
Michaelian et al. (2011)	266	22.1
Cohen <i>et al.</i> (2016)	159	22.7
Meigs et al. (2011)	158	13.1
Dash et al. (2017)	145	24.1
Hernández-Clemente et al. (2011)	144	12
Homer <i>et al.</i> (2020)	142	47.3
Chambers et al. (2013)	138	13.8
Anderson et al. (2010)	135	10.3

Table 2. Top Manuscripts by Citations

#### 3.3. Most relevant authors, countries and collaboration network analysis

Table 3 shows the 10 authors with the highest number of publications related to the study of forest decline using remote sensing. Their contributions represent 18% of the total number of articles in the database. Nine of the authors are affiliated with institutions in the United States of America and one author is from Taiwan. The h-index, used to measure productivity and impact of the authors, is also reported, granting the value h to the author who has published h articles that have been cited at least h times (Hirsch, 2005). The authors with the highest h-index in this study are Asner Gregory P. (133), Cohen Warren B. (88) and Anderegg William R. L. (55).

Authors	Affiliation	Country	Publications	H-index
Huang, Cho-Ying	National Taiwan University	Taiwan	7	23
Asner, Gregory P	Arizona State University	USA	6	133
Hicke, Jeffrey A	University of Idaho	USA	6	50
Anderegg, William R. L.	University of Utah	USA	5	55
Cohen, Warren B.	USDA Forest Service	USA	5	88
Negron-Juarez Ri	Lawrence Berkely National Laboratory	USA	5	30
Yang, Zhiqiang	Oregon State University	USA	5	25
Bright, Benjamin C	USDA Forest Service	USA	4	16
Buma B	University of Colorado	USA	4	21
Chambers JQ	Lawrence Berkeley National Laboratory	USA	4	49

Table 3. Most productive authors and affiliation

(https://orcid.org/0000-0002-9174-7542), Huang Cho-Ying Asner Gregory Ρ. (https://orcid.org/0000-0001-7893-6421) and Hicke Jeffrey A. (https://orcid.org/0000-0003-0494-2866) are the authors with the highest number of published papers, with seven, six and six papers, respectively. Huang Cho-Ying belongs to the National Taiwan University and his main contributions involve analyses of biomass and carbon loss in mountain ecosystems due to tree dieback (Huang et al., 2010; Huang and Anderegg, 2012). This same author has developed extensive analyses of scientific production related to forest decline, studying carbon fluxes in ecosystems (Anderegg et al., 2016), a problem that is emphasized by the influence of human activities (Huang et al., 2019). Asner Gregory P. has studied giant sequoias (Sequoiadendron giganteum) from different perspectives by applying diverse remote sensing techniques; to analyze canopy water content (Martin et al., 2018), responses to warmer droughts (Nydick et al., 2018) and vulnerability mapping (Baeza et al., 2021). Hicke Jeffrey A. has studied forest mortality related to insect attacks, using different remote sensing i.e., high resolution multispectral Quickbird images (Hicke and Logan, 2009), Landsat medium resolution images (Meddens *et al.*, 2013) and LiDAR technology (Bright *et al.*, 2012).

A total of 32 countries published scientific contributions on the study's subject. The USA is the country with the highest number of publications, followed by Germany and China with 133, 22 and 19 respectively. Figure 3 shows the map of the most relevant countries according to the number of papers published. This is consistent with the fact that, according to OECD data (2022), the countries with the greatest investment in research and development are the USA, China and some European Union countries. The USA alone contributed 48% of the total publications i.e., 133 out of 278, which is consistent with the fact that 9 of the most productive authors belong to institutions in that same country (Table 3) and one of the most cited papers addresses forest disturbance in the USA between 1985 and 2012 (Cohen *et al.*, 2016). It is also important to mention that there are no studies at several countries including Mexico, Colombia, and someone of Africa.



Figure 3. Number of papers published per country.

This trend could be partly explained by unprecedented levels of climate change-induced forest mortality documented in the USA due to increasingly intense and hotter droughts, especially in the southwestern of this country. For example, derived from the 2012 to 2016 drought in California, more than 100 million dead trees were reported (Stevens, 2016; Jay *et al.*, 2018). Allen *et al.* (2010) mention that drought and heat in the western USA have caused extensive insect outbreaks and mortality in many forest types throughout the region, affecting 20 million hectares. Also, between California and Texas combined, half a billion trees have died since 2010 because of this phenomenon (Hammond *et al.*, 2022). These facts have aroused the concern of the scientific community to the point that it has been identified as a global climate emergency (Ripple *et al.*, 2020).

Another important issue to analyze, in addition to the quantity indicators, is the scientific collaboration networks (Glänzel, 2001). Figure 4 shows the links between each of the countries that published scientific articles related to the topic. The network has been built based on the citations between papers, i.e., the number of citations of papers from another country contained in a paper from a particular country. It is important to note that isolated nodes were removed, therefore, the network of collaborating countries consisted of 29 nodes and 220 links between 1989 and 2021.



Figure 4. Countries' collaboration network.

Figure 4 shows that USA, Germany, China and UK have larger circles than other countries, indicating that they are more productive in this particular research area, which is consistent with the information in Figure 3. The thickness of the lines suggests strong ties between authors from the USA, Canada, Australia and Germany. The strongest USA relationships are with mainly Germany and Canada. It is important to note that weak ties imply a low level of cooperation. It is interesting to note that China, despite being the country with the third largest number of publications, appears to have few or weak collaborations with other countries. This could be explained due to the language barrier in which it publishes. Li *et al.* (2018b) mention that it was not until the 2000's that the Chinese scientific community had a growing interest in publishing in English, skills that are still developing in this community. So, we can expect that in the coming years collaborative networks between China and other countries will strengthen considerably. Although international collaborative networks are extremely important, there are countries with strong and productive internal scientific production networks, as is the case of China.

#### 3.4. Thematic Analysis

The analysis of keywords defined by the authors using World-TreeMap (Fig. 5), showed that the most used words (excluding the words that were criteria of the initial search i.e. "forest decline", "forest mortality", "forest die-off", "tree mortality" and "remote sensing") are: Landsat (19%), Drought (17%), Climate Change (14%), Forest Disturbance (9%), Change Detection (7%), Time Series (7%), LiDAR (6%), MODIS (5%), NDVI (5), Bark Beetle (5%) and Fire (5%).



*Figure 5. Word-TreeMap of high-frequency keywords in the field of forest decline and remote sensing. The size of the square or rectangles indicate the papers frequency of keywords.* 

It is important to note that, although the words "Climate Change" or "Drought" were not included in the search equation, these are some of the keywords defined by the authors as being the most frequent in the articles (Fig. 5). This shows that forest decline phenomena are frequently analyzed with a focus on climate change. It is also important to highlight the relationship of forest decline (or homonymous forms) with words such as "Drought", "Climate Change" and "Forest disturbance". This indicates that the authors give them a direct or causal relationship in their research. Their presence as keywords defined by the authors could imply that there is a scientific consensus on the main catalysts of forest decline. That is, climate change will lead to increasingly intense and hotter droughts, which will directly impact forest ecosystems (Hammond *et al.*, 2022). For example, Ogaya *et al.* (2020) found higher forest mortality when mean annual temperature was higher and precipitation was lower, especially during spring and summer. Gheitury *et al.* (2020) mentioned that reductions in winter precipitation of approximately 37 mm and adverse increase in air temperature by 0.14°C corresponded with a 20% reduction in tree density. They concluded that drought stress caused physiological weakness in plants promoting pest and disease damage and the eventual onset of a forest decline phenomenon, with severity related to both climate factors and human activities (Huang *et al.*, 2019).

On the other hand, derived from the individual analysis and classification of the 278 scientific articles, we found the approaches used by the authors to address the phenomena of forest decline in their research. The classifications turned out to be drought stress, insect attacks, forest disturbances, individual tree death, fire impact, forest dieback, changes in biomass production, forest diseases, land cover changes and pollution stress (Fig. 6).



Figure 6. Forest decline phenomena in the articles studied.

Based on the individual analysis of the 278 scientific articles, it was possible to identify the most frequent types of vegetation used to study the phenomena of forest decline. Figure 7a shows that almost half of the research was carried out in temperate forests. This type of forest is the most vulnerable to increasingly intense and hotter droughts, especially in mountain ecosystems (Hammond *et al.*, 2022). These ecosystems are characterized by high altitudes and show climate and environmental heterogeneity within their altitudinal gradient (Naud *et al.*, 2019; Peng *et al.*, 2020). Additionally, they are considered highly sensitive to climate change (Beniston, 2003) and represent priority conservation areas due to the high biodiversity and environmental services they provide (Liu *et al.*, 2019).



Figure 7. Types of vegetation (A) and species (B) most frequent in forest decline studies using remote sensing. The size of the letters in (B) indicates the number of publications.

In accordance with the vegetation types, the most frequently studied tree genera or species were extracted. Figure 7b is a word cloud showing *Pinus*, *Picea*, and *Quercus* as the genera with the highest representation in studies related to forest decline phenomena studied with remote sensing. *Pinus ponderosa* is representative of temperate forests in USA and has been widely studied. For example, Furniss *et al.* (2020) used Landsat images to predict the number of dead trees after a fire. *Pinus contorta* 

has been a species of interest due to its great impact caused by the outbreaks of bark beetles; derived from this, Bright *et al.* (2020) conducted an analysis with time series of Landsat images using the Google Earth Enginne platform, to estimate tree mortality in affected areas. Furthermore, *Picea abies*, a species found in temperate and boreal forests, whose populations have suffered many attacks by bark beetles, was studied by Stereńczak *et al.* (2020) to analyze the influence of severe droughts on forests in Poland and Belarus. The authors used information from multispectral aerial imagery and LiDAR, finding that drought conditions are related to the spread of pest and increased forest mortality.

Regarding keyword "Landsat" refers to the most ambitious and consistent earth observation satellite system program ever (Wulder *et al.*, 2019). Landsat has captured land surface information consistently since 1972. Going through Landsat 1 ERTS (Earth Resources Technology Satellite), Landsat 4 TM (Thematic Mapper) and later with Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM (Enhance Thematic Mapper), Landsat 8 OLI/TIRS (Thermal Infrared Sensor) and the recently launched Landsat 9. This research shows that the scientific community has studied and reported in journals which belong to Web of Science data base the phenomena of forest decline related to climate change with the help of the Landsat program since 1989 (Fig. 1).

On the other hand, the word MODIS refers to the platform described as Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer, which serves as the key instrument for NASA's Earth Observing System (EOS) and is being used for global change research and natural resource management (Justice *et al.*, 2002). Together the Landsat program, MODIS and several other satellites offer the scientific community unprecedented volumes of remotely sensed data for research and natural resource management applications. NDVI (normalized difference vegetation index) and Change Detection, refer to specific techniques that use products derived from remote sensing as inputs. The NDVI is the most widely used vegetation index as a proxy of vegetation vigor and productivity, this is because there is easily accessible and freely downloadable information on the spectral bands for their estimation (Huang *et al.*, 2021). On the other hand, the Change Detection technique is the process of identifying differences between images at different times. Several novel algorithms based on Landsat time series, including frequencies, preprocessing and applications, have been developed with this technique (Zhu, 2017).

These results are consistent with Figure 8, which shows the types of satellite platforms or remote sensors used in the research analyzed. Landsat was the preferred satellite according to the researchers, followed by the MODIS platform, images captured with aircraft, airborne LiDAR and Sentinel platforms with 99, 47, 17, 16 and 12 documents, respectively.



Figure 8. Number of articles published according to the type of satellite platform or remote sensor used.

The most remarkable thing about this research was to detect that despite the recent boom of unmanned aerial vehicles (UAV), commonly called drones (Colomina and Molina, 2014), they were used in only 5 studies. Therefore, it is extremely important to recognize that this fact reveals an area of opportunity to take advantage of drones' main benefits i.e., spatial and temporal resolution and centimeter accuracy to generate high quality information (Yao *et al.*, 2019) and help study the different symptoms of forest decline attributable to climate change. UAV provide high-resolution information with analysis capabilities on an individual tree level (Gallardo-Salazar and Pompa-García, 2020). And thereby, recognize ecological parameters for early detection of phytosanitary problems, determination of plant phenology conditions and symptoms of forest decline and mortality attributable to climate change (Dash *et al.*, 2017; Brovkina *et al.*, 2018; Lin *et al.*, 2019).

The cost of UAV technology is significantly higher than conventional satellite sources like Landsat, Sentinel, and MODIS. However, UAV data offers several advantages, including the periodicity of data collection, the ability to capture data under cloud cover, and the potential for 3D reconstruction of forest communities. UAV data are more accessible than other methods with similar characteristics, such as aircraft data. Despite the cost limitations of obtaining remote sensing high-resolution data, the development of open-source communities and open-data policies could improve accessibility to this kind of data, ultimately benefiting forest well-being. Additionally, Dash *et al.* (2018) demonstrated that the UAV data were more sensitive to changes at a finer spatial resolution and could detect stress down to the level of individual trees. The satellite data could only detect physiological stress in clusters of four or more trees.

In fact, the limited use of UAV for climate change-related forest decline analysis (Fig. 8), is consistent with that reported by Dainelli *et al.* (2021) who conclude that currently, most UAV applications in the forestry sector are focused on the calculation of forest structure attributes, and not on more complex applications such as monitoring forest health, fires or symptoms of forest decline. Moreover, Gallardo-Salazar *et al.* (2020) mention there are still challenges concerning the development of UAV in specific parts of the world, mainly in tropical and equatorial forests. The current interest in conducting exploratory studies on the use of UAV probably responds to the learning curve of new technologies and the need to generate proposals on the use of such devices (Iglhaut *et al.*, 2019). In the following years, it is possible that studies on specific applications such as forest management, pest and disease monitoring, post-fire monitoring, and symptoms of forest decline will increase. In addition, a lot of complementary research is required for the better use of multispectral, hyperspectral and thermal sensors for long-term monitoring in forest ecosystems.

#### 4. Conclusions

This study reviewed the scientific publications reported in Web of Science on forest decline supported by remote sensing. This resulted in a bibliographic dataset available to researchers interested in this topic (see supplementary material https://bit.ly/3KaomRB). Keyword analysis of the manuscripts revealed the relationship between the different phenomena of forest decline with drought stress and climate change (see Figure 6). The bibliometric analysis method was extremely useful for understanding the characteristics and evolution of scientific production on the subject. The results show that the use of satellite information, aerial photographs or some other type of remote technology to study and understand forest decline at different scales has been reported in the Web of Science for a little more than three decades. Furthermore, scientific production on this topic is growing exponentially and seems to respond to the increase in temperatures and the greater frequency of drought events, which in turn, is inducing forest decline events in many regions of the world.

However, satellite platforms (Landsat, MODIS and Sentinel) were the most widely used for the analysis of forest decline processes. The most remarkable aspect of this research was to detect the lack of prominence of unmanned aerial vehicles (UAV; commonly known as drones). This reveals an area

of opportunity to take advantage of the main benefits of UAV, i.e., spatial and temporal resolution and centimeter accuracy to generate high quality information.

Therefore, it is expected that in the following years there will be an increase in studies on specific applications of UAV in forest management, pest and disease monitoring, post-fire monitoring and symptoms of forest decline related to climate change. However, since the most worrying aspect of climate change is not only its magnitude, but the speed at which it is occurring, it is essential to develop tools to address it and achieve strategic and adaptive management of forest ecosystems. For this reason, it is strongly recommended to increase studies to improve the use of multispectral, hyperspectral, thermal and LiDAR sensors assembled in UAV for long-term monitoring of forest decline related to climate change.

# Acknowledgements

The authors are grateful to the Mexican National Science and Technology Council (CONACYT) for supporting the studies of the first author (No. 815176). We recognize UMSNH Coordinación de la Investigación Científica (No. 6790204). Also, we acknowledge to National Consortium of Scientific and Technological Information Resources (CONRICYT), for giving us access to the scientific databases.

# References

- Afuye, G.A., Kalumba, A.M., Busayo, E.T., Orimoloye, I. R., 2022. A bibliometric review of vegetation response to climate change. *Environmental Science and Pollution Research* 29(13), 18578-18590. https://doi.org/10.1007/s11356-021-16319-7
- Allen, C.D., Breshears, D.D., McDowell, N.G., 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6(8). https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1
- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259(4), 660-684. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001
- Anderegg, W.R.L., Anderegg, L.D.L., 2013. Hydraulic and carbohydrate changes in experimental drought-induced mortality of saplings in two conifer species. *Tree Physiology* 33(3), 252-260. https://doi.org/10.1093/treephys/tpt016
- Anderegg, W.R.L., Martinez-Vilalta, J., Cailleret, M., Camarero, J.J., Ewers, B.E., Galbraith, D., Gessler, A., Grote, R., Huang, C., Levick, S.R., Powell, T.L., Rowland, L., Sánchez-Salguero, R., Trotsiuk, V., 2016. When a Tree Dies in the Forest: Scaling Climate-Driven Tree Mortality to Ecosystem Water and Carbon Fluxes. *Ecosystems* 19(6), 1133-1147. https://doi.org/10.1007/s10021-016-9982-1
- Anderson, L.O., Malhi, Y., Aragão, L.E., Ladle, R., Arai, E., Barbier, N., Phillips, O., 2010. Remote sensing detection of droughts in Amazonian Forest canopies. *New Phytologist* 187(3), 733-750. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03355.x
- Aria, M., Cuccurullo, C., 2017. Bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. *Journal of Informetrics* 11(4), 959-975. https://doi.org/10.1016/j.joi.2017.08.007
- Baeza, A., Martin, R.E., Stephenson, N.L., Das, A.J., Hardwick, P., Nydick, K., Mallory, J., Slaton, M., Evans, K., Asner, G.P., 2021. Mapping the vulnerability of giant sequoias after extreme drought in California using remote sensing. *Ecological Applications* 31(7), e02395. https://doi.org/10.1002/eap.2395
- Belter, C.W., 2015. Bibliometric indicators: opportunities and limits. *Journal of the Medical Library Association* 103(4), 219-221. https://doi.org/10.3163/1536-5050.103.4.014

- Beniston, M., 2003. Climatic Change in Mountain Regions: A Review of Possible Impacts. *Climatic Change* 59(1), 5-31. https://doi.org/10.1023/A:1024458411589
- Breidenich, C., Magraw, D., Rowley, A., Rubin, J. W., 1998. The Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. *American Journal of International Law* 92(2), 315-331. https://doi.org/10.2307/2998044
- Bright, B.C., Hicke, J.A., Hudak, A.T., 2012. Estimating aboveground carbon stocks of a forest affected by mountain pine beetle in Idaho using lidar and multispectral imagery. *Remote Sensing of Environment* 124, 270-281. https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.05.016
- Bright, B.C., Hudak, A.T., Meddens, A.J.H., Egan, J.M., Jorgensen, C.L., 2020. Mapping Multiple Insect Outbreaks across Large Regions Annually Using Landsat Time Series Data. *Remote Sensing* 12(10). https://doi.org/10.3390/rs12101655
- Brovkina, O., Cienciala, E., Surový, P., Janata, P., 2018. Unmanned aerial vehicles (UAV) for assessment of qualitative classification of Norway spruce in temperate forest stands. *Geo-Spatial Information Science* 21(1), 12-20. https://doi.org/10.1080/10095020.2017.1416994
- Chambers, J.Q., Magnabosco, M.D., Alan, D.V., Joerg, T., Dar, R., Niro, H., 2013. The steady-state mosaic of disturbance and succession across an old-growth Central Amazon forest landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(10), 3949-3954. https://doi.org/10.1073/pnas.1202894110
- Choat, B., Brodribb, T.J., Brodersen, C.R., Duursma, R.A., López, R., Medlyn, B.E., 2018. Triggers of tree mortality under drought. *Nature* 558(7711), 531-539. https://doi.org/10.1038/s41586-018-0240-x
- Cohen, W.B., Yang, Z., Stehman, S., Schroeder, T.A., Bell, D.M., Masek, J.G., Huang, C., Meigs, G.W., 2016. Forest disturbance across the conterminous United States from 1985-2012: The emerging dominance of forest decline. *Forest Ecology and Management* 360, 242-252. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.042
- Collins, J.B., Woodcock, C.E., 1996. An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* 56(1), 66-77. https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00233-2
- Colomina, I., Molina, P., 2014. Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 92, 79-97. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.02.013
- Dainelli, R., Toscano, P., di Gennaro, S.F., Matese, A., 2021. Recent Advances in Unmanned Aerial Vehicle Forest Remote Sensing—A Systematic Review. Part I: A General Framework. *Forests* 12(3). https://doi.org/10.3390/f12030327
- Dash, J.P., Pearse, G.D., Watt, M.S., 2018. UAV Multispectral Imagery Can Complement Satellite Data for Monitoring Forest Health. *Remote Sensing* 10(8). https://doi.org/10.3390/rs10081216
- Dash, J.P., Watt, M.S., Pearse, G.D., Heaphy, M., Dungey, H.S., 2017. Assessing very high resolution UAV imagery for monitoring forest health during a simulated disease outbreak. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 131, 1-14. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.07.007
- Ellegaard, O., Wallin, J. A., 2015. The bibliometric analysis of scholarly production: How great is the impact? *Scientometrics* 105(3), 1809-1831. https://doi.org/10.1007/s11192-015-1645-z
- Fort, M., 2015. Impact of climate change on mountain environment dynamics: An introduction. *Journal of Alpine Research* 103, 2-7. https://doi.org/10.4000/rga.2877
- Furniss, T.J., Kane, V.R., Larson, A.J., Lutz, J.A., 2020. Detecting tree mortality with Landsat-derived spectral indices: Improving ecological accuracy by examining uncertainty. *Remote Sensing of Environment* 237, 111497. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111497
- Gallardo-Salazar, J.L., Carrillo-Aguilar, D.M., Pompa-García, M., Aguirre-Salado, C.A., 2021. Multispectral indices and individual-tree level attributes explain forest productivity in a pine clonal orchard of Northern Mexico. *Geocarto International* 1-13. https://doi.org/10.1080/10106049.2021.1886341

- Gallardo-Salazar, J.L., Pompa-García, M., Aguirre-Salado, C., López-Serrano, P., Meléndez-Soto, A. 2020. Drones: technology with a promising future in forest management. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 11(61). https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.794
- Gheitury, M., Heshmati, M., Noroozi, A., Ahmadi, M., Parvizi, Y., 2020. Monitoring mortality in a semiarid forest under the influence of prolonged drought in Zagros region. International Journal of Environmental Science and Technology 17(11), 4589-4600. https://doi.org/10.1007/s13762-020-02638-8
- Glänzel, W., 2001. National characteristics in international scientific co-authorship relations. *Scientometrics* 51(1), 69-115. https://doi.org/10.1023/A:1010512628145
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R., 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment* 202, 18-27. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031
- Guada, G., Camarero, J.J., Sánchez-Salguero, R., Cerrillo, R.M.N., 2016. Limited Growth Recovery after Drought-Induced Forest Dieback in Very Defoliated Trees of Two Pine Species. *Frontiers in Plant Science* 7. https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00418
- Hajek, P., Link, R.M., Nock, C.A., Bauhus, J., Gebauer, T., Gessler, A., Kovach, K., Messier, C., Paquette, A., Saurer, M., Scherer-Lorenzen, M., Rose, L., Schuldt, B., 2022. Mutually inclusive mechanisms of drought-induced tree mortality. *Global Change Biology* 28(10), 3365-3378. https://doi.org/10.1111/gcb.16146
- Hammond, W.M., Williams, A.P., Abatzoglou, J.T., Adams, H.D., Klein, T., López, R., Sáenz-Romero, C., Hartmann, H., Breshears, D. D., Allen, C.D., 2022. Global field observations of tree die-off reveal hotterdrought fingerprint for Earth's forests. *Nature Communications* 13(1), 1761. https://doi.org/10.1038/s41467-022-29289-2
- Hernández-Clemente, R., Navarro-Cerrillo, R. M., Suárez, L., Morales, F., Zarco-Tejada, P.J., 2011. Assessing structural effects on PRI for stress detection in conifer forests. *Remote Sensing of Environment* 115(9), 2360-2375. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.04.036
- Hicke, J.A., Logan, J., 2009. Mapping whitebark pine mortality caused by a mountain pine beetle outbreak with high spatial resolution satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing* 30(17), 4427-4441. https://doi.org/10.1080/01431160802566439
- Hirsch, J.E. 2005. An index to quantify an individual's scientific research output. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102(46), 16569-16572. https://doi.org/10.1073/pnas.0507655102
- Homer, C., Dewitz, J., Jin, S., Xian, G., Costello, C., Danielson, P., Gass, L., Funk, M., Wickham, J., Stehman, S., Auch, R., Riitters, K., 2020. Conterminous United States land cover change patterns 2001-2016 from the 2016 National Land Cover Database. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 162, 184-199. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.02.019
- Hood, W. W., Wilson, C.S., 2001. The Literature of Bibliometrics, Scientometrics, and Informetrics. *Scientometrics* 52(2), 291. https://doi.org/10.1023/A:1017919924342
- Huang, C., Anderegg, W.R.L., 2012. Large drought-induced aboveground live biomass losses in southern Rocky Mountain aspen forests. *Global Change Biology* 18(3), 1016-1027. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02592.x
- Huang, C., Anderegg, W.R.L., Asner, G.P., 2019. Remote sensing of forest die-off in the Anthropocene: From plant ecophysiology to canopy structure. *Remote Sensing of Environment* 231, 111233. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111233
- Huang, C., Asner, G.P., Barger, N.N., Neff, J.C., Floyd, M.L., 2010. Regional aboveground live carbon losses due to drought-induced tree dieback in piñon-juniper ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 114(7), 1471-1479. https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.02.003
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J.P., Wang, Y., Shao, G., 2021. A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research* 32(1), 1-6. https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1

- Iglhaut, J., Cabo, C., Puliti, S., Piermattei, L., O'Connor, J., Rosette, J., 2019. Structure from Motion Photogrammetry in Forestry: a Review. *Current Forestry Reports* 5(3), 155-168. https://doi.org/10.1007/s40725-019-00094-3
- Jay, L., Josue, M.-A., John, D., Kathleen, S., 2018. Lessons from California's 2012-2016 Drought. Journal of Water Resources Planning and Management 144(10), 04018067. https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000984
- Jiao, W., Wang, L., McCabe, M.F., 2021. Multi-sensor remote sensing for drought characterization: current status, opportunities and a roadmap for the future. *Remote Sensing of Environment* 256, 112313. https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112313
- Justice, C.O., Townshend, J.R.G., Vermote, E.F., Masuoka, E., Wolfe, R.E., Saleous, N., Roy, D.P., Morisette, J.T., 2002. An overview of MODIS Land data processing and product status. *Remote Sensing of Environment* 83(1), 3-15. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00084-6
- Klein, T., Torres-Ruiz, J.M., Albers, J.J., 2022. Conifer desiccation in the 2021 NW heatwave confirms the role of hydraulic damage. *Tree Physiology* 42(4), 722-726. https://doi.org/10.1093/treephys/tpac007
- Lenssen, N.J.L., Schmidt, G.A., Hansen, J.E., Menne, M.J., Persin, A., Ruedy, R., Zyss, D., 2019. Improvements in the GISTEMP Uncertainty Model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 124(12), 6307-6326. https://doi.org/10.1029/2018JD029522
- Li, K., Rollins, J., Yan, E., 2018a. Web of Science use in published research and review papers 1997-2017: a selective, dynamic, cross-domain, content-based analysis. *Scientometrics* 115(1), 1-20. https://doi.org/10.1007/s11192-017-2622-5
- Li, Y., Flowerdew, J., Cargill, M., 2018b. Teaching English for Research Publication Purposes to science students in China: A case study of an experienced teacher in the classroom. *Journal of English for Academic Purposes* 35, 116-129. https://doi.org/10.1016/j.jeap.2018.07.006
- Lin, Q., Huang, H., Wang, J., Huang, K., Liu, Y., 2019. Detection of Pine Shoot Beetle (PSB) Stress on Pine Forests at Individual Tree Level using UAV-Based Hyperspectral Imagery and Lidar. In *Remote Sensing* (Vol. 11, Issue 21). https://doi.org/10.3390/rs11212540
- Liu, L., Wang, Z., Wang, Y., Zhang, Y., Shen, J., Qin, D., Li, S., 2019. Trade-off analyses of multiple mountain ecosystem services along elevation, vegetation cover and precipitation gradients: A case study in the Taihang Mountains. *Ecological Indicators* 103, 94-104. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.034
- Lu, R., Du, Y., Yan, L., Xia, J., 2019. A methodological review on identification of tree mortality and their applications. *Chinese Science Bulletin* 64, 2395-2409. https://doi.org/10.1360/N972019-00199
- Martin, R.E., Asner, G.P., Francis, E., Ambrose, A., Baxter, W., Das, A.J., Vaughn, N.R., Paz-Kagan, T., Dawson, T., Nydick, K., Stephenson, N.L., 2018. Remote measurement of canopy water content in giant sequoias (Sequoiadendron giganteum) during drought. *Forest Ecology and Management* 419-420, 279-290. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.002
- McDowell, N., Pockman, W.T., Allen, C.D., Breshears, D.D., Cobb, N., Kolb, T., Plaut, J., Sperry, J., West, A., Williams, D.G., Yepez, E. A., 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178(4), 719-739. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x
- Meddens, A.J.H., Hicke, J.A., Vierling, L.A., Hudak, A.T., 2013. Evaluating methods to detect bark beetle-caused tree mortality using single-date and multi-date Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment* 132, 49-58. https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.01.002
- Meigs, G.W., Kennedy, R.E., Cohen, W.B., 2011. A Landsat time series approach to characterize bark beetle and defoliator impacts on tree mortality and surface fuels in conifer forests. *Remote Sensing of Environment* 115(12), 3707-3718. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.09.009
- Michaelian, M., Hogg, E.H., Hall, R.J., Arsenault, E., 2011. Massive mortality of aspen following severe drought along the southern edge of the Canadian boreal forest. *Global Change Biology* 17(6), 2084-2094. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02357.x

- Naud, L., Måsviken, J., Freire, S., Angerbjörn, A., Dalén, L., Dalerum, F. 2019. Altitude effects on spatial components of vascular plant diversity in a subarctic mountain tundra. *Ecology and Evolution* 9(8), 4783-4795. https://doi.org/10.1002/ece3.5081
- Nydick, K.R., Stephenson, N.L., Ambrose, A.R., Asner, G.P., Baxter, W.L., Das, A.J., Dawson, T., Martin, R.E., Paz-Kagan, T., 2018. Leaf to landscape responses of giant sequoia to hotter drought: An introduction and synthesis for the special section. *Forest Ecology and Management* 419-420, 249-256. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.028
- OECD. (2022, May 12). Gross domestic spending on R&D (indicator). https://doi.org/10.1787/d8b068b4-en
- Ogaya, R., Liu, D., Barbeta, A., Peñuelas, J., 2020. Stem Mortality and Forest Dieback in a 20-Years Experimental Drought in a Mediterranean Holm Oak Forest. *Frontiers in Forests and Global Change* 2. https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00089
- Patience, G.S., Patience, C.A., Blais, B., Bertrand, F., 2017. Citation analysis of scientific categories. *Heliyon* 3(5), e00300. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2017.e00300
- Peng, H., Jia, Y., Zhan, C., Xu, W., 2020. Topographic controls on ecosystem evapotranspiration and net primary productivity under climate warming in the Taihang Mountains, China. *Journal of Hydrology* 581, 124394. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124394
- Pörtner, H.O., Roberts, D.C., Adams, H., Adler, C., Aldunce, P., Ali, E., Ara Begum, R., Betts, R., Bezner Kerr, R., Biesbroek, R., Birkmann, J., Bowen, K., Castellanos, E., Cissé, G., Constable, A., Cramer, W., Dodman, D., Eriksen, S.H., Fischlin, A., ... Zaiton Ibrahim, Z. 2022. Climate change 2022: impacts, adaptation, and vulnerability. *IPCC*. https://edepot.wur.nl/565644
- Pranckutė, R., 2021. Web of Science (WoS) and Scopus: The Titans of Bibliographic Information in Today's Academic World. *Publications* 9(1). https://doi.org/10.3390/publications9010012
- Queiroz, M.M., Ivanov, D., Dolgui, A., Fosso Wamba, S., 2020. Impacts of epidemic outbreaks on supply chains: mapping a research agenda amid the COVID-19 pandemic through a structured literature review. *Annals* of Operations Research 319, 1159-1196. https://doi.org/10.1007/s10479-020-03685-7
- Ripple, W.J., Wolf, C., Newsome, T.M., Barnard, P., Moomaw, W.R., 2020. World Scientists' Warning of a Climate Emergency. *BioScience* 70(1), 8-12. https://doi.org/10.1093/biosci/biz088
- RStudio (2022). RStudio: Integrated Development for R. http://www.rstudio.com/
- Sáenz-Romero, C., Mendoza-Maya, E., Gómez-Pineda, E., Blanco-García, A., Endara-Agramont, A.R., Lindig-Cisneros, R., López-Upton, J., Trejo-Ramírez, O., Wehenkel, C., Cibrián-Tovar, D., Flores-López, C., Plascencia-González, A., Vargas-Hernández, J.J., 2020. Recent evidence of Mexican temperate forest decline and the need for ex situ conservation, assisted migration, and translocation of species ensembles as adaptive management to face projected climatic change impacts in a megadiverse country. *Canadian Journal of Forest Research* 50(9), 843-854. https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0329
- Stereńczak, K., Mielcarek, M., Kamińska, A., Kraszewski, B., Piasecka, Ż., Miścicki, S., Heurich, M., 2020. Influence of selected habitat and stand factors on bark beetle Ips typographus (L.) outbreak in the Białowieża Forest. Forest Ecology and Management 459, 117826. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117826
- Stevens, M., 2016. 102 million dead California trees 'unprecedented in our modern history,'officials say. *Los Angeles Times.* https://doi.org/http://www.latimes.com/local/lanow/la-me-dead-trees-20161118-story.html
- Verma, P., Ghosh, P.K., 2022. The economics of Forest Carbon Sequestration: A Bibliometric Analysis. *Research Square*. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1236338/v1
- Williams P, Allen C.D., Macalady A.K., 2013. Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. *Nature Climate Change* 3, 292-297. https://doi.org/10.1038/nclimate1693
- Wu, X., Liu, H., Li, X., Liang, E., Beck, P.S.A., Huang, Y., 2016. Seasonal divergence in the interannual responses of Northern Hemisphere vegetation activity to variations in diurnal climate. *Scientific Reports* 6(1), 19000. https://doi.org/10.1038/srep19000

- Wulder, M.A., Loveland, T.R., Roy, D. P., Crawford, C.J., Masek, J.G., Woodcock, C.E., Allen, R. G., Anderson, M.C., Belward, A.S., Cohen, W.B., Dwyer, J., Erb, A., Gao, F., Griffiths, P., Helder, D., Hermosilla, T., Hipple, J.D., Hostert, P., Hughes, M.J., Huntington, J., Zhu, Z., 2019. Current status of Landsat program, science, and applications. *Remote Sensing of Environment* 225, 127-147. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.015
- Yao, H., Qin, R., Chen, X., 2019. Unmanned Aerial Vehicle for Remote Sensing Applications—A Review. Remote Sensing 11(12). https://doi.org/10.3390/rs11121443
- Youn, B.Y., Song, H.J., Yang, K., Cheon, C., Ko, Y., Jang, B.H., Shin, Y.C., Ko, S.G., 2021. Bibliometric Analysis of Integrative Medicine Studies from 2000 to 2019. The American *Journal of Chinese Medicine* 49(04), 829-841. https://doi.org/10.1142/S0192415X21500397
- Zhu, Z., 2017. Change detection using Landsat time series: A review of frequencies, preprocessing, algorithms, and applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 130, 370-384. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.06.013

Cuadernos de Investigación Geográfica Geographical Research Letters	2022	Nº 48	рр. 89-111	EISSN 1697-9540
--	------	-------	------------	-----------------



Copyright © 2022, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

http://doi.org/10.18172/cig.5325

# ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DEL ESTRATO HERBÁCEO EN UN ECOSISTEMA DE DEHESA A PARTIR DE DATOS HIPERESPECTRALES *IN SITU*

# CARLOS GONZALO<sup>1\*</sup><sup>(D)</sup>, VICENTE BURCHARD-LEVINE<sup>1</sup><sup>(D)</sup>, VÍCTOR ROLO<sup>2</sup><sup>(D)</sup>, ROSARIO GONZÁLEZ-CASCON<sup>3</sup><sup>(D)</sup>, GERARDO MORENO<sup>2</sup><sup>(D)</sup>, M. PILAR MARTÍN<sup>1</sup><sup>(D)</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Espectro-radiometría y Teledetección Ambiental (SpecLab), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Madrid, España.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación Forestal, INDEHESA, Universidad de Extremadura, Plasencia, España.

<sup>3</sup> Departamento de Medio Ambiente y Agronomía, INIA-CSIC, Madrid, España.

**RESUMEN.** El presente trabajo aborda la estimación de la diversidad funcional (FD) del estrato herbáceo en un ecosistema de dehesa mediante datos hiperespectrales obtenidos con un espectro-radiómetro portátil ASD FieldSpec® 3 (Analytical Spectral Devices Inc., Boulder, CO, EE. UU.). Los datos ópticos se correlacionaron con variables biofísicas (área foliar específica (SLA), biomasa aérea (AGB), índice de área foliar (LAI) y contenido de nitrógeno (N%)) e índices de diversidad tradicionales como Shannon y Evenness y otros relacionados con la diversidad funcional como el índice multidimensional de dispersión funcional (FDis) usando como variables predictoras: a) índices de vegetación (VIs) y métodos de regresión simple, y b) bandas espectrales y Partial Least Squares Regression (PLSR). Las correlaciones, especialmente de las variables biofísicas relacionadas con FDis, mejoraron sustancialmente al utilizar información hiperespectral ( $R^2 > 0.6$ , rRMSE <0.1) lo que confirma el interés de la dimensión espectral para estimar la diversidad funcional de un ecosistema complejo como es el caso de los pastizales semi-áridos.

# Analysis of the functional diversity of the herbaceous stratum in a 'dehesa' ecosystem using in situ hyperspectral proximal sensing

**ABSTRACT.** The aim of this paper is the estimation of functional diversity (FD) of the herbaceous stratum in a "dehesa" ecosystem using hyperspectral data obtained with an ASD FieldSpec® 3 (Analytical Spectral Devices Inc., Boulder, CO, EE. UU.) spectroradiometer. Optical data were correlated with biophysical variables (specific leaf area (SLA), above-ground biomass (AGB), leaf area index (LAI) and nitrogen content (N%)) and traditional diversity indices (Shannon and Evenness) and functional diversity indices (FDis) using as predictor variables: a) vegetation indices (VIs) and simple regression methods, and b) spectral bands and Partial Least Squares Regression (PLSR). Correlations, especially with biophysical variables, improved substantially when using hyperspectral information ( $\mathbb{R}^2 > 0.6$ , rRMSE <0.1), which confirms the interest of the spectral dimension to estimate the functional diversity of a complex ecosystem such as semi-arid grasslands.

Palabras clave: variables biofísicas, índices de vegetación, diversidad funcional, datos hiperespectrales, pastizales.

Key words: biophysical variables, vegetation indices, functional diversity, hyperspectral data, grasslands.

Recibido: 14 Enero 2022 Aceptado: 26 Marzo 2022 \*Correspondencia: Carlos Gonzalo Gil, Laboratorio de Espectro-radiometría y Teledetección Ambiental (SpecLab), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Madrid, España. E-mail address: carlosgonzalogil@gmail.com

# 1. Introducción

Los sistemas vegetales tipo sabana constituidos por comunidades arbustivas y/o de pastizal combinadas con arbolado disperso conforman uno de los biomas más extensos de la Tierra (Hanan *et al.*, 2012; Hill *et al.*, 2011). En España este tipo de ecosistemas se encuentran representados por las dehesas; sistemas agroforestales con gran parte de su superficie cubierta por pasto que se complementa habitualmente con una cobertura arbórea dispersa de encinas y/o alcornoques (Escribano *et al.*, 2014; Pulido *et al.*, 2011). En este ecosistema, el arbolado posee una gran capacidad para incrementar la fertilidad edáfica, evitar los distintos procesos de erosión, mantener el ciclo hidrológico y permitir aprovechamientos de carácter comercial que contribuyen al desarrollo y mejora de las condiciones de vida de la población rural (Campos, 1993). El pastizal semiárido, constituye un componente vital en la dehesa y está conformado generalmente por especies de vegetación anual con una reducida capacidad productiva debido a factores limitantes climáticos y edáficos (Montserrat *et al.*, 1968; Olea *et al.*, 1990). Procesos globales como el cambio de uso del suelo, el aumento del CO<sub>2</sub> atmosférico y la alteración de los patrones de precipitación, están provocando una serie de cambios en los factores abióticos, bióticos y antrópicos que pronostican un futuro incierto para estos ecosistemas (Hanan *et al.*, 2012).

A nivel global, la conservación y mantenimiento de la diversidad constituye un factor de gran relevancia en pastizales como los que forman parte de estos ecosistemas de sabana que proporcionan servicios ecosistémicos de carácter fundamental relacionados, entre otros, con su papel en el secuestro de carbono (Sebastià *et al.*, 2012). No obstante, la variabilidad espacio-temporal de las especies que integran estos pastizales dificulta su monitorización y conservación (Wang *et al.*, 2019). La introducción de la teledetección en el estudio y seguimiento de la vegetación a distintas escalas geográficas puede ser de gran ayuda para mejorar el conocimiento, planificación y gestión de la diversidad vegetal en los ecosistemas de pasto y sus consecuencias sobre los servicios ecosistémicos que proporcionan (Wang *et al.*, 2019).

La posibilidad de obtener información a distintas escalas espaciales y temporales en regiones del espectro como el Eje rojo (RE - 680-730 nm) o el Infrarrojo medio de onda corta (SWIR - 1.200-2.500 nm) ha resultado de gran relevancia en el seguimiento y estimación de variables biofísicas y estructurales de la vegetación que tienen un papel fundamental en la monitorización y caracterización de la biodiversidad, así como en la evaluación y determinación del impacto producido por el cambio climático y la actividad antrópica sobre las comunidades vegetales (Melendo-Vega et al., 2017). El estudio y discriminación de la diversidad taxonómica a partir de la teledetección está limitado principalmente por la resolución espacial de los sensores actuales para abordar dicho análisis que requiere una discriminación de las especies y su abundancia (Cavender-Bares et al., 2020). La diversidad funcional (FD), entendida como la diversidad de tipos, rangos y abundancia de rasgos morfológicos, fisiológicos y anatómicos de los individuos de una comunidad, está estrechamente vinculada con la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Córdova-Tapia et al., 2015). Asimismo, está relacionada, entre otras, con variables biofísicas como el área foliar específica o Specific Leaf Area (SLA), biomasa o Above-ground Biomass (AGB), índice de área foliar o Leaf Area Index (LAI) y contenido en nitrógeno o Nitrogen Content (N%) cuya estimación a partir de teledetección resulta potencialmente más asequible (Cavender-Bares et al., 2020). Sin embargo, a diferencia de los índices de diversidad funcional que consideran la variabilidad a nivel de especie dentro de una comunidad, las variables biofísicas estimadas a partir de teledetección ofrecen un valor integrado a nivel de comunidad.

El *SLA* es uno de los parámetros biofísicos relevantes para caracterizar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Ali *et al.*, 2017). Se define como el área foliar por unidad de masa foliar seca y permite evaluar el uso de los recursos, así como la interacción que mantienen las especies vegetales en la obtención y asimilación de estos (Rossi *et al.*, 2020). Algunos autores investigaron la relación de esta variable con las capacidades adaptativas de cuatro tipos de pasto ante una serie escenarios que simulaban distintas condiciones ambientales demostrando una relación dependiente entre *SLA* y *FD* a diferentes escalas: satelital e *in situ* (e.g. Rossi *et al.*, 2020). Otros analizaron la capacidad de la teledetección para discriminar la vegetación afectada por el pastoreo en las distintas etapas fenológicas del pasto (e.g. Möckel *et al.*, 2014). A través del estudio de la variable biofísica *SLA* se pudieron analizar los efectos del pastoreo en las especies vegetales según el período y el grado de constancia de la actividad.

AGB es otra variable biofísica relevante en el estudio del manejo de los ecosistemas de pasto (Shoko et al 2016). Algunos autores estudiaron el AGB con el objetivo de cuantificar el efecto del pastoreo en los pastizales (e.g. Li *et al.*, 2013). Los resultados determinaron una disminución de la productividad causada por el pastoreo cuando se supera la capacidad de carga del ecosistema. La alteración de la productividad en pastizales con alta carga ganadera afecta directamente a su biodiversidad (Xiang *et al.*, 2021). Otros autores han monitorizado el AGB en los pastizales pirenaicos (e.g. Barrachina *et al.*, 2015) demostrando una gran variabilidad en los ciclos interanuales e intraestacionales de esta variable en el área de estudio debido principalmente a las condiciones meteorológicas y a las prácticas agrícolas.

LAI es otra variable biofísica de carácter dinámico, tanto espacial como temporalmente que resulta clave para caracterizar la estructura vegetal, especialmente en la determinación de los flujos de intercambio en la biosfera, la fotosíntesis y la producción de biomasa (Asam *et al.*, 2015; Doughty *et al.*, 2008; Martin *et al.*, 2020). Algunos autores han analizado la relación entre índices de vegetación (VI) como el Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (Rouse *et al.*, 1974) y la variable biofísica LAI en tres tipos de pastizales (e.g. Fan *et al.*, 2009) demostrando una correlación elevada entre NDVI y LAI para pastizales de diferente intensidad de pastoreo. En otros casos la variable LAI se ha utilizado con el propósito de identificar las diferentes prácticas de gestión en pastizales a partir de imágenes de alta resolución espacial utilizando un modelo de transferencia radiativa (e.g. Dusseux *et al.*, 2014). Los autores demostraron que la variable biofísica mostró cambios más significativos durante la temporada de crecimiento vegetal después del pastoreo y las prácticas de gestión mixta.

La concentración del nitrógeno (N%) es un parámetro funcional de gran importancia ya que constituye uno de los principales factores limitantes del crecimiento vegetal (Milcu *et al.*, 2014). Dicha variable está vinculada con la riqueza de especies y las propiedades estructurales de la vegetación, las cuales, a su vez, están relacionadas directamente con el uso de los recursos del ecosistema (Milcu *et al.*, 2014; Zuo *et al.*, 2016). Algunos autores estudiaron la relación entre N%, *FD* y los flujos de carbono (C) de los pastizales (e.g. Milcu *et al.*, 2014) demostrando que la diversidad de N% foliar en el dosel puede actuar como un predictor funcional clave de los flujos de C del ecosistema.

La mayor parte de los estudios sobre diversidad vegetal a diferentes escalas basados en teledetección han utilizado índices de vegetación (*VIs*) que combinan bandas o regiones espectrales de interés en la estimación de parámetros biofísicos y/o estructurales claves como los mencionados anteriormente (Wang *et al.*, 2019). Uno de los más utilizados es el *Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)*, por ejemplo, para establecer la relación entre riqueza de especies y productividad en pasto con datos espectrales obtenidos a través de un espectro-radiómetro dando lugar a ajustes altos,  $R^2 > 0.8$  en algunos casos (e.g. Wang *et al.*, 2016). Otros autores han planteado la relación entre diversos *VIs* y la riqueza de especies encontrando los mejores ajustes con otros índices como el *Simple Ratio (SR)* (Birth *et al.*, 1968; Madonsela *et al.*, 2017). El uso de índices hiperespectrales a partir de la información del *SWIR* como *Leaf Water Vegetation Index 2 (LWVI2)* (Galvão *et al.*, 2005) permite extraer información específica de variables biofísicas como *LAI* cuando no es posible a través de los *VIs* más

convencionales aprovechando la relación directa que existe entre vigor y contenido en humedad en especies herbáceas (Leitão *et al.*, 2015).

La teledetección hiperespectral es una herramienta de gran potencial en el estudio de la cubierta vegetal ya que proporciona decenas a cientos de bandas dentro de un mismo rango del espectro electromagnético (Cogliati *et al.*, 2015). En las últimas décadas, los datos hiperespectrales procedentes de espectro-radiómetros de campo, cámaras portátiles (Imran *et al.*, 2021) y sensores aeroportados (Gholizadeh *et al.*, 2020), han sido empleados en numerosas investigaciones enfocadas al estudio de la diversidad en pastizales. En algunos estudios se analiza el potencial de la información hiperespectral para cartografiar la biomasa de los pastizales demostrando la importancia de esta información en la conservación y seguimiento de la biodiversidad (e.g. Psomas *et al.*, 2010). Otros estudios tratan de relacionar de forma directa la *FD* con las imágenes satelitales ofrecidas por Sentinel-2 utilizando técnicas estadísticas como *Partial Least Squares Regression (PLSR)* junto con datos de carácter hiperespectral obtenidos a partir de cámaras instaladas en drones con el propósito de explicar la variabilidad espacial de la *FD* a nivel foliar (e.g. Ma *et al.*, 2019). A través de un modelo estadístico que empleó distintas bandas espectrales buscaron predecir la *FD* por medio de ciertas variables biofísicas, entre ellas *N%*, cuya correlación resultó ser elevada ( $R^2 > 0.8$ ).

En el presente estudio se plantea el uso de datos hiperespectrales obtenidos mediante un espectro-radiómetro de campo ASD Fieldspec 3® (Analytical Spectral Devices Inc., Boulder, Colorado, EE. UU.) para la estimación de distintas variables biofísicas y estructurales en la cubierta de pasto en un ecosistema de dehesa con el objetivo de establecer una relación directa o indirecta entre la información espectral que sobre estas variables proporcionan los datos ópticos y la diversidad taxonómica y funcional observada en distintas parcelas de muestreo. A través de esta investigación se pretende demostrar si las variables biofísicas *LAI*, *SLA*, *AGB* y *N%* y los índices de diversidad *Shannon*, *Evenness* y *FDis* pueden o no estimarse a partir de teledetección próxima en este tipo de ecosistemas y cuáles son las regiones del espectro electromagnético más relevantes en dicha estimación. Con este fin se utilizan los datos correspondientes a una campaña realizada por SpecLab (CSIC) e INDEHESA (Universidad de Extremadura) en mayo de 2019 en el contexto del proyecto SynerTGE (http://www.lineas.cchs.csic.es/synertge/).

# 2. Metodología

#### 2.1. Área de estudio y diseño experimental

El área de estudio se encuentra en el término municipal de Majadas de Tiétar, en el noreste de la provincia de Cáceres, Extremadura (Figura 1). Se trata de un ecosistema de dehesa con un uso ganadero extensivo de carácter bovino. El clima de la zona de trabajo es Mediterráneo con una temperatura media anual de 16.7°C. La precipitación media anual se sitúa en torno a los 650 mm (Melendo-Vega *et al.*, 2017). El relieve que predomina es llano con ligeras ondulaciones o vaguadas que se vinculan con la presencia de láminas de agua que habitualmente tienen un carácter estacional. La altitud media es de 256 m. La vegetación se distribuye en dos estratos vegetales que presentan una clara diferenciación en sus características biofísicas y fenológicas. El estrato arbóreo cubre aproximadamente el 20% de la superficie y está compuesto por encinas (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) y algunos alcornoques (*Quercus suber* L.) y quejigos aislados (*Quercus faginea* Lam.) (Martín *et al.*, 2020). El estrato herbáceo cubre prácticamente la totalidad de la zona de estudio y está conformado por una gran variedad de especies, en su mayoría anuales con un ciclo fenológico muy dinámico. Entre las especies más abundantes se encuentran *Tolpis barbata* (L.) Gaertn., *Chamaemelum mixtum* (L.) All., *Plantago lagopus* L., *Echium plantagineum* L. y *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (Martin *et al.*, 2020).



Figura 1. Localización de la zona de estudio y las parcelas de muestreo en la estación experimental de Majadas de Tiétar. En la imagen de la izquierda se muestra una fotografía aérea del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) correspondiente al año 2019 con las parcelas de muestreo de pasto utilizadas en el estudio divididas en 3 zonas (central, norte y sur). En el mapa de la derecha se indica la ubicación del área de estudio a nivel nacional y regional.

Los datos utilizados en este estudio corresponden a una campaña de muestreo realizada los días 11 y 12 de mayo de 2019 coincidiendo con el pico de actividad vegetativa del pasto en la zona de estudio. Se muestrearon un total de 30 *plots* distribuidos en 15 parcelas de 25x25 m ubicadas en un área aproximada de 1 km<sup>2</sup> y distribuidas en tres zonas que denominaremos central, norte y sur (Figura 1) que coinciden con la ubicación de tres torres de medición de flujos de agua y carbono por el método de *Eddy Covariance* que operan en la zona de estudio desde 2009 (central) y 2014 (norte y sur) (Burchard-Levine *et al.*, 2020).

De los 30 *plots* muestreados durante la campaña se seleccionaron 20 (10 en la zona central y 5 en la norte y sur respectivamente) para llevar a cabo un muestreo simultáneo de variables biofísicas, espectrales, flujos de agua y carbono y biodiversidad. Ante la imposibilidad de realizar todas las mediciones sobre el mismo *plot*, ya que alguna implicaba la realización de muestreos destructivos o semi-destructivos, se seleccionaron "*plots* gemelos" próximos y con características similares a nivel visual, asumiendo que los resultados de los muestreos realizados en un *plot* podrían hacerse extensivos a su gemelo.

Se tomaron muestras de vegetación de pasto en cada una de las 15 parcelas sobre 2 cuadrantes de 25x25 cm (Figura 2) localizados a partir del muestreo no probabilístico de zonas representativas de la variabilidad de cada parcela. Tres de estos cuadrantes se ubicaron bajo el área de influencia de la copa de alguna de las encinas presentes en las parcelas de muestreo con la finalidad de considerar la variabilidad espacial del pasto debido al sombreado y a las propiedades del suelo causadas por el aporte de materia seca del arbolado (Moreno y Rolo, 2019). También se muestrearon ejemplares vegetales para llevar a cabo el análisis de diversidad taxonómica y rasgos funcionales de las especies identificadas (ver apartado 2.2.3).



Figura 2. Cuadrante de muestreo de 25x25 cm en el interior del plot antes de realizar el muestreo destructivo, a la izquierda de este se localiza un plot "gemelo" donde se situaría otro cuadrante para realizar el muestreo en un área próxima y visualmente similar (izquierda). Vista panorámica de una de las parcelas de muestreo (derecha).

# 2.2. Datos de campo

#### 2.2.1. Datos espectrales

En la campaña se tomaron datos hiperespectrales en los *plots* de muestreo utilizando un espectro-radiómetro Fieldspec 3® (Analytical Spectral Devices Inc., Boulder, Colorado, EE. UU.) con un rango espectral entre 350 y 2500 nm y un campo de visión nominal de 25°. La información espectral se adquirió situando la fibra óptica del radiómetro a una altura aproximada de 1.20 m sobre la cubierta herbácea de cada *plot* de muestreo. Para la conversión de niveles digitales a valores de reflectividad se utilizó un panel calibrado Spectralon® (Labsphere Inc., North Sutton, NH, EE.UU.) con una reflectividad próxima al 99% en todo el rango espectral. Todas las mediciones se tomaron en condiciones de cielo despejado en un período de +/- 2 horas respecto al mediodía solar.

En cada *plot* de muestreo (gemelos 1 y 2) se tomaron una media de 10 espectros que fueron filtrados con el objetivo de omitir bandas ruidosas de los extremos del rango de medición (350-400 nm y 2400-2500 nm) así como las correspondientes a regiones espectrales de alta absorción atmosférica (1350-1450 nm y 1800-1950 nm) que presentan una muy baja relación señal ruido. No se consideró necesario ningún otro pre-tratamiento espectral ya que el protocolo de adquisición de datos en campo siguiendo un esquema de barrido, que consiste en mover ligeramente la fibra del espectro-radiómetro sobre el plot, contribuye a la integración de la señal evitando los habituales saltos entre detectores sobre superficies heterogéneas. Este protocolo ha sido contrastado en la zona de estudio respecto a otros esquemas de medición (medidas estáticas sobre uno o varios puntos dentro del *plot*) y se ha demostrado que el método de barrido minimiza los saltos entre detectores al tiempo que aumenta la reproducibilidad de las medidas. Mediante los datos resultantes de este filtrado se calcularon diversos VIs multi e hiperespectrales seleccionados entre los propuestos en la literatura de acuerdo con los objetivos del estudio (Tabla 1). Con esta selección se buscó incluir VIs que utilizasen las principales regiones del espectro electromagnético (Visible, NIR y SWIR) y que hubiesen demostrado su capacidad para estimar parámetros biofísicos de la vegetación de interés en nuestro estudio. Por un lado, los índices multiespectrales pueden utilizarse con la mayor parte de sensores próximos y remotos pues utilizan bandas anchas que corresponden a regiones espectrales habitualmente incluidas en dichas plataformas. Por otro, los índices hiperespectrales presentan la ventaja de poder centrarse en regiones o bandas espectrales más estrechas donde es posible observar respuestas específicas de la vegetación (rasgos de absorción). Es importante destacar que el número de sensores satelitales hiperespectrales es escaso y por esta razón, las relaciones encontradas a partir de este tipo de datos son difícilmente extrapolables a estudios de escala regional o global. Sin embargo, actualmente existen misiones satelitales hiperespectrales ya operativas como "PRISMA" (http://prisma-i.it/index.php/en/), o en fase de desarrollo como "EnMAP" (https://www.enmap.org/), "Hyspiri" (https://hyspiri.jpl.nasa.gov/), o CHIME (https://www.esa.int/Applications/Observing\_the\_Earth/Copernicus/Copernicus\_Sentinel\_Expansion\_mi ssions) que pronto permitirán un uso más operativo de estos datos.

Índices	Fórmula	Referencia
Índices multi	iespectrales	
NDVI	$\frac{R_{NIR} - R_R}{R_{NIR} + R_R}$	(Rouse et al., 1974)
SR	$\frac{R_{NIR}}{R_R}$	(Birth et al., 1968)
SIPI	$\frac{R_{800} - R_{445}}{R_{800} - R_{680}}$	(Penuelas et al., 1995)
NDII	$\frac{R_{NIR} - R_{SWIR}}{R_{NIR} + R_{SWIR}}$	(Hardisky et al., 1983)
RENDVI	$\frac{R_{750} - R_{705}}{R_{750} + R_{705}}$	(Sims et al., 2002)
NDNI	$\frac{\log{(\frac{1}{1510})} - \log{(\frac{1}{1680})}}{\log{(\frac{1}{1510} + \log{(\frac{1}{1680})})}}$	(Serrano <i>et al.</i> , 2002)
Índices hiper	respectrales	·
PRI	$\frac{R_{531} - R_{570}}{R_{531} + R_{570}}$	(Gamon et al., 1992)
MTVI2	$\frac{1.5 \cdot [2.5 \cdot (R_{800} - R_{550}) - 2.5 \cdot (R_{670} - R_{550})]}{\sqrt{(2 \cdot R_{800} + 1)^2 - (6 \cdot R_{800} - 5 \cdot \sqrt{R_{670}}) - 0.5}}$	(Haboudane <i>et al.</i> , 2004)
LWVI2	$\frac{R_{1094} - R_{1205}}{R_{1094} + R_{1205}}$	(Galvão <i>et al.</i> , 2005)
CIre	$\frac{R_{NIR}}{R_R} - 1$	(Wu et al., 2009)

Tabla 1. Índices de vegetación utilizados en el estudio. Se resaltan en negrita los IVs que se emplearon en elanálisis comparativo de los plots gemelos.

Además de utilizarse para la estimación de variables biofísicas y de biodiversidad, algunos de los índices se emplearon para comparar los *plots* gemelos y, por tanto, confirmar o descartar si su similitud visual se traducía efectivamente en una similitud espectral que permitiese asumir la hipótesis formulada de que los muestreos destructivos realizados en un *plot* podrían hacerse extensivos a su gemelo.

# 2.2.2. Variables biofísicas

La estimación de variables biofísicas se realizó mediante el análisis de la vegetación recogida en los *plots* de muestreo utilizando el protocolo desarrollado en el contexto del proyecto SynerTGE (http://www.lineas.cchs.csic.es/synertge). En cada uno de los cuadrantes de 25x25 cm (gemelo 1) se recogió la vegetación enraizada (verde y seca) cortando a ras de suelo.

En el laboratorio se procesaron las muestras con el propósito de obtener los parámetros biofísicos de interés en el estudio: LAI, AGB, SLA y N%, seleccionados por su relación con la *FD* (Li *et al.*, 2018; Milcu *et al.*, 2014). En todos los casos se utilizó una submuestra que fue escaneada, una vez separadas las fracciones verde y seca (sin actividad fotosintética), para calcular la superficie foliar (que, en este caso, al tratarse de especies herbáceas incluía toda la planta: hojas, flores y tallos). Todas las muestras se secaron en una estufa a 60°C durante 48 horas y fueron pesadas con la misma balanza utilizada en campo para determinar su peso seco. Las variables *LAI, AGB* y *SLA* se calcularon a través de las siguientes ecuaciones:

$$LAI [m^2/m^2] = (W_d \cdot A_{leaf,s}) / (W_{d,s} \cdot A_{quadrant})$$
(1)

$$AGB [g/m^{2}] = (10000 \cdot W_{d}) / (A_{quadrant})$$
(2)

$$SLA \ [cm2/g] = (A_{leaf,s}) / (W_{d,s})$$
(3)

Donde  $W_d$  es el peso seco de la muestra total,  $W_{d,s}$  es el peso seco de la submuestra,  $A_{leaf,s}$  es la superficie foliar (incluyendo hojas, flores y tallos) de la submuestra y  $A_{quadrant}$  es la superficie del cuadrante de muestreo. El N% se analizó por unidad de masa seca de hierba por medio del método de combustión seca con el analizador LECO CN-2000 (65°C).

Las mismas variables con el subíndice verde (\_v) y no verde (\_nv) se calcularon para las variables *LAI* y *SLA* a partir de las fracciones verde y no verde de las mismas submuestras. En el caso de *AGB* y *N%* este cálculo se realizó solo para la fracción verde (\_v). La variable *AGB\_v* fue estimada también con muestras obtenidas en el gemelo 2 y este dato se empleó posteriormente, al igual que se ha descrito anteriormente con los *IVs*, para confirmar o descartar si su similitud visual se traducía en datos comparables para esta variable biofísica de referencia.

#### 2.2.3. Biodiversidad

El estudio de biodiversidad taxonómica y funcional fue realizado por el grupo INDEHESA sobre el gemelo 2 de 20 *plots* localizados en 15 parcelas de muestreo (Figura 1). En cada *plot*, se identificaron todas las especies presentes y se estimó visualmente su abundancia basada en la cobertura en una escala de seis categorías: (0) ausente; (1) < 1 %; (2) entre 1 y 12 %; (3) entre 12 y 25 %; (4) entre 25 y 50 %, (5) > 50 %. A continuación, se recolectó un individuo por especie de aquellas que colectivamente sumaban al menos el 80 % de cobertura en cada *plot* (Carmona *et al.*, 2014). En cada individuo se analizó el área foliar específica (*SLA*) y el contenido de materia seca foliar o *leaf dry matter content (LDMC*) siguiendo protocolos estandarizados (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013) y se extrajeron de la literatura los valores medios por especie del contenido en nitrógeno *N*% y la altura vegetativa (*H*) (Rolo *et al.*, 2016).

Con la información recopilada en campo se calcularon dos índices de diversidad taxonómica. El índice de *Shannon* cuantifica la diversidad de especies en una comunidad (en nuestro caso un *plot*) considerando el número de especies y la proporción de individuos de cada especie. A partir de éste se calculó también el índice de *Evenness* que permite analizar la equidad en la distribución de las especies (Mulder *et al.*, 2004; Shannon *et al.*, 1949). Para calcular ambos índices se utilizaron las siguientes fórmulas:

Shannon Index (H)= - 
$$\sum_{i=1}^{S} \cdot p_i \cdot ln \cdot p_i$$
 (4)

Evenness Index = 
$$\frac{H}{H_{max}} = H / ln \cdot S$$
 (5)

Donde *i* corresponde a la proporción de la especie con respecto al número total de especies  $(p_i)$ . *H* es el número derivado del Índice de Shannon y  $H_{max}$  corresponde al valor máximo de *H* mientras que *S* es el número total de especies (Mulder *et al.*, 2004; Shannon *et al.*, 1949).

Además de los índices de diversidad convencionales basados exclusivamente en la abundancia y distribución de especies se calculó un índice de diversidad que considera los rasgos funcionales de las especies identificadas y se puede relacionar con las variables biofísicas de la vegetación conformando un factor clave en los procesos y estabilidad del ecosistema. En este caso se utilizó el índice multidimensional de dispersión funcional (*FDis*) de Laliberté *et al.*, 2010. *FDis* se calcula a partir de las variables *LDMC*, *SLA*, *N*% y la altura vegetativa (*H*), y se efectúa como el promedio de la distancia de los rasgos funcionales de cada especie individual al centroide ponderado de las especies totales de la comunidad donde los pesos pertenecen a la abundancia relativa de dichas especies (Laliberté *et al.*, 2010). Para el cálculo del índice se utilizó la siguiente fórmula:

$$FDis = \sum a_j z_j / \sum a_j ; c = \sum a_j x_{ij} / \sum a_j$$
(6)

Donde  $a_j$  es la abundancia de especies (*j*) y  $z_j$  es la distancia de la especie al centroide ponderado (c).  $x_{ij}$  se refiere al atributo de la especie *j* para el rasgo *i* (Laliberté *et al.*, 2010).

#### 2.3. Análisis comparativo de los plots gemelos

Con el objetivo de confirmar la similitud de los *plots* gemelos utilizados para obtener datos biofísicos (gemelo 1) y de biodiversidad (gemelo 2) se comparó la información común disponible recogida en ambos gemelos durante la campaña: datos espectrales y  $AGB_v$ .

A partir de la información espectral medida con el espectro-radiómetro en ambos gemelos se efectuó un análisis estadístico comparativo utilizando como referencia tres índices, *NDVI*, *RENDVI* y *NDII*, que incluyen bandas en las principales regiones del espectro (Visible, *RE*, *NIR* y *SWIR*) (Tabla 1). Se realizó un análisis de correlación, así como la prueba *U de Mann-Whitney* (Wilcoxon, 1945) y se calcularon el coeficiente de determinación ( $\mathbb{R}^2$ ) y el error medio cuadrático relativo (*rRMSE*) para evaluar el ajuste entre los datos correspondientes a los gemelos.

$$rRSME = RSME / \bar{y} \tag{7}$$

Donde  $\bar{y}$  hace referencia al promedio de valores resultantes de las variables biofísicas en los 20 *plots* analizados.

Una comparación estadística similar se abordó utilizando, en lugar de los VIs, los datos de AGB\_v.

#### 2.4. Estimación de variables biofísicas y biodiversidad basada en IVs

Los VIs calculados para cada *plot* (Tabla 1) se utilizaron como variables predictoras en un análisis de regresión simple para estimar las variables biofísicas AGB, LAI, SLA y N% y los índices de Shannon, Evenness y FDis. Se representaron los diagramas de dispersión y se calcularon el  $R^2$  y el *rRMSE* para evaluar el ajuste y el error de predicción respectivamente.

#### 2.5. Estimación de variables biofísicas y biodiversidad basada en datos hiperespectrales

Los *VIs* resumen excesivamente la información espectral disponible ya que se centran en un número reducido de bandas. La teledetección hiperspectral tiene la ventaja de ofrecer una mayor dimensionalidad espectral, pero requiere el uso de técnicas estadísticas específicas. En este estudio hemos utilizado la técnica estadística conocida como *PLSR* con el propósito de estimar las variables biofísicas y de biodiversidad aprovechando la totalidad de la variabilidad espectral de los datos

disponibles y de esta forma comparar su eficacia frente al análisis más tradicional basado en *VIs. PLSR* descompone las variables independientes en distintos parámetros o factores no correlacionados a través de la información contenida en la variable dependiente, y seguidamente emplea un modelo de regresión entre los datos espectrales observados y la variable de respuesta con la finalidad de seleccionar un número de componentes principales limitado que reducen la elevada dimensionalidad de la información hiperespectral (Clevers *et al.*, 2007). Aunque lo habitual en este tipo de técnicas estadísticas es separar los datos del estudio en un conjunto de 'calibración' (para entrenar el modelo) y otro de 'validación' (para evaluar como de extrapolable es el modelo en cuestión), en este caso no fue posible por el reducido número de datos disponibles por lo que se optó por aplicar la técnica de *cross-validation* que consiste en dividir iterativamente el conjunto de datos en diferentes grupos eliminando uno de ellos y ajustando un modelo a los grupos restantes (Kiala *et al.*, 2016). El modelo se utiliza para predecir los valores del grupo excluido, repitiendo el proceso para cada una de las muestras, y en última instancia, se promedian las métricas para obtener las puntuaciones finales (Kiala *et al.*, 2016).

Un paso clave en la aplicación del *PLSR* es la selección del número de componentes principales. En nuestro estudio la selección se efectúo cuando el número de componentes principales llega al valor mínimo de *RMSE* del análisis de *cross-validation* (Burnett *et al.*, 2021), limitando el número máximo de componentes principales a 8. De esta forma tratamos de evitar posibles problemas de *overfitting* (modelo con una elevada especificidad que sería incapaz de poder predecir ningún resultado eficaz sobre nuevos datos) así como encontrar un balance óptimo entre el rendimiento del modelo analizado y su nivel de extrapolación (Capolupo *et al.*, 2015). Seguidamente, se calculó la relación entre los valores observados y esperados del modelo *PLSR* de cada una de las variables biofísicas e índices de diversidad a través del  $R^2$ .

Como análisis adicional se investigó, a través de los coeficientes de regresión normalizados, qué bandas o rangos espectrales tuvieron más peso en el modelo y, por lo tanto, pueden considerarse más relevantes en la estimación de las variables analizadas. La justificación en el empleo de este método reside en su sencilla comprensión e implementación en comparación con otras técnicas (Dechant *et al.*, 2017; Burnett *et al.*, 2021).

# 2.6. Relación entre variables biofísicas y diversidad

Finalmente, con objeto de comprobar si las variables biofísicas utilizadas en el estudio permitían explicar total o parcialmente la diversidad taxonómica y funcional del ecosistema en los *plots* de muestreo, se efectuó una regresión lineal múltiple entre las variables correspondientes al gemelo 1, *SLA*, *AGB*, *LAI* y N% en sus variantes total, verde y no verde, y la diversidad estimada según los índices Shannon, Evenness y FDis utilizando las primeras como variables predictoras y los índices como variables respuesta. Cabe destacar que la fracción  $N\%_v$  no se empleó en este análisis debido a la ausencia de información en algunos *plots*. A partir de los coeficientes de regresión resultantes analizamos la sensibilidad de la variable biofísica frente al modelo derivado para estimar los índices de biodiversidad. Con el propósito de que los coeficientes de regresión fuesen comparables se estandarizaron las variables independientes. Por otro lado, para conocer la fuerza de la relación de los dos conjuntos de datos, se calculó el R<sup>2</sup> en referencia a cada uno de los tres índices de biodiversidad: índice de *Shannon, Evenness* y *FDis*, y a través del R<sup>2</sup> múltiple se obtuvo el porcentaje de variación de la diversidad pue pudo ser explicada por las variables biofísicas.

#### 3. Resultados

#### 3.1. Análisis comparativo de los plots gemelos

La Figura 3 presenta los resultados de la comparación de los valores de *AGB\_v* obtenidos de los muestreos realizados en el gemelo 1 y el gemelo 2. Como se puede observar, los datos son muy similares,

aunque los valores de  $AGB_v$  del gemelo 1 son ligeramente inferiores a los registrados en el gemelo 2 (148.96 y 163.67 g/m<sup>2</sup> respectivamente) y presentan también una menor dispersión (36.8 y 30.1 g/m<sup>2</sup> respectivamente). De la correlación entre los dos conjuntos de datos obtuvimos un R<sup>2</sup> de 0.35 y un *RMSE* de 2.08 g/m<sup>2</sup>. Por lo que respecta a la prueba *U Mann-Whitney*, el *p-value* resultante fue de 0.341 por lo que se acepta la hipótesis nula de que  $AGB_v$  presenta valores similares en los *plots* gemelos y conforman la misma población y distribución.



Figura 3. Diagrama de cajas (izquierda) y gráfico de dispersión (derecha) comparando los valores de AGB\_v obtenidos en los gemelos 1 y 2 de los 20 plots muestreados. En el diagrama de cajas la línea horizontal negra indica la mediana de cada caja. En el gráfico de dispersión se muestra la ecuación de la recta, R<sup>2</sup> y rRMSE así como la recta 1:1 (en azul).

Los resultados del análisis de similitud espectral basado en la comparación de valores de *VIs* calculados a partir de mediciones realizadas en ambos gemelos se muestran en la Tabla 2. El mayor  $R^2$  se obtuvo con el *NDVI* y el menor con el *NDII*. Cabe destacar que 5 de los 15 *plots* analizados presentan diferencias superiores al 40%, 3 de ellos corresponden a parcelas de la zona central 1 de la norte y 1 de la sur. De los 3 *plots* identificados en la zona central, dos corresponden a una misma parcela, la Z1P5. En relación con los resultados de la prueba *U Mann-Whitney* (Tabla 2), la mayoría de los *plots* presentaron diferencias espectrales que pueden ser consideradas aceptables para asumir la hipótesis inicial de su similitud.

VI	<b>R</b> <sup>2</sup>	rRMSE	p-value	
NDVI	0.39	0.101	0.3273	
RENDVI	0.23	0.095	0.3013	
NDII	0.16	0.277	0.4777	

Tabla 2. Resultados de la correlación  $(R^2)$  y su error relativo (rRMSE) así como de la prueba U Mann-Whitney en los tres VIs analizados.

En la Figura 4 se muestra uno de los *plots* que ofrecieron mayor diferencia espectral entre gemelos (parcela Z1P5 muestra 2). Como se puede observar en este caso, las diferencias espectrales más importantes se encuentran las regiones del *NIR* y el *SWIR*, especialmente en la primera. En la Figura 5 se muestra el ejemplo contrario, un *plot* con gemelos que presentan un comportamiento espectral muy similar (parcela Z5P2 muestra 1) en todas las regiones del espectro.



Figura 4. Fotografías de campo y espectros promedio obtenidos con el espectro-radiómetro ASD en los plots gemelos de la parcela Z1P5 (zona central) muestra 2.



Figura 5. Fotografías de campo y espectros promedio obtenidos con el espectro-radiómetro ASD en los plots gemelos de la parcela Z5P2 (zona central) muestra 1.

# 3.2. Estimación de variables biofísicas y diversidad basada en VIs

Las Tablas 3 y 4 muestran el R<sup>2</sup> y el *rRMSE* obtenidos en el análisis de regresión entre *VIs* e índices de diversidad y entre *VIs* y variables biofísicas, respectivamente. Los ajustes obtenidos con los índices de diversidad fueron muy bajos en general, aunque ligeramente superiores en el caso de *FDis*. *NDNI* presentó el mayor R<sup>2</sup> (0.26) y *rRMSE* de 0.15 seguido de *LWVI2* (R<sup>2</sup> = 0.19) con un *rRMSE* de 0.15. *PRI* mostró el R<sup>2</sup> más alto (0.19) con el índice de *Shannon* cuyo *rRMSE* fue de 0.22 mientras que las correlaciones con el índice *Evenness* fueron muy bajas (R<sup>2</sup> < 0.1) para todos los *VIs*.

	Índice de	Shannon	Índice de	Evenness	FDis	
	$\mathbb{R}^2$	rRMSE	$\mathbb{R}^2$	rRMSE	$\mathbb{R}^2$	rRMSE
NDVI	0.06	0.24	0.02	0.15	0.00	0.17
SR	0.05	0.24	0.01	0.15	0.00	0.17
SIPI	0.05	0.24	0.02	0.15	0.00	0.17
NDII	0.00	0.24	0.00	0.16	0.18	0.15
RENDVI	0.06	0.24	0.01	0.15	0.00	0.17
PRI	0.19	0.22	0.06	0.16	0.03	0.16
MTVI2	0.00	0.24	0.01	0.08	0.00	0.17
LWVI2	0.00	0.24	0.00	0.16	0.19	0.15
NDNI	0.03	0.24	0.04	0.15	0.26	0.15
CIre	0.07	0.24	0.01	0.15	0.00	0.17

Tabla 3.  $R^2$  y rRMSE obtenidos en el análisis de regresión entre VIs e índices de biodiversidad.

Tabla 4.  $R^2$  y rRMSE obtenidos en el análisis de regresión entre VIs y las variables biofísicas. Se han destacadoen negrita aquellas con  $R^2 > 0.5$ .

	A	GB	AC	GB_v	1	LAI	L	4 <i>I_v</i>	LA	I_nv
	$R^2$	rRMSE	$R^2$	rRMSE	$R^2$	rRMSE	$R^2$	rRMSE	$R^2$	rRMSE
NDVI	0.30	0.17	0.29	0.18	0.01	0.23	0.01	0.21	0.00	0.48
SR	0.19	0.19	0.15	0.20	0.05	0.19	0.08	0.20	0.01	0.46
SIPI	0.20	0.19	0.15	0.20	0.05	0.19	0.09	0.20	0.04	0.46
NDII	0.11	0.20	0.20	0.19	0.24	0.17	0.40	0.16	0.04	0.46
RENDVI	0.23	0.18	0.21	0.19	0.02	0.20	0.03	0.21	0.01	0.47
PRI	0.17	0.19	0.25	0.18	0.01	0.20	0.03	0.21	0.02	0.46
MTVI2	0.07	0.20	0.05	0.21	0.06	0.19	0.07	0.21	0.00	0.47
LWVI2	0.11	0.20	0.23	0.19	0.30	0.17	0.43	0.16	0.05	0.45
NDNI	0.11	0.20	0.17	0.19	0.32	0.16	0.42	0.16	0.02	0.46
CIre	0.20	0.19	0.19	0.19	0.01	0.20	0.02	0.21	0.00	0.47
	S	SLA	SI	LA_v	SL	A_nv	1	V%	N	"%_v
	$R^2$	SLA rRMSE	$R^2$	LA_v rRMSE	$R^2$	A_nv rRMSE	$R^2$	N% rRMSE	$\frac{N}{R^2}$	%_v rRMSE
NDVI	<i>R</i> <sup>2</sup> <i>0.52</i>	<b>LA</b> <i>rRMSE</i> 0.12	$\frac{SI}{R^2}$ 0.47	<b>LA_v</b> rRMSE 0.13	$\frac{SL}{R^2}$ 0.24	A_nv rRMSE 0.26	$\frac{l}{R^2}$ 0.22	N% rRMSE 0.15	<i>N</i> <i>R</i> <sup>2</sup> <i>0.62</i>	<b>%_v</b> <i>rRMSE</i> 0.09
NDVI SR	S           R <sup>2</sup> 0.52           0.62	<b>SLA</b> <i>rRMSE</i> 0.12 0.10	<i>SI</i> <i>R</i> <sup>2</sup> 0.47 <b>0.55</b>	LA_v rRMSE 0.13 0.12		A_nv rRMSE 0.26 0.24	$R^2$ 0.22 0.20	N% <u>rRMSE</u> 0.15 0.16	<i>N</i> <i>R</i> <sup>2</sup> <i>0.62</i> <i>0.41</i>	%_v rRMSE 0.09 0.11
NDVI SR SIPI	S           R <sup>2</sup> 0.52           0.62           0.65	rRMSE           0.12           0.10	<i>R</i> <sup>2</sup> 0.47 0.55 0.59	LA_v rRMSE 0.13 0.12 0.11	SL R <sup>2</sup> 0.24 0.35 0.31	A_nv rRMSE 0.26 0.24 0.24	$     \begin{array}{r}         1 \\             R^2 \\             0.22 \\             0.20 \\             0.12 \\             \end{array}     $	N% <u>rRMSE</u> 0.15 0.16 0.17	N R <sup>2</sup> 0.62 0.41 0.29	%_v rRMSE 0.09 0.11 0.12
NDVI SR SIPI NDII	S           R <sup>2</sup> 0.52           0.62           0.65           0.08	<i>LA</i> <i>rRMSE</i> 0.12 0.10 0.10 0.16	<i>R</i> <sup>2</sup> 0.47 <b>0.55</b> <b>0.59</b> 0.06	<b>A_v</b> <u>rRMSE</u> 0.13 0.12 0.11 0.17	SL R <sup>2</sup> 0.24 0.35 0.31 0.12	A_nv rRMSE 0.26 0.24 0.24 0.28	$     \begin{array}{r}         1 \\             R^2 \\             0.22 \\             0.20 \\             0.12 \\             0.09 \\             \end{array}     $	N% rRMSE 0.15 0.16 0.17 0.17	N R <sup>2</sup> 0.62 0.41 0.29 0.07	%_v rRMSE 0.09 0.11 0.12 0.14
NDVI SR SIPI NDII RENDVI	S           R <sup>2</sup> 0.52           0.62           0.65           0.08           0.52	SLA rRMSE 0.12 0.10 0.10 0.16 0.12	<i>R</i> <sup>2</sup> 0.47 <b>0.55</b> <b>0.59</b> 0.06 0.47	Image: A_v           rRMSE           0.13           0.12           0.11           0.17           0.13	<i>SL</i> <i>R</i> <sup>2</sup> 0.24 0.35 0.31 0.12 0.25	A_nv rRMSE 0.26 0.24 0.24 0.28 0.26	$     \begin{array}{r}         1 \\             R^2 \\             0.22 \\             0.20 \\             0.12 \\             0.09 \\             0.33 \\             \end{array}     $	N% <u>rRMSE</u> 0.15 0.16 0.17 0.17 0.15	<i>N</i> <i>R</i> <sup>2</sup> <i>0.62</i> <i>0.41</i> <i>0.29</i> <i>0.07</i> <i>0.57</i>	%_v rRMSE 0.09 0.11 0.12 0.14 0.09
NDVI SR SIPI NDII RENDVI PRI	S           R <sup>2</sup> 0.52           0.62           0.65           0.08           0.52           0.08	<i>LA</i> <i>rRMSE</i> 0.12 0.10 0.10 0.16 0.12 0.16	<i>R</i> <sup>2</sup> 0.47 <b>0.55</b> <b>0.59</b> 0.06 0.47 0.09	A_v           rRMSE           0.13           0.12           0.11           0.17           0.13           0.17	SL     R2     0.24     0.35     0.31     0.12     0.25     0.02	A_nv rRMSE 0.26 0.24 0.24 0.24 0.28 0.26 0.29	$ \begin{array}{c} 1 \\ R^2 \\ 0.22 \\ 0.20 \\ 0.12 \\ 0.09 \\ 0.33 \\ 0.34 \\ \end{array} $	N% <u>rRMSE</u> 0.15 0.16 0.17 0.17 0.15 0.14	<i>N</i> <i>R</i> <sup>2</sup> 0.62 0.41 0.29 0.07 0.57 0.52	%_v rRMSE 0.09 0.11 0.12 0.14 0.09 0.10
NDVI SR SIPI NDII RENDVI PRI MTVI2	S           R <sup>2</sup> 0.52           0.62           0.65           0.08           0.52           0.08           0.31	SLA rRMSE 0.12 0.10 0.10 0.10 0.16 0.12 0.16 0.14	<i>R</i> <sup>2</sup> 0.47 <b>0.55</b> <b>0.59</b> 0.06 0.47 0.09 0.27	A_v rRMSE 0.13 0.12 0.11 0.17 0.13 0.17 0.15	$\begin{array}{c} SL \\ R^2 \\ 0.24 \\ 0.35 \\ 0.31 \\ 0.12 \\ 0.25 \\ 0.02 \\ 0.33 \end{array}$	A_nv rRMSE 0.26 0.24 0.24 0.24 0.28 0.26 0.29 0.24	$\begin{array}{c} 1\\ R^2\\ 0.22\\ 0.20\\ 0.12\\ 0.09\\ 0.33\\ 0.34\\ 0.10\\ \end{array}$	N% rRMSE 0.15 0.16 0.17 0.17 0.15 0.14 0.17	<i>N</i> <i>R</i> <sup>2</sup> 0.62 0.41 0.29 0.07 <b>0.57</b> <b>0.57</b> 0.52 0.43	%_v rRMSE 0.09 0.11 0.12 0.14 0.09 0.10 0.11
NDVI SR SIPI NDII RENDVI PRI MTVI2 LWVI2	S           R <sup>2</sup> 0.52           0.62           0.65           0.08           0.52           0.08           0.51           0.08	SLA rRMSE 0.12 0.10 0.10 0.10 0.16 0.12 0.16 0.14 0.16	<i>R</i> <sup>2</sup> 0.47 <b>0.55</b> <b>0.59</b> 0.06 0.47 0.09 0.27 0.04	A_v rRMSE 0.13 0.12 0.11 0.17 0.13 0.17 0.15 0.18	$\begin{array}{c} SL \\ R^2 \\ 0.24 \\ 0.35 \\ 0.31 \\ 0.12 \\ 0.25 \\ 0.02 \\ 0.33 \\ 0.18 \end{array}$	A_nv rRMSE 0.26 0.24 0.24 0.24 0.28 0.26 0.29 0.24 0.27	$\begin{array}{c} 1\\ R^2\\ 0.22\\ 0.20\\ 0.12\\ 0.09\\ 0.33\\ 0.34\\ 0.10\\ 0.11\\ \end{array}$	N% rRMSE 0.15 0.16 0.17 0.17 0.15 0.14 0.17 0.17	<i>N</i> <i>R</i> <sup>2</sup> 0.62 0.41 0.29 0.07 <b>0.57</b> <b>0.57</b> 0.52 0.43 0.10	%_v rRMSE 0.09 0.11 0.12 0.14 0.09 0.10 0.11 0.13
NDVI SR SIPI NDII RENDVI PRI MTVI2 LWVI2 NDNI	S           R <sup>2</sup> 0.52           0.62           0.65           0.08           0.52           0.08           0.31           0.08           0.07	SLA rRMSE 0.12 0.10 0.10 0.10 0.16 0.12 0.16 0.14 0.16 0.16	<i>R</i> <sup>2</sup> 0.47 <b>0.55</b> 0.06 0.47 0.09 0.27 0.04 0.08	A_v rRMSE 0.13 0.12 0.11 0.17 0.13 0.17 0.15 0.18 0.17	$\begin{array}{c} SI \\ R^2 \\ 0.24 \\ 0.35 \\ 0.31 \\ 0.12 \\ 0.25 \\ 0.02 \\ 0.33 \\ 0.18 \\ 0.07 \end{array}$	A_nv rRMSE 0.26 0.24 0.24 0.24 0.28 0.26 0.29 0.24 0.27 0.28	$\begin{array}{c} 1\\ R^2\\ 0.22\\ 0.20\\ 0.12\\ 0.09\\ 0.33\\ 0.34\\ 0.10\\ 0.11\\ 0.08\\ \end{array}$	N% rRMSE 0.15 0.16 0.17 0.17 0.15 0.14 0.17 0.17 0.17	N           R <sup>2</sup> 0.62           0.41           0.29           0.07           0.57           0.52           0.43           0.10           0.03	%_v rRMSE 0.09 0.11 0.12 0.14 0.09 0.10 0.11 0.13 0.14

Las correlaciones entre *VIs* y variables biofísicas presentan, en general, mejores ajustes que con las variables de diversidad (Tabla 4). La variable biofísica que presenta la mayor correlación es *SLA* con

el índice *SIPI* ( $\mathbb{R}^2 = 0.65$ ) y *rRMSE* de 0.1. Cabe destacar la variable N% ya que presenta las correlaciones más altas ( $\mathbb{R}^2 > 0.5$ ) hasta en cuatro *VIs*: *NDVI* (0.62), *RENDVI* (0.57), *PRI* (0.52) y *CIre* (0.55). En cuanto a las variables biofísicas *LAI* y *AGB* los resultados han sido inferiores ( $\mathbb{R}^2 < 0.4$ ). La variable *LAI\_v* presenta la mayor correlación ( $\mathbb{R}^2 = 0.4$ ) con *LWVI2* y *rRMSE* de 0.16, que junto con *NDNI* presentan el mínimo *rRMSE*.

#### 3.3. Estimación de variables biofísicas y biodiversidad basada en bandas espectrales

Los datos hiperespectrales a través del *PLSR* mejoraron los resultados del análisis de regresión expresada a través del  $R^2$  y el *rRMSE* (Tabla 5) respecto a los conseguidos con los *VIs* (Tabla 3 y 4). En este caso, como ocurría con los *VIs*, las variables *SLA* y *N*% presentan los  $R^2$  más altos (0.75 y 0.69 respectivamente). Además, la estimación basada en bandas con la técnica del *PLSR* permite alcanzar ajustes elevados también con otras variables como *AGB\_v* ( $R^2 = 0.72$ ). En todos los casos las fracciones verdes de las variables *AGB*, *LAI* y *SLA* presentan un  $R^2$  igual o superior respecto al ajuste con el valor de dichas variables que incluye ambas fracciones. Los ajustes del modelo disminuyen en todos los casos al aplicar la validación cruzada lo que puede deberse a las limitaciones derivadas del tamaño de la muestra.

Variable Biofísica /	Ca	libración	Cross	-Validation
Diversidad	$R^2$	rRMSE	$R^2$	rRMSE
AGB	0.5	0.11	0.14	0.17
AGB_v	0.72	0.08	0.33	0.15
LAI	0.15	0.16	0.03	0.19
LAI_v	0.26	0.15	0.09	0.18
LAI_nv	0.15	0.37	0.00	0.55
SLA	0.69	0.07	0.23	0.13
SLA_v	0.69	0.07	0.16	0.15
SLA_nv	0.12	0.24	0.00	0.31
N%	0.75	0.07	0.36	0.12
N%_v	0.52	0.07	0.26	0.10
Índice de Shannon	0.01	0.23	0.01	0.29
Índice de Evenness	0.01	0.15	0.00	0.18
FDis	0.01	0.16	0.00	0.19

Tabla 5.  $R^2$  y rRMSE obtenidos con PLSR y datos hiperespectrales para variables biofísicas e índices de diversidad para los modelos de calibración y validación (cross-validation). Se muestran en negrita valores de  $R^2 > 0.5$ .

El aumento de la dimensionalidad espectral no contribuye, sin embargo, a una mejora sustancial de la estimación de los índices de diversidad y confirma que los datos espectrales (multiespectrales e hiperespectrales) y la diversidad no presentan una correlación suficiente como para permitir la estimación de las últimas a partir de datos ópticos en este tipo de ecosistema y sin considerar la componente temporal (fenología).

Como se ha descrito en la metodología, en el estudio realizado a partir de los datos hiperspectrales además de la estimación de las variables objetivo se investigó, a través de los coeficientes de regresión, qué bandas o rangos espectrales tuvieron más peso en el modelo *PLSR* y, por lo tanto, pueden considerarse más relevantes en la estimación de las variables biofísicas y biodiversidad analizadas. Los resultados de este análisis se observan en la Figuras 6 y 7 que incluye los gráficos de dispersión entre las variables estimadas y predichas y los pesos relativos de los coeficientes para cada banda del modelo y cada variable analizada. Para simplificar la representación se han descartado las versiones \_nv de las distintas variables ya que estas presentaron siempre menores ajustes (Tabla 5). Como se puede observar, *AGB* y *AGBv* los valores de los coeficientes de regresión indican que las regiones del Visible y el *SWIR* son las que presentan un mayor peso en el modelo y, por lo tanto, las más relevantes para la estimación de estas variables. En el caso de *LAI* y *LAI\_v* destaca el peso de las

bandas *SWIR*. Para las variables *SLA* y *SLA\_v* destaca la importancia de la región del Visible y el *Red-edge*. En la variable N% es evidente la importancia del *Red-edge* (680-750 nm) para N% total y de Visible + *RE* para la fracción verde y el *SWIR*, especialmente en la zona de 1500-1600 nm. En lo que respecta a los índices de diversidad, el rango espectral perteneciente al *NIR* seguido de *SWIR* muestran la mayor influencia en la estimación de los índices de *Shannon* y *Evenness*. Por lo que respecta a *FDis*, tanto el *Red-edge* como el *NIR* ostentan el mayor peso en el modelo.



Figura 6. Gráficos de dispersión entre las variables biofísicas y de diversidad observadas y estimadas a través de los datos hiperespectrales por medio del método estadístico PLSR (Para las variables biofísicas la columna A muestra el valor total de la variable y la columna B el de la fracción verde).



Figura 7. Gráficos con los valores normalizados de los coeficientes de regresión de cada banda que muestra su importancia relativa en la estimación de las variables (para las variables biofísicas la columna A muestra el valor total de la variable y la columna B el de la fracción verde).

# 3.4. Relación entre variables biofísicas y diversidad

El análisis de regresión múltiple nos permitió analizar, de forma preliminar, la relación entre las variables biofísicas estudiadas y la diversidad observada en campo a nivel de *plot* de muestreo. La correlación más elevada la mostró el modelo predictivo de *FDis* ( $R^2 = 0.63$ , *rRMSE* = 0.13), seguido de *Evenness* ( $R^2 = 0.51$ , *rRMSE* = 0.11) y *Shannon* ( $R^2 = 0.46$ , *rRMSE* = 0.18).

En la Tabla 6 se muestran los coeficientes de regresión obtenidos para cada variable biofísica (cuyos valores fueron normalizados previamente) en cada uno de los modelos predictivos de índices de diversidad. La variable  $LAI_v$  presenta el coeficiente de regresión más alto para los tres índices de diversidad (-2.70, -1.03, -0.22, para *Shannon, Evenness* y *FDis* respectivamente), por lo que podría considerarse como la variable que más influye para explicar la variabilidad de estos índices en el conjunto de datos de muestreo.  $AGB_v$  sería la segunda variable con más peso en el índice de *Shannon* y *FDis* (coeficientes de 2.38 y 0.17, respectivamente) mientras que la variable LAI ocuparía el segundo lugar en orden de importancia para el modelo predictivo del índice de *Evenness* (1.00). Las variables N% y *SLA* presentan los coeficientes más bajos.

Tabla 6. Coeficientes de regresión estandarizados obtenidos en los tres modelos regresión múltiple entre las variables biofísicas (predictoras) y los índices de diversidad. Se indica el R<sup>2</sup> y rRMSE de cada modelo.

Variables		Diversidad	
biofísicas	Índice de Shannon	Índice de Evenness	FDis
AGB	-2.18	-0.81	-0.13
AGB_v	2.38	0.84	0.17
LAI	2.33	1.00	0.16
LAI_v	-2.70	-1.03	-0.22
SLA	-0.33	-0.06	-0.08
SLA_v	0.74	0.15	0.13
SLA_nv	-0.27	-0.10	0.01
N%	-0.16	-0.01	0.01
$R^2$	0.46	0.51	0.63
rRMSE	0.18	0.11	0.13

# 4. Discusión

En este trabajo se ha demostrado la importancia de la dimensión espectral en la estimación de variables biofísicas de la vegetación y su relación funcional con la diversidad en un pastizal semi-árido comprobándose la mejora sustancial que los datos hiperespectrales aportan respecto a los *VIs* en dicha estimación.

Respecto a la recopilación de datos en campo, se ha podido demostrar la viabilidad del planteamiento de un esquema de muestreo innovador, aplicable cuando el tipo de variables a muestrear impide trabajar sobre una única muestra y basado en la selección de *plots* que se consideraban "gemelos" a partir de un sencillo criterio visual. Este planteamiento ha permitido la recopilación de un conjunto de variables que hubiera sido imposible obtener en una única unidad de muestreo. Sin embargo, el diseño del muestreo ha puesto de manifiesto algunas limitaciones relacionadas con las diferencias observadas entre algunos *plots* gemelos en las variables biofísicas (*AGB\_v*) y espectrales (*VIs*) comparadas en base a datos obtenidos en ambos *plots*. De los tres *VIs* utilizados en la comparación, *NDVI* presentó el mayor  $R^2$  (0.39) y *NDII* el menor (0.16), lo cual podría indicar la existencia de mayores diferencias espectrales entre gemelos en la región del *SWIR*, utilizada en el cálculo de *NDII* frente a las bandas del Visible usadas en el *NDVI* (Tabla 1). Existen una serie de factores ambientales que podrían explicar las disimilitudes espectrales observadas entre algunos *plots* interes. Las flores y las condiciones edáficas afectan especialmente al espectro visible y como se ha observado en las fotos de

campo de las Figuras 4 y 5, los *plots* gemelos poseen algunas especies en estado de floración. La estructura vertical de la vegetación y más concretamente el ángulo de orientación de las hojas (*LAD*) afecta a la reflectividad de la vegetación de los *plots* analizados, específicamente en el rango del *NIR*. Por tanto, ligeras diferencias en la proporción de especies de cada *plot* gemelo, no evidentes a simple vista, podrían provocar diferencias espectrales a veces significativas. En lo que respecta al rango del *SWIR*, las diferencias en el contenido de humedad de algunas especies, así como la mezcla de especies que han iniciado su senescencia y que presentan rangos de absorción característicos en esta región podrían explicar las disimilitudes espectrales encontradas entre algunos *plots* gemelos.

En el análisis relativo a la estimación de variables biofísicas y diversidad basada en *VIs* se han obtenido correlaciones bajas para los índices de diversidad que mejoran para las variables biofísicas. Algunos autores han encontrado también ajustes discretos en la relación entre el *NDVI* y la riqueza de especies ( $\mathbb{R}^2 > 0.3$ ), debido a las condiciones ambientales y la fenología de la floración (e. g. Wang *et al.*, 2016). En el presente trabajo no se disponía de variabilidad temporal ya que todos los datos se tomaron en campo en una única campaña lo que podría explicar los ajustes resultantes entre *NDVI* y los índices de diversidad. Los resultados de nuestro estudio en lo que respecta a la estimación de variables biofísicas, aunque más altos, también fueron algo inferiores a los encontrados en otros estudios (e. g. Hurcom y Harrison, 1998) que obtuvieron ajustes altos entre *SLA* y *NDVI* ( $\mathbb{R}^2 > 0.7$ ). En nuestro trabajo la estimación de la variable *SLA* a partir de *VIs* obtuvo un  $\mathbb{R}^2 > 0.5$  en cuatro (*NDVI*, *SR*, *SIPI*, *RENDVI*) de diez *VIs* (Tabla 1) mientras que su fracción verde *SLA\_v* en dos (*SR* y *SIPI*) *VIs*.

Los datos hiperespectrales empleados a través de la técnica PLSR mejoraron notablemente la estimación de variables como AGB ( $\mathbb{R}^2 > 0.7$ ), SLA ( $\mathbb{R}^2 > 0.6$ ) y N% ( $\mathbb{R}^2 > 0.7$ ) mientras que LAI obtuvo tan sólo un R<sup>2</sup> ligeramente superior al del análisis basado en VIs. Los resultados obtenidos en este estudio para la variable N% ( $R^2 = 0.75$ , rRMSE = 0.07) coincide con los de otros autores (e. g. Pellissier *et al.*, 2015) que estimaron N% en pastizales a partir de modelos PLSR empleando información adquirida por espectro-radiómetros de campo ( $R^2 = 0.76$ , *rRMSE* = 0.29). Cabe destacar que la reducción del  $R^2$  y el aumento de rRMSE del cross-validation comparado con los estadísticos obtenidos durante la calibración de los modelos PLSR señalizan una extrapolabilidad limitada de estos modelos empíricos, que muy probablemente se ven afectados por el pequeño tamaño de la muestra utilizada en este estudio. A partir del modelo PLSR se determinaron, además, aquellas bandas y rangos del espectro que presentaban una mayor importancia en el modelo y con ello, una mayor relevancia en la estimación de las variables biofísicas e índices de diversidad. Las regiones VIS y RE son claramente destacadas en la estimación de las variables SLA y N%. La región del SWIR ha demostrado ser relevante en la estimación de las variables relacionadas con el crecimiento vegetal, AGB y LAI, debido probablemente a los efectos producidos por la disponibilidad de los recursos hídricos en un ecosistema semi-árido, además de los causados por los contenidos de carbohidratos y polifenoles estructurales de la vegetación como lignina, almidón y celulosa (Elvidge, 1990). Finalmente, el NIR aparece como la región más importante en la estimación de los índices Shannon, Evenness y FDis, influido posiblemente por la estructura y disposición de las especies (Hunt, 1991). De la misma forma que con los coeficientes de regresión, existen otros métodos como Variable Influence on Projection (VIP) que también son de utilidad en la selección y distinción de aquellas bandas espectrales más influyentes en la estimación de variables biofísicas (e.g. Sakowska et al., 2016; Burnett et al., 2021). Otros autores también describen métodos para seleccionar las bandas espectrales más informativos como paso previo para mejorar la calibración y aplicabilidad de los modelos PLSR (e.g. Jia y Wang, 2019). En relación con la estimación de las variables biofísicas analizadas, aunque no se ha abordado en este estudio, se podrían haber aplicado pre-tratamientos de los datos hiperespectrales tales como normalizaciones o derivadas para maximizar los rasgos de absorción que quizá podrían mejoran el ajuste de la técnica PLSR (e.g. Gong et al., 2015; Feilhauer et al., 2010). Por ejemplo, Feilhauer et al. (2010) recomendaron el uso de brightness normalization (o normalización de brillo) sobre los espectros hiperespectrales para limitar los efectos de las condiciones de observación como el ángulo, condiciones atmosféricas, etc., y de la estructura del dosel obteniendo una mejora de
los ajustes de los modelos *PLSR* para estimar variables bioquímicas a nivel de hoja y una estabilización de estos para las estimaciones a nivel de dosel.

El análisis de regresión múltiple demostró la relación entre el conjunto de variables biofísicas seleccionadas y la diversidad funcional representada por *FDis*. Esto permitiría pensar en la posibilidad de realizar una estimación indirecta de la diversidad funcional a partir de datos espectrales mediante la estimación de variables biofísicas que permitan su caracterización. Algunos autores han analizado la *FD* a partir de la variable *SLA* mediante datos espectrales de Sentinel-2 con el objetivo de distinguir los distintos tipos de gestión en un ecosistema de pasto (e.g. Rossi *et al.*, 2018). Los resultados mostraron que a través de *SLA* se puede estimar la *FD* a distintas escalas en este ecosistema ofreciendo, por tanto, una herramienta clave para la toma de decisiones de conservación y restauración ambiental. En el presente trabajo, SLA obtuvo, en la estimación de *FDis*, un coeficiente de regresión inferior al de otras las variables como  $AGB_{-v}$ ,  $LAI_{-v}$ . La variable biofísica LAI, seguida de las fracciones  $AGB_{-v}$  y  $LAI_{-v}$  fueron las que mostraron una mayor influencia en la estimación de los índices de *Shannon*, *Evenness* y *FDis*. Sin embargo, es preciso indicar que el análisis de regresión múltiple efectuado puede presentar problema de multicolinealidad que podrían afectar a la interpretación del modelo. Al tratarse de un análisis de carácter exploratorio se ha asumido dicho problema y por esta razón se ha utilizado todo el conjunto de las variables biofísicas seleccionadas.

Las limitaciones de este trabajo se relacionan principalmente con la cantidad de datos disponibles desde el punto de vista espacial, pero sobre todo desde el punto de vista temporal. La dificultad de obtener dicha información a la escala y con la calidad requerida es un limitante importante al abordar este tipo de estudios. Un ejemplo son los problemas que presenta para comprobar el rendimiento de los modelos *PLSR* mediante el conjunto de datos independientes para la calibración y validación obligando a recurrir a métodos alternativos como *cross-validation*. Por otro lado, la componente temporal conforma un factor de gran relevancia en los ecosistemas semi-áridos donde la presencia de especies está condicionada por la fenología. La falta de variabilidad temporal ha impedido en este estudio utilizar la diversidad fenológica existente en el ecosistema para mejorar la capacidad predictiva de los modelos. Futuros estudios en el contexto del proyecto que se describe en este trabajo prevén incorporar nuevos muestreos que consideran la componente fenológica como variable auxiliar para mejorar la capacidad predictiva de los modelos. Alternativamente, ante la dificultad de abordar muestreos intensivos en el espacio y el tiempo, algunos autores han recurrido al uso de datos hiperespectrales obtenidos (e.g. Wang *et al.*, 2018; Hollberg and Schellberg, 2017).

#### 5. Conclusión

En este trabajo se ha demostrado el potencial de la teledetección hiperespectral frente al uso más convencional de información multiespectral en forma de *VIs* para estimar variables biofísicas claves en relación con la diversidad funcional del estrato herbáceo en un ecosistema de dehesa. Los resultados han concluido que la utilización de datos hiperespectrales mejora notablemente la estimación de variables biofísicas, *SLA* y *N%*. Los rangos espectrales más relevantes en la estimación de las variables biofísicas ha sido el *SWIR* para *AGB* y *LAI*, y el Visible para *SLA* y *N%*. El análisis de regresión múltiple ha demostrado que las variables *LAI*, *LAI\_v* y *AGB\_v* fueron las más influyentes en la estimación de los índices de diversidad, especialmente *FDis*.

#### **Referencias**

Ali, A.M., Darvishzadeh, R., Skidmore, A.K., Duren, I. 2017. Specific leaf area estimation from leaf and canopy reflectance through optimization and validation of vegetation indices. *Agricultural and Forest Meteorology*, 236, 162-174. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.01.015

- Barrachina, M., Cristóbal, J., Tulla, A.F. 2015. Estimating above-ground biomass on mountain meadowsand pastures through remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 38, 184-192. https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.12.002
- Birth, G., McVey, G. 1968. Measuring the Color of Growing Turf with a Reflectance Spectrophotometer. *Agronomy Journal*, 60, 640-643. https://doi.org/10.2134/agronj1968.0002196200600060016x
- Boschetti, M., Bocchi, S., Brivio, P.A. 2007. Assessment of pasture production in the Italian Alps using spectrometric and remote sensing information. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 267-272. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.024
- Bréda, N.J.J. 2003. Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments, and current controversies. *Journal of Experimental Botany*, 54, 2403-2417. https://doi.org/10.1093/jxb/erg263
- Burchard-Levine, V., Nieto, H., Riaño, D., Migliavacca, M., El-Madany, T. S., Perez-Priego, O., et al. 2020. Seasonal Adaptation of the Thermal-Based Two-Source Energy Balance Model for Estimating Evapotranspiration in a Semiarid Tree-Grass Ecosystem. *Remote Sensing*, 12 (6), 904. https://doi.org/10.3390/rs12060904
- Burnett, A., Anderson, J., Davidson, K., Ely, K., Lamour, J., Li, Q., et al. 2021. A best-practice guide to predicting plant traits from leaf-level hyperspectral data using partial least squares regression. *Journal of Experimental Botany*, 72, 6175-6189. https://doi.org/10.1093/jxb/erab295
- Campos, P. 1993. Valores comerciales y ambientales de las dehesas españolas. Agricultura y sociedad, 66, 9-41.
- Carmona, C. P., Rota, C., Azcárate, F.M., Peco, B., 2015. More for less: sampling strategies of plant functional traits across local environmental gradients. *Functional Ecology*, 29, 579-588. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12366
- Cavender-Bares, J., Gamon, J.A., Townsend, P.A. 2020. Remote Sensing of Plant Biodiversity. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-33157-3
- Clevers, J., Van der Heijden, G., Verzakov, S., Schaepman, M.E. 2007. Estimating Grassland Biomass Using SVM Band Shaving of Hyperspectral Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 73 (10), 1141-1148. https://doi.org/10.14358/PERS.73.10.1141
- Cogliati, S., Rossini, M., Julitta, T., Meroni, M., Schickling, A., Burkart, A., et al. 2015. Continuous and longterm measurements of reflectance and sun-induced chlorophyll fluorescence by using novel automated field spectroscopy systems. *Remote Sensing of Environment*, 164, 270-281. https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.03.027
- Córdova-Tapia, F., Zambrano, L. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24 (3), 78-87. https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-3.10
- Dechant, B., Cuntz, M., Vohland, M., Schulz, E., Doktor, D. 2017. Estimation of photosynthesis traits from leaf reflectance spectra: Correlation to nitrogen content as the dominant mechanism. *Remote Sensing of Environment*, 196, 279-292. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.05.019
- Doughty, C.E. Goulden, M.L. 2008. Seasonal patterns of tropical forest leaf area index and CO2 exchange. J. Geophys. Res., 113. https://doi.org/10.1029/2007JG000590
- Dusseux, P., Gong, X., Hubert-Moy, L., Corpetti, T. 2014. Identification of grassland management practices from leaf area index time series. *Journal of Applied Remote Sensing*, 8 (1). https://doi.org/10.1117/1.JRS.8.083559
- Elvidge, C.D. 1990. Visible and near infrared reflectance characteristics of dry plant materials. *International Journal of Remote Sensing*, 11, 1775-1795. https://doi.org/10.1080/01431169008955129
- Escribano, J.A., Hernández, C.G., Tarquis, A.M. 2014. Selección de índices de vegetación para la estimación de la producción herbácea. Pastos, 44, 2, 6-18.
- Feilhauer, H., Asner, G.P., Martin, R.E., Schmidtlein, S. 2010. Brightness-normalized Partial Least Squares Regression for hyperspectral data. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer*, 111 (12), 1947-1957. https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2010.03.007

- Galvão, L.S., Formaggio, A.R., Tisot, D.A. 2005. Discrimination of sugarcane varieties in Southeastern Brazil with EO-1 Hyperion data. *Remote Sensing of Environment*, 94 (4), 523-534. https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.11.012
- Gamon, J., Serrano, L., Surfus, J. 1997. The Photochemical Reflectance Index: An Optical Indicator of Photosynthetic Radiation Use Efficiency Across Species, Functional Types and Nutrient Levels. *Oecologia*, 112. 492-501. https://doi.org/10.1007/s004420050337
- Gholizadeh, H., Gamon, J.A., Helzer, C.J., Cavender-Bares, J. 2020. Multi-temporal assessment of grassland αand β-diversity using hyperspectral imaging. *Ecological Applications*, 30 (7). https://doi.org/10.1002/eap.2145
- Gong, Z., Kawamura, K., Ishikawa, N., Inaba, M., Alateng, D. 2015. Estimation of herbage biomass and nutritive status using band depth features with partial least squares regression in Inner Mongolia grassland, China. *Grassland Science*, 62 (1), 45-54. https://doi.org/10.1111/grs.12112
- Haboudane, D., Miller, J.R., Pattey, E., Zarco-Tejada, P.J., Strachan., I.B. 2004. Hyperspectral Vegetation Indices and Novel Algorithms for Predicting Green LAI of Crop Canopies: Modeling and Validation in the Context of Precision Agriculture. *Remote Sensing of Environment*, 90, 337-352. https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.12.013
- Hanan, N., Hill, M. 2012. Savannas in a Changing Earth System. The NASA Terrestrial Ecology Tree-Grass Project, Geographic Information Science Center of Excellence (GIScCE), South Dakota State University.
- Hardisky, M., Klemas, V., Smart, R. 1983. The Influences of Soil Salinity, Growth Form, and Leaf Moisture on the Spectral Reflectance of Spartina Alterniflora Canopies. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 49, 77-83.
- Hill, M.J., Hanan, N.P., Hoffmann, W., Scholes, R., Prince, S., Ferwerda, J., et al. 2011. Remote sensing and modelling of savannas: The state of the dis-union. 34th International Symposium on Remote Sensing of Environment, Sydney.
- Hollberg, J.L., Schellberg, J. 2017. Distinguishing Intensity Levels of Grassland Fertilization Using Vegetation Indices. *Remote Sensing*, 9 (1), 81. https://doi.org/10.3390/rs9010081
- Hurcom, S.J., Harrison, A.R. 1998. The NDVI and spectral decomposition for semi-arid vegetation abundance estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 19 (16), 3109-3125. https://doi.org/10.1080/014311698214217
- Hunt, E.R. 1991. Airborne remote sensing of canopy water thickness scaled from leaf spectrometer data. International Journal of Remote Sensing 12, 643-649. https://doi.org/10.1080/01431169108929679
- Imran, H.A., Gianelle, D., Scotton, M., Rocchini, D., Dalponte, M., Macolino, S. 2021. Potential and Limitations of Grasslands α-Diversity Prediction Using Fine-Scale Hyperspectral Imagery. *Remote Sens.*, 13, 2649. https://doi.org/10.3390/rs13142649
- Jin, J., Wang, Q. 2019. Evaluation of Informative Bands Used in Different PLS Regressions for Estimating Leaf Biochemical Contents from Hyperspectral Reflectance. *Remote Sensing*, 11 (2), 197. https://doi.org/10.3390/rs11020197
- Kiala, Z., Odindi, J., Mutanga, O., Peerbhay, K. 2016. Comparison of partial least squares and support vector regressions for predicting leaf area index on a tropical grassland using hyperspectral data. *Journal of Applied Remote Sensing*, 10 (3). https://doi.org/10.1117/1.JRS.10.036015
- Laliberté, E., Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology, 91(1), 299-305. https://doi.org/10.1890/08-2244.1
- Leitão, P., Schwieder, M., Suess, S., Okujeni, A., Galvão, L., Linden, S., et al. 2015. Monitoring Natural Ecosystem and Ecological Gradients: Perspectives with EnMAP. *Remote Sensing*, 7(10), 13098-13119. https://doi.org/10.3390/rs71013098
- Li, F., Jiang, L., Wang, X., Zhang, X., Zheng, J., Zhao, Q. 2013. Estimating grassland aboveground biomass using multitemporal MODIS data in the West Songnen Plain, China. *Journal of Applied Remote Sensing*, 7(1). https://doi.org/10.1117/1.JRS.7.073546

- Liu, L., Guan, L., Peng, D., Hu, Y., Jiao, Q., Liu, L. 2012. Monitoring the distribution of C3 and C4 grasses in a temperate grassland in northern China using moderate resolution imaging spectroradiometer normalized difference vegetation index trajectories. *Journal of Applied Remote Sensing*, 6 (1). https://doi.org/10.1117/1.JRS.6.063535
- Ma, X., Mahecha, M.D., Migliavacca, M., Van der Plas, F., Benavides, R., Ratcliffe, S., et al. 2019. Inferring plant functional diversity from space: the potential of Sentinel-2. *Remote Sensing of Environment*, 233. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111368
- Madonsela, S., Cho, M.A., Ramoelo, A., Mutanga, O. 2017. Remote sensing of species diversity using Landsat 8 spectral variables. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 133, 116-127. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.10.008
- Martín, M.P., Pacheco-Labrador, J., González-Cascón, R., Moreno, G., Migliavacca, García, M., et al. 2020. Estimación de variables esenciales de la vegetación en un ecosistema de dehesa utilizando factores de reflectividad simulados estacionalmente. *Revista de Teledetección*, 55, 31-48.
- Melendo-Vega, J.R., Martín, M.P., Vilar del Hoyo, L., Pacheco-Labrador, J., Echavarría, P., Martínez-Vega, J. 2017. Estimación de variables biofísicas del pastizal en un ecosistema de dehesa a partir de espectroradiometría de campo e imágenes hiperespectrales aeroportadas. *Revista de Teledetección*, 48, 13-28. https://doi.org/10.4995/raet.2017.7481
- Milcu, A., Roscher, C., Gessler, A., Bachmann, D., Gockele, A., Guderle, M., et al. 2014. Functional diversity of leaf nitrogen concentrations drives grassland carbon fluxes. *Ecology Letters*, 17, 435-444. https://doi.org/10.1111/ele.12243
- Montserrat, P. 1968. La dehesa extremeña, VII Reunión científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos: Badajoz, Portugal, 1-7.
- Moreno, G., Rolo, V. 2019. Agroforestry practices: silvopastorism. Agroforestry for sustainable agriculture, Burleigh Dodds Science, 119-164.
- Mulder, C., Bazeley-White, E., Dimitrakopoulos, P., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B. 2004. Species evenness and productivity in experimental plant communities. *Oikos*, 107, 50-63. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13110.x
- Olea, L., Verdasco, M.P., Paredes, J. 1990. Características y producción de los pastos de las dehesas del S. O. de la Península Ibérica. *Pastos*, 131-156.
- Penuelas, J., Baret, F., Filella, I. 1995. Semi-Empirical Indices to Assess Carotenoids/Chlorophyll-a Ratio from Leaf Spectral Reflectance. *Photosynthetica*, 31, 221-230.
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P. et al. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61(3), 167.
- Pellissier, P.A., Ollinger, S.V., Lepine, L.C., Palace, M.W., McDowell, W.H. 2015. Remote sensing of foliar nitrogen in cultivated grasslands of human dominated landscapes. *Remote Sensing of Environment*, 167, 88-97. https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.06.009
- Psomas, A., Kneubühler, M., Huber, S., Itten, K., Zimmermann, N.E. 2010. Hyperspectral remote sensing for estimating aboveground biomass and for exploring species richness patterns of grassland habitats. International *Journal of Remote Sensing*, 32 (24), 9007-9031. https://doi.org/10.1080/01431161.2010.532172
- Pulido, F., Picardo, A., Campos, P., Carranza, J., Coleto, J., Díaz, M. et al. 2010. Libro Verde de la Dehesa., Consejería de Medio Ambiente, Junta Castilla La Mancha.
- Rinnan, Å., Berg, F., Engelsen, S.B. 2009. Review of the most common pre-processing techniques for nearinfrared spectra. *TrAC Trends Anal, Chem.*, 28, 1201-1222. https://doi.org/10.1016/j.trac.2009.07.007
- Rolo, V., Rivest, D., Lorente, M., Kattge, J., Moreno, G. 2016. Taxonomic and functional diversity in Mediterranean pastures: insights on the biodiversity-productivity trade-off. *Journal of Applied Ecology* 53 (5), 1575-1584.

- Rossi, C., Kneubühler, M., Schütz, M., Schaepman, M.E, Haller, R.M. Risch, A.C. 2020. From local to regional: Functional diversity in differently managed alpine grasslands. *Remote Sensing of Environment*, 236. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111415
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A, Deering, D.W. 1973. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA, 309-317.
- Sakowska, K., Juszczak, R., Gianelle, D. 2016. Remote Sensing of Grassland Biophysical Parameters in the Context of the Sentinel-2 Satellite Mission. *Journal of Sensors*, 1-16. https://doi.org/10.1155/2016/4612809
- Sebastià, M.T., Llurba, R., Gouriveau, F., De Lamo, X., Ribas, A. Altimir, N. 2012 Biodiversidad y servicios ecosistémicos en pastos: distribución y respuesta al cambio global. *Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP)*, 51, 134-145.
- Serrano, L., Peñuelas, J., Ustin, S.L. 2002. Remote sensing of nitrogen and lignin in Mediterranean vegetation from AVIRIS data. *Remote Sensing of Environment*, 81(2-3), 355-364. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00011-1
- Shannon, C., Weaver W. 1949. The mathematical theory of communication", University of Illinois Press. Urbana, IL, EEUU, 144.
- Shoko, C., Mutanga, O., Dube, T. 2016. Progress in the remote sensing of C3 and C4 grass species aboveground biomass over time and space. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 120, 13-24. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.08.001
- Sims, D., Gamon, J. 2002. Relationships Between Leaf Pigment Content and Spectral Reflectance Across a Wide Range of Species, Leaf Structures and Developmental Stages. *Remote Sensing of Environment*, 81, 337-354. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00010-X
- Van Cleemput, E., Helsen, K., Feilhauer, H., Honnay, O., Somers, B. 2021. Spectrally defined plant functional types adequately capture multidimensional trait variation in herbaceous communities. *Ecological Indicators*, 120, 106970. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106970
- Vohland, M., Jarmer, T. 2008. Estimating structural and biochemical parameters for grassland from spectroradiometer data by radiative transfer modelling (PROSPECT+SAIL). *International Journal of Remote Sensing*, 29 (1), 191-209. https://doi.org/10.1080/01431160701268947
- Wang, R., Gamon, J. 2019. Remote sensing of terrestrial plant biodiversity. Remote Sensing of Environment, 231, 111-218. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111218
- Wang, R., Gamon, J., Montgomery, R., Townsend, P., Zygielbaum, A., Bitan, K., et al. 2016. Seasonal Variation in the NDVI–Species Richness Relationship in a Prairie Grassland Experiment (Cedar Creek). *Remote Sensing*, 8 (2), 128. https://doi.org/10.3390/rs8020128
- Wang, R., Gamon, J., Schweiger, A.K., Cavender-Bares, J., Townsend, P.A., Zygielbaum, A.I., Kothari, S. 2018. Influence of species richness, evenness, and composition on optical diversity: A simulation study. *Remote Sensing of Environment*, 211, 218-228. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.010
- Wilcoxon, F. 1945. Some Uses of Statistics in Plant Pathology. Biometrics Bulletin, 1, 41-45.
- Wu, C., Niu, Z., Tang, Q., Huang, W., Rivard, B., Feng, J. 2009. Remote estimation of gross primary production in wheat using chlorophyll-related vegetation indices. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(6-7), 1015-1021. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.12.007
- Xiang, M., Wu, J., Wu, J., Guo, Y., Lha, D., Pan, Y., Zhang, X. 2021. Heavy Grazing Altered the Biodiversity– Productivity Relationship of Alpine Grasslands in Lhasa River Valley, Tibet. Frontiers Ecology and Evolution, 9. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.698707
- Zuo, X., Zhou, X., Lv, P., Zhao, X., Zhang, J., Wang, S., et al. 2016. Testing Associations of Plant Functional Diversity with Carbon and Nitrogen Storage along a Restoration Gradient of Sandy Grassland. *Frontiers* in Plant Science, 7. https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00189

Cuadernos de Investigación Geográfica	2023	Nº 40	nn 113 137	FISSN 1607 0540
Geographical Research Letters	2025	14 49	pp. 115-157	L1551 1077-7540

Copyright © 2023, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

http://doi.org/10.18172/cig.5607

## CARTOGRAFÍA DE COBERTURA DEL SUELO MEDIANTE DATOS DE TELEDETECCIÓN EN LA PLANICIE DE DESBORDE DEL RÍO APURE (VENEZUELA)

## ROSIRIS GUZMÁN<sup>1\*</sup><sup>(D)</sup>, MAXIMILIANO BEZADA<sup>2,3</sup>, INMACULADA RODRÍGUEZ-SANTALLA<sup>4</sup><sup>(D)</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá, Calle Colegios 2, Alcalá de Henares, 28801, Madrid, España.

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias de la Tierra, Instituto Pedagógico de Caracas, Universidad Pedagógica Experimental Libertador, Av. José Antonio Páez, El Paraíso, 1020, Caracas, Venezuela.

<sup>3</sup> Minnesota Geological Survey, University of Minnesota, College of Science and Engineering, Minneapolis, 55455, United States.

<sup>4</sup>Departamento de Biología, Geología, Física y Química Inorgánica, Universidad Rey Juan Carlos, Calle Tulipán, Móstoles, 28933, Madrid, España.

**RESUMEN.** La cobertura del suelo es un indicador fundamental para identificar los factores que actúan en el desarrollo de la geomorfología de una planicie aluvial. Esta cobertura se caracteriza por el control que ejerce la vegetación en los procesos hidromorfológicos, así como el mantenimiento y estabilidad de los canales. Se presenta un registro sobre la distribución de cobertura del suelo en el curso medio del sistema anastomosado del río Apure. Se analiza la distribución de los ambientes geomorfológicos en un área de 65 km<sup>2</sup> a partir de una combinación de datos de imágenes Landsat-8 y Sentinel-2, integrados en un Sistema de Información Geográfica (SIG). Se estableció una clasificación supervisada mediante los algoritmos Máquinas de Soporte de Vectores y Máxima Verosimilitud. La imagen Landsat fue procesadas a través de una corrección atmosférica, para posteriormente calcular las firmas espectrales. Se encontró seis coberturas: a) sabana arbolada, b) bosque, c) sabana abierta, d) cultivos, e) cuerpos de agua, y f) matorral. No existen diferencias sustanciales en la fiabilidad lograda con los algoritmos de clasificación Máquinas de Soporte de Vectores y Máxima Verosimilitud. Se mostró que la cobertura de sabana arbolada es la de mayor representatividad en el área de estudio con una extensión total de 5.717,26 ha (39%), de las 14.658,77 ha. La clasificación desarrollada presentó una exactitud temática global de 98,08% e índice de Kappa de 0,98. Como resultado se generó una cartografía de cobertura del suelo a partir del mejor clasificador, basándose en el índice Kappa. Estos hallazgos sirven como un referente para aumentar los registros de caracterización de cobertura del suelo, y pueden ser útiles en estudios sobre gestión y uso del territorio, para identificar lugares más susceptibles a la degradación y proponer medidas para el manejo y conservación de los recursos hídricos, que puede ser potencialmente aplicable en ambientes fluviales similares de otras latitudes.

## Land cover mapping using remote sensing data in the Apure River Flood Plain (Venezuela)

**ABSTRACT.** The soil cover is a fundamental indicator to identify the factors that act in the development of the geomorphology of an alluvial plain. This coverage is characterized by the control exercised by the vegetation in the hydromorphological processes, as well as the maintenance and stability of the fluvial channels. A record on the distribution of land cover in the middle course of the anastomosed system of the Apure River is presented. The distribution of geomorphological environments in an area of 65 km<sup>2</sup> is analyzed from a combination of data from Landsat-8 and Sentinel-2 images, integrated into a Geographic Information System (GIS). A supervised

classification was established using the Support Vector Machine and Maximum Likelihood algorithms. The Landsat image was processed through an atmospheric correction, to later calculate the spectral signatures. Six covers were found: a) wooded savannah, b) forest, c) open savannah, d) crops, e) bodies of water, and f) scrub. There are no substantial differences in the reliability achieved with the Support Vector Machines and Maximum Likelihood classification algorithms. It was shown that the woodland cover is the most representative in the study area with a total extension of 5,717.26 ha (39%), out of 14,658.77 ha. The classification presented a global thematic accuracy of 98.08% and a Kappa index of 0.98. As a result, a soil cover cartography was generated from the best classifier, based on the Kappa index. These findings serve as a reference to increase the records of soil cover characterization and can be useful in studies on management and use of the territory, to identify places more susceptible to degradation and propose measures for the management and conservation of water resources, which can be potentially applicable in similar fluvial environments in other latitudes.

Palabras clave: Clasificación supervisada, cobertura del suelo, Landsat 8, Sentinel 2.

Key words: supervised classification, soil cover, Landsat 8, Sentinel 2.

Recibido: 12 diciembre 2022 Aceptado: 31 mayo 2023

\***Correspondencia:** Rosiris Guzmán. Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá, Calle Colegios 2, Alcalá de Henares, Madrid, España. E-mail: rosiris.guzman@edu.uah.es

### 1. Introducción

La cobertura del suelo es un indicador biofísico que describe los materiales que cubren el territorio (López González *et al.*, 2002) como, por ejemplo, asfalto, vegetación, suelo desnudo, agua, entre otros (Borràs *et al.*, 2017). Es entendida de forma diferente según las disciplinas científicas (Comber *et al.*, 2005). Los ecólogos definen la cobertura del suelo según la presencia y abundancia de especies vegetales, mientras que para los edafólogos es un indicador de la composición y los tipos de suelos. Es muy habitual la utilización conjunta de los conceptos de uso y cobertura (Del Bosque *et al.*, 2005), ya que, en función del objetivo final de la cartografía, se definen leyendas donde coexisten clases que corresponden a usos con otras que corresponden a coberturas (Borràs *et al.*, 2017).

En los últimos años ha aumentado el interés de disponer de una información de usos y coberturas del territorio fiable y actualizada. Debido a la necesidad de más investigación sobre la creación de proyectos de carácter local, nacional e internacional para generar y actualizar bases de datos de usos y ocupación del suelo (Borràs et al., 2017). Dirigido a implementar estrategias para mejorar los planes de gestión y uso del territorio, preservación del ambiente, entre otros. Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) pueden llevar a cabo una evaluación preliminar del estado de los peligros naturales y orientar las actividades de prevención y mitigación. Mediante la aplicación de tecnologías con el uso de drones, Sistemas de Posicionamiento Global (GPS), software, plataformas digitales de mapeo y manejo de datos, usadas en el territorio. En este contexto se ha utilizado la teledetección, que ha demostrado ser efectiva y se ha convertido en una herramienta cada vez más fiable en análisis y cartografía de diferentes coberturas: vegetación (Nie et al., 2018, El Mortaji et al., 2022), agua (Di Vittorio y Georgakakos, 2018), suelo (Bansal et al., 2018), entre otros. Siendo el mapeo de los tipos de suelo una de las aplicaciones más comunes (Argañaraz y Entraigas, 2011), debido a que es esencial para la generación de información acerca de su distribución en el espacio. Permite analizar la estructura del paisaje, planificar el uso del territorio y proponer medidas para el manejo y conservación de los recursos naturales (Argañaraz y Entraigas, 2011).

Si bien existe abundante literatura sobre estudios de teledetección en ecosistemas de ribera, en lo que respecta a Venezuela, algunas instituciones han realizado esfuerzos con el objetivo de determinar la cobertura del suelo por zonificación ambiental y manejo de las Regiones Administrativas. En lo que concierne al río Apure, como parte del eje fluvial Orinoco-Apure, existen algunas referencias donde se han implementado técnicas de teledetección para determinar la cobertura del suelo (e. g. MARN, 1983a y 1983b; Bezada 2000; MARN-Hidromet, 2001). Otros ejemplos de distribución de cobertura vegetal a nivel regional se encuentran en Colombia, donde emplearon imágenes de Sentinel 2, logrando una exactitud temática global de 80% (Perea-Ardila *et al.*, 2019). En Costa Rica, se centraron en combinar algoritmos de clasificación, e imágenes Landsat 8 y Sentinel 2, para identificar coberturas boscosas, y lograron una fiabilidad global de 94, 72% y 96,43% respectivamente (Ávila-Pérez *et al.*, 2020).

Los estudios de laboratorio y de campo que investigan la interacción mutua entre la dinámica de la vegetación ribereña y los procesos fluviales han revelado que la vegetación ribereña puede desempeñar un papel importante en la evolución morfológica de los canales laterales erosionables (Gurnell, 2014). La erosión de las orillas representa un problema relevante para la gestión de los ríos, ha recibido una considerable atención de la investigación durante mucho tiempo. Se han propuesto modelos numéricos de la dinámica relacionada con el flujo de las riberas de los ríos para comprender cómo la biomasa vegetal refuerza las riberas (Pollen y Simon, 2005; Langendoen *et al.*, 2009). Los modelos simples han incluido la influencia general de la vegetación en la estabilidad del banco para explorar la morfología de la forma del río (Millar, 2000; Eaton, Millar, Davidson, 2010). Otro esfuerzo de modelado ha incluido la presencia de vegetación en modelos morfodinámicos basados físicamente en la evolución del río para investigar cómo su presencia influye en la forma del río (Murray y Paola, 2003; Crosato y Saleh, 2011; Zen y Perona, 2020). Además, la cobertura vegetal también juega un papel importante en la dinámica hidrológica de los canales de drenaje, ya que la presencia de vegetación reduce el impacto de las lluvias, aumenta la infiltración de agua en el suelo y reduce el tiempo y velocidad de formación de la escorrentía superficial (Silva *et al.*, 2019; Chagas *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2022).

Tradicionalmente, los estudios de cambio de uso y cobertura de la tierra se han realizado mediante imágenes del programa Landsat (Ávila-Pérez *et al.*, 2020). Su resolución espacial y espectral, son muy apropiadas para el seguimiento de las actividades humanas e impacto al ambiente (Hermosilla *et al.*, 2015). No obstante, el uso de imágenes de satélite Sentinel-2 (S2) es ideal para fines de clasificación de cobertura del suelo, y proporciona imágenes radiométricas de alta calidad.

Una de las formas más empleadas para extraer información temática a partir de imágenes satelitales es la clasificación supervisada. Sin embargo, depende de la capacidad del algoritmo utilizado para discriminar las categorías (Vargas-Sanabria, 2018). La estrategia para aplicarla puede diferir desde el algoritmo de asignación seleccionado, el número de bandas incluidas y el tamaño de las áreas de entrenamiento (Argañaraz y Entraigas, 2011). La fiabilidad de los mapas puede variar dependiendo tanto del tipo de imágenes, como de los algoritmos de clasificación empleados (Ningthoujam *et al.*, 2016), especialmente cuando la matriz de usos de la tierra evaluada es muy heterogénea (Ávila-Pérez *et al.*, 2020). El uso combinado de estos algoritmos, datos geográficos auxiliares, e imágenes de satélite, permiten cartografiar y diferenciar la cubertura del suelo en planicies fluviales.

En el área de estudio, el desafío más crítico en la identificación de cobertura del suelo son las brechas en las observaciones satelitales causadas por el ruido y la capa de nubes persistente, por lo que los datos de teledetección siguen estando infrautilizados, a pesar de su importancia para el seguimiento de la dinámica espacial de la cobertura del suelo. Si bien en los estudios tradicionales a nivel regional o pequeña escala, brindan mediciones a lo largo de los ejes fluviales, impiden estudios comparativos *in situ* de alta calidad sobre las distribuciones de cobertura del suelo en ubicaciones específicas. Esto impide que los estudios de creación y actualización de bases de datos de cobertura y ocupación del suelo contribuyan a un cuerpo de trabajo cada vez mayor que sugiere que las investigaciones sobre influencia de la cobertura del suelo en el comportamiento de los ríos aparentemente universal se vuelvan cada vez más específicas si se examina estadísticamente, utilizando conjuntos de datos detallados de detección

remota. Si bien en la teledetección a gran escala los enfoques no pueden acercarse a la calidad de los estudios de campo tradicionales, se han identificado previamente patrones replicables, de escala continental a global (Wang *et al.*, 2022) de los procesos fluviales. Sin embargo, en los sistemas anastomosados, los estudios de cobertura del suelo, aún no ha sido objeto de un análisis específico comparable. Además, como cuestión práctica, existe una necesidad apremiante de una caracterización detallada de la cobertura del suelo en los sistemas anastomosados, debido a la proliferación de nuevos métodos basados en satélites para estimar densidad de cobertura vegetal.

Aquí se usa imágenes satelitales y análisis geoespacial para cartografiar la distribución de cobertura del suelo, en la planicie de desborde del río Apure, y evaluar su impacto en la dinámica fluvial de este sistema anastomosado. Para hacer esto, se hizo una comparación de imágenes satelitales Landsat-8 y Sentinel-2, aplicando el análisis de la separabilidad espectral de las coberturas, la clasificación supervisada, y validación de los resultados. Estos datos constituyen un caso práctico para mejorar los planes de gestión y uso del territorio. Las técnicas de análisis geoespacial pueden ayudar a identificar lugares más susceptibles a la degradación o que necesitan recomponer su vegetación nativa para una mejor gestión de los recursos hídricos (Silva *et al.*, 2022). Además, permite proponer medidas para el manejo, conservación y restauración de los recursos naturales, que puede ser potencialmente aplicable en ambientes fluviales similares de otras latitudes.

## 2. Área de estudio

El área de estudio está ubicada en los llanos centro occidentales de Venezuela, cubre un área aproximada de 65 km<sup>2</sup>, definida por las coordenadas: UTM19N, N879000-E588000 de Isla Los Padrotes y N884000-E602000 de Samanal. En este sector, el río Apure se muestra anastomosado en su totalidad constituido por numerosos brazos (anastomosis) separados por islas y barras arenosas, de los cuales los principales son Río Apure (actual Caño Ruende), Caño Las Garzas y Caño Las Yeguas (Fig. 1) (Guzmán *et al.*, 2013 y 2021). Esta zona corresponde a una planicie aluvial de desborde formada por napas, diques y cubetas, con meandros aflorando localmente. Se caracteriza por un paisaje plano con pendientes inferiores al 2% hacia el sureste, donde los ríos se desarrollan con una tendencia de problemas de drenaje e inundación.



Figura 1. Localización geográfica del área de estudio. Los cuadros indican la ubicación de las escenas aéreas en la Tabla 3. Fuente: imagen Landsat 8, bandas 764, tomada de http://earthexplorer.usgs.gov/

El área se caracteriza por un clima tropical lluvioso de sabana, de régimen pluviométrico con dos períodos claramente diferenciados de precipitación: uno lluvioso que se extiende desde mayo hasta noviembre y otro de sequía muy bien definido, con una duración de cuatro meses desde diciembre hasta abril. La temperatura media anual es 24°C y la precipitación media anual es de 1600 mm. La cobertura vegetal predominante es de bosque tropófilo siempreverde, denso, bajo, poco desarrollado en diámetro y altura y de baja diversidad florística, monoestratificado y de régimen hídrico con avenidas periódicas muy breves (bosque de galería). Bosque bajo denso fuertemente intervenido con fines pecuarios, con manchas aisladas de cultivos. Este tipo de vegetación se localiza principalmente en el piso tropical, es decir entre los 0-500 m.s.n.m. (M.A.R.N.- DGS PROA, 1995). Localmente predomina la sabana arbolada con matas y vegetación herbácea (Bezada 2000). Actualmente, la sabana ha sufrido un retroceso en su extensión por la aplicación de herbicidas, quemas y laboreo, en función de mejorar su receptividad con fines pecuarios. Los suelos son de textura fina y muy fina, arcillosa, en todos los horizontes y la permeabilidad es muy lenta. Son recientes de poca evolución debido a una sedimentación muy reciente, y terrenos saturados de agua durante largos períodos, la mayoría de ellos del orden Entisoles y suborden Fluvent y Aquens. La región está sometida a inundaciones periódicas, en función de los factores topográficos, edáficos y climáticos. Esto, sumado a la baja aptitud de los suelos limita la actividad agropecuaria.

En general, en el área de estudio se distinguen tres posiciones geomorfológicas (Tabla 1): a) dique o banco, corresponde a las partes más altas, limitando así el retorno de las aguas desbordadas y la salida de las aguas de lluvia desde la sabana hacia los cauces principales; de manera que no se inundan en la estación de lluvia y se caracterizan por presentar altos contenidos de arena. Por lo general se encuentran cubiertos por bosque de galería; b) napa, posee una topografía plana con suave pendiente hacia los esteros, cubriendo una extensión de cierta amplitud. Se caracteriza generalmente por texturas medianas a base de arena o de limo, según el proceso generador: explayamiento o desbordamiento. Se encuentran bajo vegetación de sabana, lo que la hace de gran valor para fines pecuarios. Se le conoce también como bajío; c) cubeta o estero, se caracteriza por tener una topografía cóncava, corresponde a las posiciones más deprimidas de la planicie aluvial, lo que favorece el estancamiento de las aguas recibidas y hace que permanezcan inundadas durante la estación lluviosa y conserven su lámina durante varios meses del período seco. Se desarrolla una vegetación herbácea o gamelotal y se observa gran cantidad de conchas de caracol lo cual indica el carácter hídrico de este ambiente. Los excesos de agua resultan de las lluvias, donde los desbordes se pueden producir, con crecidas excepcionales (Pouyllau, 1974, MARN, Dirección de Suelos, Vegetación y Fauna, 1981; MARN-Hidromet, 2001; Guzmán et al., 2013 y 2021).

Unidades geomorfológicas	Formaciones vegetales
Dique	Bosque, bosque de galería, cultivos
Napa	Sabana arbolada, matas
Cubeta	Sabana

Tabla 1. Patrón de distribución de la vegetación con las unidades geomorfológicas

Fuente: modificado de MARN-Hidromet (2001).

Guzmán et al.

## 3. Materiales y métodos

El esquema general de procesamiento y análisis de las imágenes se muestra en la Figura 2.



Figura 2. Diagrama metodológico para la cartografía de cobertura del suelo.

## 3.1. Preprocesamiento de imágenes satelitales

Las clasificaciones se realizaron a partir de imágenes Landsat Operational Land Imager (OLI-TIRS) 8-9 C2 Level-2, de fecha 27 de marzo 2023 con una resolución espacial de 30 m, proporcionado por la U.S. Geological Survey (USGS) http://earthexplorer.usgs.gov/, y Sentinel 2A con fecha del 26 de febrero 2023 adquirida del Copernicus Open Access Hub (ESA, 2020) https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home. El producto cuenta con una resolución espacial de 10 m para las bandas del espectro visible, 10 m para el infrarrojo cercano (NIR) y 20 m para el infrarrojo cercano estrecho (NIR- Red edge) (Tabla 2), para identificar características geomorfológicas del paisaje, como canales activos y abandonados. Las imágenes de nivel 2A se encuentran ortorectificadas con niveles de reflectancia por debajo de la atmósfera (BOA), que corresponden a imágenes corregidas atmosféricamente y ofrecen datos de reflectancia más próximos a la realidad. Se utilizó dos imágenes base ortofotomapas de 1997 adquiridas del Instituto Geográfico de Venezuela Simón Bolívar (IGVSB), 1:25000 (Proyección UTM WGS 84), con 27 puntos de control y un error RMS < 1 píxel, sus características generales se describen en la Tabla 2 y Figura 2. Se usó dos cartas de cobertura vegetal a escala 1:250000 (MARN-Hidromet, 2001). La información secundaria como mapas temáticos de coberturas vegetales, datos de campo y ortofotos de alta resolución espacial, permiten una buena validación de los resultados (García-Mora y Mas, 2008; Chuvieco, 2010). Adicionalmente se efectuaron varios trabajos de campo durante 2019, 2020 y 2021, para verificar la información obtenida de los ortofotomapas.

Atributo	Landsat 8 OLI TIRS	Sentinel 2A	Ortofotografía
Fecha de captura	27/03/2023	26/02/2023	1997
Granulo		18NTK	
% Nubes	10,72	46,76	0%
Tamaño de píxel (m)	30	10 (RGB)	0,15
	15	20 (IRC)	
Bandas utilizadas	Banda 1	Banda 2-Azul: 490 nm	
	Banda 2	Banda 3-Verde: 560 nm	
	Banda 3	Banda 4-Roja: 665 nm	
	Banda 4	Banda 8A-IRC: 865 nm	
	Banda 5		
	Banda 6		
	Banda 7		
Ángulo Cenital	90°	26,07°	-
Resolución espacial	30 m	10 m (original)	
Resolución temporal	16 días	5 días	
Sistema de coordenadas		WGS84/UTM19N	

Tabla 2. Características generales de los productos de sensores remotos empleados

#### 3.2. Corrección atmosférica

El procesamiento digital de las imágenes fue desarrollado con los softwares PCI Geomatic, QGIS 3.20.1 – Plugin SCP (*Semi-Automatics Classification Plugin*) y ArcGis. Se realizó la corrección atmosférica de la imagen Landsat 8 OLI, empleando el método DOS1 (*Dark Object Sustraction*) propuesto por Chávez (1996) y parametrizado por Sobrino *et al.* (2004) (Ecuación 1). El valor de los números digitales de los pixeles (DN por sus siglas en inglés) fue representado en valores de reflectancia (Ecuación 2). En el caso de la imagen Sentinel-2A, ya se encontraba en valores de reflectancia, el preprocesado de esta no incluyó corrección atmosférica.

$$L_{\rm p} = ML \cdot DN_{\rm min} + A_{\rm L} - 0.01 \tag{1}$$

Lp = Efecto bruma,  $M_L$  = Factor de re escalamiento multiplicativo específico de banda,  $DN_{min}$  = Valor mínimo de conjunto del píxel,  $A_L$  = Factor de re escalamiento aditivo específico de banda.

$$\rho k \frac{k * \pi * a_{1,k} * (ND - ND_{\min,k})}{E_{o,k} \cos\theta_i \tau_{k,i}}$$
(2)

Donde  $\rho_k$  es la reflectividad para la banda k; K es un factor que tiene en cuenta la variación de la distancia Tierra-Sol, y se calcula a partir del día juliano (D) siguiendo la siguiente fórmula:

$$k = (+0.0167(sen(2\pi(D - 93.5)/365))^{2}$$
(3)

 $E_{0,k}$  es la irradiancia solar en el techo de la atmósfera para la banda k;  $\theta_i$  el ángulo cenital solar;  $\tau_{k,i}$  la transmisividad para el flujo descendente en la banda k, ( $\tau_{k,i} = 0,70, 0,78, 0,85, 0,91, 1, 1$  para las bandas 1, 2 3,4,5,7, respectivamente Chuvieco (2010).

#### 3.3. Interpretación visual de coberturas

Se realizó interpretación visual en la ortofoto de 1997 y en las imágenes de satélite. Para el reconocimiento de coberturas, se utilizó el método propuesto por Melo y Camacho (2005) y Chuvieco (2010). Las clases de cobertura usadas fueron las definidas por MARN-Hidromet (2001), y posteriormente reclasificadas en seis categorías: bosque, matorral, sabana arbolada, sabana abierta, cultivos (pastos introducidos) y cuerpos de agua (Tabla 3). Se utilizó cartografía de cobertura vegetal a escala 1:250000 disponible de la zona de interés. Esa cartografía se interpretó y validó en 2019 con ortofotos de alta resolución y visitas de campo en 2019, 2020 y 2021.

Coberturas	Símbolo	Representación visual. Escala: 1:2.500	Descripción
Bosque	В	a	Formación vegetal pluriestratificada que se desarrolla en las planicies aluviales o de desborde de los cursos de agua (márgenes y áreas de influencia freática).
Matorral	Мо	b	Comunidad vegetal dominada por elementos mayormente arbustivos y arbóreos bajos, con dosel irregular, aproximadamente entre 3 a 8 metros de altura. Es un término preferiblemente aplicado a las comunidades secundarias (Ej: Bosques degradados).
Sabana arbolada	Sam		Comunidad vegetal constituida principalmente por gramíneas dispuestas en macollas que forman un estrato ecológicamente dominante con presencia de elementos leñosos.
Sabana abierta	Sa	d	Formación vegetal natural monoestratificada donde predominan hierbas perennes que forman un estrato continuo exento casi totalmente de elementos arbóreos o arbustivos.
Cultivos	С	e	Referido a parcelas con manejo semi-intensivo, en su mayoría establecidos para el pastoreo (pastos introducidos).0
Cuerpos de agua	Ca	Rio Apure	Cobertura donde se identifica el elemento agua, en los diferentes cursos de agua, ríos o zonas inundadas características de esta zona. Puede presentar diferentes elementos suspendidos y la turbidez en el agua puede afectar el color de esta. Incluye el río Ruende, sus tributarios y otros cursos de carácter temporal, además de las áreas bajas e inundables, con agua en forma temporal o permanente.

Tabla 3 De	scrinción de	los tinos de	coherturas de	suelo en el ci	urso medio del río Anure
Tubiu J. De.	scription de	ios upos ue	coverturus ue	suelo en el cl	<i>i</i> so meaio aei no Apire

## 3.4. Áreas de entrenamiento

Las áreas de entrenamiento se crearon a partir de la información de los puntos tomados en la fase de muestreo de campo y por fotointerpretación de las imágenes de alta resolución. Adicionalmente se establecieron los campos de entrenamiento mediante el reconocimiento de las firmas espectrales de las seis coberturas seleccionadas: bosque, matorral, sabana arbolada, sabana abierta, cultivos y cuerpos

de agua. Se dispusieron 600 muestras aleatorias estratificadas en todas las clases para la comparación y evaluación de la calidad temática entre lo mapeado por la clasificación automática y lo visualizado en la imagen de alta resolución. De forma aleatoria 300 (50%) puntos de control de campo, se usaron como puntos de entrenamiento de los algoritmos de clasificación. Los restantes 300 puntos se utilizaron para la validación de la clasificación (Fig. 3). Los 300 puntos de entrenamiento se proyectaron sobre la imagen satelital Landsat y alrededor de cada punto se recolectaron los valores de reflectancia en ventanas de 3x3 pixeles, centrados en el punto de entrenamiento. Posteriormente se obtuvo el promedio de sus respuestas espectrales a través de los análisis de separabilidad, dispersión, estadísticas e histogramas. Permitiendo determinar los campos de entrenamiento finales, para ser asignados al algoritmo de clasificación (Ortiz y Pérez, 2009). Además, se obtuvo el número de pixeles por cada clase, y se realizaron los cálculos de superficie, consiguiendo una representatividad de 14.658,77 ha del total del área de estudio (Tabla 4).



Figura 3. Ubicación de las áreas de entrenamiento y validación. Imagen Landsat 8, bandas 764.

Cobertura	Símbolo	N° Pixeles de Entrenamiento	Área (ha)	Área (%)
Sabana arbolada	Sam	571.726	5.717,26	39,00
Bosque	В	390.045	3.900,45	26,61
Sabana abierta	Sa	287.094	2.870,94	19,59
Cultivos	С	124.569	1.245,69	8,50
Cuerpos de agua	Ca	86.834	868,34	5,92
Matorral	Мо	5.609	56,09	0,38
Total		1.465.877,00	14.658,77	100,00

Tabla 4. Asignación de coberturas	s para áreas de	entrenamiento
-----------------------------------	-----------------	---------------

#### 3.5. Separabilidad espectral

Contando con los campos de entrenamiento y las firmas espectrales, se hizo un análisis para valorar la distancia espectral (separabilidad) entre firmas de entrenamiento o pixeles, que permite evaluar si diferentes clases que son muy similares entre sí podrían causar errores de clasificación

(Congedo, 2018). Se estableció la firma espectral promedio de las coberturas del suelo en la imagen Landsat 8, mediante el valor de la reflectancia superficial, por medio de Regiones de Interés (ROI), con el fin de valorar la separabilidad espectral, y evitar errores posteriores en la clasificación supervisada. Se determinó la distancia espectral de las coberturas tomando como base lo establecido por Richards y Jia (2006) adaptado por Congedo (2016). Empleamos el método de *Divergencia Transformada* (DT), que se calcula usando las matrices de la media y covarianza de las clases seleccionadas en la fase de entrenamiento (Jensen, 2005). Este método ha mostrado obtener mejores resultados que métodos como Distancia de Bhattacharyya (García-Mora y Mas, 2008).

Los valores que se obtienen a través del cálculo de separabilidad fluctúan entre 0 y 2,000. Obtiene valores de 0 cuando las firmas espectrales son idénticas (separabilidad muy pobre) y 2,000 representa la separabilidad máxima (buena separabilidad) entre los pares de clases (García-Mora y Mas, 2008).

#### 3.6. Algoritmos de clasificación de las imágenes utilizadas

Se aplicaron dos clasificadores: Máxima Verosimilitud (MLC, por sus siglas en inglés) y Máquinas de Soporte de Vectores (SVM, por sus siglas en inglés), para la discriminación de las clases. Debido a que son algoritmos de clasificación supervisada más comunes y de adaptabilidad a los datos de entrada (Richards y Jia, 2006; Chuvieco, 2010). Sin embargo, el rasgo más importante que se necesita en este estudio, entre estos clasificadores, es que estos dos métodos deben explicar la separación espectral de diferentes puntos de vista (Richards, 2013). Las características de cada uno de los algoritmos utilizados están descritas respectivamente por Jesen (2005), Richards (2013), Adankon y Cheriet (2015), Shi y Xue (2016). En el caso de MLC se utilizó un factor de escala de uno y no se implementó un umbral de probabilidad. En el SVM, se calculó las distribuciones de probabilidad para las coberturas, relacionando el teorema de Bayes, estimando si un pixel pertenece o no a una determinada cobertura (Congedo, 2016).

#### 3.7. Validación de las clasificaciones

La selección de muestras utilizas para el entrenamiento y validación del algoritmo de clasificación se realizó utilizando la verdad terreno (Campos-Taberner *et al.*, 2020). Se etiquetó el número de pixeles por cada clase (Tabla 4). Se dispusieron 300 puntos para la validación de la clasificación. Una vez seleccionadas las muestras de entrenamiento para la validación, se localizaron sobre las imágenes para asociar a cada pixel las clases cobertura del suelo identificadas en campo, la clasificación obtenida para cada tipo de imagen satelital, y el algoritmo de clasificación usado.

A fin de evitar que las clasificaciones se vieran influenciadas por la selección de los datos de entrenamiento y evaluación, así como los problemas asociados a la autocorrelación espacial de los píxeles cercanos, los conjuntos utilizados en ambas etapas se obtuvieron mediante un muestreo estratificado al azar (Mather, 2004; Foody *et al.*, 2006; Oommen *et al.*, 2008). En este sistema cada estrato corresponde a cada una de las clases del mapa (Congalton, 1991; Stehman, 2009). De esta manera, se asegura que las categorías de pequeña superficie sean muestreadas (Mas *et al.*, 2003). Para evitar dificultades en la interpretación de ciertas áreas, la información fue apoyada con trabajo de campo. Realizamos la conversión de la clasificación a formato vectorial, donde se generalizaron los polígonos a una unidad mínima cartografiable (UMC) de 1 ha para la generación de cartografía temática a escala 1:25000 según lo recomendado por Priego *et al.* (2010). Con la base de datos en formato vectorial de forma consistente, se utilizaron los polígonos como unidades de muestreo, convirtiéndose en el mapa de referencia o mapa verdad terreno (Ortiz y Pérez, 2009). Se estableció un conjunto con el total de píxeles de verdad de campo (14.658,77 píxeles), que se utilizó para la evaluación de todas las clasificaciones, superando el mínimo de 50 píxeles por clase recomendado por Congalton (1991).

#### 3.8. Evaluación

La precisión de las clasificaciones o análisis de confiabilidad se evaluó mediante una matriz de confusión, o *tabla de contingencias*, que permite confrontar la información de los sitios de muestreo y la imagen clasificada (García-Mora y Mas, 2008). A partir de estas matrices se calculó la Precisión Global (PG) de la clasificación de cada producto, considerada como la ratio de píxeles correctamente clasificados (sumatoria de la diagonal principal) respecto del total de píxeles utilizado en la evaluación (Congalton, 1991; Fernández-Gimeno y López-García, 2015). La precisión de cada clase se calculó a través de las Precisiones del Productor (PP) y del Usuario (PU) (Congalton, 1991; Argañaraz y Entraigas, 2011). Se aplicó el Coeficiente de Kappa para establecer la concordancia estadística de la matriz mediante lo propuesto por Bishop *et al.* (1977). Los Kappas se caracterizaron como regulares entre 0,40 y 0,60, buenos de 0,61 a 0,75, y excelentes por encima de 0,75 siguiendo la clasificación de valores de concordancia propuesta por Fleiss (1981).

#### 4. Resultados

#### 4.1. Clasificación de las coberturas del suelo

Como resultado se presentó una mejor visualización de la imagen frente a los datos originales debido a la distribución de los valores de los pixeles en el histograma de frecuencia. Los valores medios obtenidos de las respuestas espectrales muestran que las coberturas del suelo presentan un contraste entre ellas (Fig. 4). Se observa una baja reflectividad en la región azul (banda 2) del espectro, debido a la absorción de la radiación por la clorofila en la fotosíntesis; un pico en el verde (banda 3), y una alta reflectividad en la región del Infrarrojo Cercano (IRC) (banda 5) que es mucho mayor que en las bandas del visible, debido a que se ubica en longitudes de onda entre  $0.85-0.88 \mu m$ , las cuales corresponden a la longitud del espectro donde la vegetación sana presenta los más altos valores de reflectividad, siendo originada esta por la baja fracción de energía que absorbe la clorofila, y la estructura celular de las hojas. Al analizar la desviación estándar (Tabla 5), se observa que los valores de reflectividad del bosque pueden confundirse con los valores de reflectancia del matorral, sabana arbolada y sabana abierta, lo que confirma las dificultades que presenta la discriminación de la vegetación, como consecuencia de los diferentes factores que influyen en la radiación final obtenida por el sensor. La cubierta que presenta mayor nivel de reflectividad es el cultivo en el IRC con 0,3823, provocado por el vigor vegetal en que se encuentra al momento de la toma de la imagen. De igual forma presenta valores de reflectancia menores en la banda 1 (0,0400) y 2 (0,0408), cumpliendo con el comportamiento general de la vegetación en el espectro, donde se manifiesta que una cubierta vegetal en óptimas condiciones se caracteriza por un claro contraste espectral en la banda 5 del IRC. El resto de las clases: bosque y matorral, también ofrecen un comportamiento similar, presentan valores de reflectividad en el IRC (0,3673 y 0,3621 respectivamente). En el caso de las coberturas sabana arbolada y sabana abierta, presentan menores valores de reflectividad en el IRC (0,3404 y 0,3185 respectivamente), la tendencia es hacia la banda 5 del IRC. Mientras que, los cuerpos de agua ofrecen el espectro más bajo de todas las bandas, donde se observa mayor reflectancia en la banda 4 (0,1341), y valores inferiores hacia el SWIR. El comportamiento en general se asemeja al de los patrones establecidos para estos tipos de cubiertas, por lo que los valores se ajustan a lo esperable según el vigor vegetal de cada clase.



Figura 4. Comparación de la respuesta espectral de reflectividad de coberturas del suelo con base en imágenes Landsat 8.

Tabla 5.	Comportamiento	espectral de	las	coberturas	del	suelo	con	base	en im	ágenes	Landsat	8
----------	----------------	--------------	-----	------------	-----	-------	-----	------	-------	--------	---------	---

			Az	zul	Vei	rde	Re	ojo	IR	RC	SWIR	
Clases	Ban	da 1	Banda 2		Banda 3		Banda 4		Banda 5		Banda 7	
	Media	Desv.	Media	Desv.	Media	Desv.	Media	Desv.	Media	Desv.	Media	Desv.
Sabana arbolada	0,0413	0,0084	0,0434	0,0115	0,0678	0,0136	0,0584	0,0398	0,3404	0,1204	0,0820	0,0420
Bosque	0,0375	0,0076	0,0371	0,0107	0,0530	0,0148	0,0386	0,0358	0,3673	0,1012	0,0582	0,0325
Sabana abierta	0,0438	0,0096	0,0473	0,0132	0,0724	0,0153	0,0718	0,0463	0,3185	0,1412	0,1006	0,0480
Cultivos	0,0400	0,0129	0,0408	0,0179	0,0671	0,0203	0,0435	0,0640	0,3823	0,1910	0,0501	0,0322
Cuerpos de agua	0,0583	0,0459	0,0662	0,0501	0,0958	0,0569	0,1341	0,0693	0,1122	0,0760	0,0047	0,0018
Matorral	0,0389	0,0079	0,0391	0,0110	0,0588	0,0140	0,0451	0,0373	0,3621	0,1093	0,0613	0,0364

#### 4.2. Separabilidad espectral

El análisis de separabilidad de la Divergencia Transformada (DT) arrojó valores entre 1,990000 y 2,000000, para las coberturas analizadas a través de los ROI de entrenamiento, el cual se encuentra dentro del rango más alto de separabilidad (Tabla 6). Una separabilidad promedio 1.999964, que resulta ser adecuada, teniendo en cuenta que los valores por debajo de 1,700000 indican una pobre separabilidad; entre 1,900000 y 2,000000, una separabilidad adecuada, y 2,000000 una separabilidad idónea. La mínima separabilidad se da entre sabana arbolada y sabana abierta (1,999455). Esto es debido a problemas que encuentra el clasificador a la hora de discriminar píxeles entre ambas clases, causado en gran medida por la mala separabilidad espectral y a la gran confusión que existe entre ellas.

Tabla 6. Matriz de separabilidad espectral con Divergencia Transformada entre las categorías. Sentinel 2

Cobertura	Bosque	Sabana arbolada	Sabana abierta	Cultivos	Matorral
Sabana arbolada	2,000000				
Sabana abierta	2,000000	1,999455			
Cultivos	2,000000	2,000000	2,000000		
Matorral	2,000000	2,000000	2,000000	2,000000	
Cuerpos de agua	2,000000	2,000000	2,000000	2,000000	2,000000

Separabilidad promedia: 1,999964, separabilidad mínima: 1,999455, separabilidad máxima: 2,000000. Par de respuestas espectrales de cubiertas con la mínima separabilidad: sabana arbolada y sabana abierta.

#### 4.3. Clasificación según tipo de imagen

La clasificación al comparar las imágenes (Landsat-8 y Sentinel-2) presentó resultados semejantes. Las áreas clasificadas como bosques comparten en su mayoría la localización espacial y los límites. Por ejemplo, en la Figura 5a y 5b se observan los resultados de las clasificaciones para el bosque, y en la sección sureste de ambas imágenes se aprecia la forma del área boscosa con la misma localización y forma. Sin embargo, se infiere que existe mayor definición de las áreas en la Figura 5b, debido a que las imágenes de Sentinel 2 poseen mayor resolución espacial.



Figura 5. Clasificación según tipo de imagen satelital: a) Landsat y b) Sentinel, con algoritmo SVM.

#### 4.4. Clasificación según algoritmo

Se aplicó la clasificación sobre distribución de coberturas del suelo por cada uno de los algoritmos utilizados. Se encontró que la clasificación por los métodos de MLC y SVM, presentan resultados muy similares. Por ejemplo, en ambas clasificaciones las áreas identificadas corresponden en su mayoría a sabana arbolada y bosque que comparten en gran medida la localización espacial y los límites (Figura 6a y 6b). Sin embargo, se puede observar en la sección centro y oeste de la clasificación SVM, que algunas áreas corresponden a sabana abierta; y la clasificación MLC las cataloga como sabana arbolada. Por lo tanto, es posible determinar que se puede obtener resultados con una precisión ligeramente mayor mediante la combinación del uso de las imágenes de Sentinel-2 con el algoritmo SVM.



Figura 6. Clasificación de imagen (Sentinel 2) sobre distribución de cobertura del suelo según algoritmos: a) Máxima Verosimilitud y b) Máquinas de Soporte de Vectores.

## 4.5. Análisis de cobertura del suelo

Se calculó la extensión y porcentaje de participación para las diferentes coberturas del suelo. Se encontró, en el caso de la cobertura sabana arbolada, que MLC, representó 26,10%; mientras que SVM clasificó el 39% del área total dentro de esta cobertura (Tabla 7 y Fig. 6). Para el bosque, los algoritmos MLC y SVM, representaron el 21,83 y 26,61%, respectivamente. En el área sabana abierta el algoritmo MLC representó el 17,07%, y SVM el 19,59%. Para el área de cultivos, MLC clasificó 13,34% y SVM, 8,50%, se observó que MLC presentó un área de cultivos más grande en comparación con el otro algoritmo. Las áreas correspondientes a cuerpos de agua se presentan en el rango de 5,95 a 5,92%. En cuanto a las áreas de matorral los algoritmos MLC y SVM presentaron 15,71 y 0,38% respectivamente; en general SVM, tiene una representación relativamente más pequeña de esta cobertura que MLC.

Cohorture	MI	.C	SVM		
Cobertura	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	
Sabana arbolada	3.834,70	26,10	5.717,26	39,00	
Bosque	3.207,65	21,83	3.900,45	26,61	
Sabana abierta	2.507,61	17,07	2.870,94	19,59	
Cultivos	1.959,96	13,34	1.245,69	8,50	
Cuerpos de agua	874,82	5,95	868,34	5,92	
Matorral	2.274,03	15,71	56,09	0,38	
Total	14.658,77	100,00	14.658,77	100,00	

Tabla 7. Extensiones representativas de las coberturas de suelo

MLC: Máxima Verosimilitud y SVM: Máquinas de Soporte de Vectores

#### 4.6. Evaluación de la calidad de clasificación

La precisión o exactitud de la clasificación supervisada se evaluó a partir de la matriz de confusión, que permitió evaluar los aciertos y errores, en la clasificación de las muestras de validación frente a las coberturas de referencia (Tabla 8 y Tabla 9). Para la cobertura de sabana arbolada, bosque, cultivos y matorral, los mejores resultados se obtuvieron con el algoritmo de SVM. Mientras que la cobertura sabana abierta y cuerpos de agua, tuvo mejores resultados de clasificación con el algoritmo MLC.

A nivel de rendimiento de los algoritmos de clasificación, el algoritmo SVM presentó la mayor precisión general y el índice de Kappa más alto, con un 98% y 0,98, respectivamente. El algoritmo MLC presentó una precisión general del 92,33%, y un índice de Kappa de 0,91 (Tabla 10). De acuerdo con esta categorización, los resultados de la clasificación con SVM, responden a una precisión excelente.

Al analizar la precisión de la clasificación para la cobertura de suelo, encontramos que los bosques, cuerpos de agua y matorral, obtuvieron los mayores porcentajes tanto en la precisión del productor (100%), como en la precisión del usuario (100%, 98% y 100% respectivamente). Seguido por las coberturas cultivos y sabana abierta, que presentaron resultados similares en la precisión del productor (98% y 96%), y precisión del usuario (100% y 94,12% respectivamente). Mientras que la cobertura sabana arbolada presentó una precisión del productor de 94%, y precisión del usuario de 95,92%. En general, estos valores refieren que la superficie clasificada en el mapa está realmente ocupada por estas coberturas, además permite al usuario utilizar esta información con una fiabilidad 98%. Lo que indica una excelente clasificación del algoritmo frente a las demás coberturas de suelo analizadas.

				V	erdad Terreno				Exactitud	Error de
	Cobertura	Sabana	Bosque	Sabana	Cultivos	Cuerpos de	Matorral	Total	del usuario	Comisión
		arbolada		abierta		agua			(%)	(%)
	Sabana arbolada	42	1	6	4	0	2	55	76,36	23,64
)n	Bosque	2	49	0	0	0	0	51	96,08	3,92
acio	Sabana abierta	0	0	44	0	0	1	45	97,78	2,22
fica	Cultivos	0	0	0	46	0	1	47	97,87	2,13
asi	Cuerpos de agua	0	0	0	0	50	0	50	100,00	0,00
G	Matorral	6	0	0	0	0	46	52	88,46	11,54
	Total	50	50	50	50	50	50	300		
Exacti	tud del productor (%)	84,00	98,00	88,00	92,00	100,00	92			
Error o	le omisión (%)	16,00	2,00	12,00	8,00	0,00	8			
Exactitud global (%)				92,33%						
Cuerpos de agua         0         0         0         0         50         0           Matorral         6         0         0         0         0         46           Total         50         50         50         50         50         50           Exactitud del productor (%)         84,00         98,00         88,00         92,00         100,00         92           Error de omisión (%)         16,00         2,00         12,00         8,00         0,00         8           Exactitud global (%)           92,33%           9,91										

Tabla 8. Matriz de confusión y medidas globales de fiabilidad por coberturas con base en algoritmo MLC sobre imagen Sentinel 2

Cobertura		Verdad Terreno							Exactitud	Error de
		Sabana arbolada	Bosque	Sabana abierta	Cultivos	Cuerpos de agua	Matorral	Total	del usuario (%)	Comisión (%)
Clasificación	Sabana arbolada	47	0	2	0	0	0	49	95,92	4,08
	Bosque	0	50	0	0	0	0	50	100,00	0,00
	Sabana abierta	3	0	48	0	0	0	51	94,12	5,88
	Cultivos	0	0	0	49	0	0	49	100,00	0,00
	Cuerpos de agua	0	0	0	1	50	0	51	98,04	1,96
	Matorral	0	0	0	0	0	50	50	100	0,00
	Total	50	50	50	50	50	50	300		
Exactitud del productor (%)		94,00	100,00	96,00	98,00	100,00	100			
Error de omisión (%)		6,00	0,00	4,00	2,00	0,00	0			
Exactitud global (%)		98,00%								
Índice de Kappa		0,98								

# Tabla 9. Matriz de confusión y medidas globales de fiabilidad por coberturas con base en algoritmo SVM sobreimagen Sentinel 2.

#### Tabla 10. Resultados de la exactitud.

Clasificador	Índice Kappa	Precisión	
Máquinas de Soporte de Vectores	0,98	98,00%	
Máxima Verosimilitud	0,91	92,33%	

## 5. Discusión

Las respuestas espectrales de las coberturas del suelo presentaron un contraste. Para la cobertura cultivo, el comportamiento espectral presentó su mayor reflectividad en la longitud de banda del IRC. Banda sensible a la concentración de humedad (Rodríguez, 1999). El resto de las clases también ofreció un comportamiento similar, típico de la vegetación, donde la tendencia es hacia el IRC y menor hacia el SWIR. Esto coincide con resultados encontrados en áreas de uso agrícola en Colombia (Ortiz y Pérez, 2009), donde la reflectividad de los cultivos, puede confundirse con los valores de reflectividad del pasto y del bosque de galería, lo que confirma las dificultades que presenta la discriminación de la vegetación, como consecuencia de los diferentes factores que influyen en la radiación final obtenida por el sensor; mientras que la cobertura agua se puede discriminar de las demás, efectivamente.

El análisis de las coberturas del suelo reveló la cobertura sabana arbolada, como la de mayor densidad con 39%, seguido por el bosque con 26,61% (Tabla 7), del área total. Si bien existe una verificación de campo, las formaciones vegetales encontradas, se corresponden con las principales formaciones geomorfológicas más frecuentes en la zona. Esto concuerda con otros estudios en la zona que señalan que el paisaje está caracterizado por una alternancia de vegetación de sabana y bosque (MARN-Hidromet, 2001). Se demostró que las unidades de vegetación encontradas en el área presentan un patrón de correlación que en general responde a las condiciones físicas de las diferentes posiciones geomorfológicas. Así, la cobertura sabana arbolada, está asociada a la posición geomorfológica de la napa, corresponde a una topografía plana con suave pendiente hacia los esteros, cubriendo una extensión de cierta amplitud. Se caracteriza generalmente por texturas medianas a base de arena o limo, lo que la hace de gran valor para fines pecuarios, se le conoce también como bajío.

En lo que respecta a la cobertura bosque, con una densidad de 26,61%, está asociada en su mayor parte a las márgenes del río Apure, respondiendo a las posiciones geomorfológicas más elevadas del paisaje, denominadas diques o bancos, limitando así el retorno de las aguas desbordadas y la salida de las aguas de lluvia desde la sabana hacia los cauces principales; de manera que no se inundan en la estación de lluvia y se caracterizan por presentar altos contenidos de arena. Esto es consistente con los resultados obtenidos por otros autores en el área de estudio (Ramia, 1964, Pouyllau, 1974, MARN, Dirección de Suelos, Vegetación y Fauna, 1981; MARN-Hidromet, 2001; Guzmán *et al.*, 2013 y 2021). Por consiguiente, este tipo de vegetación queda restringida a los bordes de los cauces mayores y son poco desarrolladas en altura y diámetro, y con una diversidad florística relativamente baja. Por esta misma causa también se encuentran presente en sectores de banco una cubierta graminosa de *Paspalum* 

*fasciculatum*, en ocasiones con algunos arbustos dispersos (M.A.R.N.- DGS PROA, 1995). En la zona del área de estudio, los bosques presenten una apariencia siempre verde, que corresponde a los bosques de galería. Se trata de una asociación edáfica, monoestratificada que se desarrolla bordeando los cursos de agua. Es fundamental considerar la cobertura presente cerca de la red de drenaje ya que el bosque de ribera reduce la colmatación de los canales de drenaje, contribuyendo a la no formación de inundaciones (Castro *et al.*, 2013). En lo que respecta a isla Los Padrotes, se desarrolla la formación vegetal denominada matas o matorral (Fig. 6 y Tabla 3). Se trata de comunidades en proceso de colonización, conformadas por especies rústicas o pioneras, en áreas de bajo substrato orgánico, asociada por lo general al complejo orillar, muy reciente, e islas en formación. Al Norte se localiza relictos del bosque de galería y un bosque bajo ralo. En Caño Manglarito también se observa bosque de galería; mientras que en el sector Caño Cañafistolito, la mayor parte del área está cubierta por la formación sabana abierta. Se trata de un tipo de vegetación herbácea dominada por gramíneas, donde el componente leñoso puede estar ausente, pero cuando se presenta, forma núcleos aislados o dispersos principalmente de chaparro, son utilizadas principalmente con fines agropecuarios. El Caño Manglarito aún conserva su bosque de galería debido a la poca presencia de lugareños en la zona (MARN-Hidromet, 2001).

Los conjuntos de datos aportan resultados de los niveles de distribución de cobertura del suelo, frente a la cartografía ya existente, debido al control que ejerce la vegetación en la geomorfología fluvial y los procesos hidromorfológicos (mantenimiento o estabilidad de canales), considerado como un factor importante en el desarrollo de éstos. En particular, se encontró similitud con el río Gearagh, en Irlanda, que se caracteriza por pequeñas islas separadas por canales interconectados de poca pendiente, donde las islas son relativamente estables y boscosas (Murray y Paola, 2003). Mientras que en el río Pajeú en Brasil, el predominio de pastizales en las zonas de menor pendiente favorece el equilibrio hidrológico, ya que incluso este tipo de cobertura favorece la formación de escorrentías superficiales (Silva et al., 2022). Los componentes bióticos, como presas de escombros y masas de raíces de árboles, juegan un papel clave en la división del canal (Harwood y Brown, 1993). Debido a que la vegetación mejora la resistencia de los bancos a la erosión (Murray y Paola, 2003). Así, la cobertura vegetal define el paisaje fluvial, generando patrones característicos de distribución en los cauces (Volonté et al., 2018). Como en el río Apure, donde a iguales condiciones de sustrato, áreas que no están vegetadas son erosionadas más rápidamente que aquellas que tienen una vegetación bien establecida. Una revisión de la literatura demuestra que el aumento en la estabilidad de las llanuras aluviales y los factores desencadenantes de la avulsión de los canales, fueron proporcionados por el aumento en la diversidad de raíces, la densidad de los bosques de las llanuras aluviales y la producción de desechos leñosos asociados con la expansión de la arborescencia. Se ha demostrado que la expansión de los hábitats arbóreos puede conducir al cruce de un umbral en el control vegetativo de la llanura aluvial y la morfología de los ríos (Davies y Gibling, 2011). Por lo tanto, el análisis de la cobertura del suelo ayuda a planificar su revitalización, permitiendo identificar áreas con mayor vulnerabilidad y canales de drenaje sin vegetación. Estas áreas son prioritarias para la recuperación de la vegetación nativa o la aplicación de prácticas para contener la escorrentía y la erosión (Silva et al., 2022).

Algunas hipótesis atribuyen que el perfil de reconocimiento para un patrón fluvial de anastomosis, corresponde al de múltiples canales circundados, en algunos casos, por el establecimiento de islas boscosas (Smith, 1983). Así mismo la estabilidad del banco, debido a la vegetación, es importante en el mantenimiento del patrón anastomosado, debido a que retarda la migración del canal (Rust, 1981). La confirmación de esta hipótesis puede obtenerse en el río Apure, donde la vegetación contribuye a la estabilidad relativa de las islas y la llanura de inundación, condiciones que favorecen el desarrollo de anastomosis. Además, las condiciones externas estables, la baja tasa de abandono de canales más antiguos, y la independencia de la frecuencia de avulsión, requiere que los bancos tengan una alta resistencia a la erosión, generalmente alcanzada por sedimentos de bancos cohesivos o el refuerzo de los bancos mediante raíces vegetativas. Esto sugiere un tipo de río anastomosado de larga vida en este tramo del Apure (Guzmán *et al.* 2013).

Estudios experimentales han mostrado los efectos de la vegetación sobre la reducción de erosión del banco y la migración lateral por agradación del canal anastomosado, tomando como ejemplo la región del Alexandra River en Alberta (Smith, 1976). Estos estudios establecieron la relación entre tasa de erosión (kg/hr o cm/hr) y porcentaje de vegetación, y encontraron que la vegetación tiene un profundo efecto en la reducción de erosión del material del banco. Como en el Okavango donde el impacto de la vegetación es crucial, debido a que las plantas proporcionan material autóctono para la turba y los depósitos similares a la turba que se acumulan en las áreas entre canales. La presencia de vegetación ribereña y la resistencia de la capa de turba evitan la erosión de las orillas del canal. La invasión de la vegetación ribereña en los canales da como resultado su estrechamiento gradual y la colonización de canales activos ralentiza la corriente y facilita la acumulación de sedimentos minerales, iniciando así un mecanismo de retroalimentación que conduce a condiciones locales de flujo y de poca profundidad (Gradziński *et al.*, 2003).

Las plantas que crecen en las orillas de los ríos modifican las propiedades de los sedimentos impulsando el ancho hacia el cual el río tiende a ajustarse (Micheli, *et al.*, 2004; Allmendinger, *et al.*, 2005). En las llanuras aluviales con vegetación, las plantas ejercen una retroalimentación positiva a través de sus raíces sobre la estabilidad de la orilla del río (Gasser *et al.*, 2019, Micheli, Kirchner, 2002). Como en el río Apure, donde el efecto fortalecedor de las raíces de las plantas y la presencia de sedimentos finos dan cohesión al sedimento del banco, generando una capa cohesiva sobre una no cohesiva.

Si bien la vegetación de ribera parece jugar un papel crucial en el control de la morfodinámica del río en los corredores fluviales con vegetación (Camporeale, *et al.*, 2013; Gurnell, 2014; Zen y Perona, 2020), hay evidencia de que esta no es una *condición sine qua non* para indicar la estabilidad del río. Las observaciones de laboratorio sobre la erosión de las orillas de los canales han demostrado que los sedimentos finos mezclados con sedimentos gruesos no cohesivos proporcionan cohesión a los sedimentos, lo que evita el ensanchamiento descontrolado y mantiene la evolución del canal (Parker, 1998; Van Dijk, *et al.*, 2013). Dichos resultados han sido respaldados por estudios realizados en ríos serpenteantes que vagan en llanuras aluviales sin vegetación, como en cuencas desérticas modernas (Santos *et al.*, 2019) y en la superficie de Marte (Matsubara *et al.*, 2015).

Aunque las técnicas de Sistemas de Información Geográfica (SIG) asociadas a herramientas de geoprocesamiento y el uso de imágenes satelitales han contribuido a avances significativos en estudios de hidrología (Andrade *et al.*, 2021) y mapeo de cobertura del suelo (Oliveira-Júnior *et al.*, 2022 y Silva *et al.*, 2022). Los mecanismos físicos causantes de la ramificación de los ríos siguen sin estar claros. Algunos aportes de la teledetección al estudio de la dinámica fluvial, encontraron que los análisis globales proporcionados por la teledetección, ofrecen enfoques complementarios a los tradicionales, basados en el campo, para comprender los procesos geomórficos de grandes ríos y formas de canales (Wang *et al.*, 2022.)

Por otra parte, el análisis de separabilidad de la divergencia transformada arrojó valores promedio adecuados entre las diferentes coberturas, en especial la cobertura sabana arbolada y sabana abierta (1.999455). En tanto que los resultados de la clasificación de las imágenes Landsat-8 y Sentinel-2, no mostraron diferencias considerables. Pero se encontró una mejor identificación de las coberturas con la imagen Sentinel-2, lo que concuerda con Zhang *et al.*, (2018), principalmente porque Sentinel-2 cuenta con bandas en *Red Edge*. Estos resultados contrastan con los obtenidos en la región de Estambul, Turquía, donde determinaron que las clasificaciones más exactas se obtienen con las imágenes Sentinel-2, con una fiabilidad entre 3% y 8% mayores en comparación con las del satélite Landsat-8 (Topaloğlu *et al.*, 2016). Otros estudios también obtuvieron resultados similares al combinar Sentinel-2 y Landsat 8 en la clasificación de usos de suelo (Bhatnagar, *et al.*, 2018; Jara, *et al.*, 2019). Al utilizar Sentinel-2, ésta tiene una excelente resolución espacial y espectral, especialmente para objetos pequeños y elementos lineales, debido a que las imágenes Landsat 8, proporcionan una precisión de clasificación menor, lo que puede estar relacionado con su menor resolución espacial (Bosquilia y Muller, 2021).

Estadísticamente se muestra que los algoritmos de clasificación supervisada MLC y SVM presentan valores de fiabilidad entre 92,33% y 98% respectivamente. Por su parte el algoritmo SVM obtuvo resultados más eficientes frente a MLC y aumentó la exactitud y la fiabilidad global de la clasificación. Lo que respalda que SVM sea utilizado de forma frecuente en teledetección, debido a que genera buenos resultados en la clasificación, aun cuando se cuenta con volúmenes de datos de entrenamiento pequeños (Argañaraz y Entraigas, 2011). Estos resultados contrastan con los reportados en Costa Rica, donde compararon la fiabilidad obtenida mediante clasificaciones por MLC (96,2%) y SVM (96,3%), entre otros, y no encontraron diferencias entre los promedios obtenidos mediante estos algoritmos (Ávila-Pérez, et al., 2020). Otros estudios realizados en el Estado de Johor en Malasia compararon la fiabilidad obtenida mediante clasificaciones por MLC y SVM, e identificaron el algoritmo SVM como el de mejor rendimiento al obtener valores de fiabilidad de 90,67% en comparación a MLC con 78,33% (Deilmai et al., 2014). De igual manera en el Estado en Odisha, India, se obtuvo mayor rendimiento con SVM en comparación con MLC, donde la fiabilidad general fue cercana al 78% para MLC, mientras que para SVM se obtuvo una fiabilidad global superior al 88% (Mondal et al., 2012). Estos resultados ponen de manifiesto la robustez del algoritmo SVM, sin embargo, difieren con el de otras investigaciones. Por ejemplo, en un estudio realizado en China, compararon el rendimiento de cuatro algoritmos de clasificación entre los que se encontraban MLC y SVM, encontraron que el clasificador MLC es más rápido y estable que los otros (Guo et al., 2008). Además, refieren como otra ventaja, que el algoritmo MLC es menos influenciado por el tamaño de la muestra de entrenamiento.

En problemas de clasificación se suele elegir un algoritmo u otro, básicamente en función de su precisión global. Dicha elección debería fundamentarse no solo en su capacidad predictiva, sino también en su comportamiento y adecuación al tipo de aplicación o problema (Campos-Taberner *et al.*, 2020). No obstante, el éxito de una clasificación de imágenes de satélite depende de factores como la disponibilidad del número de muestras, la alta calidad de las imágenes, el diseño del sistema de clasificación y las habilidades y experiencia del analista (Lu y Weng, 2007).

#### 6. Conclusión

Se generó cartografía sobre distribución de coberturas del suelo de la planicie fluvial del río Apure, Venezuela, a escala 1:25.000, utilizando imágenes Landsat 8-OLI, Sentinel-2, y ortofotografías de alta resolución. Se construyó la firma espectral para las coberturas de suelo analizadas. Se estableció la separabilidad espectral entre las coberturas de sabana arbolada, bosque, sabana abierta, cultivos, cuerpos de agua y matorral, con una exactitud global del 98% con respecto a la verdad terreno. Esta fiabilidad es satisfactoria si se tiene en cuenta la variabilidad de los estados fenológicos de las coberturas que influyen en las respuestas espectrales. Del mismo modo, la cobertura sabana arbolada posee el 39% de la extensión total, siendo la cobertura más representativa en la zona de estudio. Se demostró que las unidades de vegetación encontradas en el área presentan un patrón de correlación que en general responde a las condiciones físicas de las diferentes posiciones geomorfológicas. Así, las áreas de bosque se encuentran asociadas en su mayor parte a las márgenes del río Apure, respondiendo a las posiciones geomorfológicas más elevadas, conocidas como diques. Mientras que las zonas de sabana se encuentran coincidiendo con las posiciones más bajas. Se puede postular una tendencia donde se observa que áreas que no están vegetadas son erosionadas más rápidamente que aquellas que tienen una vegetación bien establecida. Por lo tanto, el análisis de la cobertura del suelo ayuda a planificar su mejor gestión, permitiendo identificar áreas con mayor vulnerabilidad. Estas áreas son prioritarias para la recuperación de la vegetación o la aplicación de prácticas para contener la escorrentía y la erosión.

Se aplicó el método supervisado, para la obtención del mapa de coberturas mediante los algoritmos de clasificación MLC y SVM, para determinar cuál algoritmo clasificaba mejor cada cobertura, según puntos de control tomados mediante trabajo de campo. De acuerdo con el índice de Kappa y valores de precisión, se encontró que SVM es el algoritmo que tiende a presentar rendimiento

superior sobre imágenes Sentinel-2. Sin embargo, no hay diferencia estadística en relación con MLC. Además, se ha demostrado la mejora de Sentinel-2 respecto a Landsat cuantificándose en 5,67% por encima, debido a la diferencia de resoluciones de 10x10 m de Sentinel-2, y de 30x30 m de Landsat-8.

Debido a los aceptables resultados al utilizar los dos clasificadores (MLC y SVM), se propone el uso de otros métodos y técnicas que puedan validar la precisión de estos algoritmos. Si bien las imágenes Landsat-8 y Sentinel-2 han obtenido resultados similares, se recomienda utilizar la imagen Sentinel-2 en el mapeo de coberturas de suelo, en ambientes fluviales similares, en función de mejorar los planes de gestión y uso del territorio.

### Agradecimientos

Los autores hacen especial reconocimiento a la Fundación Gran Mariscal de Ayacucho (FUNDAYACUCHO) por la beca estudio otorgada a la primera autora en el marco del Programa de becas "Salvador Allende: 100 Combates Por La Vida"; al Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales (MARN), a la Dirección General Sectorial Programa Apure Orinoco (DGS-PRAO), y Dirección de Cuencas Hidrográficas, por la valiosa información aportada del Río Apure. Al Vicerrectorado de Investigación y Postgrado de la Universidad Pedagógica Experimental Libertador (UPEL), por el soporte financiero de la investigación. Agradecemos los comentarios de los revisores anónimos que enriquecieron y mejoraron el artículo.

## Referencias

- Adankon, M., Cheriet, M., 2015. Support Vector Machine. En S. Z. Li and A. K. Jain, *Encyclopedia of Biometrics*, London: Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7488-4\_2.
- Allmendinger, N.E., Pizzuto, J.E., Potter Jr. N., Johnson, T.E., Hession, W.C., 2005. The influence of riparian vegetation on stream width, eastern Pennsylvania, USA. *Geol. Soc. Am. Bull.* 117 (1-2), pp. 229-243. https://doi.org/10.1130/B25447.1
- Andrade, C.W., Montenegro, S.M., Montenegro, A.A., Lima, J.R.D.S., Srinivasan, R., Jones, C.A., 2021. Climate change impact assessment on water resources under RCP scenarios: a case study in Mundaú River Basin, Northeastern Brazil. *Int. J. Climatol.* 41, pp. E1045-E1061. https://doi.org/10.1002/joc.6751
- Argañaraz, J.P., Entraigas, I., 2011. Análisis comparativo entre las máquinas de vectores soporte y el clasificador de máxima probabilidad para la discriminación de cubiertas de suelo. *Revista de Teledetección* 36, 26-39.
- Ávila-Pérez, I.D., Ortiz-Malavasi, E., Soto-Montoya, C., Vargas-Solano, Y., Aguilar-Arias, H., Miller-Granados, C., 2020. Evaluation of four classification algorithms of Landsat-8 and Sentinel-2 satellite images to identify forest cover in highly fragmented regions in Costa Rica. *Revista de Teledetección* 57, 37-49. https://doi.org/10.4995/raet.2020.13340.
- Bansal, S., Katyal, D., Saluja, R., Chakraborty, M., Garg, J., 2018. Remotely sensed MODIS wetland components for assessing the variability of methane emissions in Indian tropical/subtropical wetlands. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation* 64, 0303- 2434. https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.08.011.
- Bhatnagar, S., Ghosh, B., Regan, S., Naughton, O., Johnston, P., Gill, L., 2018. Monitoring environmental supporting conditions of a raised bog using remote sensing techniques. *Proc. IAHS* 380, 9-15. https://doi.org/10.5194/piahs-380-9-2018
- Bezada, M., 2000. Estudio geomorfológico del cauce del Río Apure, para el estudio de su navegabilidad. *Informe Técnico elaborado para Hidromet C.A.* Caracas, Venezuela, 70 pp.
- Bishop, Y.M.M., Fienberg, S.E., Holland, P.W., Light, R.J., Mosteller, F., 1977. Book Review: Discrete Multivariate Analysis: Theory and Practice. *Applied Psychological Measurement* 1(2), 297-306. https://doi.org/10.1177/014662167700100218

- Borràs, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., Camps-Valls, G., 2017. Land use classification from Sentinel-2 imagery. *Revista de Teledetección* 48, 55-66. https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133.
- Bosquilia, R.W.D., Muller-Karger, F.E., 2021. Analysis of the wetland classification using optical satellite imagery in the environmental protection area of Guaraqueçaba, PR, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences* 112. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103615.
- Campos-Taberner, M., García-Haro, F.J., Martínez, B., Gilabert, M.A. 2020. Deep learning for agricultural land use classification from Sentinel-2. *Revista de Teledetección* 56, 35-48. https://doi.org/10.4995/raet.2020.13337.
- Camporeale, C., Perucca, E., Ridolfi, L., Gurnell, A., 2013. Modeling the interactions between river morphodynamics and riparian vegetation. *Rev. Geophys.* 51 (3), pp. 379-414. https://doi.org/10.1002/rog.20014
- Castro, M.N., Castro, R.M., De Souza, C., 2013. A importância da mata ciliar no contexto da conservação do solo. *RENEFARA* 4 (4), pp. 230-241.
- Chagas, A.M.S., De Montenegro, A.A., De Andrade Farias, C.W.L., Lins, F.A.C., Silva, J.R.I., 2022. Use of geotechnologies for morphometric analysis of experimental basin in the semiarid region to support hydrological simulation. *Rev. Eng. na Agric.*-REVENG 30, pp. 19-35. https://doi.org/10.13083/reveng.v30i1.12629
- Chávez, P.S.J., 1996. Image-based atmospheric corrections-revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62(9), 1025-1036.
- Chuvieco, E., 2010. Teledetección Ambiental (Tercera Ed.). Barcelona, España: Ariel.
- Comber, A., Fisher, P., Wadsworth, R., 2005. You know what land cover is but does anyone else?... an investigation into semantic and ontological confusion. *International Journal of Remote Sensing* 26(1), 223-228. https://doi.org/10.1080/0143116042000274032.
- Congalton, R.G., 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment* 46, 35-46. https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B.
- Congedo, L., 2016. Semi-Automatic Classification Plugin Semi-Automatic Classification Plugin Documentation.
- Congedo, L., 2018. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation, Scp, https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1219.3524
- Crosato, A., Saleh, M.S., 2011. Numerical study on the effects of floodplain vegetation on river planform style. *Earth Surf. Processes Landforms* 36 (6), pp. 711-720. https://doi.org/10.1002/esp.2088
- Davies, N., Gibling, M., 2011. Evolution of fixed-channel alluvial plains in response to Carboniferous vegetation. *Nature Geosci* 4, 629–633. https://doi.org/10.1038/ngeo1237.
- Deilmai, B., Ahmad, B., Zabihi, H., 2014. Comparison of two classification methods (MLC and SVM) to extract land use and land cover in Johor Malaysia. En *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 20, 7th IGRSM International Remote Sensing & GIS Conference and Exhibition. Kuala Lumpur, Malaysia, 22–23 de april. pp. 1-7. https://doi.org/10.1088/1755-1315/20/1/012052
- Del Bosque, I., Arozarena, A., Villa, G., Valcárcel, N., Porcuna, A., 2005. Creación de un sistema de información geográfico de ocupación del suelo en España. "Proyecto SIOSE". Actas del XI Congreso Nacional de Teledetección, 21-23 septiembre, Puerto de la Cruz, España, 255-262.
- Di Vittorio, C., Georgakakos, A., 2018. Land cover classification and wetland inundation mappingusing MODIS. *Remote Sensing of Environment* 204, 1-17. https://doi.org/ 10.1016/j.rse.2017.11.001
- Eaton, B., Millar, RG., Davidson, S., 2010. Channel patterns: braided, anabranching, and single-thread. *Geomorphology* 120 (3–4), 353-364. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.04.010
- El Mortaji, N., Wahbi, M., Ait Kazzi, M., Yazidi Alaoui, O., Boulaassal, H., Maatouk, M., Zaghloul, M.N., El Kharki, O., 2022. High resolution land cover mapping and crop classification in the Loukkos watershed (Northern Morocco): An approach using SAR Sentinel-1 time series. *Revistade Teledetección* 60,47-69. https://doi.org/10.4995/raet.2021.17426.

- European Space Agency (ESA), 2020. Sentinel Online, Level C-1. Disponible en: https://www.harrisgeospatial.com/docs/ SupportVectorMachine.html
- Fernández-Gimeno, L., López-García, M. J., 2015. Expansión urbana del Área Metropolitana de Valencia en el periodo 1984-2011 a partir de imágenes Landsat TM y ETM+. *Revista de Teledetección* 44, 1-14. https://doi.org/10.4995/raet.2015.3628
- Fleiss, J.L., 1981. Statistical methods for rates and proportions. New York: John Wiley and Sons.
- Foody, G.M., Mathur, A., 2006. The use of small training sets containing mixed pixels for accurate hard image classification: training on mixed spectral responses for classification by a SVM. *Remote Sensing of Environment*. 103: 179-189. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.04.001
- García-Mora, T.J., Mas, J.F., 2008. Comparación de metodologías para el mapeo de la cobertura y uso del suelo en el sureste de México. *Investigaciones Geográfica* 67, 7-19. https://doi.org/10.14350/rig.17987
- Gasser, E., Schwarz, M., Simon, A., Perona, P., Phillips, C., Hübl, J., Dorren, L., 2019. A review of modeling the effects of vegetation on large wood recruitment processes in mountain catchments. *Earth-Sci. Rev.* (194), 350-373. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.04.013
- Gradziński, R., Baryła, J., Doktor, M., Gmur, D., Gradziński, M., Kędzior, A., Paszkowski, m., Soja, R., Zieliński, T., Żurek, S., 2003. Vegetation-controlled modern anastomosing system of the upper Narew River (NE Poland) and its sediments. *Sed. Geol.* 157 (3-4), pp. 253-276. https://doi.org/10.1016/S0037-0738(02)00236-1
- Guo, J., Zhang, J., Zhang, Y., Cao, Y., 2008. Study on the comparison of the land cover classification for multitemporal MODIS images. Paper presented at the fifth *International Workshop on Earth Observation* and Remote Sensing Applications, Xi'an, China, 18-20 de Junio. pp 1-6. https://doi.org/10.1109/EORSA.2008.4620305.
- Gurnell, A., 2014. Plants as river system engineers. *Earth Surf. Processes Landforms* 39 (1), 4-25. https://doi.org/10.1002/esp.3397
- Guzmán, R, Bezada, M., Rodríguez, I., 2013. Cambios de canal durante los últimos 60 años en el sistema anastomosado del curso medio del río Apure, Venezuela. *Interciencia*, 9, 642-649.
- Guzmán, R., Bezada, M., Rodríguez-Santalla, I., 2021. Granulometric characterization of sediments in the anastomosed system of the Apure river Venezuela. *Journal of South American Earth Sciences* 109. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103274.
- Harwood, K, Brown, A.G., 1993. Fluvial processes in a forested anastomosing river: Flood partitioning and changing flow patterns. *Earth Surface Processes and Landforms* 8, 741-748. https://doi.org/10.1002/esp.3290180808
- Hermosilla, T., Wulder, M., White, J., Coops, N., Hobart, G., 2015. An integrated landsat time series protocol for change detection and generation of annual gap-free surface reflectance composites. *Remote Sensing of Environment* 158, 220- 234.https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.11.005.
- Jara, C., Delegido, J., Ayala, J., Lozano, P., Armas, A., Flores, V., 2019. Study of wetlands in the Ecuadorian Andes through the comparison of Landsat-8 and Sentinel-2 images. *Revista de Teledetección* 53, 45-57. https://doi.org/10.4995/raet.2019.11715
- Jensen, J.R., 2005. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. Series in geographic information science. *Pearson Prentice Hall*, South California. 526 pp.
- Langendoen, E.J., Richard Lowrance, R., Simon, A., 2009. Assessing the impact of riparian processes on streambank stability. *Ecohydrology* 2 (3), 360-369. https://doi.org/10.1002/eco.78
- López González, F.J., Crecente Maseda, R., Álvarez López, C.J., 2002. Los usos del suelo analizados mediante S.I.G. *XIV Congreso de Ingeniería Gráfica*. 5-7 junio, Santander, España.
- Lu, D., Weng, Q., 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing* 28(5), 823-870. https://doi.org/10.1080/01431160600746456

- Mas, J.F., Díaz-Gallegos, J.R., Pérez-Vega, A., 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión, *Investigaciones Geográficas, Boletín*, 51, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 53-72. https://doi.org/10.14350/rig.30414
- Mather, P.M., 2004. Computer processing of remotely-sensed images: an introduction, Tercera edición, *Chichester, John Wiley & Sons*, 442 pp.
- Matsubara, Y., Howard, A.D., Burr, D.M., Williams, R.M., Dietrich, W.E., Moore, J.M., 2015. River meandering on Earth and Mars: a comparative study of Aeolis Dorsa meanders, Mars and possible terrestrial analogs of the Usuktuk River, AK, and the Quinn River, NV. *Geomorphology* 240, 102-120. DOI:10.1016/j.geomorph.2014.08.031
- Melo, L., Camacho, M., 2005. Interpretación visual de imágenes de sensores remotos y su aplicación en levantamientos de cobertura y uso de la tierra (Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Ed.) (1. Ed.). Bogotá D.C.
- Micheli, E., Kirchner, J., 2002. Effects of wet meadow riparian vegetation on streambank erosion. 1. Remote sensing measurements of streambank migration and erodibility. *Earth Surf. Processes Landforms* 27 (6), 627-639. https://doi.org/10.1002/esp.338
- Micheli, E., Kirchner, J., Larsen, E., 2004. Quantifying the effect of riparian forest versus agricultural vegetation on river meander migration rates, central Sacramento River, California, USA. *River Res. Appl.* 20 (5), 537-548. https://doi.org/10.1002/rra.756
- Millar, R.G., 2000. Influence of bank vegetation on alluvial channel patterns. *Water Resour. Res.* 36 (4), 1109-1118. https://doi.org/10.1029/1999wr900346
- Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales. 1983a. Sistemas Ambientales Venezolanos Proyecto Ven/79/001. Región de los Andes Estado Barinas, Caracas: Autor.
- Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales. 1983b. Sistemas ambientales venezolanos Proyecto Ven/79/001. Región Natural Alto Apure. Caracas: Autor.
- Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Dirección de Suelos, Vegetación y Fauna. 1981. *Mapa de vegetación actual de Venezuela*. Caracas: Autor.
- Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Dirección General Sectorial Programa Orinoco Apure (DGS PROA). 1995. Análisis ambiental de los cortes de meandros en los ríos Apure (El Santero) y Portuguesa (El Totumo). Caracas: Autor.
- Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales-Hidromet. 2001. *Estudio geomorfológico con énfasis en la dinámica fluvial del Río Apure*. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales. Caracas, Venezuela. 265 pp.
- Mondal, A., Kundu, S., Kumar, S., Shukla, R., Mishra, P., 2012. Comparison of support vector machine and maximum likelihood classification technique using satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing and GIS* 1(2), 116-123.
- Murray, A.B., Paola, C., 2003. Modelling the effect of vegetation on channel pattern in bedload rivers. *Earth Surf. Processes Landforms* 28 (2), 131-143. https://doi.org/10.1002/esp.428
- Nie, S., Wang, C., Xi, X., Lou, S., Li, S., 2018. Estimating the height of wetland vegetation using airborne discretereturn LiDAR data. *Optik* 154, 267-274. https://doi.org/10.1016/j.ijleo.2017.10.016.
- Ningthoujam, R., Tansey, K., Balzter, H., Morrison, K., Johnson, S., Gerard, F., George, C., Burbidge, G., Doody, S., Veck, N., Llewellyn, G., Blythe, T., 2016. Mapping forest cover and forest cover change with airborne s-band radar. *Remote Sensing* 8(7), 577- 597. https://doi.org/10.3390/rs8070577.
- Oliveira-Júnior, J.F., Shah, M., Abbas, A., Correia Filho, W.L.F., Da Silva Junior, C.A., De Barros Santiago, D., Teodoro, P.E., Mendes, D., De Suousa, A., Aviv-Sharon, E., Silveira, V.R., Gomes Pimentel, L.C., Barros Da Silva, E., Haq, M.A., Khan, LL., Mohamed, A., Attia, E.A., 2022. Spatiotemporal analysis of fire foci and environmental degradation in the biomes of northeastern Brazil. *Sustainability* 14 (11), 6935. https://doi.org/10.3390/su14116935

- Oommen, T., Misra, D., Twarakavi, N.K.C., Prakash, A., Sahoo, B., Bandopadhyay, S., 2008. An objective analysis of support vector machine based classification for remote sensing. *Math. Geosci.* 40, 409-424. https://doi.org/10.1007/s11004-008-9156-6
- Ortiz, N., Pérez, U., 2009. Imágenes ASTER en la discriminación de áreas de uso agrícola en Colombia. *Rev. Fac. Nac. Agr.* 62, 4923-1935.
- Parker, G., 1998. River meanders in a tray. Nature, 395 (6698), 111. https://doi.org/10.1038/25832
- Perea-Ardila, M.A., Oviedo-Barrero, F., Leal-Villamil, J., 2019. Cartografía de bosques de manglar mediante imágenes de sensores remotos: estudio de caso Buenaventura, Colombia. *Revista de Teledetección*, 53, 73-86. https://doi.org/10.4995/raet.2019.11684
- Pollen, N., Simon, A. 2005. Estimating the mechanical effects of riparian vegetation on stream bank stability using a fiber bundle model. *Water Resour. Res.* 41 (7). https://doi.org/10.1029/2004WR003801
- Pouyllau, M., 1974. Estudio geomorfológico del río Apure y zonas adyacentes. HIDROMET.
- Priego, A., Bocco, G., Mendoza, M., Garrido, A., 2010. Propuesta para la generación semiautomatizada de unidades de paisaje. Morelia: Serie Planeación Territorial. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental Universidades Autónoma de México. https://doi.org/10.22201/ciga.9789688179239p.2011
- Ramia, M., 1964. Distribución de las sábanas en Venezuela. Rev. Geog. 7, 25-34.
- Richards, J.A., 2013. Remote Sensing Digital Image Analysis. Springer
- Richards, J.A., Jia, X., 2006. Remote Sensing Digital Image Analysis (4th ed.). Berlín: Springer.
- Rodríguez, I., 1999. Evolución geomorfológica de delta del Ebro y prognosis de su evolución. Universidad de Alcalá de Henares, Tesis de doctorado. Pp. 161.
- Rust, B.R., 1981. Sedimentation in an arid-zone anastomosing fluvial system: Cooper's Creek, Central Australia. *Journal of Sedimentary Petrology* 51, 745-755. https://doi.org/10.1306/212F7D97-2B24-11D7-8648000102C1865D
- Santos, M.G., Hartley, A.J., Mountney, N.P., Peakall, J., Owen, A., Merino, E.R., Assine, M.L., 2019. Meandering rivers in modern desert basins: implications for channel planform controls and prevegetation rivers. *Sediment. Geol.* 385, pp. 1-14. https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2019.03.011
- Shi, X., Xue, B. 2016. Parallelizing maximum likelihood classification on computer cluster and graphics processing unit for supervised image classification. *International Journal of Digital Earth* 10(7), 737-748. https://doi.org/10.1080/17538947.2016.1251502
- Silva, J.R.I., De Souza, E.S., Souza, R., Dos Santos, E.S., Antonino, A.C.D., 2019. Efeito de diferentes usos do solo na erosão hídrica em região semiárida. *Rev. Eng. na Agric.* 27 (3), 272-283. https://doi.org/10.13083/reveng.v27i3.867
- Silva, J.R.I., Montenegro, A.A.A., Farias, C.W.L.A., Jardim, A.M.R.F., Da Silva, T.G.F., Montenegro, S.M.G.L., 2022. Morphometric characterization and land use of the Pajeú river basin in the Brazilian semi-arid region. J. S. Am. Earth Sci. 118, 103939. https://doi.org/ 10.1016/j.jsames.2022.103939
- Smith, D.G., 1976. Effect of vegetation on lateral mitration of anastomosed channels of a glacier meltwater river. *Geological Society of America Bulletin* (87), 857-860. https://doi.org/10.1130/0016-7606(1976)87<857:EOVOLM>2.0.CO;2
- Smith, D.G., 1983. Anastomosed fluvial deposits: modern examples from Western Canada. In J.D. Collinson, J. Lewin (Eds). *Modern and Ancient Fluvial Systems*. Spec. Publs. Int. Ass. Sediment, (6), 155-168. https://doi.org/10.1002/9781444303773.ch12
- Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Paolini, L., 2004. Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of Environment* 90 (4), 434-440. https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.003
- Stehman, S.V., 2009. Sampling designs for accuracy assessment of land cover. *International Journal of Remote Sensing* 30(20), 5243-5272. https://doi.org/10.1080/01431160903131000

- Topaloğlu, R., Sertel, E., Musaoğlu, N., 2016. Assessment of classification accuracies of sentinel-2 and landsat-8 data for land cover/use mapping. International Archives of the Photogrammetry. *Remote Sensing and Spatial Information Sciencies*, XLI-B8, 1055-1059. https://doi.org/10.5194/isprsarchives-xli-b8-1055-2016
- Van Dijk, W., Teske, R., Van de Lageweg, W., Kleinhans, M., 2013. Effects of vegetation distribution on experimental river channel dynamics. *Water Resour. Res.* 49 (11), 7558-7574. https://doi.org/10.1002/2013WR013574
- Vargas-Sanabria, D., Campos-Vargas, C., 2018. Sistema multi-algoritmo para la clasificación de coberturas de la tierra en el bosque seco tropical del Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. *Tecnología en Marcha* 31-1, 58-69. https://doi.org/10.18845/tm.v31i1.3497
- Volonté, A., Gil, V., Campo, A.M., 2018. Estudio de la vegetación y sus efectos en la dinámica fluvial en cuencas serranas, Argentina. *Revista Geografía Venezolana* 59, 366-380.
- Wang, B., Smith, L.C., Yang, X., Pavelsky, T.M., Altenau, E.H., Gleason, C.J., Pietroniro, A., Rodriguez, E., Bates, P.D., 2022. Remote sensing of broad-scale controls on large river anabranching, *Remote Sensing* of Environment 281. https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113243.
- Zen, S., Perona, P., 2020. Biomorphodynamics of river banks in vegetated channels with self -formed width. *Advances in Water Resources*, 135, 103488. https://doi.org/ 10.1016/j.advwatres.2019.103488.
- Zhang, H., Roy, D., Yan, L., Li, Z., Huang, H., Vermote, E., Skakun, S., Roger, J., 2018. Characterization of Sentinel-2A and Landsat-8 top of atmosphere, surface, and nadir BRDF adjusted reflectance and NDVI differences. *Remote Sensing of Environment* 215, 482-494. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.031

Cuadernos de Investigación Geográfica Geographical Research Letters	2023	Nº 49	рр. 139-161	EISSN 1697-9540
--	------	-------	-------------	-----------------

Copyright © 2022, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

http://doi.org/10.18172/cig.5393

## VULNERABILITY AND ENVIRONMENTAL RISK IN THE SIERRA OTOMÍ TEPEHUA (HIDALGO, MÉXICO): IMPLICATIONS IN THE RURAL-INDIGENOUS SCOPE

## PATRICIA C. MEDINA-PÉREZ<sup>\*1</sup><sup>(b)</sup>, HÉCTOR J. TAPIA-FERNÁNDEZ<sup>1</sup><sup>(b)</sup>, ANTONIO CASTILLO-MARTÍNEZ<sup>2</sup>

<sup>1</sup> El Colegio del Estado de Hidalgo, Parque Científico y Tecnológico del Estado de Hidalgo, C.P. 42162, Ex Hacienda de la Concepción. San Agustín Tlaxiaca, Hidalgo, México.

<sup>2</sup> Departamento de Parasitología Agraria, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna, México.

**ABSTRACT.** Extreme geomorphological and hydrometeorological events cause landslides (gravitational processes) in vulnerable and marginalized communities, where the risk and effects of a natural disaster reduce responsiveness to environmental adversities. In the state of Hidalgo (Mexico) exists dangers as slope instability and processes of massive removal of soil, but in some municipalities of the Sierra Otomí-Tepehua (SOT) does not exist a municipal instrument that provides information on high-risk localities. This study evaluated landslide risk in 220 localities located in three municipalities of the Sierra Otomí-Tepehua region (SOT) using information from the 2020 national census. A geospatial analysis was built in localities with landslide risk, further social vulnerability was evaluated in 33 localities located on hillsides, and the Social Vulnerability Index of Housing (IVSV) was determined. 109 localities with a high and very high level of social vulnerability were identified due to the physical condition of the dwellings located in areas with landslide risk. Finally, risk map of landslides was developed through multi-criteria analysis to focus on mitigate and prevent disasters in the most vulnerable localities of the SOT.

# Vulnerabilidad y riesgo medioambiental en la Sierra de Otomí Tepehua (Hidalgo, México): implicaciones en ámbito indígena-rural

**RESUMEN.** Los eventos geomorfológicos e hidrometeorológicos extremos provocan deslizamientos en comunidades vulnerables y marginadas, donde el riesgo y los efectos de un desastre natural reducen la capacidad de respuesta ante las adversidades ambientales. En el estado de Hidalgo (México) existen peligros como inestabilidad de laderas y procesos de erosión masiva de suelo, pero en algunos municipios de la Sierra Otomí-Tepehua (SOT) no existe un instrumento municipal que brinde información sobre puntos de alto riesgo. Este estudio evaluó el riesgo de deslizamientos en 220 localidades ubicadas en tres municipios de la Sierra Otomí-Tepehua (SOT) utilizando información del censo nacional 2020. Se construyó un análisis geoespacial en localidades con riesgo de deslizamientos, se evaluó adicionalmente la vulnerabilidad social en 33 localidades ubicadas en laderas y se determinó el Índice de Vulnerabilidad Social de la Vivienda (IVSV). Se identificaron 109 localidades con alto y muy alto nivel de vulnerabilidad social por la condición física de las viviendas ubicadas en zonas con riesgo de deslizamientos. Finalmente, se elaboró un mapa de riesgo de deslizamientos a través de un análisis multicriterio para mitigar y prevenir desastres en las localidades más vulnerables del SOT.

Key words: social vulnerability, risk, slope movements, landslide susceptibility, spatial analysis.

**Palabras clave:** vulnerabilidad social, riesgo, movimientos de ladera; susceptibilidad de deslizamientos, análisis espacial.

Received: 13 March 2022 Accepted: 5 September 2022

**\*Corresponding author:** Patricia C. Medina-Pérez, El Colegio del Estado de Hidalgo Parque Científico y Tecnológico del Estado de Hidalgo, C.P. 42162, Ex Hacienda de la Concepción. San Agustín Tlaxiaca, Hidalgo (México). E-mail: pmedina@elcolegiodehidalgo.edu.mx

### 1. Introduction

Extreme events disrupt the occurrence of natural phenomena; whether geological, atmospheric or a combination of both. The people who live on hillslopes that are susceptible to landslides would be affected since they do not have adequate housing safety (Cunha *et al.*, 2006) and are unaware of the potential danger they are in. Extreme events, in cases of mass removal processes, can increase vulnerability, especially in the poorest communities. Therefore, technology implementation is required as well as a new approach in line with the Sustainable Development Goals (SDG), for a country undergoing transformation seeking equitable and sustainable development, economic and social losses caused by natural phenomena are an unacceptable condition.

Information is an essential tool for decision-making and to develop public to benefit all social groups. Consequently, it is imperative to generate information considering social phenomena related to landslide risks and to identify priority issues that must be tackled to combat lags and reduce inequalities (Rodríguez, 2001). Measuring risk resulting from natural disasters is valid in developing countries; for example, in Mexico, aspects that go beyond the environment are revealed and involve factors such as resource management and their application in these categories (Merlinski, 2006).

The concept of vulnerability focuses mainly on the effects that a disaster can have on specific human groups (Cunha *et al.*, 2006) due to the inability to anticipate, survive or recover from environmental impacts (Kaztman, 2000). Vulnerability considers disasters as socio-natural phenomena related to environmental risks (Aledo and Sulaiman, 2015), where the pressures and the risk of being exposed to natural disasters can reduce the capacity to respond to environmental adversities (Gómez, 2001; Rodríguez, 2000); therefore, the risk includes the vulnerability of the population and the territory (Aledo and Sulaiman, 2015).

Current research work is based on the concept of vulnerability, which focuses mainly on the effects a disaster can have on specific human groups (Cunha *et al.*, 2006); the pressures said groups are subjects to the risk of being exposed to these effects and the factors that may reduce their responsiveness to environmental adversities (Gómez, 2001; Rodríguez, 2000). Vulnerability considers disasters as socio-natural phenomena in relation to environmental risks, in which historical factors come into play and that their effects, given their differences, are unevenly distributed among the population (Aledo and Sulaiman, 2015). Vulnerability is defined as a person's or a group of people's inability to anticipate, survive or recover from environmental impacts (Kaztman, 2000). Therefore, the risk includes the populations and the territory vulnerability (Aledo and Sulaiman, 2015).

According to Kaztman (2000), vulnerability focuses on the disparity in accessing the opportunities offered by the market, the State, society and household assets to capitalize on such opportunities to the maximum. As a consequence, the idea that families will have little or no access to better conditions has been associated (Pizarro, 2001), due to the inability of the weakest groups to face the adverse impacts, although this impotence is not necessarily associated with the poverty but to the

little or null availability of assets (Kaztman *et al.*, 1999). For this reason, Cunha *et al.* (2006) relates vulnerability to the idea of risks or dangers that affect populations in conditions of impoverishment, with gender inequality, changes in family structures, family arrangements or in environmental aspects; although certain behaviors or environmental characteristics can also generate risks and infer vulnerability (Rodríguez, 2001).

The risk arises when human beings recognize their susceptibility to environmental changes, which give rise to new inequalities, causing systemic and often irreversible damage. (Beck, 1998). Inequalities in social wealth are subject to distribution and the impoverished sectors tend to lack access to consumer goods, income, educational opportunities, land ownership, among others. According to Kron (2013) and Marandola and Hogan (2006), the risk is the product of the danger due to the occurrence of a harmful event and the subjects are exposed due to the unequal distribution of resources linked to political decisions (Foshiatti, 2009).

For Hogan and Marandola (2005), a hazard is an event that can cause harm, while the risk is the probability of exposure to this hazard. In this way, a disaster is the occurrence of a hazard that exceeds the response capacity of the community and vulnerability represents the response capacity of an individual or a social group to respond to a threat, in addition to the social, economic and geographical that it has. To analyze these factors, new interactions have been incorporated that were not included in poverty measurement studies, but which are added to the core of the social problem, which allows a better understanding of social phenomena (Rodríguez, 2000).

There is a social component in all vulnerability processes. The study of social inequalities is based on the fact that social segments have different life opportunities, marginality, dependency, exclusion and segregation (Hogan and Marandola, 2005) that explain how to resist poverty (Moser, 1998) based on the tangible or intangible resources that are available (Kaztman *et al.*, 1999).

Environmental risks increase the social vulnerability of a person, natural hazards such as landslides, storms or floods increase the risks associated with degradation, pollution and health risks. Emphasis is usually placed on the causes of these risks; however, if the impacts on the population are highlighted, then community vulnerability will become the main determinant of these damages (Foschiatti, 2009). Therefore, it is necessary to create Geographic Information Systems (GIS) to contrast sociodemographic and environmental variables in vulnerable localities.

The Sierra Otomí-Tepehua (SOT) is located in the Sierra Madre Oriental, adjacent to the Sierra Norte de Puebla and the mountainsides of the Huastecas and Veracruz (Fig. 1 and 3) and comprises three municipalities: Tenango de Doria, San Bartolo and Huehuetla. The vegetation is abundant; however, the excessive illegal logging has caused a significant loss of forest cover and increased erosion, due to changes in land use for agricultural purposes (INEGI, 2020a).

There are dangers due slope instability and mass removal of soil processes; however, there is no municipal instrument that provides information on the high-risk towns. The social characteristics of its population highlight the risk and vulnerability conditions (Gómez, 2001). 82% of its population is categorized as high and very high marginalization levels (Rodríguez, 2000), with a significant percentage of the population speaking an indigenous language (Feres and Mancero, 2001). There are social deprivations and unmet basic needs (Aledo and Sulaiman, 2015) too, such as access to services such as drainage, electricity and tap water (Feres and Mancero, 2001).

This work aims to determine social vulnerability by measuring factors such as exposure to environmental risk and aspects of social vulnerability (physical characteristics of housing and access to services) to face geomorphological phenomena. The three municipalities that make up the Sierra Otomí-Tepehua are analyzed: Tenango, San Bartolo and Huehuetla. Given its location and geographical conditions, the risk of landslides due to slope instability, mass removal and housing vulnerability are emphasized, considering the social and physical characteristics of the houses that are at environmental risk.

## 2. Materials and Methods

## 2.1 Study Area

The state of Hidalgo is located in central Mexico (19°35′52′ and 21°25′00′ N and 97°57′27′ and 99° 35′ 52′ W) (Fig. 1). It has a land area of 20,821.4 km<sup>2</sup> divided into 84 municipalities (INEGI, 2020a).



Figure 1. Location of Otomi Tepehua Sierra. Belongs to the Sierra Madre physiographic province Oriental, is characterized by being a region of steep mountains and valleys between mount us.
It borders San Luis Potosí to the north, Veracruz to the east and northeast, to the east, Puebla to the southeast; Tlaxcala to the south and Querétaro to the west (INEGI, 1992). There are three geological districts made up of the Sierra Madre Oriental, the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Coastal Plain of the Gulf of Mexico (Fig. 2). The Sierra Madre Oriental extends parallel to the coast of the Gulf of Mexico, starting from the northeast of the state of Hidalgo to the municipalities of Huehuetla and Tenango de Doria, where it borders the state of Puebla (Cervantes-Zamora et al., 1990). The terrain is characterized by rugged landscapes where mountain ranges with highlands, rolling hills, plateaus, canyons, plains and intermontane valleys, and soil composed of sedimentary rocks (INEGI, 1992).



Figure 2. Geology in Otomi Tepehua Sierra. Map in which it is observed through the digital elevation model, the areas susceptible to danger due to gravitational processes.

In the Sierra Madre Oriental, there are mainly mountain ranges of volcanic origin with acid soils, coniferous forests, oak and mixed vegetation are located to the northwest of the state of Hidalgo, to the north and northeast is the ecoregion of rolling hills with evergreen forest (INEGI, 2000). This work is limited to analyzing the three municipalities comprising the SOT: Tenango, San Bartolo and Huehuetla; given their location and geographical conditions (Fig. 2).

# 2.2. Geographical Data

The orography is linked to the volcanic processes and the climatic changes, which led to the diversification of the genera *Pinus* and *Quercus* (Challenger and Soberón, 2008). In the Sierra Otomí-Tepehua (SOT), the ecoregions of the Veracruz Rainforest (Huehuetla and San Bartolo Tutotepec) and the Veracruz Montane Forest (Tenango de Doria and San Bartolo) prevail, where coniferous and oak forests, rolling hills covered in rainforest, rolling hills and mountains covered in pine, oak and mixed forest abound (INEGI, 2000; Challenger and Soberón, 2008). The types of soil in the region are umbrisol (56.95%), luvisol (36.2%), leptosol (4.32%) and phaeozem (2.33%) (INEGI, 2009).

The Sierra Madre Oriental also has sub-regions with less steep mountains and with fewer peaks, with slightly eroded soil. There are hills, intramountain plains and some deep ravines (Figs 3 y 4). The orographic conditions influence the distribution of rainfall and temperature, which has formed three climatic zones: the warm zone located in the Huasteca or Carso Huasteco region, the temperate zone in the mountainous region and the cold zone in the valley. The warm and temperate zones are rainy and cold zone is dry (García, 1987). The dry and semi-dry (39%), subhumid temperate (33%) and warm humid (16%) microclimates have been characterized; the annual average state temperature is  $16^{\circ}$  C, the minimum temperature is around 4  $^{\circ}$  C (January) and the average maximum is 27  $^{\circ}$  C (April-May). The rainy season is in summer from June to September, with an average annual rainfall of 800 mm (INEGI, 2020a). Warm and semi-warm climates, due to proximity to the coast, are characterized by abundant rainfall, humid winds and tropical cyclones, high temperatures and frequent rainfall, as a result of the orographic effect developed on the eastern slopes of the highlands; meanwhile, temperate climates have variable rainfall and temperature caused by the alternation of altitude between the plains, valleys and mountain slopes comprising the Sierra Madre Oriental and the Neovolcanic axis (INEGI, 1992).

There are three bioclimatic regions in the SOT. The semi-cold region is located in the upper part of the highland, comprising coniferous forests, with an annual average temperature of 15.9  $^{\circ}$  C and an annual rainfall of 1,812.9 mm. The temperate region with cloud forest reaches an annual average temperature of 18.8  $^{\circ}$  C and an annual rainfall of 3,129.5 mm. The temperate forest region has an annual mean temperature of 20.7  $^{\circ}$  C with 1,891.1 mm of rain. In the hot-humid region, the primary vegetation is made up of forest, with average annual temperature is 24  $^{\circ}$  C and rainfall of 1,478 mm annually (García and González, 2014).

Climate change projections for the state of Hidalgo showed moderate changes in rainfall for the SOT. By the year 2050 a temperature increases greater than 2 °C was predicted with more extreme rainfall events in the region (Otazo-Sánchez *et al.*, 2013). Droughts, overflows (flooding) and landslides or change the seasonal rain events have been observed in the last 5 consecutive years.

The RH-27/Tuxpan-Nautla hydrological region covers 5.05% of the state of Hidalgo and encompasses part of the SOT. The basins of this hydrological region are the Tecolutla (0.4%), Cazones (1.05%) and Tuxpan (3.6%) rivers. The latter flows into the Huehuetla or Pantepec river (INEGI, 2016). Due to its topographic characteristics, there are no water storage works (Otazo-Sánchez *et al.*, 2013).



Figure 3. Otomi-Tepehua context. Chevron type folds near San Bartolo Tutotepec. It is appreciated that the slopes are abrupt, which represents a high risk of landslides and rock falls for the communities that they live along the banks of the Pantepec River.



Figure 4. Otomi-Tepehua context. View of the community of San Clemente, which is located at the bottom of the Pantepec River valley.

# 2.3 Socio-demographic data

There are 3,082,841 inhabitants in the state of Hidalgo; 58,048 of which live in the SOT, distributed among the municipalities of Huehuetla (22,846), San Bartolo Tutotepec (17,699) and Tenango de Doria (17,503). The ethno-cultural diversity is made up of 362,629 people over 3 years of age who speak the original Nahuatl language (234,450 people), Otomí (120,492), Tepehua (1,656) and 891 people who speak Totonaco (INEGI, 2020b). There are 4,514 rural and 176 urban towns. 57% of the population living in urban areas and 43% in rural towns. 41.8% of homes are built with partition walls, brick, block, stone, quarry and cement (95.7%); they have a solid floor (64.3%) and some have earthen floors. The roofs are made of concrete (84.3%), galvanized sheet or corrugated cardboard.

# 2.4 Poverty and environmental risk in the SOT

The geomorphological characteristics in the SOT make the region prone to landslides and debris flows on its hill slopes due to their sharp relief, steep slopes, among other geographical characteristics. These characteristics were determined by the climate, type of soil and vegetation. This statement explains the spatial delimitation of this work, the SOT, which is on the basis of the existence of human relationships in the territory defined by geographical and social similarities.

The SOT is part of the Sierra Madre Oriental. Its population, according to INEGI (2020b), is dispersed throughout 271 towns. Ninety percent of these towns are rural with less than 500 inhabitants, while 1% of have more than 2,500 inhabitants. The SOT is prone to landslides and rock flows due to slopes with sharp declines, the occurrence of heavy rains, hill slopes composed of rocks with little mechanical stability, as well as human activity, mainly deforestation and farming. Small landslides and debris flows occur continuously along the drainage systems (Pantepec River Basin). This type of landslide can generate between one hundred and one thousand cubic meters of debris, creating a potentially risky situation for the inhabitants of the towns and their assets (Fig. 5).



Figure 5. Poverty and environment risk. Precarious housing in the municipality of Huehuetla, Hidalgo, Mexico.

Socio-demographic conditions also contribute to increasing vulnerability in these geographic conditions. According to CONEVAL (2020) and CONAPO (2020), poverty is prevalent in SOT: 83% of the inhabitants of Huehuetla, 73% of the inhabitants of San Bartolo and 70.4% of the inhabitants of Tenango de Doria. Access to urban facilities is limited: 91% of the population in the municipality of San Bartolo Tutotepec lack of health care access; 41% lack proper and spacious homes and 72% of the population have limited access to basic services, these data are shown in Table 1.

Municipality	Homes	Homes no electricity	Homes with no tap water	Homes with dirty floor	Homes with no sewer service	VPH no basic services	Towns with very high degree of marginalization
Huehuetla	6209	190	1408	594	908	1899	39
%	39.55	36.33	69.88	34.10	43.80	55.58	32.77
San Bartolo	4920	253	510	899	827	1156	77
%	31.34	48.37	25.31	51.61	39.89	33.83	64.71
Tenango	4571	80	97	249	338	362	3
%	29.11	15.30	4.81	14.29	16.30	10.59	2.52
SOT	15700	523	2015	1742	2073	3417	119

Table 1. Sociodemographic conditions for towns in the municipalities of the SOT by homes and towns (n=220).

Source: Prepared with data from INEGI (2020c) and CONEVAL (2020)

Another important factor is the concentration of the indigenous language-speaking population (39%) in the study area and more than 14 % at the state level. The three municipalities studied have a significant indigenous language-speaking population at the municipal level: Huehuetla, 47 %; San Bartolo, 28 % and Tenango de Doria, 25 %.

## 2.5 Risk evaluation and analysis methodology

Landslide risk assessments are complex tasks which involve geographic data of large areas of surface such as: land use, road network, human settlements, topography, temporal data, wind speed and patterns and variation in population density. Such data can come from diverse sources (El Morjani *et al.*, 2007; Biass *et al.*, 2013). The main limitations of the application of geo-informatics are: (1) the high demand and cost of data, (2) the need for multivariate / multi-format analysis, (3) the need for frequent updates of said data, and (4) databases and parameters relevant to the assessment of social vulnerability are difficult to map (Ebert *et al.*, 2009). For these reasons, this study GIS analysis combines a free, easily accessible and open data set that can be combined with more detailed and accurate data, if it is available. Hazard assessments were achieved by applying GIS tools given their ability to enter, manage, manipulate, analyze and process georeferenced data (Aronoff, 1989).

Therefore, the first step was the creation of a GIS database in order to collect relevant thematic data. It was directly related to the problem of the study area and the budget restrictions. The open data sets used in this study are described below; the main source of socio-economic data is the 2020 Population and Housing Census (INEGI, 2020c). The roads data have been obtained from the OneStreetMap database (OpenStreetMap Contributors, 2015). The localities are georeferenced data come from the 2020 Population and Housing Census (INEGI, 2020c). One of the attributes of the shapefile is the total population by locality. In addition, this information was complemented with vector data from the vector data set on land use and flora from Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). INEGI's data provided the location, distribution and extension of different plant communities and agricultural uses with their respective variants in flora, agricultural uses, and relevant ecological

information. Additionally, the vector data of agricultural areas came from the National Agrarian Registry (RAN).

# 2.6 Social Vulnerability Index

Measure vulnerability is essential for reducing disaster risk and requires an ability to identify the complexity of this concept to reduce the potentially gatherable data to a set of important indicators that facilitate the estimation of vulnerability (Birkman, 2006). Some approaches for measuring social vulnerability, define indicators by the spatial level, function, data basis, level of aggregation. Cutter *et al.*, (2003) use the hazards-of-place: those characteristics of communities and the built environment, such as the level of urbanization, growth rates, and economic vitality that contribute to the social vulnerability of places. Model of vulnerability examines the components of social vulnerability; include the individual characteristics of people like age, race, health, income, type of dwelling unit and employment.

Dwyer *et al.* (2004) is focusing on investigating aspects of social vulnerability and not hazard. Two indicators relating to hazard have been included in order to provide a context for investigating vulnerability. The indicator includes variables following a socio-economic criterion to establish the vulnerability of a person within a household to natural hazard impacts: age, income, residence type, tenure, employment, household type, disability, house insurance, health insurance debt and savings, car, gender, injuries and residence damage. In addition, Aroca-Jiménez et al. (2017) raises the need to build a comprehensive indicator which requires an understanding of a social component of risk. This approach has been based on calculating composite indices from sociodemographic and economic characteristics, which considers exposure, sensitivity and resilience. After a minacious selection process, the variables were classified in eight thematic information blocks: population, dependency, education, employment situation, healthcare services, development and infrastructures, buildings y collective vulnerability.

In Hernández and Ruiz (2016), population and housing data variables were used, such as the population under 14 years of age and without education, the population with incomes of less than one minimum wage, housing without basic services, and the population with disabilities or without free medical care.

In addition, Rodríguez (2000), include three dimensions to measure the social vulnerability: 1) Habitat, which is related to the physical state of the house, such as floor materials, number of rooms and services such as electricity, sewer system, water and access to goods and technologies; 2) Human capital, considering individuals over the age 15 with no schooling; 3) In the economic scope (dimension), the occupation status is considered and in the social protection scope (dimension), the population that has no health care access is included. With information from the 2020 Population and Housing Census (INEGI, 2020c), the principal component analysis technique is used to create the social vulnerability index (SVI) separated by town and how it affects the territory with Geographic Information Systems.

Based on existing literature, the variables considered for constructing the SVI are shown below for town in the municipalities of the SOT (Table 2).

The Principal Component Analysis (PCA) measures the proximity between observations and grouping them into clusters according to their characteristics (Alaminos *et al.*, 2015). The objective of the PCA is to reduce the variables in a synthetic indicator that reveals the social vulnerability conditions based on the variables included in the index and the dimensions considered; for SOT locations.

With information from the 2020 Census, a social vulnerability indicator was constructed, which is classified into 5 vulnerability levels using the *natural breaks method*. The classifications were: very high, high, moderate, low and very low. Geographic Information Systems were used to show the SVI values and their behavior in the territory. Once the existing social vulnerability levels have been

identified, an analysis of susceptibility to slope movements is performed to identify the towns that were most exposed to disaster risk.

Variable	Indicator
p_unemp	Unemployed population
p_nohealt	Population with no health care access <sup>1</sup>
p15nosch	Population aged 15 years and over with no school
phdf	Private homes with dirt floors
phob	One-bedroom private homes
phnoel	Private homes with no electricity
phnowin	Private homes with no water indoors
phnosew	Private homes with no sewer system
phnoinctec	Private homes without information and communication technologies
phnoas	Private homes with no assets
aver-liv	Average number of people living in the home
depdem	Population aged 0-14 and more than 60 years old
p_female	Female population
density	Percentage of population

Table 2. Variables used for social vulnerability models for towns in the municipalities of the SOT (n=220).

<sup>1</sup> Source: Prepared with data from INEGI (2020c)

## 2.7 Analysis of the factors influencing the susceptibility to slope movements.

The research process was carried out at three main levels of analysis to evaluate the susceptibility to landslides. In the first instance, a literature review was carried out and the relief mapping was made by processing the digital map with contour lines every 20 meters, with field work. A digital terrain elevation model was developed, obtained by using the Digital Topographic Map from the National Institute of Statistics, Geography and Informatics (INEGI).

The Digital Elevation Models (DEM) are a representation of the surface that is a raster object which combines geospatial information with elevation values. The DEMs were created with the Delaunay triangulation method (Legrá-Lobaina et al., 2014) using TIN (Triangle Irregular Network) by triangulating a set of vertices (points) related to contour lines. Subsequently, a slope raster was created, heuristically reclassifying it to obtain the degrees of inclination of the terrain at different points in the SOT.

The objective of risk assessment and risk mapping is to represent variations in the spatial intensity of both hazard and vulnerability. Thematic risk maps are necessary tools in order to develop more adequate public policies for land use planning. In addition to taking appropriate measures in the event of an emergency (Lirer and Vitelli, 1998). According to the United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNDRO), risk can be defined as the expected number of lives lost, people injured, property damaged and economic activity interrupted due to a particular natural phenomenon (Torrieri, 2002).

Based on the selection of the determining factors that cause gravitational movement, weights or weightings are assigned based on their relative influence on instability. Subsequently, the relative weight of each factor with respect to the others was determined, using the multi-criteria analytic hierarchy process method by Saaty (1980). With this method, a square matrix is first created, in which the number of rows and columns is defined, in this case by the number of instability factors. Each element of the matrix is assigned a weight, which is a value that represents the relative importance of the factor in its row with respect to factor in its column in terms of possible instability. The factors and / or variables that were considered to determine the susceptibility to mass movements were land use and vegetation, type of slope, geology (type of rock) and edaphology. An important aspect of the method used is the

generation of condensed and systematic information on landforms and associated environmental phenomena, all reinforced and verified by field work. The data generated integrated with GIS was useful for the preparation of the hazard map with great precision.

Matrix was built with the variables slope, geology, geomorphology and land uses and vegetation that were compared and weighed. Subsequently, the multi-criteria evaluation was continued, which is applied if the criteria have different relevance to the proposed evaluation, and is based on the analysis, discussion and hierarchy of alternatives in order to generate solutions to territorial problems, dangerousness and vulnerability. To evaluate the processes of landslide risk, a decision rule was chosen and structured to integrate the criteria which was established from this objective (in this case four), and the selection alternatives that were represented by the spatial objects (pixels) contained in the thematic layers (digital maps). Each of the criteria constitutes a thematic map of the GIS database, so at this stage it is understood that for the entire evaluation it is crucial to define and make the selection of criteria in an appropriate way.

The multicriteria analysis based its operation on integrating all the variables in a matrix, called decision or evaluation, where the main column contains the criteria, the main row, the alternatives, and inside the matrix are the scores obtained from the criteria. These scores represented the value, level of preference, degree of attraction or significance that each alternative has obtained for each criterion. Thus, in the matrix, quantitative values were assigned to the corresponding categories or classifications of the criteria, since generally in the printed maps or in the consulted bibliographic sources they were dimensioned in nominal or qualitative scale, so they were converted to a common range or quotient scale (Table 3).

				Geology			Slope			Land Use and Vegetation				Geomorphology			
Geology 1		1			-		-				-						
	Sl	ope			7			1		-			-				
	Land Use and Vegetation			5		2			1			-					
(	Geomo	rpholo	ogy		9			3		1/4		1					
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
	1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	Extre	emly	Stro	ngly	Mode	rately	Slig	ghty	Equal	Slig	ghty	Mode	erately	Stro	ngly	Extre	emly

Table 3. Factor comparison matrix to determine landslide susceptibility.

This assessment or interpretation allowed, using the GIS, that the cartographic and thematic information of the criteria for each of the alternatives (pixels), was subjected to a series of operations of classification, overlapping, interpolation, calculation of distance or proximity in order to represent the different classes or values of hazards. The alternatives were reclassified into values from lower to higher according to the managed score scale (1=lowest risk, 5=highest risk). Once the evaluation matrix and the thematic maps were established, the relative importance of the criteria was established, because not all of them have the same influence or preference intensity as the type of evaluation projected, and assigned a specific weight or weighting.

This assignment was based on the previous references, views and experience of the specialists (researchers and decision makers), the consultation and opinion poll with experts on the subject, in the

literature consulted, for all of which the characteristics of the study area were taken into account. There are different approaches to establish the weights of the criteria, among which one of the most widespread in studies of the territory and in the GIS environment is the one known as "analytical process through hierarchies" which was developed by Saaty (1980).

The scale of measurement established for the allocation of weights is a numerical scale of 17 values or hierarchies, ranging from a minimum value of 1/9 (the least important) to 9 (the most important); in the diagonal of the matrix only values of 1 were assigned, which denotes equality with itself in the comparison of each criterion. Similarly, if two factors had the same importance, they gave a value of 1. GIS has a module that allows to perform the automated matrix summation procedure (and consequently maps), by superimposing and multiplying each map by a constant (weight of criteria), producing a new map, in this case the landslide risk map.

# 3. Results

There are social vulnerability and poverty conditions in the towns of the municipalities comprising the SOT. There is a significant lag in the supply of basic services that can be explained by the geographical conditions, which physically and socially isolates the SOT and highlights inequalities in relation to other regions of Hidalgo.

## 3.1. Social vulnerability index

#### 3.1.1. SVI construction

To construct the SVI, the dimensions were considered on the basis of assets: physical, social and human. According to the analysis carried out, the variables associated with physical and infrastructure conditions play a significant role in explaining social vulnerability in SOT towns. Such characteristics are grouped in the first component, with a data variability greater than 60%. The physical characteristics of homes, such as infrastructure conditions, dirt floors, access to electricity, overcrowding and access to technology and goods, make up the first component, called the Social Vulnerability Index for Housing Infrastructure (SIVH), which corresponds to the physical capital dimension mentioned above.

## 3.1.2. SVIH

The towns with high rates of social vulnerability are mainly located to the south of the municipality of San Bartolo, to the north of municipalities of Tenango de Doria and Huehuetla (Fig. 6). The towns identified with high levels of social vulnerability are mainly located in the municipality of San Bartolo, which is classified as having a high degree of marginalization and is characterized like the other municipalities of the SOT for having lag in the coverage of basic services.

More than 50% of the towns comprising the municipalities of the SOT are grouped in very high and high social vulnerability. Of the towns that are in very high and high vulnerability, 76 and 50% are in the municipality of San Bartolo, respectively. While 25 and 20% of the very high and high vulnerability towns are in the municipality of Huehuetla. Table 4, seen below, shows the towns with landslide susceptibility and some degree of vulnerability, by municipality. When comparing social vulnerability index data with landslide risk in the SOT, it can be observed that the towns with higher levels of social vulnerability are also at greater risk of disaster due to landslides. Such is the case for El Popotillo, Rincón del Cerro Macho, El Candeje, El Piñal, Cerro de Buena Vista, Xuchitlán, Juntas del Río, El Rincón and La Flor de Santiago (Fig. 6).

In the case of towns with a high degree of vulnerability, the following are noteworthy: Río Chiquito, La Segunda Ranchería, La Cruz, El Zenthe, Pie del Cerro, Cerro Verde and Vista Hermosa.



Figure 6. Spatial distribution of the social vulnerability index for housing in the SOT towns (2020).

Municipality	Town name	INEGI Code	Population	SVIH	Risk
Huehuetla	La Cruz	130270077	210	High	Medium
Huehuetla	El plan del Recreo	130270030	156	Moderate	Medium
Huehuetla	La Cañada	130270120	23	Moderate	Medium
Huehuetla	El Palote	130270110	6	-	Medium
Huehuetla	Cerro del Caballo	130270092	12	-	Medium
Huehuetla	Milpa Redonda	130270084	31	Moderate	Medium
Huehuetla	Vista Hermosa	130270046	6	High	Medium
San Bartolo	Rincón del Cerro Macho	130530083	31	Moderate	High
San Bartolo	Cueva Ahumada	130530020	27	Very high	Medium
San Bartolo	La Flor de Santiago	130530099	48	Very high	Medium
San Bartolo	El Rincón	130530106	18	Very high	Medium
San Bartolo	El Candeje	130530011	88	High	Medium
San Bartolo	Río Chiquito	130530065	152	High	Medium
San Bartolo	La Segunda Ranchería	130530109	91	Very high	Medium
San Bartolo	Juntas del Río	130530066	71	Very high	Medium
San Bartolo	Xuchitlán	130530091	439		Medium
San Bartolo	Monte Grande	130530041	36	Very high	Medium
San Bartolo	El Popotillo Grande	130530061	83	High	Medium
San Bartolo	Pie del Cerro	130530057	31	High	Medium
San Bartolo	Cerro Verde	130530017	200	High	High
San Bartolo	Arroyo Seco	130530094	5	Very high	High
San Bartolo	Cerro Buena Vista	130530014	82	High	Medium
San Bartolo	El Zenthe	130530092	140	Very high	Very high
San Bartolo	El Piñal	130530147	89	Moderate	Medium
San Bartolo	La Soledad	130530076	1	Very high	Medium
Tenango de Doria	El Madhó	130600050	57	Moderate	Medium
Tenango de Doria	El Desdaví	130600011	181	Low	Medium
Tenango de Doria	La Concepción	130600008	13	-	Medium
Tenango de Doria	Piedras Negras	130600066	38	Moderate	High
Tenango de Doria	La Palizada	130600058	162	Moderate	Medium
Tenango de Doria	El Xindhó	130600054	127	Moderate	Medium
Tenango de Doria	El Juanthé	130600059	17	-	Medium
Tenango de Doria	Cerro Grande	130600045	17	Moderate	Medium <sup>1</sup>

Table 4. Factor comparison matrix to determine landslide susceptibility.

<sup>1</sup> Source: Prepared by authors with information from INEGI (2020c). The aforementioned towns are highlighted.

## 3.2. Cartography

In order to apply the method, the factors that can contribute to hillside landslides were defined. For the analysis of variables, a weight was assigned based on the literature, the experience of the researchers and the field work. In the preparation of the risk map, it was decided to use intervals of 1 to 5, assigning the value of 1 to the lowest risk and 5 to the highest risk (Table 5). We compared the five variables related to the help of a scale or continuous appreciation table (Table 3), which indicates the relative importance of the first variable with respect to the second, this with the third and so on, and allows to form a simultaneous comparison matrix by pairs. The scale varies from 1/9 indicating an extremely low importance of the first variable with respect to the second, to 9 in case the first variable is extremely more important than the other variable. The sliding risk matrix was developed considering 4 variables (geology, slope, land use and vegetation and geomorphology). It was established that geology was 9 times more important than land use and 3 times more than slope, 5 times more than land use; the slope is twice as important than land use and 3 times more important than geomorphology.

GridCode (pixel) for design risk level	Geology	Slope	Land Use and Vegetation	Geomorphology
1 (Very low)	Basalts	<1°	Seasonal agricultura, evergreen forest, meshophyll forest	Alluvial plain
2 (low)	Limestone	$1-5^{\circ}$	Cultivated grassland, pine forest	Plateau
3 (medium)	Ash deposits	15-25°	Secondary vegetation	-
4 (high)	Sandstone	25-45°	-	Hills
5 (very high)	Colluvual deposits, shale	>45°	-	Steep mountain

 Table 5. Values used to reclassify map contents, which were later used to build the final map through multivariate analysis.

The slope is a very important factor in the evaluation for the susceptibility analysis of gravitational movements. To carry out the susceptibility analysis, five slope ranges or degrees were considered: very slow slope ( $<1^\circ$ ), slow slopes (1 to 5°), moderate slopes (5 to 15°), steep slopes (15 to 25°), and the latter corresponds to very steep slopes (25 to 45°) and extremely steep slopes (>45°). Additionally, in terms of susceptibility, mass removal processes, landslides, rockfall, and water and wind erosion mostly occur on very steep and steep slopes.

The geological map (Fig. 7) was prepared with the lithological database from the GeoInfomex system of the Mexican Geological Service (SGM). The determination of lithology susceptibility is extremely complex and is defined based on the grouping of different types of rocks in geological formations, which influence their geo-mechanical properties (discontinuities) and resistance (weathering). The type of material, dominant material, structures or discontinuities in the municipal territory were reclassified (the description of the rock massifs was also considered). The geomorphology map was reclassified using the geomorphological units reported by INEGI, the mountain ranges had the highest susceptibility to gravitational processes.

The specialized mapping made will be used to show the risk due to slope instability and mass removal, linked to social vulnerability due to poor housing conditions of the population in the SOT towns. As a result of the analysis and the field work carried out, maps were made that made it possible to form the Factor Comparison Matrix to determine the susceptibility to landslides. The variables that determined the susceptibility to massive movements of slopes such as land use and vegetation, type of slope and geology, are shown in the generated cartography.

Regarding land use and vegetation, based on the soil cover, it was determined that deforested areas, areas with no visible vegetation, pastures (grasslands) and rainfed agriculture are the most

susceptible to gravitational processes, while oak forests and pine and coniferous forests are the least susceptible.

Condensed information was obtained on geographical features and environmental phenomena that allowed the elaboration of maps showing the risk of slope instability and mass removal. The above constitutes an additional contribution of the present work since it does not exist for the SOT. A very useful supplementary tool for this research was the Geographic Information Systems, which, facilitated geomorphological analysis and provided precise and concrete data on geomorphological processes and the phenomena associated with them, as is the case with landslides (Fig. 7).



Figure 7. Landslide hazard in Otomi Tepehua Sierra. Map showing the most vulnerable areas to suffer a landslide impact in the municipalities of the study area.

Based on the analysis of the topographic and geological mapping, and the digital elevation models of the terrain, zones susceptible to danger due to gravitational processes were determined. Geomorphological mapping shows the landforms, combining structural factors, lithology, tectonics and weathering of the rocks to ex-plain how the landforms and their chronological sequence happened.

For this study, four morphometric maps were prepared, which show the physical characteristics of the relief and its geomorphometry. The slope map shows the different altitudinal declines of the basin. A topoform system map showing the types of shapes in the relief, which is a geological map that shows the lithological varieties of the region as well as one of land use and vegetation, where the regional soil usage is shown (Figs. 8 and 9, respectively).



Figure 8. Slope risk in Otomi Tepehua Sierra. Map showing the altitudinal declines of the basin of the study area.



Figure 9. Geomorphology of Otomi Tepehua Sierra. Map showing the relieve varieties of the study area.

## 4. Discussion

In Mexico every year phenomena of geological origin take place, their effects are appreciated in the population, the infrastructure and in the territories where they occur (CENAPRED, 2019).

Conditions such as the climate, the type of soil and the local vegetation, increase landslide hazard for houses built on land comprising rocks with little mechanical stability. The land has also been deteriorated due to human activity like deforestation and change of land use to agriculture. The

landslides that occur along Pantepec River basin drainage system can produce large volumes of debris, up to a thousand cubic meters, which can potentially pose a risk to the inhabitants of the SOT towns and their homes. Climate change projections for the state of Hidalgo show increased rainfall in recent years in the SOT, which could gradually cause droughts, overflows and landslides or change seasonal rain events.

Physical conditions, among other social variables, increase vulnerability under such geographic conditions. Variables associated with physical and infrastructure conditions played a significant role in explaining social vulnerability in SOT towns. Social vulnerability and risk from disasters such as landslides were relevant because they can be alternatives in the regulations for their management, with the intention of reducing inequalities and their negative effects on disadvantaged sectors. With the previous consideration, it would be achieved that the most vulnerable groups would stop suffering the consequences in the disaster processes.

In Hernández and Ruiz (2016), the conditions that reproduce social vulnerability to landslides in settlements in the state of Puebla, Mexico, are analyzed. As a result of the conjunction of a lowpressure system and a cold front, extraordinary rainfall occurred in eastern Mexico, in the entities of Hidalgo, Oaxaca and Puebla. The effects of this phenomenon were mass removal processes. The Sierra Norte de Puebla was the most affected region, due to the considerable economic damage and numerous human losses (Borja Baeza and Alcántara Ayala, 2004). The results of this analysis, which are very similar to those obtained in the SOT, were combined with a vulnerability index developed based on population and housing data, obtaining the risk map for mass removal processes for the municipality of Zacapoaxtla, Puebla, Mexico. This municipality, located in the Sierra de Puebla, like the SOT, is made up of folded sedimentary rocks covered by volcanic rocks, in which fractures and faults have been generated. Human settlements on unstable slopes, added to the socioeconomic characteristics of the population, generated risks due to slope processes.

To make a comparison, in the SOT, more than 50% of the towns comprising the municipalities of the SOT were classified as very high and high social vulnerability. Landslides caused by debris movements from the slope will mainly affect the most vulnerable population in the SOT towns where households have very limited or no access to basic services and houses are poorly constructed. It is estimated that, in the event of landslides, due to climatic issues and deforestation, the levels of social vulnerability and poverty will increase, and will impede the affected population's ability to recover from poverty. In the risk map, very high-risk areas are characterized by having the most favorable topographic, lithological and relief conditions for the occurrence of mass removal processes, in addition to a high vulnerability of the population to face difficulties due to the action of natural phenomena. Both study areas share similar geographic, geological, and human characteristics. Its population shares social, economic and demographic characteristics that allow comparisons in the results.

## **5.** Conclusions

Human settlements with fewer resources are the ones most exposed to the occurrence of sudden movements of soil and rock masses on hillsides. So, this analysis of social vulnerability and landslide risks allowed for the identification of towns with the population most likely to lose their assets to focused on public policies that should be established to reduce the adverse effects of the geomorphological onslaughts in the SOT. Comparing social vulnerability index data with landslide risk in the SOT made it evident that the towns with higher levels of social vulnerability are also at greater risk of disaster due to landslides.

The use of geographic information systems was useful in understanding the spatial dimension of the relationships between the distribution of conditions of social vulnerability due to poor access to basic services, housing infrastructure and access to goods, with their exposure to risks; to identify and understand their behavior and generate strategies to reduce inequalities and risk. The geomorphological mapping generated was an important contribution to the identification of physical characteristics such as relief, slopes, and land use and type of vegetation making it possible to also identify the regional soil usage. The above data does not exist for said municipalities despite the need for related studies in the SOT.

#### References

- Alaminos, A., Frances, F., Penalva, C., Santacreu, Ó., 2015. *Análisis multivariante para las Ciencias Sociales*. Pydlos Ediciones. Universidad de Cuenca, Ecuador.
- Aledo, A., Sulaiman, S., 2015. La incuestionabilidad del riesgo: vulnerabilidad social y riesgo sísmico en municipios turísticos. *Cuadernos de Turismo* 36, 17-37. http://doi.org/10.6018/turismo.36.230861
- Aroca-Jiménez, E., Bodoque, J., García, J., Diez-Herrero, A., 2017. Construction of an Integrated Social Vulnerability Index in urban areas prone to flash flooding. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 17, 1541-1557. https://doi.org/10.5194/nhess-17-1541-2017
- Aronoff, S., 1989. Geographic information systems: a management perspective. Geocarto International 4 (4), 58.https://doi.org/10.1080/10106048909354237
- Beck, U., 1998. La sociedad del riesgo. Hacia una nueva modernidad. Paidos, Buenos Aires.
- Biass, S., Frischknecht, C., Bonadonna, C., 2013. A fast GIS-based risk assessment for tephra fallout: The example of Cotopaxi volcano. *Natural Hazards* 65, 497-521. http://doi.org/10.1007/s11069-012-0270-x
- Birkmann, J., 2006. Measuring vulnerability to promote disaster-resilient societies: Conceptual framework and definitions. In: J. Birkmann (Ed.). *Measuring vulnerability to natural hazards. Towards disaster resilient societies*, pp. 9-55, United Nations University.
- Borja Baeza, R., Alcántara Ayala, I., 2004. Mass movement processes and associated risks in Zacapoaxtla, Puebla. Investigaciones Geográficas 53, 7-26. https://doi.org/10.14350/rig.30197
- CENAPRED (Centro Nacional de Prevención de Desastres), 2019. Impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en México. Gobierno de México. México.
- Cervantes-Zamora, Y., Cornejo-Olgín, S. L., Lucero-Márquez, R., Espinoza-Rodríguez, J. M., Miranda-Víquez, Pineda-Víquez, E., Pineda-Velázquez, A. 1990. *Provincias fisiográficas de México*. Atlas nacional de México. Instituto de Geografía, UNAM/CONABIO, México, D.F.
- Challenger, A., Soberón, J., 2008. Los ecosistemas terrestres. Capital natural de México, vol. 1. Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad CONABIO, pp. 87-108, México.
- CONAPO (Consejo Nacional de la Población), 2020. *Índice de marginación por localidad*. Consejo Nacional de Población. México.
- CONEVAL (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social), 2021. *Estadísticas de Pobreza en Hidalgo*. Medición de pobreza 2020. México.
- Cunha, J. M., Jakob, A. A., Hogan, D.J., Carmo, R.L., 2006. A vulnerabilidade social no contexto metropolitano. In *Novas Metrópoles Paulistas: população, vulnerabilidade e segregação*, pp. 143-168. Nepo, Campinas, Brasil
- Cutter, S., Boruff, B., Lynn, S., 2003. Social Vulnerability to Environmental Hazards. *Social Science Quarterly* 84 (2), 242-261. https://doi.org/10.1111/1540-6237.8402002
- Dwyer, A., Zoppou, C., Nielsen, O., Day, S., Roberts, S., 2004. *Quantifying Social Vulnerability. A methodology for identifying those at risk to natural hazards.* Geoscience Australia. Australian Government.
- Ebert, A., Kerle, N., Stein, A., 2009. Urban social vulnerability assessment with physical proxies and spatial metrics derived from air-and spaceborne imagery and GIS data. *Natural Hazards* 48 (2), 275–294. https://doi.org/10.1007/s11069-008-9264-0

- El Morjani, Z.E.A., Ebener, S., Boos, J., Ghaffar, A., Musani, A., 2007. Modelling the spatial distribution of five natural hazards in the context of the WHO/EMRO atlas of disaster risk as a step towards the reduction of the health impact related to disasters. *International Journal of Health Geographics* 6 (1), 8. http://doi.org/10.1186/1476-072X-6-8
- Feres, J., Mancero, X., 2001. El Método de las Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI) y sus aplicaciones en América Latina. Serie Estudios Estadísticos y Prospectivos 7, CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe), pp. 52, Santiago de Chile, Chile.
- Foshiatti, A., 2009. La Vulnerabilidad global. Cuestiones de terminología. En A. M. Foschiatti (ED.). *Aportes conceptuales y empíricos de la vulnerabilidad global*. Eudene, 11-40, Argentina.
- García, E., 1987. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen adaptado a las condiciones de México*. Tesis Doctoral, UNAM-México.
- García, L. E., González, R. A., 2014. Sierra Otomí-Tepehua: Arquitectura bioclimática. La ciencia y el hombre. *Revista de Divulgación Científica de la Universidad Veracruzana* 27 (3), 5-6.
- Gómez, J., 2001.*Vulnerabilidad y Medio Ambiente*. CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). Santiago de Chile, Chile.
- Hernández, B., Ruiz, N., 2016. The production of vulnerability to landslides: the risk habitus in two landslideprone neighborhoods in Teziutlán, Mexico. *Investigaciones Geográficas* 90, 7-27. http://doi.org/10.14350/rig.50663
- Hogan, D.J., Marandola, E., 2005. Toward an interdisciplinary conceptualization of vulnerability. *Population, Space and Place* 11, 455-471. https://doi.org/10.1002/psp.401
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 1992. *Síntesis Geográfica del Estado de Hidalgo*. INEGI, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2000. Provincias fisiográficas. Diccionario de datos fisiográficos vectoriales. INEGI, México
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tenango de Doria, Hidalgo. Clave geoestadística 13060. INEGI, México
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2016. Estudio de información integrada de la Cuenca Río Tuxpan. INEGI, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2020a. *Información por entidad. Hidalgo Territorio, Población y economía.* INEGI, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2020b. Censo de Población y Vivienda. Principales resultados. INEGI, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2020c. Censo de Población y Vivienda; Principales resultados por localidad ITER. INEGI, México.
- Kaztman, R., Beccaria, L., Filgueira, F., Golbert, L., Kessler, G., 1999. *Vulnerabilidad, Activos y Exclusión Social* en Argentina y Uruguay. Documento de Trabajo 107. OIT. Santiago de Chile.
- Kaztman, R., 2000. Notas sobre la medición de la vulnerabilidad social. In BID-Banco Mundial-CEPAL-IDEC, 5° Taller Regional. La medición de la pobreza: métodos y aplicaciones, pp. 275-301, Aguascalientes, Santiago de Chile.
- Kron, W., 2013. Coasts: the high-risk areas of the world. *Natural Hazards* 66, 1363-1382. https://doi.org/10.1007/s11069-012-0215-4
- Legrá-Lobaina, A., Atanes-Beatón, D.M., Guilarte-Fuentes, C., 2014. Contribución al método de interpolación lineal con triangulación de Delaunay. *Minería y Geología* 30 (2), 58-72.
- Lirer, L., Vitelli, L., 1998. Volcanic risk assessment and mapping in the Vesuvian area using GIS. *Natural Hazards*, 17 (1), 1-15. https://doi.org/10.1023/A:1007977110144

- Marandola, E., Hogan, D., 2006. Para uma conceituação interdisciplinar da vulnerabilidade. In J. da Cunha (Ed.), *Novas Metrópoles Paulistas-População, vulnerabiliade e segregação*. Unicamp Campinas, pp. 21-50, Brasil.
- Merlinski, G., 2006. Vulnerabilidad social y riesgo ambiental: ¿Un plano invisible para las políticas públicas? *Mundo Urbano*, 28.
- Moser, C., 1998. The Asset Vulnerability Framework. Reassessing Urban Poverty Reduction Strategies. *World Development*, 26 (1), 1-19 https://doi.org/10.1016/S0305-750X(97)10015-8
- OpenStreetMap contributors, 2015. Planet dump. Available at: https://planet.openstreetmap.org
- Otazo-Sánchez, E., Pavón N., Bravo-Cadena, J., 2013. *Programa Estatal de Acción ante el Cambio Climático de Hidalgo*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo–SEMARNATH. Pachuca, Hidalgo.
- Pizarro, R., 2001. La vulnerabilidad social y sus desafíos: una mirada desde América Latina. CEPAL. Santiago de Chile, Chile.
- Rodríguez, J., 2000. Vulnerabilidad demográfica: una faceta de las desventajas sociales. Serie Población y Desarrollo, 5. CEPAL, Santiago de Chile, Chile.
- Rodríguez, J., 2001. Vulnerabilidad demográfica en América Latina ¿Qué hay de nuevo? En J.J. Gómez (Ed.). *Vulnerabilidad y Medio Ambiente*. CEPAL. Santiago de Chile, Chile.
- Saaty, T.L., 1980. *The analytic hierarchy process; planning, priority setting resource allocation*. McGraw-Hill, New York.
- Torrieri, F., 2002. Decision support tools for urban contingency policy. A scenario approach to risk management of the Vesuvio Area in Naples, Italy. *Journal of Contingencies and Crisis Management*, 10 (2), 95–11. http://doi.org/10.1111/1468-5973.00185

Cuadernos de Investigación Geográfica <i>Geographical Research Letters</i>	2023	Nº 49	рр. 163-190	EISSN 1697-9540
---	------	-------	-------------	-----------------



Copyright © 2023, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

http://doi.org/10.18172/cig.5628

# VULNERABILIDADES DE LOS ELEMENTOS ESENCIALES Y EVALUACIÓN INTEGRAL DEL RIESGO DE DESASTRES PARA LA PLANIFICACIÓN URBANA Y GESTIÓN DEL RIESGO EN AZOGUES, ECUADOR

# MARÍA AUGUSTA SACOTO FLORES<sup>1</sup>, CARLOS SÁNCHEZ-GARCÍA<sup>2,3\*</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Barcelona, Barcelona, España.

<sup>2</sup> FluvAlps-PaleoRisks Research Group, Departamento de Geografía, Universidad de Barcelona, Barcelona, España.

<sup>3</sup> IPHES Catalan Institute for Human Palaeoecology and Social Evolution, Tarragona, España.

**RESUMEN:** La evaluación integral del riesgo de desastres proporciona información sobre los potenciales efectos adversos que podrían condicionar los procesos de la ciudad, debido a la interacción y contribución de sus componentes en el desarrollo de escenarios de peligrosidad y vulnerabilidad. Analizando las amenazas más relevantes del entorno urbano, identificando las vulnerabilidades de los elementos críticos para el desarrollo de la ciudad y la exposición de los elementos a las amenazas, este estudio se enfoca en la comprensión y evaluación holística del riesgo de desastres de la ciudad de Azogues en Ecuador, con el fin de proporcionar información al gobierno local, a las instituciones y a la población. Se trata de orientar para la toma de decisiones en la planificación urbana y la gestión del riesgo de desastres durante todas sus etapas. Para ello se aplicó una metodología semicuantitativa basada en el Método de Análisis de Decisión Multi-criterio y, dentro de éste, el método "Analytic Hierarchy Process". También se utilizó el enfoque heurístico y los Sistemas de Información Geográfica y sus herramientas. En los resultados se determinó que algunos elementos relacionados a los sectores salud, educación y suministro presentan ciertas vulnerabilidades, aunque éstas no están asociadas a la exposición a las amenazas. Con relación a las amenazas más relevantes, aproximadamente el 7% y el 33% del área total de estudio presentan niveles altos de peligrosidad a deslizamientos e incendios forestales. Finalmente, se estableció que los factores más importantes que inciden sobre los deslizamientos son los aspectos geológicos y la pendiente del terreno; y en los incendios forestales la cobertura del suelo (vegetación) y la radiación.

# Essential element vulnerabilities and comprehensive disaster risk assessment for urban planning and risk management in Azogues, Ecuador

Abstract: The comprehensive assessment of disaster risk provides information on the potential adverse effects that could condition the city's processes, due to the interaction and contribution of its components in the development of hazard and vulnerability scenarios. By analyzing the most relevant hazards of the urban environment, identifying the vulnerabilities of the critical elements for the development of the city and the exposure of the elements to hazards; this study focuses on the understanding and holistic assessment of the disaster risk of the city of Azogues in Ecuador, in order to provide information to the local government, institutions and the population, to guide decision-making in urban planning and disaster risk management during all stages of disasters. To this end, a semi-quantitative methodology was applied based on the Multi-criteria Decision Analysis Method, and within this, the Analytic Hierarchy Process method and the heuristic approach and Geographic Information Systems and their tools. The results determined that some elements related to the health, education

and supply sectors present certain vulnerabilities, although these are not associated with exposure to hazards. In relation to the most relevant hazards, approximately 7% and 33% of the total study area present high levels of susceptibility to landslides and forest fires, respectively. Finally, it was established that the most important factors affecting landslides are geological aspects and slope; and for forest fires, land use (vegetation) and radiation.

Palabras clave: desastres naturales, vulnerabilidad, evaluación y gestión de riesgos, planificación urbana.

Key words: Natural hazards, vulnerability, natural hazard assessment and management, urban planning.

Recibido: 4 enero 2023

Aceptado: 9 marzo 2023

**Correspondencia:** Carlos Sánchez-García, FluvAlps-PaleoRisks Research Group, Departamento de Geografía, Universidad de Barcelona, Barcelona, España; IPHES, Institut de Paleoecologia Humana i Evolució Social. E-mail: csanchezg@ub.edu; csanchezgarcia@iphes.cat

## 1. Introducción

Los fenómenos naturales extremos con consecuencias devastadoras se intensifican año tras año y en el caso de los países en desarrollo esto se traduce en más muertes y pérdidas económicas importantes (Zorn, 2018). Además, como queda de manifiesto en los últimos estudios, el cambio climático está incrementando el número de eventos extremos en cuanto a riesgos naturales (Sánchez-García y Francos, 2022). De acuerdo con Promper *et al.* (2015) y Sun *et al.* (2019), los cambios en los sistemas sociales ejercen presión sobre los sistemas naturales hasta el punto de provocar una respuesta física en el territorio (como p. ej. los deslizamientos (DL)) y esto a su vez genera una reacción en los sistemas sociales debido a la interrelación de los mismos.

Los eventos peligrosos o amenazas que producen situaciones de riesgo en zonas vulnerables se manifiestan en la intersección de estos sistemas (Aksha *et al.*, 2020); por lo cual, para reducir el riesgo de desastres (RD) es necesario comprender y evaluar el riesgo y sus componentes (amenazas, vulnerabilidad, grado de exposición de personas y bienes, capacidades y entorno) (Lummen y Yamada, 2014; Kühnl *et al.*, 2022). Los autores Schneiderbauer y Ehrlich (2004) definen a los desastres como una perturbación grave en el funcionamiento de una sociedad, ocasionando afectaciones y daños importantes (pérdidas humanas, materiales, económicas o ambientales), que sobrepasan las capacidades y recursos de respuesta. El riesgo por otra parte, está definido como la probabilidad de que se produzcan daños o pérdidas esperadas como resultado de un elemento expuesto a un peligro o amenaza en un período de tiempo establecido. De acuerdo a la terminología desarrollada por la Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres (UNDRR, 2016), el riesgo (de desastres) está determinado de forma probabilística como una función de la amenaza, la exposición, la vulnerabilidad y la capacidad.

En relación a esto, dentro del concepto del riesgo se identifican algunos componentes como las amenazas o peligros caracterizadas principalmente por la potencialidad de daño, aspecto común a los conceptos antes mencionados, las cuales se presentan de forma probable en cierto espacio geográfico y se categorizan por su origen de tipo natural, tecnológico, social o socio-natural (Villagrán de León, 2006). Se tienen también los elementos expuestos los cuales hacen referencia a todos aquellos componentes constitutivos de un espacio geográfico en particular (edificaciones o instalaciones, población, medios de vida, actividades económicas, servicios públicos, entre otros), que podrían verse

afectados de forma directa o indirecta por una amenaza (Lummen y Yamada, 2014). La medida o grado en el que se encuentran expuestos los elementos ha sido definida como la exposición.

Adicionalmente se tienen las capacidades y medidas que incluyen a todos aquellos recursos, habilidades o atributos colectivos de una comunidad, los cuales pueden ser utilizados para reducir o minimizar los niveles de RD y los impactos negativos de las amenazas, exposición y/o vulnerabilidades (Lummen y Yamada, 2014). Finalmente, dentro de los componentes del riesgo se tiene la vulnerabilidad, concepto que ha sido identificado como las condiciones determinadas por factores o procesos físicos, sociales, económicos y ambientales que aumentan la susceptibilidad de una persona, una comunidad, los bienes o los sistemas a los efectos de las amenazas; la susceptibilidad, término que para efectos de este estudio ha sido reemplazado por peligrosidad, hace referencia al grado de fragilidad interna de un sujeto, objeto o sistema para enfrentar una amenaza y recibir un posible impacto debido a la ocurrencia de un evento peligroso (SNGRE, s.f.).

Debido a lo indicado y desde las aproximaciones más recientes, se establece la necesidad de la evaluación holística del RD donde se incluyan las particularidades del entorno físico, construido y social, de un espacio geográfico (Carreño *et al.*, 2017; Aksha *et al.*, 2020; Gencer *et al.*, 2021). Según Gómez-Orea y Gómez-Villamarino (2014), el espacio geográfico o territorio es el lugar en el que se manifiestan estas interacciones, el cual, a su vez, es gestionado, organizado y regulado bajo ciertos criterios y prioridades del ámbito social, económico, ambiental, de prevención del RD, etc. para facilitar su funcionalidad y evolución sostenible. Además, se persigue que las decisiones en el territorio no contribuyan al desarrollo de nuevos escenarios de riesgo o agudicen los ya existentes.

De acuerdo con el informe más reciente sobre el RD en América Latina y el Caribe, en el periodo 1997-2017, se registraron en esta región uno de cada cuatro desastres a nivel mundial (UNDRR, 2021). Adicionalmente, una de las afectaciones más recurrentes a causa de los desastres extensivos por efectos del cambio climático son los daños en las infraestructuras críticas de las ciudades como las escuelas, las infraestructuras sanitarias y las infraestructuras viarias (UNDRR, 2019). Según D'Ercole *et al.* (2009), una urbanización que se extiende y densifica sin considerar las vulnerabilidades o peligrosidades, en un contexto geodinámico y climático desfavorable, y sin tener en cuenta las formas de desarrollo que incrementan las vulnerabilidades especialmente en los países andinos, está predispuesta a la ocurrencia de eventos destructivos.

Las sociedades modernas dependen de la efectividad y eficiencia operativa de los elementos esenciales (infraestructuras críticas) que se encuentran en las ciudades, para ofrecer servicios públicos, mejorar la calidad de vida y estimular el crecimiento económico (Gencer *et al.*, 2021). Al mismo tiempo, los elementos esenciales pueden presentar ciertas fragilidades fundamentales relacionadas con su funcionamiento, operación, autonomía, exposición a amenazas, etc. (D'Ercole y Metzger, 2004). Kühnl *et al.* (2022) señalan que la magnitud de los desastres está asociada directamente con la vulnerabilidad y la exposición al riesgo de los elementos que, por su potencial afectación, podrían condicionar los procesos de desarrollo (UNDRR, 2021). En este sentido, la evaluación integral del RD en el entorno urbano, es esencial para la toma de decisiones desde la planificación y la gestión del riesgo de desastres (GRD) (Lummen y Yamada, 2014; Qie y Rong, 2017).

En función de lo indicado, a partir de algunas iniciativas globales y regionales para la reducción del RD como el Marco Sendai (UNDRR, 2015), la Estrategia Andina para la GRD [EAGRD] (Comunidad Andina, 2017), y desde la comunidad científica, se desarrollan una serie de metodologías cualitativas y cuantitativas para la evaluación del RD y sus componentes; además, para su implementación se disponen de varios modelos y herramientas que utilizan la información del territorio para el análisis matemático, estadístico, computacional o espacial, o una combinación de éstos (Pardeshi *et al.*, 2013; Gautam *et al.*, 2021).

A partir del concepto del RD (Lummen y Yamada, 2014; Schelhorn *et al.*, 2014), se distinguen tres enfoques metodológicos en los estudios aplicados a nivel global. El primero es el análisis de la

peligrosidad frente a una o varias amenazas como podrían ser los DL (deslizamientos) (Barrantes *et al.*, 2011; Younes y Erazo, 2016), los incendios forestales (IF) (Pazmiño, 2019; Reyes y Balcázar, 2021; Francos *et al.*, 2021, 2022; Sivrikaya y Küçük, 2022) y las inundaciones (Rahmati *et al.*, 2016; Sánchez-García *et al.*, 2019). El segundo es la evaluación del riesgo multi amenazas y vulnerabilidades (sociales, físicas o espaciales) como las múltiples amenazas (Aksha *et al.*, 2020), las inundaciones (López-Valencia, 2019), los DL (Singh et al., 2021) y los sismos (Xofi *et al.*, 2022). Y el tercero es el análisis del riesgo multi amenazas, vulnerabilidad y exposición (población e infraestructuras) como las múltiples amenazas (D'Ercole y Metzger, 2004), los DL (Promper *et al.*, 2015), los huracanes (Lummen y Yamada, 2014), las inundaciones (Schelhorn *et al.*, 2014) y los sismos (Qie y Rong, 2017).

Gran parte de los estudios realizados están orientados al primer enfoque, aunque en este no se considera el efecto-cascada que se produce cuando las amenazas se presentan de forma simultánea (Ranke, 2016; Gautam *et al.*, 2021). En los estudios más recientes, sobre todo en los países en desarrollo, se observa que el enfoque de la evaluación del RD transita hacia el abordaje integral del mismo, a pesar de que, en términos generales, en estas áreas la información es limitada y/o heterogénea (Barrantes, 2018; Aksha *et al.*, 2020; Xofi *et al.*, 2022). Por otra parte, Aksha *et al.* (2020) identifican en los estudios integrales del RD algunas limitaciones de tipo epistemológico, metodológico, de información limitada, entre otras; sin embargo, los autores señalan que la relevancia de este enfoque es la posibilidad de obtener una evaluación más realista de los potenciales impactos de los desastres, debido a que en el análisis se consideran de forma simultánea los elementos sociales, económicos y culturales con la geografía física de un territorio. Algunos resultados esperados por la evaluación integral del RD son: comprensión del RD y sus componentes, orientación para la toma de decisiones (desarrollo de políticas, programas y medidas para la reducción del RD), actualización de los planes de GRD y ordenamiento territorial actual y prospectivo articulado con la GRD (D'Ercole y Metzger, 2004; Promper *et al.*, 2015; Carreño *et al.*, 2017; Barrantes, 2018; Aksha *et al.*, 2020; Gautam *et al.*, 2021).

En este contexto, este estudio se orienta a la evaluación del RD de la ciudad de Azogues en Ecuador, para su uso en la planificación urbana y en la GRD. El área de estudio seleccionada presenta algunas características propias de las ciudades de los Andes asociadas con el clima, topografía y ecosistemas (SNI, 2018; Puente-Sotomayor *et al.*, 2021). Además, se encuentra inmersa dentro de un proceso de expansión urbana y desarrollo donde no se ha considerado el RD (SNI, 2018). Los tipos de amenazas identificadas como más relevantes en el entorno urbano de Azogues son los DL e IF, por lo que en la evaluación del RD se incluyen únicamente estas dos amenazas. Esta información se obtuvo por la estimación de las amenazas en función de su frecuencia, el territorio afectado por la ocurrencia de las mismas y la severidad de las afectaciones o daños a la población en las viviendas y en los bienes (Sacoto-Flores, 2022). Los datos de los eventos asociados al RD del área de estudio corresponden al periodo que va del año 2010 hasta el año 2021 (SNGRE, 2021).

Por otra parte, para este análisis se ha seleccionado el tercer enfoque metodológico identificado previamente. La aplicación de este enfoque se efectúa por el análisis individual de las amenazas y vulnerabilidades y la exposición a las amenazas, para que, posteriormente, esta información se cruce para evaluar el RD por el análisis simultáneo de sus componentes (Schelhorn *et al.*, 2014; Ghorbanzadeh *et al.*, 2019; Xofi *et al.*, 2022). Como parte de una visión más amplia sobre la problemática del riesgo, en el análisis de la vulnerabilidad se determinan las fragilidades y posibles consecuencias de la pérdida, destrucción o no funcionamiento de los elementos esenciales de la ciudad (D'Ercole y Metzger, 2004). En este enfoque la exposición a amenazas está considerada como un tipo de vulnerabilidad de los elementos esenciales.

Los elementos esenciales (infraestructuras críticas) tienen características propias y dependen de la forma de desarrollo y capacidades de los territorios. Con la ejecución de este estudio se pretende identificar, desde una interpretación sistémica y estructural de la ciudad (Gencer *et al.*, 2021), las infraestructuras que requieren atención desde las etapas previas hasta el post-desastre, para que los tomadores de decisiones prioricen y ejecuten las acciones necesarias que garanticen el desarrollo de los

procesos de la misma, tanto en situación normal como en caso de una emergencia. Además, servirá para que la reconstrucción y respuesta frente a una nueva eventualidad sea más efectiva. Es decir, para garantizar el funcionamiento de la ciudad y la adaptación, desde la perspectiva de transformación y no de ajuste a condiciones pre-existentes (Bocco, 2019).

Para efectuar la evaluación del RD se utilizó la Metodología de Análisis de Decisión Multicriterio (MADM) en el análisis de: 1) amenazas más relevantes en la ciudad, 2) importancia de las infraestructuras críticas, y 3) vulnerabilidad y exposición a amenazas de las infraestructuras críticas. Por otra parte, para elaborar los mapas de peligrosidad a amenazas se utilizó el MADM "*Analytic Hierarchy Process*" (AHP) y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y sus herramientas. Para la zonificación de peligrosidad a DL se empleó la cartografía del Servicio Nacional de Gestión del Riesgo y Emergencias [SNGRE] (SNGRE, 2019), debido a la falta de información local para el estudio de esta amenaza en particular (SNI, 2018); y respecto a los IF, se aplicó el modelo nacional para el análisis físico del fenómeno, el cual está fundamentado principalmente en el enfoque heurístico y de ponderación de variables (Reyes y Balcázar, 2021).

De acuerdo con la legislación ecuatoriana, los Gobiernos Autónomos Descentralizados (GAD) son los responsables de incorporar la GRD en los procesos municipales y de desarrollo territorial (SNGRE, 2022), por lo que los resultados obtenidos en este estudio serán de utilidad para el GAD Municipal de Azogues en la ejecución de los procesos de planificación urbana y de desarrollo, y para la actualización de planes o programas enfocados en la reducción del RD urbano.

# 2. Área de estudio

La ciudad de Azogues está localizada en el sur de Ecuador en la provincia de Cañar y su extensión es de 6.094 ha. La también llamada parroquia urbana Azogues, la cual se ubica dentro del cantón del mismo nombre, está integrada dentro de una conurbación de creación reciente debido al aumento demográfico y expansión urbana de las últimas décadas (SNI, 2018). Sin embargo, la compleja topografía del área de estudio ha limitado la expansión urbana en varios sentidos, disponiendo en la actualidad de una serie de infraestructuras básicas (agua, energía, movilidad, telecomunicaciones, etc.), y de edificaciones culturales y sociales de difícil construcción. En la Figura 1 se puede observar la ubicación de la ciudad de acuerdo con la división político-administrativa por provincias y parroquias.

El río Burgay divide a la ciudad, que se encuentra entre los 2480 y los 3780 m s.n.m. (SNI, 2018), de norte a sur. Las temperaturas medias anuales oscilan entre los 15 y los 17°C, y las precipitaciones medias anuales se sitúan en el rango de los 700 hasta los 900 mm (IGM, 2009). El clima del cantón Azogues es ecuatorial mesotérmico semi-húmedo, aunque en las zonas con mayor elevación (nororiente) se asemeja más al clima ecuatorial de alta montaña (MAGAP, 2014). De acuerdo con el instrumento de planificación territorial, en el cantón se presentan terrenos inestables debido a modificaciones antrópicas tales como: cultivos y construcciones sin técnicas adecuadas de conservación del suelo, procesos de deforestación y pérdida de la cobertura vegetal (SNI, 2018). Este impacto antrópico se ve reflejado en las consecuencias de los últimos eventos extremos de precipitaciones torrenciales, situación similar a otras ciudades ubicadas en zonas de sierra en Ecuador (Paucar, 2016).



Figura 1. Área de estudio: Ciudad de Azogues, Cañar - Ecuador. Fuente: GAD Azogues (2011).

El cantón presenta una topografía irregular con pendientes pronunciadas, lomas, llanuras onduladas y el valle alto andino del río Burgay. Las unidades geomorfológicas predominantes en el área urbana son: flancos de pliegue (con pendientes superiores al 5%); fondos de pliegue (con pendientes inferiores al 12%); superficies y vertientes de chevron (con pendientes superiores al 12%); superficies y planos estructurales originados en capas plegadas (con pendientes entre el 2 y el 40%); vertientes rectilíneas y heterogéneas (con pendientes superiores al 12%); superficie horizontal, horizontal disectada, inclinada disectada y de coluvión aluvial muy antiguo (con pendientes entre el 2 y el 40%); y, en menor medida, restos de superficie estructural (con pendientes superiores al 5%), barrancos y garganta (con pendientes muy pronunciadas superiores al 70%), coluviones antiguos (con pendientes del 2 al 5%) y terraza alta antigua (con pendientes del 2 al 15%) (IGM, 2018).

Por otra parte, las principales formaciones geológicas identificadas en el área de estudio son: Formación Guapán ( $M_G$ ) (compuesta por areniscas tobáceas de color marrón, diaclasadas, moderadamente duras, intercaladas con lutita de color café oscuro a gris claro, fracturada a muy fracturada y ligeramente meteorizada), Formación Azogues ( $M_{AZ}$ ) (compuesta principalmente por areniscas tobáceas color marrón de grano medio a grueso, fracturada, moderadamente dura, intercalada con lutita marrón muy físil ligeramente meteorizada y conglomerado, ocasionalmente húmeda) y Formación Loyola ( $M_L$ ) (compuesta por lutitas de color blanco marrón y gris claro en secciones frescas; se encuentra fracturada a muy fracturada, moderadamente meteorizada) (IGM, 2018).

De acuerdo con las unidades de cobertura y uso de suelo, en la zona central se consolidan gran parte de las edificaciones e infraestructuras (16,47% del área total), las cuales se extienden hacia el sur de la ciudad; adicionalmente, las zonas circundantes al área urbana están ocupadas por pastizal permanente, vegetación arbustiva y vegetación herbácea (29,61%), plantaciones forestales de Eucalyptus (eucalipto) (24,91%), y cultivos (29,01%) (MAGAP, 2014; IGM, 2018).

# 3. Métodos

# 3.1. Esquema general y datos

El método utilizado en este estudio ha sido desarrollado por las instituciones del Ecuador (SNGRE, s.f.) con el apoyo del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), en conformidad con los objetivos y principios del Marco de Sendai 2015-2030. En este apartado se describe el método aplicado el cual ha sido dividido en 4 fases. En la Tabla 1 se presentan los datos utilizados para la evaluación del RD los cuales han sido recopilados desde las bases de datos de acceso libre a nivel nacional e internacional. El diagrama de flujo del proceso metodológico se presenta en la Figura 2.

Ítem	Clase	Variable	Datos	Año	Fuente
1	Eventos naturales y/o antrópicos	Perfil histórico del riesgo	Registros históricos de eventos naturales y/o antrópicos de la ciudad de Azogues	2010-2021	SNGRE (2021)
2	Factores condicionantes	Cobertura Vegetal	Mapa Cobertura Vegetal Escala: 1:25000	2009-2015	Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura
		Suelo (textura)	Mapa Geopedología Escala: 1:25000	2009 2013	Tecnológica (SIGTIERRAS) https://sigtierras.gob.ec
		Elevación Pendiente	Modelo Digital Elevación (MDE) Resolución: 30 m. Año: 2016.	2016	SIG TIERRAS: Metadatos MDE https://n9.cl/70t51
3	Factores desencadenantes	Temperatura Precipitación	Mapa Isotermas e Isoyetas Escala: 1:50000	1985-2009	Instituto Geográfico Militar https://www.geoportalig m.gob.ec/visorIEE/comp oser/
		Radiación	Cálculo realizado: Radiación solar (kJm <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> ) 30 seg. (~ 1 km <sup>2</sup> ) conversión a: kWh/m <sup>2</sup>	1970-2000	WorldClim (Fick y Hijmans, 2017) https://worldclim.org
4	Sociales	Elementos esenciales	Edificaciones de: salud, educación, seguridad pública, suministro, etc.	2011-2021	Sistema Nacional de información, Secretaría Nacional de Planificación https://sni.gob.ec/inicio

Tabla 1. Información de las variables utilizadas para la evaluación del riesgo de desastres



Figura 2. Diagrama de flujo del proceso metodológico. Fuente: SNGRE (2019, 2021).

## 3.2. Fase 1: Perfil histórico del riesgo y análisis de las amenazas

Las amenazas están caracterizadas por su potencialidad de daño y el análisis de las mismas está en función de su ubicación, intensidad o magnitud, frecuencia y probabilidad (UNDRR, 2016). En esta fase se determina la relevancia de las amenazas a partir del perfil histórico del riesgo de la zona de estudio (Tabla 1., ítem 1) y por la evaluación de las variables: frecuencia, territorio afectado e intensidad de los daños (SNGRE, s.f.). Los parámetros (variables y valores para la calificación) utilizados para la

evaluación se pueden observar en la Tabla 2. En la evaluación se aplicó la MADM, método utilizado para analizar diferentes alternativas (variables) que cuentan con dos o más parámetros (Rahmati *et al.*, 2016; El-Kholei, 2019). Finalmente, para la siguiente fase se consideran únicamente las amenazas con calificación media o alta.

Variable	Descripción	Valor	Calificación
Frecuencia	Más de una vez en 1 a 3 años	3	
	Por lo menos una vez entre 3 y 5 años	2	
	Al menos una vez cada 5 años o +	1	(7 – 9) alta
Territorio	Más del 30% en un periodo > 5 años	3	
afectado	Entre 15 a 30% en un periodo > 5 años	2	(4- 6) media
	Menos del 15% en un periodo > 5 años	1	
Intensidad	> 10% de Viviendas destruidas (Vd) o > 30% de Población	3	(1 – 3) baja
	afectada (Pa) en un periodo > 5 años		
	5 a 10% de Vd o 15 a 30% de Pa en un periodo > 5 años	2	
	< del 5% de Vd o < del 15% de Pa en un periodo > 5 años	1	

Tabla 2. Análisis de los peligros o amenazas. Fuente: SNGRE (s.f.).

## 3.3. Fase 2: Delimitación de peligrosidad frente a las amenazas

En esta fase se identifican las zonas en el área de estudio que podrían verse afectadas por una u otra amenaza. El análisis de peligrosidad se realiza por la identificación de las variables asociadas a los factores condicionantes y desencadenantes que inciden sobre la ocurrencia de las amenazas (Ranke, 2016; Agrawal, 2018). En el área de estudio se identificaron como amenazas más relevantes los DL e IF; sin embargo, como se indicó anteriormente, en el caso de los DL no se cuenta con la información necesaria para el análisis. Debido a esto, de acuerdo al instrumento de planificación de la ciudad los análisis efectuados sobre esta amenaza corresponden únicamente a estudios refenciales de tipo regional o nacional (SNI, 2018). En el año 2019 el SNGRE desarrolló y publicó metodologías para la evaluación de estas dos amenazas en el territorio ecuatoriano, así como un mapa de DL elaborado por esta misma institución (SNGRE, 2019). Este mapa ha sido obtenido para la aplicación del método general utilizado en este estudio.

Las metodologías seleccionadas para elaborar los mapas de peligrosidad DL e IF cumplen con un proceso similar de aplicación y se fundamentan principalmente en los métodos heurístico y de ponderación de variables debido a la limitada información disponible (Castellanos, 2008; Barrantes, 2018). De acuerdo con Reyes et al. (2020) esto no incide en la complejidad del análisis. El proceso para la aplicación de estos métodos inicia con la sistematización de las variables dentro de los SIG, donde estas son reclasificadas de acuerdo con los pesos predeterminados en estudios similares y por la experiencia y conocimiento del territorio (Paucar, 2016; SNGRE, 2019). Las variables obtenidas en las bases de datos se encuentran en formato vectorial y raster (ítem 2 y 3, Tabla 1). En la reclasificación de las variables se utilizaron 5 categorías de ponderación para representar mayor incidencia (5) o menor incidencia (1) de los parámetros de cada variable sobre el desarrollo de los procesos naturales. Las variables en formato vectorial se reclasificaron con la herramienta Field Calculator para luego convertirlas en formato raster con la herramienta Polygon to Raster. En el caso de los IF la variable en formato raster – radiación se obtuvo a partir de la información de WorldClim (Fick y Hijmans, 2017) y se procesó mediante la herramienta Raster Calculator. Las variables elevación y pendiente se obtuvieron a partir del MDE de SIG TIERRAS. Para obtener la variable pendiente se utilizó la herramienta *Slope*. Por otra parte, las variables en formato raster se reclasificaron mediante la herramienta *Reclass by table*, en consideración de los requerimientos propuestos en el método. Para los IF la resolución espacial (tamaño de celda) utilizada es de 25 m, precisión considerada para la conversión de todas las variables que fueron ordenadas en formato raster para el cálculo final. Según los metadatos del mapa de DL, el tamaño de celda utilizado es de 30 m (SNGRE, 2019).

En el paso siguiente del proceso se aplica el método MADM – AHP para integrar y determinar la importancia de las variables (Ghorbanzadeh et al., 2019; Aksha et al., 2020) y para obtener sus pesos relativos (Rahmati et al., 2016). Para aplicar el método AHP se establece inicialmente una matriz de comparación por pares, definida en su número de filas y columnas según los criterios a ponderar en el análisis de acuerdo a cada amenaza. A las variables seleccionadas se les designa un orden jerárquico (según su nivel de importancia) el cual ha sido establecido de acuerdo al criterio de los expertos que desarrollaron los modelos metodológicos (SNGRE, 2019). Se utiliza además una escala de medida que permite evaluar la importancia relativa por pares, de tipo continuo (ratios o razón) y de 1 hasta 9, que implica un nivel de importancia baja o alta respectivamente (SNGRE, 2019; Aksha et al., 2020). Para obtener el conjunto de ponderaciones más adecuado se calcula el eigenvector principal de la matriz comparativa por pares utilizando las ponderaciones (Suryabhagavan et al., 2016; SNGRE, 2019) y como resultado de este cálculo se determina la importancia relativa de cada variable por el peso obtenido: a mayor peso mayor influencia de la variable sobre la ocurrencia de la amenaza (Suryabhagavan et al., 2016). Finalmente, se efectúa el cálculo del eigenvector normalizado resultado del cociente del valor de cada eigenvector principal y el número de variables utilizadas, para obtener una medida cuantitativa de los juicios de valor entre pares de factores que corresponde a los valores utilizados en el análisis final (SNGRE, 2019). En el caso de los IF se obtienen productos parciales por la correlación de algunas variables, los cuales son utilizados en el producto final (peligrosidad). Con esta información y para el modelamiento espacial se aplica la herramienta *Raster Calculator*, la cual permite combinar los criterios preestablecidos para cada variable mediante una expresión matemática sencilla y obtener el mapa final a partir de la superposición de las variables. En los requerimientos del modelo de IF se establecen varias ecuaciones de gobierno alternativas para el cálculo y zonificación de la peligrosidad. Estas fueron aplicadas y seleccionadas en función de la validación de los resultados por la comparación con los registros de los eventos de esta amenaza en el periodo 2010 hasta 2021 (septiembre); siendo las ecuaciones más óptimas para este caso de estudio: entrada radiación I, entrada humedad I y salida amenaza I (SNGRE, 2019). Los 5 niveles de peligrosidad utilizados -muy baja, baja, media, alta y muy alta-- son el resultado de la aplicación del método Natural Breaks ("Jenks") Classification (Ghorbanzadeh et al., 2019). La sistematización y geoprocesamiento de las variables se realiza en el software QGIS 3.16.

Los SIG y los MADM - AHP se aplican regularmente de manera conjunta en estudios similares, tanto para el modelamiento espacial como para la determinación de la importancia relativa de las variables (Castellanos, 2008; Pardeshi *et al.*, 2013; Rahmati *et al.*, 2016; Suryabhagavan *et al.*, 2016; Ghorbanzadeh *et al.*, 2019; Sun *et al.*, 2019; Sivrikaya y Küçük, 2022).

## 3.4. Fase 3: Identificación e importancia de los elementos esenciales (infraestructuras críticas)

En esta fase se identifican espacialmente los elementos esenciales y se determina su relevancia respecto a: 1) población expuesta al RD, y 2) importancia de los elementos esenciales (infraestructuras críticas) (SNGRE, s.f.). De acuerdo con el método utilizado, el análisis de la población expuesta al RD es en función de: acceso a alertas de evacuación y grado de dependencia de evacuación (delimitación de zonas seguras). Debido a la falta de información local respecto a lo indicado, este análisis no pudo ser efectuado.

Por otra parte, con relación a las infraestructuras críticas y desde el enfoque adoptado, se identificó en la ciudad todo aquello que se considera importante en situación normal o de emergencia (D'Ercole y Metzger, 2004; Schelhorn *et al.*, 2014). A partir de esta información se determina la importancia de cada infraestructura seleccionada por el análisis de los parámetros de la Tabla 3. Los datos utilizados en esta fase se detallan en el ítem 4 de la Tabla 1; además, se solicitó información al GAD Municipal de Azogues para complementar el análisis. En la evaluación se aplicó el MADM (SNGRE, s.f.).

Variable	Descripción	Valor	Calificación
Cobertura poblacional	Más del 60%	3	
	Del 41% al 60%	2	
	Hasta el 40%	1	(6 o más) alta
Funciones alternativas	Multi-funcional	3	
	Dos funciones	2	(4 a 5) media
	Una función	1	
Alternativas	Insustituible	3	(0 a 3) baja
operacionales	Un sustituto	2	
	Dos o más sustitutos	1	

Tabla 3. Nivel de importancia de los elementos esenciales. Fuente: SNGRE (s.f.)

## 3.5. Fase 4: Delimitación de los elementos esenciales con condición de riesgo

Como paso final se determina la vulnerabilidad de las infraestructuras críticas seleccionadas en la Fase 3 en términos de vulnerabilidades físicas (debilidades estructurales), de dependencia, de capacidad de control, de alternativas de funcionamiento, de capacidad de manejo de situaciones de emergencia, y exposición a amenazas (Tabla 4) (D'Ercole y Metzger, 2004). De acuerdo con Castellanos (2008), los mapas de vulnerabilidad se expresan con valores entre 0 y 1, donde 0 significa no vulnerable o no hay daño, y 1 vulnerable. Este criterio ha sido aplicado también en este estudio. Por otra parte, para la exposición a amenazas, con el uso de los SIG se identificaron las infraestructuras críticas situadas en las zonas con niveles de peligrosidad media, alta y muy alta (en cada celda o píxel), tanto para los DL como para los IF. Un análisis similar ha sido aplicado en los estudios de Lummen y Yamada (2014) y Promper y Glade (2016).

Variable	Calificación
Dependencia o autonomía para su funcionamiento	
Capacidad de acceso al elemento (rutas de ingreso o salida)	(1) and a such la
Frecuencia de falla (p. ej. Gestión o mantenimiento inadecuado)	(1) vulnerable
Vulnerabilidad física (debilidades estructurales)	(0) no vumerable
Exposición a amenazas	

Tabla 4. Vulnerabilidades de los elementos esenciales. Fuente: SNGRE (s.f.)

Finalmente, la evaluación del RD se efectúa por la identificación de todas las infraestructuras vulnerables expuestas simultáneamente a las amenazas más relevantes del área de estudio, lo cual es posible, por la superposición espacial y análisis de la capa de vulnerabilidad de los elementos esenciales considerados como críticos para los procesos de la ciudad, y los mapas de peligrosidad a amenazas. De acuerdo con Ghorbanzadeh *et al.* (2019), la superposición simple de la información de los componentes del RD en el entorno de los SIG, es una aproximación común en la evaluación del RD aplicada en varios estudios sobre este tema.

# 4. Resultados

## 4.1. Peligrosidad a amenazas

## 4.1.1. Movimientos en masa: deslizamientos

En la evaluación de los movimientos en masa se ha identificado la relación e influencia de los factores condicionantes y desencadenantes para que se materialice esta amenaza, así como para determinar los impactos sobre los sistemas sociales cuando en el análisis se incluyen las vulnerabilidades. En el estudio de esta amenaza de acuerdo con el método aplicado y por los parámetros seleccionados se identificó que, para el caso Ecuador, las variables: densidad estructural (fallas

geológicas y alineamientos estructurales) y pendiente del terreno son los factores con mayor influencia sobre los DL. Las variables precipitación, profundidad efectiva del suelo e índice de estabilidad tienen menor relevancia (Fig. 3). La profundidad efectiva del suelo hace referencia al espacio en el que las raíces de las plantas atraviesan el suelo para obtener agua y nutrientes. Para este análisis, a mayor profundidad del suelo se tiene mayor capacidad de retención de la humedad, por lo tanto en la ponderación un suelo menos profundo tiene mayor influencia sobre los DL. Los parámetros utilizados para la elaboración del mapa se detallan en el documento del método (SNGRE, 2019).



Figura 3. Variables y pesos para el mapa de peligrosidad a movimientos en masa. Fuente: SNGRE (2019).

Con base en los resultados obtenidos se ha identificado que en las zonas de planificación urbana Chacapamba y Bellavista predominan los niveles de peligrosidad a DL alta y muy alta, lo cual representa aproximadamente el 7% del área total de estudio (Fig. 4). Estas zonas se encuentran vinculadas a las siguientes formaciones geológicas: Formación Guapán (M<sub>G</sub>) y Formación Loyola (M<sub>L</sub>) (IGM, 2018). De acuerdo con Vélez (2012), y por lo indicado en el instrumento de planificación (SNI, 2018), estas formaciones se vinculan a una peligrosidad a terrenos inestables moderada a alta. En estas zonas predominan las geoformas vertiente rectilínea y heterogénea, superficies y planos estructurales originados en capas plegadas, flanco de pliegue, superficie coluvial y aluvial muy antiguo y restos de superficie estructural (IGM, 2018); además, hay pendientes desde planas a suaves (no mayor al 5%), hasta pendientes muy fuertes a escarpadas (mayor al 70%) (IGM, 2018; SNGRE, 2019). Según el tipo de cobertura de suelo (vegetación) en estas zonas se tienen cultivos de maíz, plantaciones forestales de eucalipto, pastizales, vegetación arbustiva seca; y en menor medida, vegetación herbácea (MAGAP, 2014; IGM, 2018).

Por otra parte, los niveles de peligrosidad baja y muy baja se observan en más del 75% del área total de estudio, principalmente en las zonas Uchupucun, Bayas y Charasol. Estas zonas están vinculadas a la Formación Azogues ( $M_{AZ}$ ) y Formación Guapán ( $M_G$ ) (IGM, 2018). Con relación a lo indicado, según Vélez (2012) la peligrosidad a terrenos inestables de la Fm. Azogues, es de tipo moderada a baja.

En cuanto a la precipitación, según los datos registrados por el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología de Ecuador [INAMHI] en el año 2017, en la estación meteorológica Biblián (M0137), la mayor intensidad de precipitaciones medias se presenta en el periodo de octubre a mayo, durante la estación lluviosa de la sierra ecuatoriana (INAMHI, 2017). Según el perfil del RD de la ciudad, en el

periodo de 2010 hasta 2021 se registraron un total de 15 DL en el área urbana (SNGRE, 2021), algunos de los cuales han sido representados espacialmente en la Figura 4. Los DL en la ciudad han sido reportados con mayor frecuencia en los meses de enero hasta mayo, y también en los meses de junio, julio, agosto y diciembre (SNGRE, 2021). Los DL en el periodo de lluvia torrencial están considerados como eventos comunes en otras ciudades de esta región del Ecuador (Paucar, 2016; Reyes *et al.*, 2020).



Figura 4. Mapa peligrosidad a movimientos en masa, elaborado con la información del GAD Municipal Azogues (2011) y SNGRE (2019, 2021).

## 4.1.2. Incendios Forestales

El modelo metodológico nacional aplicado para la zonificación de la peligrosidad a IF se enfoca en la identificación de los factores que intervienen en el origen y desarrollo de las etapas previas a los procesos de avance y propagación del fuego (SNGRE, 2019). En el análisis de esta amenaza, y de acuerdo a la metodología aplicada, se determinó que las variables más significativas en los IF son la cobertura vegetal y la "entrada radiación". Las variables de menor incidencia son la "entrada humedad", la textura del suelo y la temperatura. Las variables "entrada radiación" y "entrada humedad" resultan de la correlación de otras variables como radiación y elevación, y de las variables precipitación, textura del suelo, temperatura, cobertura vegetal y pendiente; respectivamente (SNGRE, 2019) (Fig. 5). Este análisis ha sido aplicado y adaptado para esta investigación con la determinación de los parámetros de las variables específicos para el área de estudio, así como en la ponderación de los mismos de acuerdo a las recomendaciones del método nacional.



Figura 5. Variables y pesos para el mapa de peligrosidad a incendios forestales. Fuente: SNGRE (2019).

Por otra parte, para validar el método se utilizó el coeficiente Kappa como medio de verificación espacial (Robles *et al.*, 2016), el cual reveló un resultado de 0.63, es decir, el método utilizado posee un nivel de concordancia buena. Los parámetros utilizados para el análisis de peligrosidad física a los IF en el área de estudio se detallan en la Tabla 5.

Variables		Po hum	eso ledad	P am	'eso enaza	Variables		Pe radia	eso ación	P amo	eso enaza
	Bosque Eucalipto	5	MA	5	MA	Elevación	0 a 500	5	MA		
	Cultivos	4	Α	4	Α	(m)	500 a 1500	4	Α		
Cobertura suelo	Pasto cultivado	3	М	3	М		1500 a 2200	3	М		
(vegetación)	Vegetación arbustiva	3	М	5	MA		2200 a 3000	2	MB		
	Vegetación herbácea	2	MB	4	А		> 3000	1	В		1
	Grupo textural G1	1	В	2	MB	Radiación	0 a 500	1	В	1	В
Textura del	Grupo textural G2	3	М	3	М	(kWh/m <sup>2</sup> )	500 a 1000	2	MB	2	MB
suelo	Grupo textural G3	3	М	3	М		1000 a 1500	3	М	3	М
	Grupo textural G4	4	А	3	М		1500 a 2000	4	А	4	А
	0 a 8	1	В	1	В		> 2500	5	MA	5	MA
Temperatura	8 a 16	2	MB	2	MB						
$(^{0}C)$	16 a 24	3	Μ	3	М	-					
( 0)	24 a 32	4	A	4	A	-					
	> 32	5	MA	5	MA	Pe	ligrosidad Ince	ndios I	Toresta	les	
	0 a 800	5	MA	-			ngi oshuuu mee	101051	010504	105	
Precipitación	800 a 1600	4	A			Baja (B): 1					
(mm)	1600 a 2400	3 2	MP	-			Muy Baja	(MB):	2		
	> 3200	 1	B			Media (M): 3					
	0 a 12	1	B				Alta (A	A): 4	_		
	12 a 25	2 MB					Muy alta	(MA):	5		
Pendiente	25 a 40	3	M								
(%)	40 a 70	4	A								
	> 70	5	MA								

Tabla 5. Parámetros aplicados para el análisis de peligrosidad a los IF. Fuente: IGM (2009, 2018), MAGAP (2014), SNI (2014) y SNGRE (2019).

Los resultados de la zonificación espacial de la peligrosidad muestran que en las zonas Chacapamba, La Playa, Bellavista y Charasol se tienen los niveles de peligrosidad media, alta y muy alta; y en las zonas Uchupucun y Bayas predominan los niveles muy alta y alta (Fig. 6). Todas las zonas de planificación urbana tienen algún nivel de peligrosidad alta, aunque en la zona central la incidencia es mínima. Los niveles de peligrosidad alta y muy alta corresponden al 33% del área total de estudio, mientras que los niveles muy bajos y bajos, alrededor del 50%. Con relación a los informes de la última década (2010-2021), se registraron un total de 191 IF en el área urbana, y las afectaciones principales reportadas son los daños en la cobertura vegetal. Además, la causa principal para que se produzcan los IF está relacionada con el componente antrópico (SNGRE, 2021). Estos eventos han sido representados espacialmente en la Fig. 6. Respecto a los tipos de cobertura vegetal en las zonas con los niveles de peligrosidad alta y muy alta se tienen plantaciones forestales de eucalipto, cultivos de maíz, vegetación arbustiva (matorral seco), vegetación herbácea y pasto cultivado (MAGAP, 2014; IGM, 2018).

En Uchupucun, Bayas, La Playa y Charasol, predominan las geoformas flancos de pliegue, vertientes rectilíneas y heterogéneas, superficie horizontal disectada e inclinada disectada; y en menor medida, fondos de pliegue, restos de superficie estructural, barranco, garganta, superficies y frente de chevron (IGM, 2018).

Por otra parte, según los datos de precipitación y temperatura media anual, registrados por el INAMHI, la menor intensidad de precipitaciones y los valores más altos de temperatura se registran en

los meses de junio a septiembre, durante la época seca de la sierra ecuatoriana (INAMHI, 2017). Según los informes históricos de esta amenaza, los IF se registran con mayor frecuencia en los meses de septiembre y enero (SNGRE, 2021).

En cuanto a la variable radiación, en el instrumento de planificación se indica que en el cantón los valores de insolación global anual promedio van desde 4750 hasta 4925 Wh/m<sup>2</sup>/día, siendo valores medios en comparación a otros territorios del país (SNI, 2018). Con relación a la variable humedad, según Portilla (2018), en la zona central andina del Ecuador (en la cual se localiza la provincia del Cañar), los valores promedio son mayores al 80% de humedad relativa media anual. No obstante, como se había indicado anteriormente, la variable humedad resulta del análisis de otras variables por lo que su incidencia sobre los IF es indirecta (SNGRE, 2019).



Figura 6. Mapa peligrosidad a incendios forestales, elaborado con la información del GAD Municipal Azogues (2011), SNI (2014) y SNGRE (2021).
En el instrumento de planificación se menciona que en el cantón se realizan algunas actividades como el depósito de escombros, la quema de vegetación para siembra y el cambio de uso de suelo en beneficio de la ganadería (SNI, 2018; IGM, 2018). Esto, sumado a la topografía y condiciones climáticas propias de los Andes ecuatoriales, podrían influir sobre la generación, propagación y prevalencia de los IF en la zona de estudio (Pazmiño, 2019; Reyes y Balcázar, 2021).

# 4.1.3. Análisis de las vulnerabilidades y la exposición a las amenazas

En este apartado se efectúo el análisis de las vulnerabilidades de los elementos esenciales (infraestructuras críticas) más relevantes y su exposición a las amenazas identificadas y evaluadas en los puntos anteriores. Con relación a las vulnerabilidades, D'Ercole y Metzger (2004) establecen en su estudio que las vulnerabilidades de los elementos esenciales están en función de las fragilidades físicas (infraestructuras, viviendas), organizativas (sistemas de alerta y respuesta), productivas, político-administrativas, etc.; y de otras dimensiones como las debilidades internas, falta de autonomía o alternativas de funcionamiento, etc. Con este criterio se identificaron las infraestructuras críticas más importantes de la ciudad de Azogues a partir del análisis de los parámetros descritos en la Tabla 3 y 6. Los tipos de infraestructuras seleccionadas corresponden a hospitales y otras entidades de salud, instalaciones educativas, infraestructuras de transporte y suministro, respuesta a emergencias, y entidades de seguridad pública. Todas estas infraestructuras están en concordancia con las recomendaciones del Marco de Sendai 2015-2030 para la reducción del RD (Gencer *et al.*, 2021). En total se identificaron 56 infraestructuras críticas en el área de estudio.

Tipo	Clases	Cantidad	Características generales
Salud	Hospital General	1	año de construcción 1982, capacidad:
			150 camas de hospitalización
	Hospital Básico, Ambulatorio y	6	año construcción: desde 1980
	Centro de Salud		
Educación	Universidad (privada)	1	año de fundación: 1980
	Colegios y escuelas (estatales y	29	aulas en buen y regular estado $(\pm 144)$
	privadas)		
Transporte	Terminal terrestre de conexión	2	última remodelación: año 2016
	interparroquial y parroquial		
Suministro	Planta de tratamiento de agua potable	1	capacidad 94 l/s
	Gasolineras y sitios de	9	Sarrigio de compreielización el nor
	abastecimiento de gas licuado de		servicio de comercianzación ai por
	petroleo		menor
Emergencia	Bomberos	3	Forman parte del Sistema Integrado
Seguridad pública	Unidades de Policía Comunitaria	4	de Seguridad ECU 911
TOTAL		56	

Tabla 6. Elementos esenciales (infraestructuras críticas) de la ciudad. Fuente: SNI (2014), GAD Municipal (2011)

Por otra parte, las vulnerabilidades de las infraestructuras seleccionadas se determinaron de acuerdo con los parámetros de la Tabla 4, donde se incluye la exposición a las amenazas. Los resultados de esta evaluación muestran que infraestructuras como los establecimientos de salud (centro de salud), las instituciones educativas (colegios y escuelas) y la planta de tratamiento de agua potable, son las infraestructuras que cuentan con la categoría media de vulnerabilidad (Fig. 7). Sin embargo, ninguna de las infraestructuras críticas se encuentra expuesta a las amenazas. Respecto a las vulnerabilidades, los servicios de salud y educación están relacionados con la capacidad de cobertura poblacional, por lo que estos elementos dependen de infraestructuras más grandes cuando la demanda de servicios sobrepasa sus capacidades. Gran parte de las infraestructuras están sujetas a remodelaciones y mantenimiento

periódico, no obstante, de acuerdo con el estudio de Romero (2016), desde el año 1970, en la ciudad se realizaron construcciones de hormigón armado sin control de diseño sismorresistente. Por otra parte, la planta de tratamiento de agua forma parte del sistema integral de agua potable de la ciudad, por lo que depende de otras infraestructuras de menor o mayor tamaño y capacidad, y de los caudales de algunas captaciones. La última remodelación efectuada de esta infraestructura se realizó entre el año 2001 y el año 2004 (Idrovo, 2010). De acuerdo con la información disponible en este apartado se consideró la propuesta metodológica para el análisis de las vulnerabilidades en función de las amenazas a nivel municipal (SNGRE-PNUD, 2011), y la información del instrumento de planificación sobre las vulnerabilidades de las infraestructuras (SNI, 2018).



Figura 7. Mapa infraestructuras críticas con condición de riesgo de desastres, elaborado con la información del GAD Municipal Azogues (2011) y SNI (2014).

No se han incluido en el análisis las infraestructuras de sistema vial, de alcantarillado e infraestructuras de energía y telecomunicaciones, debido principalmente a la falta de información sobre los parámetros de vulnerabilidad. Por otro lado, estas infraestructuras sí han sido incluidas en el análisis del RD en estudios similares realizados por otros autores (D´Ercole y Metzger, 2004; Paucar 2016).

## 5. Discusión

De acuerdo con el perfil del RD de Azogues se han identificado las amenazas relacionadas a los desastres extensivos: IF y DL que tienen un alto potencial de impacto social, económico y ambiental. En este apartado se analizan los resultados obtenidos de la evaluación del RD de la ciudad.

#### 5.1. Peligrosidad a Movimientos en Masa - Deslizamientos

Los aspectos estructurales (geología) y la pendiente del terreno son los factores con mayor influencia en el proceso de los DL, y la precipitación uno de los factores menos relevantes. Respecto a la pendiente, los resultados de este estudio concuerdan con los estudios de Reyes *et al.* (2020) y Barrantes *et al.* (2011). Este último, efectuado en Costa Rica, determinó que los niveles alto y muy alto de peligrosidad se asocian a zonas de fuerte pendiente, aunque en ese estudio el factor desencadenante fueron los sismos. Por otra parte, Sherstha *et al.* (2021) identifican una relación similar en Nepal e incluyen a la variable geología junto con la pendiente y la distancia a las vías, como los factores de mayor incidencia sobre los DL en ese territorio. No obstante, Paudel (2016) señala que el uso de información topográfica y geológica no es siempre importante. Dentro de este mismo análisis, para Sherstha *et al.* (2021) otros aspectos como la orientación de la pendiente, vinculada con la exposición al sol, viento y precipitaciones influyen sobre algunos factores como la humedad y cobertura vegetal, lo cual contribuye al aumento de DL. Respecto a esta variable, Younes y Erazo (2016) identifican en los Andes ecuatoriales que los DL ocurren independientemente de la orientación de la pendiente.

Por otro lado, Reyes et al. (2020) infieren que, si la pendiente aumenta y se encuentra vinculada a suelos con un tipo de material litológico no consolidado o fracturado, o cuentan con poca vegetación, y a estos se suman las precipitaciones torrenciales, se incrementan los niveles de peligrosidad. En el estudio de Younes y Erazo (2016) se determinó una asociación importante entre los DL, algunos tipos de uso del suelo y la litología. Respecto a la litología, los autores señalan que esto puede ocurrir por la diversidad de subunidades que componen las unidades geológicas principales, lo cual se observa en este caso de estudio. Además, la asociación de los aspectos geológicos con los DL ha sido identificada en Loja, ciudad que, como la del estudio, está localizada en una de las cuencas intramontanas neógenas del sur del Ecuador (Soto et al., 2017). Estas variables están asociadas a los terrenos inestables a nivel cantonal, de acuerdo a lo indicado por Vélez (2012). En cuanto a la cobertura vegetal, para Reyes et al. (2020) la estabilidad de la pendiente en función de esta variable está condicionada por efectos del clima y topografía. De este modo, según los autores estos factores afectan en las zonas con fuertes vientos y pendiente, dado que los árboles pueden desestabilizarse y generar la pérdida de suelo por medio de sus raíces, y añadir peso a pendientes inestables (Sherstha et al., 2021). En el cantón Azogues se observan suelos inestables a causa de algunas modificaciones antrópicas (cultivos y construcciones), las cuales, por las características topográficas del área, se presentan sobre pendientes fuertes (SNI, 2018). Adicionalmente, según Younes y Erazo (2016) y Sherstha et al. (2021), el tipo de cobertura del suelo mixta (diferentes usos del suelo) se asocia a la ocurrencia de los DL. En este sentido, en el caso de los cultivos o construcciones en las laderas de las colinas, puede favorecer a la filtración de agua y a la concentración de humedad en períodos de precipitaciones torrenciales, e incidir en el incremento de la peligrosidad a los DL (Paucar, 2016). Las modificaciones en el territorio han sido catalogadas como un factor determinante en la ocurrencia de los DL en Ecuador (Carrión-Mero et al., 2021; Puente-Sotomayor et al., 2021), y en otras ciudades de los Andes, aunque de acuerdo con D'Ercole et al. (2009)

y Puente-Sotomayor *et al.* (2021) estas prácticas podrían estar guiadas por procesos sociales y políticos más complejos.

En cuanto a la precipitación, Paucar (2016) determinó que la precipitación no es un factor muy relevante en la ocurrencia de los DL, debido principalmente a los valores constantes de esta variable. No obstante, para Puente-Sotomayor *et al.* (2021) la precipitación es el factor desencadenante más importante de los DL en los Andes, dado que en esta región se presenta alta variabilidad de precipitaciones debido a su orografía, altitud y microclimas. Lo indicado por el autor se identifica en el estudio de Soto *et al.* (2017). Asimismo, Younes y Erazo (2016) analizaron la peligrosidad a DL en algunas ciudades de los Andes ecuatorianos occidentales e identificaron que la precipitación se encuentra asociada a los DL, si los valores de precipitación media se presentan entre los 1500 hasta los 1750 mm anuales. Aunque en este caso de estudio no se considera la variabilidad de las precipitaciones, los rangos de esta variable en la ciudad de Azogues son similares a los del estudio de Paucar (2016), y menores a los del estudio de Younes y Erazo (2016). No obstante, tal y como se ha descrito en los resultados, esta variable no está asociada directamente a los DL en el área de estudio.

De acuerdo con algunos autores, en el análisis de los DL se pueden obtener diferentes resultados debido al método utilizado (Pardeshi *et al.*, 2013; Puente-Sotomayor *et al.*, 2021), a la selección y ponderación de las variables (Reyes *et al.*, 2020), a la calidad de la información (Puente-Sotomayor *et al.*, 2021; Kühnl *et al.*, 2022), o la identificación de una escala óptima de los parámetros causales de los DL (Paudel, 2016). Los métodos aplicados en este trabajo se fundamentan en el enfoque heurístico y análisis multicriterio. Según Pardeshi *et al.* (2013), en estos métodos se considera la subjetividad en la asignación de pesos, por lo que los parámetros utilizados no facilitarían su comparación debido a las variaciones significativas en los diferentes territorios. Aunque se presenten estas disparidades los autores concuerdan en la importancia de los resultados como soporte para la toma de decisiones en la GRD y en la planificación territorial (Bernal *et al.*, 2017, Sun *et al.*, 2019; Nefeslioglu y Gorum, 2020; Sherstha *et al.*, 2021; Carrión-Mero *et al.*, 2021; Puente-Sotomayor *et al.*, 2021; Kühnl *et al.*, 2022).

Finalmente, en este estudio se determinó que la pendiente y los aspectos geológicos, son los factores con mayor incidencia sobre la ocurrencia de los DL, además de los cambios en los usos del suelo. La variable precipitación no tiene mayor representación en el proceso de los DL. Los resultados obedecen al análisis espacial de la peligrosidad a DL con datos a escala regional, debido a la falta de información local sobre los aspectos geológicos. Es importante disponer de información local para la ejecución de estudios más complejos, sobre todo en el nivel urbano.

# 5.2. Incendios Forestales

En Ecuador, los IF se presentan con mayor recurrencia en las ciudades de los Andes, especialmente en la época seca (Pazmiño, 2019; Reyes y Balcázar, 2021; Zapata-Ríos *et al.*, 2021). En sus estudios los autores identifican como una acción recurrente en esta época, la quema de vegetación con el fin de preparar el suelo para el nuevo cultivo. En relación con lo indicado, para Reyes y Balcázar (2021) el predictor más importante sobre la ocurrencia de los IF es el componente antrópico. Por otra parte, bento *et al.* (2013) identificaron una asociación importante entre el componente antrópico y los IF, junto con algunas variables climáticas. No obstante, de acuerdo con Bento-Gonçalves *et al.* (2012) y Serra Dávalos *et al.* (2019), en otras regiones a nivel global, el abandono del campo y zonas de pasto son factores que incrementan la peligrosidad a los IF debido a que estas prácticas (ganadería y agricultura) actúan como gestores del paisaje y ordenación del territorio. En el cantón de Azogues se presentan estas dos realidades, tanto el uso del fuego para las actividades económicas, como el abandono del campo debido a la migración de los IF son las actividades antrópicas (SNGRE, 2021). Sin embargo, de acuerdo con el análisis de Reyes y Balcázar (2021), a nivel nacional el 99% de los IF se atribuyen a estas actividades, aunque hay un vacío estadístico hasta la fecha.

El uso del fuego para la agricultura y ganadería está directamente relacionado con la variable cobertura vegetal, determinante en el proceso de ignición (Busico et al., 2019). Ésta ha sido establecida como un factor muy relevante según los resultados de este estudio. Respecto a esta variable, en Etiopía Suryabhagavan et al. (2016) identifican a esta variable como el parámetro más importante sobre la ocurrencia de los IF, y asocian a los pastizales a una mayor incidencia de esta amenaza. Por otro lado, en Chile, Úbeda y Sarricolea (2016) establecen que los tipos de cobertura plantaciones forestales (especialmente eucalipto y pino) muestran mayor incidencia sobre la ocurrencia de los IF. A nivel regional, en Ecuador, Zapata-Ríos et al. (2021) y Reyes y Balcázar (2021) vinculan directamente a los tipos de vegetación arbustiva y herbácea con la ocurrencia de los IF; aunque en el estudio de Zapata-Ríos et al. (2021) se identificó también como parámetro determinante de la distribución espaciotemporal de los IF a las zonas boscosas y agrícolas. Con relación a lo indicado, Pazmiño (2019) señala que los bosques de eucalipto son una especie muy abundante y vulnerable a la ocurrencia de los IF en los Andes de Ecuador, siendo además una especie oportunista tras el incendio. En la ciudad de Azogues, los tipos de cobertura vegetal con mayor influencia sobre los IF son los bosques de eucalipto, los cultivos agrícolas y la vegetación arbustiva (SNGRE, 2019), lo cual concuerda con los estudios efectuados en los Andes.

Por otra parte, además de la cobertura vegetal, Suryabhagavan *et al.* (2016) correlacionan las variables topográficas y de proximidad, como distancia a carreteras, para el estudio de la peligrosidad a IF. En cuanto a la pendiente y elevación, variables que influyen en el comportamiento del fuego y en el proceso ignición (Busico *et al.*, 2019; Francos *et al.*, 2021), algunos autores establecen que con rangos mayores de pendiente la peligrosidad a los IF se incrementa, y en el caso de la elevación, existe mayor peligrosidad en las zonas bajas (Moraga, 2010; Suryabhagavan *et al.*, 2016; Enoh *et al.*, 2021; Sivrikaya y Küçük, 2022; Francos et al., 2022). Lo señalado es consistente con lo identificado en este estudio, lo cual puede ser relacionado a las pendientes vinculadas a las geoformas de las zonas con mayor peligrosidad.

Por otro lado, Sivrikaya y Küçük (2022) identifican en su estudio como factores principales a las variables climáticas, las cuales influyen en los procesos de ignición, propagación e intensidad de los IF (Pazmiño, 2019). Para Sivrikaya y Küçük (2022) la peligrosidad a IF se asocia a precipitaciones bajas, incremento de temperatura, mayor intensidad solar y mayor velocidad del viento. En los resultados de este estudio, aunque no se ha considerado la velocidad del viento, la variable radiación se correlaciona con la elevación para determinar la intensidad solar esperada en función de la altura de exposición, con lo cual se obtiene la variable "entrada radiación". Y en la variable "entrada humedad" se correlacionan algunas variables como la precipitación y la temperatura para identificar el tipo de influencia (retardante o intensificadora) que ejercen sobre el proceso de ignición (SNGRE, 2019). En este sentido, de acuerdo con los parámetros utilizados para identificar la peligrosidad a IF en el área de estudio, la variable precipitación tiene una relación indirecta e inversamente proporcional con la peligrosidad, y las variables temperatura y radiación tienen una relación directa e indirecta con la misma y de manera proporcional. No se ha identificado el uso de variables compuestas en otros casos de estudio, sin embargo, la influencia de precipitaciones bajas y temperaturas altas sobre la incidencia de los IF, es claramente positiva (Ghorbanzadeh et al., 2019; Pazmiño, 2019; Busico et al., 2019; Zapata-Ríos et al., 2021; Sivrikaya y Küçük, 2022). En cuanto a la radiación solar, Sivrikaya y Küçük (2022) identifican que el incremento de los valores de esta variable aumenta la peligrosidad a los IF. Moraga (2010) por parte, determina esta relación en el tiempo, y analiza la cantidad de horas sol que reciben ciertas áreas en función de la orientación de la pendiente. En relación con los parámetros utilizados en este estudio, los valores más altos de radiación y más bajos de elevación se asocian con una mayor peligrosidad de IF.

De acuerdo con Reyes y Balcázar (2021), los IF son difíciles de predecir debido a que son el resultado de un proceso complejo y no lineal. Respecto a lo indicado, en este estudio se identifica en términos generales que la peligrosidad física de los IF está asociada a las variables: cobertura vegetal y radiación, con una asociación importante a la topografía (pendiente, elevación). En relación a las

variables climáticas precipitación y temperatura, de acuerdo con los datos para el análisis, se encuentra una relación directa e indirecta con la peligrosidad física a los IF. Para el estudio de los IF se utilizaron los SIG y el método AHP, los cuales están considerados como métodos altamente efectivos para el estudio de las amenazas (Pardeshi *et al.*, 2013; Rahmati *et al.*, 2016; Sivrikaya y Küçük, 2022). El limitante más importante sobre el análisis de esta amenaza está relacionado con la información, debido a que esta es heterogénea (posee varias escalas, no está actualizada, ha sido generada en diferentes periodos de tiempo), lo cual podría influir en los resultados.

# 5.3. Vulnerabilidad y exposición a amenazas

En el estudio del RD se ha dado prioridad a la identificación de las fragilidades fundamentales de los elementos esenciales para profundizar sobre la afectación más real en los procesos de la ciudad en el caso de la ocurrencia de un desastre (D'Ercole y Metzger, 2004). De acuerdo con los resultados obtenidos en la ciudad de Azogues las infraestructuras críticas más relevantes no se encuentran expuestas a las amenazas de DL o IF; no obstante, algunas de ellas presentan otras vulnerabilidades (físicas, autonomía, funcionalidad) que podrían transmitirse al conjunto del territorio. Los resultados pueden asociarse con lo indicado por Lumen y Yamanda (2014), quienes señalan que en las comunidades (ciudades) pequeñas se tienen menos elementos en riesgo y bajos niveles de exposición.

Con relación al enfoque utilizado, el cual ha sido identificado a partir del concepto del RD, se tienen pocos estudios aplicados a nivel global. En el estudio de Qie y Rong (2017), los elementos población e infraestructuras críticas, así como el entorno formativo de amenazas, son factores de análisis para identificar el riesgo relativo de pérdidas por desastres, debido a amenazas similares en regiones diferentes. Por otro lado, Schelhorn *et al.* (2020) efectúan un estudio para identificar geográficamente y de forma actualizada, las infraestructuras críticas expuestas a la amenaza de inundaciones. Se tiene también el estudio de Lummen y Yamada (2014) en el que se incluye a la población, las infraestructuras críticas y los medios de subsistencia económica para identificar el RD asociado a la amenaza huracán. Adicionalmente, también se incluye las capacidades y recursos, lo cual representa la inclusión integral de los componentes del RD para el análisis. Finalmente, en el estudio de Promper y Glade (2016) respecto a la amenaza DL, se identifican los niveles de exposición a esta amenaza respecto a las infraestructuras críticas y edificios residenciales para determinar la potencial afectación a la población (p. ej. personas en viviendas, niños en escuelas), e infraestructuras importantes durante la etapa post-desastre.

En Ecuador, los estudios sobre las vulnerabilidades territoriales provienen de iniciativas locales, nacionales y desde entidades internacionales, dentro del contexto de la construcción del conocimiento colectivo para la territorialización del riesgo (SNGR-PNUD, 2014). El modelo metodológico nacional aplicado para la ciudad de Azogues está relacionado con el estudio de la vulnerabilidad del Distrito Metropolitano de Quito (D'Ercole y Metzger, 2004). En este estudio los autores identificaron las vulnerabilidades de los elementos esenciales de movilidad, energía, agua, empresas, población y salud, y las vulnerabilidades espaciales. Estas últimas, definidas como espacios que simultáneamente presentan debilidades y contienen elementos esenciales del territorio. En este enfoque, los elementos esenciales tienen el control de su propia vulnerabilidad, y los efectos de los desastres se deben más a sus propias debilidades que a la sola acción de los fenómenos externos (amenazas) (D'Ercole y Metzger; 2004).

Las diferentes realidades territoriales reflejan en los resultados múltiples escenarios de riesgo debido a las características propias de cada territorio. La identificación de los elementos esenciales es específica de acuerdo con el tipo de evaluación del RD que se efectúe, por lo que dificulta el análisis comparativo (Schelhorn *et al.*, 2014). Adicionalmente, este tipo de estudios presentan condiciones de incertidumbre (Garcia-Aristizabal *et al.*, 2015), que en el caso de Ecuador se deben principalmente a la información espacial y estadística disponible (SNGRE-PNUD, 2011).

#### 6. Conclusiones

El RD de la ciudad de Azogues ha sido determinado por el análisis y evaluación integral de las amenazas más relevantes, los elementos esenciales (infraestructuras críticas) para los procesos de la ciudad y sus vulnerabilidades, y por la exposición simultánea de los elementos esenciales a las amenazas. Los resultados muestran que los niveles altos de peligrosidad a DL se presentan en aproximadamente el 7% del área total de estudio, y en el caso de los IF, estos niveles corresponden al 33%. Las zonas de planificación urbana Bellavista y Chacapamba presentan los niveles más altos de peligrosidad a DL, y con relación a los IF, estos niveles se observan en todas las zonas de planificación, aunque en menor medida en la zona central donde se encuentra gran parte de la población. Por otra parte, las infraestructuras críticas más relevantes en la ciudad están vinculadas a los sectores de salud, educación, suministro, transporte, emergencia y seguridad pública; dentro de las cuales, algunas infraestructuras de salud, educación y suministro, presentan vulnerabilidades. Los resultados permiten identificar un nivel intermedio de exposición al RD de las infraestructuras críticas de la ciudad, aunque esto no está asociado a la exposición a amenazas.

Los modelos metodológicos aplicados en este estudio se fundamentan principalmente en el método heurístico y en el método de ponderación de variables, en los cuales se incluye la subjetividad para el análisis. No obstante, esos métodos son comúnmente utilizados en estudios similares a nivel global y alcanzan un nivel de precisión y fiabilidad cuando se aplica un proceso de validación estadística. El cumplimiento de este proceso no se pudo determinar en el caso de los DL. En las condiciones de incertidumbre propias de este tipo de análisis, podría incidir la falta y calidad de información. Esta característica es común en toda la región tanto a nivel local como a nivel nacional. Sin embargo, los resultados obtenidos proveen de información fundamental para el GAD Municipal Azogues y la población en general, sobre las fragilidades del entorno urbano y sus elementos, y para la comprensión del riesgo como un proceso integrado y no como un evento aislado. Esta información facilitará el cumplimiento de las políticas públicas y los lineamientos para la GRD articulada con la planificación urbana, así como para el desarrollo y ejecución de planes y programas de emergencia y respuesta a desastres en el nivel local, acorde con las características propias de la ciudad.

### Agradecimientos

Carlos Sánchez-García está actualmente financiado con un contrato postdoctoral Margarita Salas (ref. MARSALAS21-22) financiado por European Union-Next Generation EU y el Ministerio de Universidades. Este trabajo también ha recibido apoyo del Proyecto del Ministerio de Ciencia e Innovación en el Programa de Proyectos de Retos FluvAlps-PaleoRisk (PID2020-113664RB-I00). Carlos Sánchez-García está adscrito al Institut Català de Paleoecologia Humana i Evolució Social (IPHES-CERCA) que recibe financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación a través del programa de excelencia "María de Maeztu" (CEX2019-000945-M).

#### Referencias

- Agrawal, N., 2018. Defining Natural Hazards Large Scale Hazards. *Natural Disasters Risk Management in Canada*. Springer Dordrecht 1, 23. https://doi.org/10.1007/978-94-024-1283-3
- Aksha, S.K., Resler, L.M., Juran, L., Carstensen Jr.L.W., 2020. A geospatial analysis of multi-hazard risk in Dharan, Nepal. Geomatics, Natural Hazards and Risk 11(1), 88-111. https://doi.org/10.1080/19475705.2019.1710580
- Altamirano, A., Salas, C., Yaitul, V., Smith-Ramirez, C., Ávila, A., 2013. Influencia de la heterogeneidad del paisaje en la ocurrencia de incendios forestales en Chile Central. *Revista de Geografía Norte Grande* 55, 157-170. https://doi.org/10.4067/S0718-34022013000200011
- Barrantes, C.G., Barrantes, S.O., Núñez, R.O., 2011. Efectividad de la metodología Mora-Vahrson modificada en el caso de los deslizamientos provocados por el terremoto de Cinchona, Costa Rica. *Revista Geográfica de*

*América Central* 2 (47), 141-162. Disponible en: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=451745770006 (Acceso: 8 noviembre 2022)

- Barrantes, C. G., 2018. Multi-hazard model for developing countries. *Natural hazards* 92(2), 1081-1095. https://doi.org/10.1007/s11069-018-3239-6
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X., Martin, D., 2012. Fire and soils: key concepts and recent advances. *Geoderma* 191, 3-13. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.004
- Busico, G.A., Salgado-Gálvez, M.A., Zuloaga, D., González, D., Cardona, O.D., 2017. Integration of Probabilistic and Multi-Hazard Risk Assessment Within Urban Development Planning and Emergency Preparedness and Response: Application to Manizales, Colombia. *International Journal of Disaster Risk Science* 8, 270–283. https://doi.org/10.1007/s13753-017-0135-8
- Bocco, G., 2019. Vulnerabilidad, adaptación y resiliencia sociales frente al riesgo ambiental. Teorías subyacentes. *Investigaciones Geográficas* 100. https://doi.org/10.14350/rig.60024
- Busico, G., Giuditta, E., Kazakis, N., Colombani, N., 2019. A Hybrid GIS and AHP Approach for Modelling Actual and Future Forest Fire Risk Under Climate Change Accounting Water Resources Attenuation Role. Sustainability 11, (24), 7166. https://doi.org/10.3390/su11247166
- Carreño, M.L., Cardona, O.D., Barbat, A.H., Suarez, D.C., Perez, M.D.P., Narvaez, L., 2017. Holistic disaster risk evaluation for the urban risk management plan of Manizales, Colombia. *International Journal of Disaster Risk Science* 8, 258-269. https://doi.org/10.1007/s13753-017-0136-7
- Carrión-Mero, P., Briones-Bitar, J., Morante-Carballo, F., Stay-Coello, D., Blanco-Torrens, R., Berrezueta, E., 2021. Evaluation of Slope Stability in an Urban Area as a Basis for Territorial Planning: A Case Study. *Appl. Sci.* 11, 5013. https://doi.org/10.3390/app11115013
- Castellanos, A.E.A., 2008. *Multiscale landslide risk assessment in Cuba*. Dissertation 154, 1-10, Utrecht University, The Netherlands.
- Comunidad Andina, 2017. Estrategia Andina para la Gestión del Riesgo de Desastres (EAGRD). Decisión N° 819. Perú, Comunidad Andina. Disponible en: https://www.comunidadandina.org/StaticFiles/2017522151956ESTRATEGIA%20ANDINA.pdf (Acceso: 6 abril 2022)
- D'Ercole, R., Metzger, P.P., 2004. *Vulnerabilidad del Distrito Metropolitano de Quito*. IRD / MDMQ. AH/Editorial, 23, 496, Colección Quito Metropolitano.
- D'Ercole, R., Hardy, S., Metzger, P., Robert J., 2009. Vulnerabilidades urbanas en los países andinos. Introducción general. *Bulletin de l'Institut français d'études andines* 38 (3), 401-410. https://doi.org/10.4000/bifea.2222
- El-Kholei, A.O., 2019. Chapter 8 Risks, hazards, and disasters: can a smart city be resilient? In *Smart Cities: Issues and Challenges*, pp. 125-146, Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816639-0.00008-9
- Enoh, M.A., Okeke, U.C., Narinua, N.Y., 2021. Identification and modelling of forest fire severity and risk zones in the Cross–Niger transition forest with remotely sensed satellite data. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science* 24(3), 879-887. https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2021.09.002
- Fick, S.E., Hijmans, R.J., 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37 (12), 4302-4315. https://doi.org/10.1002/joc.5086
- Francos, M., Sánchez-García, C., Girona-García, A., Fernández-García, V., 2021. Influence of topography on sediment dynamics and soil chemical properties in a Mediterranean forest historically affected by wildfires: NE Iberian Peninsula. *Environmental Earth Sciences* 80(12), 1-15. https://doi.org/10.1007/s12665-021-09731-2
- Francos, M., Sánchez-García, C., Corvacho-Ganahín, O., Fernández-García, V., 2022. Soil minor elements in contrasting profiles in an area frequently affected by fire. NE Iberian Peninsula. *Fire* 5, 189. https://doi.org/10.3390/fire5060189
- GAD Azogues, 2011. *SIG Municipal*. Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Azogues, Ecuador. Disponible en: https://www.azogues.gob.ec/portal/index.php (Acceso: 7 septiembre 2022)

- Garcia-Aristizabal, A., Gasparini, P., Uhinga, G., 2015. Multi-risk Assessment as a Tool for Decision-Making. En: S. Pauleit, A. Coly, S. Fohlmeister, P. Gasparini, G. Jørgensen, S. Kabisch, W. J. Kombe, S. Lindley, I. Simonis, K. Yeshitela (Eds.). Urban Vulnerability and Climate Change in Africa, pp 229-258. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-03982-4\_7
- Gautam, D., Thapa, S., Pokhrel, S., Lamichhane, S., 2021. Local level multi-hazard zonation of Nepal. *Geomatics, Natural Hazards and Risk* 12(1), 405-423. https://doi.org/10.1080/19475705.2021.1879941
- Gencer, E., Panda, A., Amaratunga, D., 2021. The Role and Challenges for Local Governments in Achieving the Resilience of Critical Infrastructure. En: D. Amaratunga, R. Haigh, N. Dias (Eds) *Multi-Hazard Early Warning and Disaster Risks*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-73003-1\_8
- Ghorbanzadeh, O., Blaschke, T., Gholamnia, K., Aryal, J., 2019. Forest fire susceptibility and risk mapping using social/infrastructural vulnerability and environmental variables. *Fire* 2(3), 50. https://doi.org/10.3390/fire2030050
- Gómez-Orea, D., Gómez-Villamarino, M., 2014. Marco conceptual para la ordenación territorial y reflexiones sobre el proceso ecuatoriano en la materia. In *IX Simposio nacional de desarrollo urbano y planificación territorial*, (21). Disponible en: http://www.sndu.org/ponencias/panel1/D\_Gomez\_Orea.pdf (Acceso: 8 diciembre 2022)
- Idrovo, C., 2010, *Optimización de la planta de tratamiento de Uchupucún*. Tesis de Pregrado, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador.
- IGM, 2009. Descarga de información planificación nacional. Visor geográfico. Instituto Geográfico Militar, Quito, Ecuador. Disponible en: https://www.geoportaligm.gob.ec/geoinformacion/index-alt7.html (Acceso: 13 agosto 2022)
- IGM, 2018. Aptitud física del territorio 2018 y Memorias Técnicas, Ciudad de Azogues. Instituto Geográfico Militar, Quito, Ecuador. Disponible en: https://www.geoportaligm.gob.ec/geoinformacion/index-alt3.html (Acceso: 13 agosto 2022)
- INAMHI, 2017. Anuario meteorológico. Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología de Ecuador.
- Kühnl, M., Sapena, M., Wurm, M., Geiß, C., Taubenböck, H., 2022. Multitemporal Landslide Exposure and Vulnerability Assessment in Medellín, Colombia, PREPRINT (1), *Research Square*. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1309670/v1
- López-Valencia, A.P., 2019. Vulnerability assessment in urban areas exposed to flood risk: methodology to explore green infrastructure benefits in a simulation scenario involving the Cañaveralejo River in Cali, Colombia. *Natural Hazards* 99, 217–245. https://doi.org/10.1007/s11069-019-03736-8
- Lummen, N. S., Yamada, F., 2014. Implementation of an integrated vulnerability and risk assessment model. *Natural Hazards* 73, 1085-1117. https://doi.org/10.1007/s11069-014-1123-6
- MAGAP, 2014. Memoria Técnica: Cantón Azogues, Proyecto: "Levantamiento de Cartografía Temática escala 1:25.000, Lote 1". Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca, Quito, Ecuador. Disponible en: http://metadatos.sigtierras.gob.ec/pdf/Memoria\_tecnica\_Coberturas\_AZOGUES\_20150306.pdf (Acceso: 9 octubre 2022)
- Moraga, P.J.C., 2010. Evaluación del riesgo ante incendios forestales en la cuenca del río Tempisque, Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central* 2(45), 33-64. Disponible en: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=451744669002 (Acceso: 4 noviembre 2022)
- Nefeslioglu, H. A., Gorum, T., 2020. The use of landslide hazard maps to determine mitigation priorities in a dam reservoir and its protection area. *Land Use Policy* 91, 104363. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104363
- Pardeshi, S.D., Autade, S.E., Pardeshi, S.S., 2013. Landslide hazard assessment: recent trends and techniques. *SpringerPlus* 2, 523. https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-523
- Paucar, C.J.A., 2016. Modelo para la articulación de la Gestión del Riesgo en el proceso de Ordenamiento Territorial de la ciudad de Guaranda/Ecuador. Tesis Doctoral, Universitat de València, España.

- Paudel, U., 2016. Landslide susceptibility assessment using machine learning with emphasis on scaling and topographic representation issues. Dissertation, The University of Tokyo, Tokyo. https://doi.org/10.15083/00075345
- Pazmiño, D., 2019. Peligro de incendios forestales asociado a factores climáticos en Ecuador. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo* 1(1), 10–18. https://doi.org/10.29166/revfig.v1i1.1800
- Portilla, F.F., 2018. Agroclimatología del Ecuador. Ed. Universitaria Abya-Yala, Universidad Politécnica Salesiana, Quito, Ecuador.
- Promper, C., Glade, T., 2016. Multilayer-exposure maps as a basis for a regional vulnerability assessment for landslides: applied in Waidhofen/Ybbs, Austria. *Natural Hazards* 82, 111-127. https://doi.org/10.1007/s11069-016-2311-3
- Promper, C., Gassner, C., Glade, T., 2015. Spatiotemporal patterns of landslide exposure–a step within future landslide risk analysis on a regional scale applied in Waidhofen/Ybbs Austria. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 12, 25-33. https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2014.11.003
- Puente-Sotomayor, F., Egas, A., Teller, J., 2021. Land policies for landslide risk reduction in Andean cities. *Habitat International* 107, 102298. https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2020.102298
- Qie, Z., Rong, L., 2017. An integrated relative risk assessment model for urban disaster loss in view of disaster system theory. *Nat Hazards* 88, 165–190. https://doi.org/10.1007/s11069-017-2861-z
- Rahmati, O., Zeinivand, H., Besharat, M., 2016. Flood hazard zoning in Yasooj region, Iran, using GIS and multicriteria decision analysis. *Geomatics, Natural Hazard and Risk* 7(3), 1000-1017. https://doi.org/10.1080/19475705.2015.1045043
- Ranke, U., 2016. Chapter 7: Risk Assessment. *Natural disaster risk management*. Switzerland: Springer International Publishing. http://doi.org/10.1007/978-3-319-20675-2
- Reyes, B.F., Balcázar, G.C., 2021. Factores que inciden en la probabilidad de ocurrencia de incendios forestales en Ecuador. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo* 11(1), 50–60. https://doi.org/10.29166/revfig.v11i1.2634
- Reyes, P.M.D., Moreno, I.V.J., López, A.A.C., Lasso, B.L., Suango, S.V., Toulkeridis, T., 2020. Use of the Heuristic Model and GIS to Zone Landslide Hazards in the Mira River Basin, Ecuador. En: M.G. Rodriguez, C.E.R. Fonseca., J.P. Salgado, P. Pérez-Gosende, C.M. Orellana, S. Berrezueta (Eds). *Information and Communication Technologies*. TICEC 2020. Communications in Computer and Information Science, 1307. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-62833-8\_19
- Robles, A., Rodríguez-Garrido, M. A., Álvarez-Taboada, M. F., 2016. Characterization of wildland-urban interfaces using LiDAR data to estimate the risk of wildfire damage. *Revista de Teledetección* 45, 57-69. https://doi.org/10.4995/raet.2016.3967
- Romero, A.A.N., 2016. *Evaluación de la vulnerabilidad sísmica para la ciudad de Azogues*. Tesis de Maestría, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
- Sacoto-Flores, M.A., 2022. Implementación de los lineamientos para la Gestión del Riesgo de Desastres del Servicio Nacional de Gestión de Riesgos y Emergencias (SNGRE) en el Plan del Buen Vivir y Ordenamiento Territorial (PBVOT) del cantón Azogues. Tesis de Máster, Universitat de Barcelona, Barcelona, España.
- Sánchez-García, C., Francos, M., 2022. Human-environmental interaction with extreme hydrological events and climate change scenarios as background. *Geography and Sustainability* 3, 232-236. https://doi.org/10.1016/j.geosus.2022.08.002
- Sánchez-García, C., Schulte, L., Carvalho, F., Peña, J.C., 2019. A 500-year flood history of the arid environments of southeastern Spain. The case of the Almanzora River. *Global and Planetary Change* 181, 102987. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2019.102987
- Schelhorn, S. J., Herfort, B., Leiner, R., Zipf, A., De Albuquerque, J. P., 2014. Identifying elements at risk from OpenStreetMap: The case of flooding. En S.R. Hiltz, M.S. Pfaff, L. Plotnick, and A.C. Robinson (Eds).

Proceedings of the 11 th International ISCRAM Conference – University Park, Pennsylvania, USA, May 2014

- Schneiderbauer, S., Ehrlich, D., 2004. Risk, Hazard and People's Vulnerability to Natural Hazards: A Review of Definitions, Concepts and Data. European Commission Joint Research Centre, EUR 21410 EN. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/268149143\_Risk\_Hazard\_and\_People%27s\_Vulnerability\_to\_Nat ural\_Hazards\_a\_Review\_of\_Definitions\_Concepts\_and\_Data
- Serra-Dávalos, M., Plana-Bach, E., Cerdan-Heredia, R., 2019. La integración del riesgo de incendios forestales en el urbanismo: una aproximación normativa, analítica y práctica para el caso de Cataluña. XI Seminario Internacional de Investigación en Urbanismo, Barcelona-Santiago de Chile, Junio 2019. Barcelona: DUOT, 2019. https://doi.org/10.5821/siiu.6567
- Shrestha, K., Khadka, U.R., Singh Shrestha, M., 2021. Comparative GIS-Based Assessment of Landslide Susceptibility of Chepe River Corridor, Gandaki River Basin, Nepal. En: R. Djalante, M.F.B. Bisri, R. Shaw (Eds). *Integrated Research on Disaster Risks. Disaster Risk Reduction*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55563-4\_7
- Singh, A., Pal, S., Kanungo, D.P., 2021. An integrated approach for landslide susceptibility-vulnerability-risk assessment of building infrastructures in hilly regions of India. *Environ. Dev. Sustain.* 23, 5058–5095. https://doi.org/10.1007/s10668-020-00804-z
- Sivrikaya, F., Küçük, Ö., 2022. Modeling forest fire risk based on GIS-based analytical hierarchy process and statistical analysis in Mediterranean region. *Ecological Informatics* 68, 101537. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101537
- SNGRE. s.f., *SNGRE publica lineamientos para incluir la gestión del riesgo en planes de ordenamiento territorial.* Servicio Nacional de Gestión de Riesgos y Emergencias, Guayaquil, Ecuador. Disponible en: https://www.gestionderiesgos.gob.ec/sngre-publica-lineamientos-para-incluir-la-gestion-del-riesgo-enplanes-de-ordenamiento-territorial/ (Acceso: 19 septiembre 2022)
- SNGRE, 2019. Geoportal SNGRE. Descarga de archivos geográficos: Incendios Forestales y Movimientos en Masa. Servicio Nacional de Gestión de Riesgos y Emergencias, Guayaquil, Ecuador. Disponible en: https://informacion.gestionderiesgos.gob.ec:8443/centrodedescarga/contenidos/ (Acceso: 19 septiembre 2022)
- SNGRE, 2021. Registros históricos de eventos naturales y/o antrópicos de la ciudad de Azogues desde el año 2010 hasta el año 2021. Servicio Nacional de Gestión de Riesgos y Emergencias, Zonal 6, Ecuador.
- SNGRE, 2022. Lineamientos para la Gobernanza de la Gestión del Riesgo de Desastres en los GADs municipales y metropolitanos. Servicio Nacional de Gestión de Riesgos y Emergencias, Guayaquil, Ecuador. Disponible en: https://www.gestionderiesgos.gob.ec/documentos-de-gestion-de-riesgos/ (Acceso: 19 septiembre 2022)
- SNGRE-PNUD, 2011. Propuesta Metodológica para el análisis de vulnerabilidades en función de amenazas a nivel municipal: sísmica, volcánica, inundación y deslizamiento de tierra. Biblioteca Virtual SNGRE. Disponible en: https://biblioteca.gestionderiesgos.gob.ec:8443/items/show/122 (Acceso: 19 septiembre 2022)
- SNGRE-PNUD, 2014. Lineamientos metodológicos para comprender la vulnerabilidad a partir de la identificación de elementos esenciales. Biblioteca Virtual SNGRE. Disponible en: https://biblioteca.gestionderiesgos.gob.ec:8443/items/show/59 (Acceso: 1 diciembre 2022)
- SIN, 2014. *Portal de descargas*. Servicio Nacional de Información, Quito, Ecuador. Disponible en: https://sni.gob.ec/inicio (Acceso: 18 noviembre 2022)
- SIN, 2018. Plan del Buen Vivir y Ordenamiento Territorial (PBVOT) del cantón de Azogues Ecuador. GAD Municipal de Azogues. Servicio Nacional de Información, Quito, Ecuador. Disponible en: https://multimedia.planificacion.gob.ec/PDOT/descargas.html (Acceso: 20 diciembre 2022)
- Soto, J., Galve, J.P., Palenzuela, J.A., Azañón, J.M., Tamay, J., Irigaray, C., 2017. A multi-method approach for the characterization of landslides in an intramontane basin in the Andes (Loja, Ecuador). *Landslides* 14, 1929-1947. https://doi.org/10.1007/s10346-017-0830-y

- Sun, L., Ma, C., Li, Y., 2019. Multiple geo-environmental hazards susceptibility assessment: a case study in Luoning County, Henan Province, China. *Geomatics, Natural Hazards and Risk* 10 (1), 2009-2029. https://doi.org/10.1080/19475705.2019.1658648
- Suryabhagavan, K.V., Alemu, M., Balakrishnan, M., 2016. GIS-based multi-criteria decision analysis for forest fire susceptibility mapping: a case study in Harenna forest, southwestern Ethiopia. *International Society for Tropical Ecology* 57(1), 33-43
- UNDRR, 2015. What is the Sendai Framework for Disaster Risk Reduction? United Nations Office for Disaster Risk Reduction. Disponible en: https://www.undrr.org/implementing-sendai-framework/what-sendai-framework
- UNDRR, 2016. Report of the open-ended intergovernmental expert working group on indicators and terminology relating to disaster risk reduction. United Nations Office for Disaster Risk Reduction. Disponible en: https://www.preventionweb.net/quick/11605
- UNDRR, 2019. Critical infrastructure including schools, health facilities and roads threatened by climate crisis. United Nations Office for Disaster Risk Reduction, Geneva, October 11.
- UNDRR, 2021. Regional Assessment Report on Disaster Risk in Latin America and the Caribbean (RAR 2021). United Nations Office for Disaster Risk Reduction. Disponible en: https://www.undrr.org/launchregional-assessment-report-disaster-risk-latin-america-and-caribbean
- Vélez, D.P.E., 2012. Comprobación de las correlaciones de la presión de expansión con las propiedades índices en suelos del sector Challuabamba, Cuenca, recomendaciones para la construcción de cimentaciones. Tesis de Maestría, Universidad de Cuenca, Ecuador.
- Villagrán De León, J.C., 2006. Vulnerability: a conceptional and methodological review. Studies of the University: Research, Counsel, Education – Publication Series of UNU Institute for Environment and Human Security (UNU-EHS), No. 4/2006, Bonn, Germany. Disponible en: https://collections.unu.edu/view/unu:1871#viewAttachments
- Xofi, M., Domingues, J.C., Santos, P.P., Pereira, S., Oliveira, S.C., Reis, E., Zêzere, J.L., Garcia, R.A.C., Lourenço, P.B., Ferreira, T. M., 2022. Exposure and physical vulnerability indicators to assess seismic risk in urban areas: a step towards a multi-hazard risk analysis. *Geomatics, Natural Hazards and Risk* 13(1), 1154-1177. https://doi.org/10.1080/19475705.2022.2068457
- Younes, C.N., Erazo, M.E., 2016. Landslide susceptibility analysis using remote sensing and GIS in the western Ecuadorian Andes. *Natural Hazards* 81, 1829–1859. https://doi.org/10.1007/s11069-016-2157-8
- Zapata-Ríos, X., Lopez-Fabara, C., Navarrete, A., Paguay-Torres, Flores, M., 2021. Spatiotemporal patterns of burned areas, fire drivers, and fire probability across the equatorial Andes. *Journal of Mountain Science* 18, 952–972. https://doi.org/10.1007/s11629-020-6402-y
- Zorn, M., 2018. Natural Disasters and Less Developed Countries. In: S. Pelc, M. Koderman (Eds). Nature, Tourism and Ethnicity as Drivers of (De)Marginalization. Perspectives on Geographical Marginality, vol 3. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-59002-8\_4

Cuadernos de Investigación Geográfica Geographical Research Letters	2023	Nº 49	рр. 191-210	EISSN 1697-9540
--	------	-------	-------------	-----------------

Copyright © 2022, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

http://doi.org/10.18172/cig.5280

# EVALUATION OF THE QUALITY OF THE VOLUNTARY GEOGRAPHIC INFORMATION FOR THE ROAD NETWORK IN BOGOTÁ D.C.

# LUIS A. NIÑO BELTRÁN <sup>1</sup><sup>(D)</sup>, AQUILES E. DARGHAN CONTRERAS<sup>\*1</sup>, LIBIA D. CANGREJO ALJURE<sup>2</sup>, EDWIN F. GRISALES CAMARGO<sup>2</sup><sup>(D)</sup>

<sup>1</sup> Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias Agrarias. Bogotá, Colombia.

<sup>2</sup> Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería. Bogotá, Colombia.

**ABSTRACT.** The production of Voluntary Geographic Information has been growing considerably and continues to be an active area of research. However, the lack of knowledge about the quality of information generated on a voluntary and participatory basis raises challenges and questions about its use. In the review carried out for the Colombian case, no studies related to the subject were identified; consequently, this study is presented on the evaluation of the quality of this type of information on the road network of Bogotá with respect to completeness, positional accuracy and thematic accuracy. This evaluation was carried out by means of a semi-automatic process that uses a mobile buffer and the centroid of the roads to make the corresponding comparisons between two data sources. The results found reveal that the method used allowed to compare up to 85.0% of the data, and that the OpenStreetMap mesh has a completeness of 85.4%, over the entire area of Bogotá. A positional accuracy of 3.98 m and a thematic accuracy related to the percentage of error in the attributes: Road hierarchy, direction of flow and road naming of 35.8%, 15.0% and 34.6% respectively. The quality evaluated through completeness, positional and thematic accuracy in synergistic terms is deficient with respect to the minimum quality levels established in the standard data model, however, the evaluation for each of the attributes shows an acceptable quality in terms of completeness and thematic accuracy.

# Evaluación de la calidad de la Información Geográfica Voluntaria de la red vial de Bogotá D.C.

**RESUMEN.** El aumento en la producción de Información Geográfica Voluntaria (VGI) ha venido creciendo considerablemente y se han realizado diversos estudios al respecto. Sin embargo, el desconocimiento de la calidad de la información generada en forma voluntaria y participativa, plantea retos y cuestionamientos sobre el uso de este tipo de información. En la revisión efectuada para el caso colombiano no se identificaron estudios relacionados con el tema; en consecuencia, se presenta este estudio sobre la evaluación de la calidad VGI de la malla vial de Bogotá respecto a la completitud, a la exactitud posicional y a la exactitud temática. Esta evaluación se realizó por medio de un proceso semiautomático que usa un buffer móvil y el centroide de las vías para realizar las comparaciones correspondientes entre dos fuentes de datos. Los resultados encontrados revelan que el método empleado permitió comparar hasta el 85,0% de los datos, además se calculó que la malla OSM (OpenStreetMap) tiene una completitud del 85,4%, sobre toda el área de Bogotá. Una exactitud posicional de 3,98 m y una exactitud temática relacionada al porcentaje de error en los atributos: Jerarquía vial, Dirección de flujo y Nombramiento de las vías de 35,8%, 15,0% y 34,6% respectivamente. La calidad VGI evaluada a través de la completitud, la exactitud posicional y la exactitud temática es considerada conjuntamente como deficiente, Sin embargo, evaluada la calidad separadamente a través de las medias indicadas, se concluyó que los datos VGI gozan de una completitud aceptable, una exactitud posicional óptima y una exactitud temática deficiente.

Key words: OpenStreetMap, road network, regular expressions, positional accuracy, thematic accuracy.

Palabras clave: OpenStreetMap, red de carreteras, expresiones regulares, precisión posicional, precisión temática.

Received: 2 December 2021 Accepted: 1 June 2022

\***Corresponding author:** Aquiles E. Darghan Contreras, Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias Agrarias. Bogotá, Colombia. E-mail: aqedarghanco@unal.edu.co

### **1. Introduction**

With the appearance of new and improved ways of acquiring, sharing and updating information through *online* platforms and devices (WEB 2.0), the number of contributors who can create, store and edit geographic data has increased (Hudson *et al.*, 2009; Darwish and Lakhtaria, 2011). This facilitates obtaining information at low cost and is faster than traditional methods. However, these advantages are accompanied by certain problems related to quality (Esmaili *et al.*, 2013; Moreri *et al.*, 2018). This dynamic is known under the term "Volunteered Geographic Information" (VGI) (Janelle and Goodchild, 2011), where the data is provided by citizens who act as sensors on the world that surrounds them, generating geographic information (Goodchild and Li, 2012).

One of the most successful VGI projects currently in force is OpenStreetMap, where the geographic information collected comes from multiple users and sources, causing the collected data to be accompanied by a high degree of heterogeneity. To minimize this high variability in terms of quality, OpenStreetMap has created a production model published in Wikipedia (Haklay and Weber, 2008), in order to indicate to users how to add and edit geographic data and thus standardize the coding of the information. However, due to the increasing use of VGI data, and the lack of reliability, many researchers have focused on studying its quality and usability (Haklay 2010; Fonte *et al.*, 2015; Yan *et al.*, 2017). All these studies have made it possible to delve into the classification of VGI data given the nature by which they were collected. Various authors such as Goodchild and Li (2012) have discussed alternatives for evaluating the quality of data, among them are the use of user groups to validate the edits made (*crowd-sourcing*) as well as the use of documentation to control its quality. Researchers such as Elwood *et al.* (2012), Foody *et al.* (2013), Jonietz and Zipf (2016), Wu *et al.* (2021) have created frameworks where VGI quality is evaluated and controlled using frameworks mentioned previously.

However, in response to the need to ensure the quality of geographic data, a series of quantitative and qualitative methods have been created, including measures and indicators for VGI (Antoniou and Skopeliti, 2015). The principles and guidelines of quality measures are given by the International Organization for Standardization (ISO) in its most recent version (ISO 19157: 2013) where the following quality elements have been defined: completeness, positional accuracy, logical consistency, temporal quality, thematic accuracy, among others.

Using the quality measures, several research projects focused on ensuring VGI quality have been developed. These quality measures have been evaluated by comparing objects referring to road nets with respect to official data (Dorn *et al.*, 2015; Mahabir *et al.*, 2017), and most authors have highlighted the presence of heterogeneity in quality. These methodologies are because official data are created under high quality standards (Antoniou and Skopeliti, 2015); and, therefore, it makes sense to try to use them as reference elements.

In the assessment of completeness, the most widely used method has been the one developed by (Goodchild and Hunter, 1997) where from two linear data sources, one called official and the other

as VGI source, buffers are created (Zhang *et al.*, 2019) around the reliable source and all those VGI elements that are within the range of influence of the buffer are selected, resulting in a count of elements and distances that allow determining the absence or excess of elements in the VGI source. A modification of this method has been used by (Da Costa, 2016a) where the completeness of the data was evaluated by quantifying the excesses and defects of polygonal objects. More advanced methods have proposed evaluating the completeness of the data by means of semi-automatic and automatic matching (*matching*), such is the case of research developed by Abdolmajidi *et al.* (2015) where the technique called *extended node-based* and consists of comparing the geometry by means of the coincidence of nodes and the topological evaluation of the elements. This study was based particularly on the matching of complex road structures. Others such as Bazeley and Jackson (2013) assessed completeness in point-like entities, using a more robust method than the one developed by (Haklay, 2010) and demonstrating that a count comparison is not sufficient to describe the differences between two data sources.

Regarding the evaluation of positional accuracy, the most common methods of evaluation consist of creating geometric matches and calculating the distance to the centroid of the line, where the positional accuracy is calculated by means of the Root of the Mean Square Error (RMSE) for the desired component. For example, Haklay (2010) found that OpenStreetMap data compared manually with an official UK source contained an error of 8.5 m. Ludwig *et al.* (2011) compared a German OpenStreetMap road grid to a private resource by matching from automatically formed linear objects to finally calculate positional accuracy. Graser *et al.* (2014), developed an algorithm to evaluate the quality of road networks addressing positional precision.

Regarding thematic accuracy, some researchers measure the percentage of correct classification of the type of road attributes (Antoniou and Skopeliti, 2015). Others measure accuracy using the univariate kappa index (Arsanjani *et al.*, 2015). There are also studies focused on determining the correct classification of attributes using a confusion matrix and a series of spatial crossings (Codescu *et al.*, 2011) where important differences in quality have been found between urbanized and rural areas. as well as on the type of entities studied.

Other relevant works regarding the quality of the VGI data are related to the quality measures of interest in the field of semantic similarity and the application of data mining techniques (Ipeirotis *et al.*, 2014). One of the advantages of using data mining is that it works on an approach independent of laws and knowledge of geography, and independent of social or multi-source approaches for assessing the quality of VGI (Mobasheri *et al.*, 2018).

Although the proposal to give credit to the information provided by users who are in direct contact with their environment has the support of experts in the area (Goodchild and Li, 2012), there are critical positions that affirm that by coming from these data from multiple users, their quality is compromised, directly affecting the reliability of the data (Ballatore and Zipf, 2015) and making the information often unusable because its quality is not determined and it has too much ambiguity (Esmaili *et al.*, 2013). The problem of using this type of information lies specifically in the lack of knowledge of its quality, therefore the authors mentioned in this article have investigated it in order to open the doors for its use (Antoniou, 2011). Measuring positional accuracy for road data from England contemplates the possibility that these will be used by state agencies, supported by the results found. Other authors argue that knowledge of VGI quality allows the use of data to complement the information gaps between data created by state agencies in developing countries (Mahabir *et al.*, 2017; Lin, 2018; Vannoni *et al.*, 2020).

Given the identified need for quality studies for the road network in Colombia, the objective of this article is to evaluate the quality of the VGI data on the Bogotá road network, considering the quality measures completeness, positional accuracy and thematic accuracy, using a semi-automated method.

# 2. Materials and methods

# 2.1. Study area

The study area is located on the eastern cordillera of the Andes at an altitude of 2,650 meters above sea level. The city of Bogotá, capital of the Colombian territory, has an area of 1,732 km<sup>2</sup> and it has a population of around 8.0 million inhabitants, making it the most populated city in the country. This city is located on 4.609°N, -74.082°W (Fig. 1). Its perimeter limits are inscribed within the coordinates: West: -74.450°; East: -73.986°; South: 3.731°; North: 4.837°.

Bogotá's road system is structured under the interconnection of four hierarchical grids according to their functional characteristics in terms of centrality. On the other hand, and according to the district secretary of finance, most of the marginal areas are in the south- west and south-east of Bogotá, where facilities provided by the government are scarce compared to the other localities. Bogotá's road network comprises 8,196 km of roads, of which 1,296 km correspond to arterial mesh-type sections, 1,691 km to an intermediate road mesh type, 5,091 km to a local road network. The rest of the km correspond to a rural road network, undefined and projected (Cristancho and Triana, 2018).



Figure 1. Location of the study area.

#### 2.2. Voluntary Geographic Information quality measures

The elements for measuring the quality of geographic information are defined in ISO 19157: 2013 Standard that establishes a series of measures and sub-categories establishing the degree of quality of geographic information. From this standard three definitions have been extracted which refer to the measures used for the development of this work. Here is a brief description of them.

# 2.2.1. Completeness

The concept of completeness was defined in (Kresse, 2012) as the presence and/or absence of objects, attributes and relationships represented in the product with respect to its technical specification and a source of higher accuracy. On this item, there are two sub-elements of quality which are known as commission and omission. Commission refers to excess data, the number of elements within the dataset that should not be coded because they do not exist in reality (Number of excess elements) and a rate of excess elements, which is calculated as the ratio of excess elements to the number of elements that should have been present in the dataset. Omission counts the amount of missing data in a product according to the technical specification and a more accurate data source.

#### 2.2.2. Spatial/positional accuracy

The accuracy of the position assesses how well the georeferenced value of an object is related to its respective reality in the field (Van Oort, 2006; Stein *et al.*, 2016). Its sub-elements of quality are absolute and relative accuracy. The absolute accuracy refers to the proximity between the observed values vs. their true values, while the relative accuracy refers to the position of an element with respect to the other elements contained in the data set.

#### 2.2.3. Thematic accuracy

This evaluates the accuracy of the qualitative attributes, as well as the classification of the characteristics and their relationships. The thematic accuracy sub-item involved was the qualitative accuracy of an attribute. This consists of identifying the differences between the assigned qualitative values vs their real values. Illustrative examples are the labels on the road mesh. For the development of this project, thematic accuracy will be considered as a synergy between the completeness of the attributes and their accuracy, following the definition made by Koukoletsos *et al.* (2012).

#### 2.3. Data

The data comes from two sources: (I) the IDECA (The Spatial Data Infrastructure of Bogotá) road grid in its version 09.17 (September 2017), considered as reference source, and (II) the VGI road grid coming from OpenStreetMap downloaded in September 2017. The IDECA reference data were produced under ISO 19157: 2013 quality standards and following the Colombian Technical Standard 5662 (NTC 5662 - Technical specifications for cartographic products). These data have zoom 18 (OSM, 2017a) and were coded under the MAGNA-SIRGAS spatial reference system (EPSG 4686). Positional errors do not exceed one meter (1m) distance at a reliability level of 95.0%, while thematic accuracy has a misclassification rate of 5.0% (IDECA, 2017). The IDECA road network consists of 136,958 sections and 8,196 km. The IDECA road grid contains the attributes: Road direction (From, To, Two-way); Hierarchy (Arterial, Intermediate, Local, Pedestrian, Rural, Planned and Undefined); Road nomenclature or Road type. The IDECA attributes for the geometric object of line sections are: type of road, road name and label, all of type string with abbreviation (*MVIType*), those of type long (Long) and with abbreviation (*MVITCla*) and finally the direction of the road of type string with label (*MVISVia*).

The OpenStreetMap data were downloaded from the *geofabrik* site (Geofabrik, 2018), a server that contains data extracts that are updated daily, within the data, the OpenStreetMap road geometry layer refers to a series of attributes very similar to those previously exposed, however, the classification of the attributes called (*Key*) in OpenStreetMap are governed by the parameters (*Values*), which are subcategories for each element within the OpenStreetMap classification. Information regarding the structure of the OpenStreetMap database is published on the OpenStreetMap Wiki page (OSM 2017b), where mapping guidelines for users can be found. The OpenStreetMap road grid contained at the time 73,454 road sections and 220,362 nodes and their spatial reference WGS84 (EPSG 4326). The attributes taken for the analysis of the road mesh for the online sections were: *Name* (string), *Fclass* (Long) and *Oneway* (string). In addition to this dataset, the Bogotá localities from IDECA were used. Table 1 summarizes the sources used for the development of the research.

Element	Format	Description	Note	
OpenStreetMap data Road	shp zip (SUADE)	Voluntary Data extracted	(Geofabrik, 2018)	
network	sup.zip (SHAFE)	from geofabric server		
IDECA Databasa	Candatabasa (CDP)	Official data of the city of	(IDECA 2017)	
IDECA Database	Geodalabase (GDB)	Bogotá - Road network	(IDECA, 2017)	
Digital Orthophoto of	Web Map Service	WMS complete from IDECA	Geographical extension of	
Bogotá 2014	(WMS)	whis service noill iDECA	49,000 ha	
OpenStreetMon Wilzi	HyperText Markup	Wabaita	OSM projects and	
OpensureetMap wiki	Language (HTML)	website	guidelines	

# 2.4. Extraction and Exploration of OSM Data

The extraction of the OpenStreetMap data was carried out using the *urllib2* Python library. This library allowed the creation of a connection to the URL page (Uniform Resource Locator) that stores this data making it possible to obtain them at will, allowing configuration of the Python code to the location data downloaded. Although semi-automatic data processing is not the main object of this research, it does play an important role in ensuring the credibility of the results (Abdolmajidi *et al.* 2015). As most of the spatial operations were performed using Python through the *arcpy* library, it was necessary to modify the original name of the shapes files coming from OpenStreetMap, since their original syntax did not allow the "*arcpy*" spatial tools to recognize the OpenStreetMap data. All these data came from the *geofabrik* server (Geofabrik, 2018), and were available at the country level. For the specific case in OpenStreetMap data from the Bogotá road network, an automatic spatial clipping had to be performed to select the data of interest framed in the Bogotá area. The functions *arcpy.MakeFeatureLayer\_management,arcpy.SelectLayerByLocation\_management*, and *arcpy.CopyFeatures\_management* were used.

These functions, created by the group (Environmental system Research Institute; ESRI) allow creating, according to the order shown, temporary layers to store results, to select data with respect to a spatial parameter, and finally to copy the results stored in the created temporary layer. Once the OpenStreetMap data had been downloaded and extracted according to the work area, the road mesh reference data was downloaded from the IDECA database.

The exploration of the data, important to give the first assessment of the state of the layers, was carried out using the attributes of the road mesh described above, for which a total count of records was made for each layer, subsequently, for each of the attributes, a count per domain was established, as well as a calculation of percentages. On the other hand, other basic descriptive statistics were calculated as well as the representation by means of histograms to study their distribution in each of the layers analyzed.

Because OpenStreetMap contains a set of rules for the coding of road attributes in each country, it was necessary to study the OpenStreetMap mapping guide created for Colombia, together with the definition of global parameters created in OpenStreetMap (*Map\_Features*). These parameters assign labels to each coded element within OpenStreetMap, each label containing a *key* that represents the subcategories for each class. The guiding review criteria for OpenStreetMap were: Labelling of roads for classification, OpenStreetMap road classification proposed in the Map features page and Common coding errors detected by OpenStreetMap.

# 2.5. Entity-Relationship model

Once the coding guidelines for OpenStreetMap were understood, it was possible to clearly identify the fields that needed to be reclassified for the purpose of comparison by creating an Entity-Relationship (E-R) model, broadly following the work of (Da Costa 2016b) and using the variables described in Table 2. Some categories within the OpenStreetMap *Fclass* field could not be related to a category in IDECA, so they had to be excluded from the study.

Fields	Description	Subcategories	Data
MVIType	Type of track (Cl, KR, TV, DG)	No	IDECA
MVIName	Name of the road	No	IDECA
MVISVia	Direction of the road	Yes	IDECA
MVIEtiquet	Main road name	No	IDECA
Type of classification	Road hierarchy	Yes	OpenStreetMap
Fclass	Classification of the road	Yes	OpenStreetMap
Name	Name of the road	No	OpenStreetMap
Oneway	Direction of the road	Yes	OpenStreetMap

Table 2. Attributes revised.

The construction of the Entity Relationship model (Thalheim, 2013), the following guidelines were taken into account: I) *Relationship in the road sense fields*: where a road sense in IDECA could have more than one value in OSM, respecting the values To, From and Double sense. II) *Road hierarchy*: It was established that the OSM road network had too many categories, which could be reduced and standardized to those coded in IDECA, respecting that the many classes within the OSM road hierarchy could correspond to a single value in the IDECA hierarchical classification. III) *Road naming*: all OSM data had to be standardized according to the methodology followed in IDECA, separating the type of road and the corresponding name, respecting the one-to-one relationship. With the comparison structure defined, the standardization fields were created in the respective layers, after which automatic queries were created to select and group the elements according to the rules established in Figure 2.

Regarding the (E-R) model, it allowed to graphically observe the relationships between entities in a database (Silberschatz *et al.* 2002; Thalheim, 2013). On the other hand, the (E-R) model has cardinality correspondence restrictions, i.e. the degree of association that entities have. These restrictions are defined as follows: One to One (1:1), One to Many (1:\*) and Many to Many (\*:\*). To create the model, the relationship in the road direction fields was taken into account, where a road direction in IDECA could have more than one value, in OpenStreetMap, respecting the values To, From and Two-way; the Road Hierarchy for which it was established that the OpenStreetMap road network had too many categories, which could be reduced and standardized to those coded in IDECA, respecting that the many classes within the OpenStreetMap road hierarchy could correspond to a single value in the IDECA hierarchical classification; the Road Naming, where all OpenStreetMap data had to be standardized according to the methodology followed in IDECA, separating the type of road and the corresponding name. Respecting the ratio (1:1).



Figure 2. Entity-Relationship model.

With the comparison structure defined, we proceeded to create the standardization fields in the respective layers, after which automatic queries were created to select and group the elements according to the established rules. Some functions used to automate the process were: *arcpy.Select\_analysis* (function to select data using Structured Query Language - SQL), *arcpy.AddField\_management* (function to create new fields, which contained the new classification of the data according to the type of attribute described in the E-R model and the Creation of fields that would house the results of the attribute comparison).

Once the comparison structure was defined and standardized, the fields composed of character strings were compared. As expected, the OpenStreetMap data contained inconsistencies in terms of text typing, which forced us to standardize the names according to road type and street name. This study did not analyze the compound name because of the associated difficulties. Standardization of names was achieved using regular expressions known as *Regex* (Sharma and Nagpal, 2020). The regular expressions used are presented in Table 3.

Expression	Description
	Look for any patterns related to the letters C-a-l-e. Even if
[Calle]+	there are spaces between the letters.
$[0, 0] + [4, 7_0, 7]*$	Select expressions that begin with numbers and continue
$[0-9]+[\mathbf{A}-\mathbf{Z}\mathbf{a}-\mathbf{Z}]$	with letters.
¢(۱۵ ۵۱)	Pattern for selecting expressions that start with numbers
([0-9]+)\$	but do not have letters.
2(+01)	Selects strings that start with 0 and have no other number
··([0+)\$	associated with them.
	Select expressions that begin with letters and continue with
∩ [A-Z] +⊅	letters.

Table 3. Standardization of road names.

With these expressions, general patterns were found to detect the type of track even if it was incorrectly typed. It was also possible to standardize the name of the main pathway, cleaning spaces at the beginning and end of each record. The following rules were established: (I) There cannot be two types of roads in the same label: 34th *Calle 34; calle 34*, (II) There cannot be spaces at the beginning, (III) There cannot be special characters = / # -\$. (IV) There cannot be any combination of Street, Street and Avenue that does not end in a vowel. (V) Nomenclature and names must be separated for comparison. (VI) Bis must be in capital letters and without space between the number: 4 Bis: 4BIS. The standardized data was automatically copied into the column created to accommodate this standardization.

Once the data were standardized and columns were created to store the results of the comparison, homologous objects in both datasets were determined, a series of functions were employed to create spatial relationships through the use of indexing techniques, minimum distance calculation, node counting, use of buffers and calculation of distances (km). This could be done by broadly following the methodologies created by Goodchild and Hunter (1997) and Haklay (2010), used to measure positional accuracy and completeness. In our case, a moving buffer was applied depending on the distance of the nearest object to the central node of each line, and Bogotá localities were used instead of grids to measure distances (km) to detect missing elements.

In order to achieve this by means of an automatic process, the following steps were followed: I) the OpenStreetMap Road grid was transformed to the geographical coordinate system EPSG:4686, II) the OpenStreetMap roads were cut according to the intersection with other road segments, in order to get the roads with lengths as close as possible to the IDECA source, III) then the fields for measuring km were created in each of the layers. It is clarified that in this step all the fields of road hierarchy, direction of flow and name of the roads were already standardized, IV) the minimum distances to each road node center of each object were calculated, V) buffers with the minimum distance of the nearest segments were used, VI) the point to point spatial relations were indexed, VII) a spatial crossing with the localities was created in order to agglomerate results and finally VIII) the differences between the attributes were calculated.

The assessment of data completeness related to missing or excess elements was calculated using the automatic method, which created a relationship between nearest line nodes between the two data sources. The km and number of central nodes for each line were calculated. These results were grouped by location, where the number of elements and km in each of the locations were compared to determine the absence or excess of elements in the OpenStreetMap grid with respect to the reference source. Absolute positional accuracy, which refers to the accuracy of the position of an element with respect to another of higher precision, was calculated using Equation 1 (*Eq. 1*). Coordinates were calculated for each of the central nodes of the OpenStreetMap and IDECA road grid, then the differences were measured for records in the horizontal (x, y) component:

$$e_i = \sqrt{(X_{if} - X_{ir})^2 + (Y_{if} - Y_{ir})^2}$$
(Eq. 1)

where  $e_i$  represented the *i* -th horizontal error (*i* =1, ..., *n*) at each point, ( $X_{if}$ ,  $Y_{if}$ ) are considered the coordinates of the source to be corroborated, in this case OpenStreetMap, while, ( $X_{ir}$ ,  $Y_{ir}$ ) are the coordinates considered as reference or true (IDECA). For  $e_i$ , the RMSE for all records was then obtained. Finally, the positional accuracy was calculated according to the National Standard for Spatial Data Accuracy (NSSDA) and observing that the RMSEs in the *x* component is considered equal to those found in the *y* (Greenwalt and Schultz, 1962).

The assessment of thematic accuracy was carried out in a binary way. If the data standardized in OpenStreetMap did not exactly match the value encoded in IDECA then the box took the value of 1, otherwise it took the value of 0. At the end of this comparison a number of items of each object

incorrectly classified by locality was obtained for each of the attributes compared, which were direction of flow, road classification (road hierarchy) and name of the main road. To establish the measure of accuracy (% error) in the classification, the number of errors found was taken divided by the total number of items (multiplied by 100), and an acceptance criterion of up to 5% of misclassified items.

# 3. Results

This section will show the results obtained by measuring the quality of OpenStreetMap data using the three quality measures mentioned: Completeness, Positional Accuracy and Thematic Accuracy. The results are shown in the following order: I) Data Extraction and Exploration, II) Data Standardization, III) Automatic Data Comparison, IV) Completeness and Positional Accuracy Assessment and V) Thematic Accuracy Assessment.

# 3.1. Data Extraction and Exploration

Regarding the preliminary exploration of the data on the following elements: Number of records, Principal road name, Direction of flow and Road hierarchy it was found that OpenStreetMap had 73,454 records while IDECA 136,958 elements. This difference depended largely on the fact that OpenStreetMap did not have a division by road junctions. On the other hand, it was found that 28.3% of the OpenStreetMap records had road nomenclature assigned to them, while only 5.3% of the IDECA data were in the same condition. Regarding the direction of road, it was found that IDECA had five classes defined for this attribute: two-way, From the direction of digitization - no direction of road, Undefined, Towards the direction of digitization. Where 43.4% of the data referred to road direction "Both" and 27.0% was without any definition for the direction of flow. Regarding OpenStreetMap the direction of flow was defined under three categories where 79.4% of the data were recorded with direction "Both" (Fig. 3).



Figure 3. Percentage for each category in road direction

Regarding the Road Hierarchy (Element that categorises the road network according to its arterial functions) it was found that OpenStreetMap had a classification of 26 categories, where the residential type predominated with 36,980 records. This was followed by the *hidhway* category with 8,398 records. On the other hand, the IDECA Road Hierarchy had only seven categories. This eventually

resulted in the need to create standard categories for those attributes that could belong to more than one class. The last step to finalize the data exploration was to review and analyze the OpenStreetMap mapping guide. For the *highway* attribute with the subclassification *motorway*, it is not coded in Colombia, since OpenStreetMap established that these roads do not exist in the country. This is indeed correct as we do not have controlled access roads, so any coding found with these values was counted as an error. The following OpenStreetMap attributes were excluded from the study because they did not have a matching element in the IDECA data: ('*bridleway*', '*cycleway*', '*footway*', '*pedestrian*', '*path*', '*steps*')"), with 23,841 records removed and 116,987 data. Based on the (E-R) model and the data exploration carried out, the following model structure was obtained (Table 4).

OpenStreetMap Road Hierarchy	IDECA	Relation	
Primary			
Primary link	Arterial road network	Many to one	
Trunck			
Secundary			
Secundary Link			
Tertiary	Intermediate road network	Many to one	
Tertiary link			
Trunck link			
Residential	Legal moderational	Many to one	
Living street	Local road network		
Track 15	Rural road network		
Unclasified			
Unknow	Not defined	Many to one	
Services			
Sentido vial OpenStreetMap	IDECA	Relationship	
	Both		
Deth	None		
Both	without definition	One to Many	
	Null		
From	From to	One has and	
То	To from	J One by one	
Road name OpenStreetMap	IDECA	Relationship	
Name	name	One by one	

Table 4. Result of applying the Entity-Relationship model (E-R).

# 3.2. Data Standardization

The fields were created to host the standardization results and the fields that would contain the comparison results in the fields created for the standardized data were:  $New\_Jerc$ : New OpenStreetMap road hierarchy from 26 categories to 7. *Road\_Dir\_IDE*: Standardization of road direction in IDECA: 5 categories to 3 categories. *New\_Jerc*: Road hierarchy: Domain change, now the road hierarchy is governed by numbers 1-7, and in the Fields created to store the results of the comparison: *NEAR\_DIST*: Field to calculate the distances (meters) to the centroids of each object (Completeness). Exac\_po: Field to hold the positional accuracy calculation. *Ch\_New\_Jer*: Boolean field to classify the comparison referring to Road Hierarchy. *Ch\_Sent\_F\_*: Boolean field to classify the comparison referring to Road Name. Table 5 shows an example of name standardization on the main road, performed on OpenStreetMap with the help of regular expressions.

Just over 85,125 records were standardized. There were character strings that could not be standardized because no associated pattern was found. Some expressions that had to be corrected manually were those that started with a number, but had no associated nomenclature such as street or race or character strings longer than 20 records.

Original	Standard
Non-standardized road names	Standardized name
Transversal 9 Bis Este	TV 9BISE
Transversal 9 Bis Este	TV 9BISE
Transversal 9B Este	TV 9B E
Variante Bosa San José - Travsnersal 80I	TV 80I
Avenida Agoberto Mejía - Transversal 80G	TV 80G
Calle 32 - Callw32	CL 32
Transversal 7 Bis Este	TV 7BISE
Avenida Tintal - Carrera 89	KR 89
Carrera 78H Bis Sur	KR 78HBIS S
Carrera 53F	KR 53F
Calera 15	KR 15
Calle 45/sur	CL 45 S
TransMilenio - Patio Calle 80	CL 80
TransMilenio - Intercambiador CL 6	CL 6
CL-57B	CL 57B

#### Table 5. Standardization of names.

# 3.3. Automatic Data Comparison

Regarding the automatic comparison of the data to obtain the quality measures: positional accuracy, completeness and thematic accuracy, by means of nearest object *matching*, which consisted of a mobile buffer that depended on the distance of the nearest node, 114,183 records were matched, which meant a match of 85.42%. As can be seen in Figure 4, many nodes were not found close to their counterparts, however, the match was always successful depending on the simplicity of the geometry.



Figure 4. Mobile Buffer

14.58% of the data could not be joined due to problems with geometry, specifically on those complex elements such as depressions, *roundabouts* and in general terms on roads with complex geometry (Fig. 5).



Figure 5. Mach between geometries

### 3.4. Completeness and Positional Accuracy Assessment

Completeness was assessed in general terms, over the entire city of Bogotá and particularly for each of the localities that make up the city. As can be seen in Table 6, it was found that OpenStreetMap has omitted 1,183.3 km, which is 12.6% less than the km reported by IDECA. On the other hand, the count derived from the automatic comparison showed that OpenStreetMap contains -14.6% fewer linear elements than those found in IDECA.

Table 6. Completeness	results Bogotá level.
-----------------------	-----------------------

Variables	IDECA	OpenStreetMap	Delta	% Omission
km	9,379.21	8,195.91	1,183.29	12.60%
Line elements	1,369.58	1,169.64	199.94	14.60%

An excess in commission value of 36.42 km corresponding to 1,266 linear objects was found in OpenStreetMap. In percentage terms this corresponded to 0.44 and 1.11% respectively. On the other hand, evaluating the completeness results by locality, it was found that the localities in blue color contain the highest values in terms of missing segments in the OpenStreetMap road network (3,205-5,978). On the other hand, the localities (flattened) in the left image of Figure 6 refer to the presence of excess road segments (776). Finally, the image on the right refers to the number of km for each locality, where it can be seen that the rural area located to the south of the city has the highest number of km quantified as excess (-19.0 km). The localities in red contain the largest number of missing km (252-306). The

result of the summation of the mean squared errors found was: RMSr= 2.252. The extreme values found when evaluating the distance between related nodes were a minimum value found: 0.008162 m and a maximum value found: 5.000998 m. The factor used to compute the positional accuracy with a 95% confidence interval was 1.7308, considering that the RMSx, RMSy errors were equal.



Figure 6. Presence of excess road segments

# 3.5. Thematic Accuracy Assessment

The comparison of attributes for Road Hierarchy found that all error values were found to be above 20%. The localities with the most errors in road classification were (Table 7): Sumapaz with 98.7% of incorrectly classified elements, followed by La Candelaria with 52.9%, and Ciudad Bolivar with 48.2%. In contrast and as can be observed, localities such as Bosa and Kennedy showed the lowest values in terms of error counts. This is due to the fact that these localities have high values for residential

roads, a category that is less affected in terms of the number of errors found. In general, it was observed that 35.8% of the evaluated data were misclassified with respect to Road Hierarchy.

LOCATION	Number of elements	Number of errors	0/	
LOCATION	assessed	found	% error	
Antonio Nariño	1,937	662	34.2	
Tunjuelito	2,263	700	30.9	
Rafael Uribe Uribe	4,989	1,625	32.6	
Candelaria	561	297	52.9	
Barrios Unidos	4,273	1,650	38.6	
Teusaquillo	4,729	1,978	41.8	
Puente Aranda	5,473	1,586	29.0	
Los Martires	2,358	962	40.8	
Sumapaz	157	155	98.7	
Usaquen	7,178	2,427	33.8	
Chapinero	3,831	1,713	44.7	
Santa Fe	2,685	1,059	394	
San Cristobal	5,980	2,112	35.3	
Usme	6,557	3,654	55.7	
Ciudad Bolivar	9,983	4,811	48.2	
Bosa	8,276	1,642	19.8	
Kennedy	10,951	3,016	21.9	
Fontibon	5,487	2,371	43.2	
Engativa	10,783	3,164	29.3	
Suba	15,709	5,262	33.5	

Table 7. Thematic accuracy Road hierarchy.

The comparison of attributes for road sense found that there is a spatial distribution of error, with most of the errors located in the central part of the city, the first range found for the percentage of errors showed that between 0 and 10.0% of the errors are located in the south of the city. In orange and yellow we find 10.0-27.0% and finally in red, we find the errors above 27.0%. On this attribute, it was found that the range of error was between 22.9 and 100%. The localities with the most errors were located in the south of the city, among them Sumapaz with 100% of the erroneous naming and Usme with 71.8%. On the other hand, the lowest percentages in relation to the number of errors found were located in the localities of Bosa 32.1%, Kennedy 24.9% and Engativá with 25.5%. Overall, 34.6% of all roads were found to have a misclassification percentage.

It is important to emphasize that the results obtained associated with the quality of the VGI in the current investigation for the selected region are inherent to the locality studied and cannot be extended to other regions, much less question the important role played by the systems where this information is recorded, even if the same methodology is used, since the spatial bias may be intrinsic to each region (Zhang and Zhu, 2018).

#### 4. Discussion

The analysis carried out for the evaluation of the VGI quality through automation of the process and using the measures of *completeness*, *positional accuracy*, and *thematic accuracy* evaluated the VGI quality for the Bogotá road network and allowed us to conclude that the VGI quality in terms of synergies is deficient with respect to the minimum quality levels established in the IDECA data model. However, the evaluation for each of the attributes shows varied quality. Well acceptable quality was noted in terms of completeness and thematic accuracy. In summary, the OpenStreetMap road mesh has the following quality: *Completeness:* The results found regarding the omission of data were below 13.0% while the data for excess were only approximately 1.0%, showing that, although the quality in terms of completeness is not the best, if they are within an acceptable range. OSM data is an open source product that it is subjected to quality processes (Quality assurance) (OSM, 2017c) and although there are still gaps in terms of completeness data, we finding low omission and commission values, this implies that the VGI data is not so far from ideal quality metrics. This contrasts with what was concluded by Ziliestra and Zipf (2010) where at the time it was concluded that there was still strong heterogeneity in the OpenStreetMap data according to its completeness may mean that the OpenStreetMap has been improving considerably.

*Positional accuracy:* The obtained calculations showed that OpenStreetMap has a horizontal positional accuracy error of 3.98 m. Compared to the 2 m of accuracy reported by IDECA, it can be concluded that the positional accuracy of OpenStreetMap is good. However, it should be noted that the value found of 3.98 m refers to an average; therefore, the marginal values by locality, where errors were found in the horizontal position of 95% that oscillate between 4 and 6 m, showed that a sectional evaluation allowed a better observation of the distribution of errors. This variation may be due to the digitization process, data collection or even the coders' skills (Haklay, 2010).

*Thematic accuracy:* The results regarding the evaluation of thematic accuracy were deficient. This showed in general terms that the attribute Road hierarchy had a percentage of 35.8% of misclassified data. The evaluation of the road sense attribute showed that 15% of the evaluated data were found to be misclassified. This value was affected by the method used to perform the matching between the elements. The IDECA data contains an additional node for each coded flow direction. This greatly affected the calculations for counting the number of errors in the direction of the road. Finally, the thematic accuracy for the attribute name of road showed that, in general terms, 34.6% of all roads had a wrong percentage classification. For this reason, it was determined that taking into account the minimum quality level that established that only 5% of the data might be misclassified; thus, the quality of thematic accuracy for the Bogotá road network was considered of poor quality.

The standardization process was very important in order to arrive at these results. This work allowed the development of an entity-relationship model where the comparison of attributes was possible, which led, as in the work carried out by Da Costa (2016b), to guarantee unambiguity in the classification. However, after analyzing the results, it was concluded that the services category should have been analyzed separately in order to obtain better results in terms of road hierarchy comparison.

As far as the standardization of names is concerned, the knowledge of the data structure was essential, because the comparison of characters is very sensitive. The advantage found when applying standardization by means of regular expressions allowed a standardization of road names with more certainty at the cost of higher processing times (Zandbergen, 2009; Nelli, 2015; Gao *et al.*, 2017).

Regarding the creation of the automatic process to compare sources and calculate quality measures, this work allowed the creation of a series of scripts to download, cut, compare and calculate attributes in the road segments, which undoubtedly speeded up the process with respect to a semi-automatic development, as implemented in the proposals made by Goodchild and Li (2012). However, it should be noted that the process implemented in Python is based on the node matching technique (Koukoletsos *et al.*, 2012) with the difference that here no attributes were used to refine the *match*, only the nodes and the minimum distance for the creation of a mobile buffer. Although in terms of processing this method consumed about 3 hours to calculate the *match* in geometry, compare each of the attributes and generate the calculations of the 3 quality averages, there are methods that spend about 5 hours only comparing geometry to determine the completeness as is the case of *Segment-based algorithm* (Abdolmajidi *et al.*, 2015).

The study by Ali and Schmid (2014) who used a classifier using machine learning techniques and where cities in Germany, United Kingdom and Austria were involved showed how for the case of

the first two countries a classification accuracy of 70% to 90% was found for parks and gardens. The classifiers generated showed how between 10% and 30% of all entities analyzed in each city could be incorrectly classified. Poorer results were obtained in Austria, which could be attributed to the relatively low number of entities in the available dataset or to already existing classification problems.

As the results published in many countries reflect values inherent to each region, the statistical or data science methodology used to measure these errors may also be important at the time of generating the metrics, so it is recommended to continue exploring methods to standardize criteria for measuring and judging the quality of VGI (Elias *et al.*, 2018).

On the other hand, some limitations of this development are: I) problems with geometries that do not have a considerable range of separation, as is the case of mass transit road segments II) complex geometries such as at-grade crossings with *roundabouts*, in which *matching* becomes unpredictable. III) Scalability, as the code is not the subject of this work, it is not scalable, IV) the code is highly dependent on the attributes compared, in this case, Road hierarchy, Road direction and road naming, so it only works for them. All these limitations will be the subject of a later study. This is one of the first works carried out on the evaluation of VGI quality for Colombian data, therefore, it is a small effort to begin to know the current state of VGI and its possible applications, given that the lack of knowledge of the quality of a product impedes its usability.

The IDECA and OSM data are collected with different resources and at different scales, so the results presented may be conditioned by this. Another aspect to be considered is that some aspects of how the data are stored within the OSM database may have been overlooked, due to the use of a modified version of the raw data.

## **5.** Conclusions

The VGI quality assessed through completeness, positional accuracy, thematic accuracy is jointly considered as poor, with respect to the minimum quality levels established in the IDECA data model. However, assessed separately through the indicated averages, the VGI data was found to have acceptable completeness, optimal positional accuracy and poor thematic accuracy.

The assessment of the completeness of the data resulted in omission values below 13.0%, as well as the commission was found to be approximately 1.0%. The calculation of positional accuracy resulted in a 95% horizontal error of 3.98 meters. Therefore, a good quality was concluded for the position on the OpenStreetMap road grid.

Thematic accuracy was the worst performing attribute, showing for the road hierarchy a misclassification error rate of 35.8%. For the road sense attribute, misclassification errors of 15.0% were found and finally naming had a misclassification error rate of 34.6%.

The automatic process used here, allowed to automatically compare the sources and generate the calculations to measure the VGI quality, however, as it is not the full object of this research, algorithmic improvements, such as match on complex geometries and scalability of the tool, are still to be developed. The evaluation by positional accuracy allows us to affirm that the VGI data corresponding to the road network of Bogotá can be used as reference data for official entities.

#### **Data Availability Statement (DAS)**

The data that support the findings of this study are available from the corresponding author, Aquiles Enrique Darghan Contreras (aqedarghanco@unal.edu.co), upon reasonable request.

# References

- Abdolmajidi, E., Mansourian, A., Will, J., Harrie, L. 2015. Matching authority and VGI road networks using an extended node-based matching algorithm. *Geo-Spatial Information Science*, 18(2-3), 65-80. https://doi.org/10.1080/10095020.2015.1071065
- Ali, A.L., Schmid, F. 2014. Data quality assurance for Volunteered Geographic Information. In: *Proceedings of the 8hth International Conference on Geographic Information Science*, Springer International Publishing Switzerland, pp. 126-141.
- Antoniou, V. 2011. User generated spatial content: an analysis of the phenomenon and its challenges for mapping agencies. Doctoral thesis. University College London. Retrieved from: http://discovery.ucl.ac.uk/1318053/
- Antoniou, V., Skopeliti, A. 2015. Measures and indicators of VGI Quality: An Overview. ISPRS Annals of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences II-3/W5, 345-351. https://doi.org/10.5194/isprsannals-II-3-W5-345-2015
- Arsanjani, J., Mooney, P., Zipf, A., Schauss, A. 2015. Quality assessment of the contributed land use information from OpenStreetMap versus authoritative datasets. In *OpenStreetMap in GIScience*, pp. 37-58, Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-14280-7\_3
- Ballatore, A., Zipf, A. 2015. A conceptual quality framework for Volunteered Geographic Information. In International Conference on Spatial Information Theory, pp. 89-107. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-23374-1\_5
- Bazeley, P., Jackson, K. 2013. *Qualitative data analysis with NVivo*. Sage Publications Limited, London, Thousand Oaks and New Delhi.
- Codescu, M., Horsinka, G., Kutz, O., Mossakowski, T., Rau, R. 2011. Osmonto-an ontology of openstreetmap tags. State of the map Europe (SOTM-EU), 23-24.
- Cristancho, C., Triana, E. 2018. *Análisis demográfico y proyecciones poblacionales de Bogotá*. Alcaldía Mayor de Bogotá, DC, Secretaría Distrital de Planeación, Alcaldía Mayor de Bogotá, Bogotá.
- Da Costa, J.N. 2016a. Novel tool for examination of data completeness based on a comparative study of VGI data and official building datasets. *Geodetski vestnik* 60(3), 495-508. https://doi.org/10.15292/geodetski-vestnik.2016.03.495-508
- Da Costa, J.N. 2016b. Towards building data semantic similarity analysis: OpenStreetMap and the Polish Database of Topographic Objects. In 2016 Baltic geodetic congress (BGC Geomatics), pp. 269-275. IEEE. https://doi.org/10.1109/BGC.Geomatics.2016.55
- Darwish, A., Lakhtaria, K.I. 2011. The impact of the new Web 2.0 technologies in communication, development, and revolutions of societies. *Journal of Advances in Information Technology* 2(4), 204-216. https://doi.org/10.4304/jait.2.4.204-216
- Dorn, H., Törnros, T., Zipf, A. 2015. Quality evaluation of VGI using authoritative data-A comparison with land use data in Southern Germany. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 4(3), 1657-1671. https://doi.org/10.3390/ijgi4031657
- Elias, E., Fernandes, V., Junior, M. 2018. Positional Accuracy Assessment of the VGI Data from OpenStreetMap
  Case Study: Federal University of Bahia Campus in Brazil. In *Proceedings of the 4th International Conference on Geographical Information Systems Theory, Applications and Management GISTAM*, pp. 231-238. https://doi.org/10.5220/0006707702310238
- Elwood, S., Goodchild, M. F., Sui, D.Z. 2012. Researching volunteered geographic information: Spatial data, geographic research, and new social practice. *Annals of the Association of American Geographers* 102(3), 571-590. https://doi.org/10.1080/00045608.2011.595657
- Esmaili, R., Naseri, F., Esmaili, A. 2013. Quality Assessment of Volunteered Geographic Information. *American Journal of Geographic Information System* 2(2), 19-26. https://doi.org/10.5923/j.ajgis.20130202.01

- Fonte, C.C., Bastin, L., See, L., Foody, G., Lupia, F. 2015. Usability of VGI for validation of land cover maps. *International Journal of Geographical Information Science* 29(7), 1269-1291. https://doi.org/10.1080/13658816.2015.1018266
- Foody, G.M., See, L., Fritz, S., Van der Velde, M., Perger, C., Schill, C., Boyd, D.S. 2013. Assessing the accuracy of volunteered geographic information arising from multiple contributors to an internet based collaborative project. *Transactions in GIS* 17(6), 847-860. https://doi.org/10.1111/tgis.12033
- Gao, S., Li, L., Li, W., Janowicz, K., Zhang, Y. 2017. Constructing gazetteers from volunteered big geo-data based on Hadoop. *Computers, Environment and Urban Systems* 61, 172-186. https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2014.02.004
- Geofabrik, 2018. *OpenStreetMap data downloads*. Retrieved from http://download.geofabrik.de/ (accessed 10.05.2018).
- Goodchild, M.F., Hunter, G.J. 1997. A simple positional accuracy measure for linear features. *International Journal of Geographical Information Science* 11(3), 299-306. https://doi.org/10.1080/136588197242419
- Goodchild, M.F., Li, L. 2012. Assuring the quality of volunteered geographic information. *Spatial Statistics* 1, 110-120. https://doi.org/10.1016/j.spasta.2012.03.002
- Graser, A., Straub, M., Dragaschnig, M. 2014. Towards an open source analysis toolbox for street network comparison: Indicators, tools and results of a comparison of OSM and the official Austrian reference graph. *Transactions in GIS* 18(4), 510-526. https://doi.org/10.1111/tgis.12061
- Greenwalt, C.R., Schultz, M. 1962. Principles of Error Theory and Cartographic Applications, Aeronautical Chart and Information Center. *Technical Report* No. 96.
- Haklay, M., 2010. How good is volunteered geographical information? A comparative study of OpenStreetMap and Ordnance Survey datasets. Environment and planning B: *Planning and Design* 37(4), 682-703. https://doi.org/10.1068/b35097
- Haklay, M., Weber, P. 2008. Openstreetmap: User-generated street maps. *IEEE Pervasive Computing* 7(4), 12-18. https://doi.org/10.1109/MPRV.2008.80
- Hudson-Smith, A., Batty, M., Crooks, A., Milton, R. 2009. Mapping for the Masses Accessing Web 2.0 Through Crowdsourcing. Social Science Computer Review 27(4), 524-538. https://doi.org/10.1177/0894439309332299
- IDECA (Infraestructura de Datos Espaciales para el Distrito Capital), 2017. *Malla Vial Integral. Bogotá D. C.* UAECD (Unidad Administrativa Especial de Catastro Distrital). Online consultations: http://www.ideca.gov.co/recursos/mapas/malla-vial-integral-bogota-dc
- Ipeirotis, P.G., Provost, F., Sheng, V.S., Wang, J. 2014. Repeated labeling using multiple noisy labelers. Data Mining and Knowledge Discovery 28(2), 402-441. https://doi.org/10.1007/s10618-013-0306-1
- ISO 19157, 2013 Geographic information-data quality. ISO (International Organization of Standardization).
- Janelle, D.G., Goodchild, M.F. 2011. Concepts, principles, tools, and challenges in spatially integrated social science. The SAGE Handbook of GIS and Society 27-45. https://doi.org/10.4135/9781446201046.n2
- Jonietz, D., Zipf, A. 2016. Defining fitness-for-use for crowdsourced points of interest (POI). *ISPRS International Journal of Geo-Information* 5(9), 149. https://doi.org/10.3390/ijgi5090149
- Koukoletsos, T., Haklay, M., Ellul, C. 2012. Assessing data completeness of VGI through an automated matching procedure for linear data. *Transactions in GIS*, 16(4), 477-498. https://doi.org/10.1111/j.1467-9671.2012.01304.x
- Kresse, W. 2012. Springer handbook of geographic information (pp. 118-120). D. M. Danko (Ed.). Springer, Science & Business Media, Berlin. https://doi.org/10.1007/978-3-540-72680-7
- Lin, W. 2018. Volunteered Geographic Information constructions in a contested terrain: A case of OpenStreetMap in China. *Geoforum* 89, 73-82. https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.01.005
- Ludwig, I., Voss, A., Krause-Traudes, M. 2011. A Comparison of the Street Networks of Navteq and OSM in Germany. In Advancing geoinformation science for a changing world. Springer, Berlin, pp. 65-84. https://doi.org/10.1007/978-3-642-19789-5\_4

- Mahabir, R., Stefanidis, A., Croitoru, A., Crooks, A.T., Agouris, P. 2017. Authoritative and volunteered geographical information in a developing country: A comparative case study of road datasets in Nairobi, Kenya. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 6(1), 24. https://doi.org/10.3390/ijgi6010024
- Mobasheri, A., Zipf, A., Francis, L. 2018. OpenStreetMap data quality enrichment through awareness raising and collective action tools-experiences from a European project. *Geo-spatial Information Science* 21(3), 234-246. https://doi.org/10.1080/10095020.2018.1493817
- Moreri, K.K., Fairbairn, D., James, P. 2018. Volunteered geographic information quality assessment using trust and reputation modelling in land administration systems in developing countries. *International Journal* of Geographical Information Science 32(5), 931-959. https://doi.org/10.1080/13658816.2017.1409353
- Nelli, F. 2015. An introduction to data analysis. In Python Data Analytics. Apress, Berkeley, pp. 1-12.
- OpenStreetMap Contributors, 2017a. Zoom Levels. Retrieved September 12, 2017, from https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Zoom\_levels
- OpenStreetMap Contributors, 2017b. *Completeness*. Retrieved September 25, 2017, from https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Completeness
- OpenStreetMap Contributors, 2017c. *Quality Assurance*. Retrieved September 25, 2017, from https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Quality\_assurance
- Sharma, P., Nagpal, B. 2020. Regex: an experimental approach for searching in cyber forensic. *International Journal of Information Technology* 12(2), 339-343. https://doi.org/10.1007/s41870-019-00401-y
- Silberschatz, A., Korth, H.F., Sudarshan, S., Pérez, F. S., Santiago, A. I., Sánchez, A. V. 2002. *Fundamentos de bases de datos (Vol. 11)*. McGraw-Hill. Ciudad de México, México.
- Stein, A., Shi, W., Bijker, W. 2016. Quality aspects in spatial data mining. CRC Press.
- Thalheim, B. 2013. *Entity-relationship modeling: foundations of database technology*. Springer Science & Business Media.
- Van Oort, P. 2006. *Spatial data quality: from description to application*. Wageningen University and Research Netherlands.
- Vannoni, M., McKee, M., Semenza, J.C., Bonell, C., Stuckler, D. 2020. Using volunteered geographic information to assess mobility in the early phases of the COVID-19 pandemic: a cross-city time series analysis of 41 cities in 22 countries from March 2nd to 26th 2020. *Globalization and Health* 16(1), 1-9. https://doi.org/10.1186/s12992-020-00598-9
- Wu, H., Lin, A., Clarke, K.C., Shi, W., Cardenas-Tristan, A., Tu, Z. 2021. A comprehensive quality assessment framework for linear features from Volunteered Geographic Information. *International Journal of Geographical Information Science* 35(9), 1826-1847. https://doi.org/10.1080/13658816.2020.1832228
- Yan, Y., Feng, C.C., Wang, Y.C. 2017. Utilizing fuzzy set theory to assure the quality of volunteered geographic information. *GeoJournal* 82(3), 517-532. https://doi.org/10.1007/s10708-016-9699-x
- Zandbergen, P.A. 2009. Geocoding quality and implications for spatial analysis. *Geography Compass* 3(2), 647-680. https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2008.00205.x
- Zhang, G., Zhu, A.X. 2018. The representativeness and spatial bias of volunteered geographic information: a review. *Annals of GIS* 24(3), 151-162. https://doi.org/10.1080/19475683.2018.1501607
- Zhang, W.B., Leung, Y., Ma, J.H. 2019. Analysis of positional uncertainty of road networks in volunteered geographic information with a statistically defined buffer-zone method. International *Journal of Geographical Information Science* 33(9), 1807-1828. https://doi.org/10.1080/13658816.2019.1606430
- Zielstra, D., Zipf, A. 2010. A comparative study of proprietary geodata and volunteered geographic information for Germany. In *13th AGILE International Conference on Geographic Information Science*, pp. 1-15.

Cuadernos de Investigación Geográfica Geographical Research Letters	2023	Nº 49	рр. 211-230	EISSN 1697-9540
--	------	-------	-------------	-----------------

 $\odot$   $\odot$ 

Copyright © 2023, The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.

http://doi.org/10.18172/cig.5646

# EL VIÑEDO Y EL VINO ENTRE 1995 Y 2019: VEINTICINCO AÑOS DE CAMBIOS EN LA PRODUCCIÓN, MERCADO Y CONSUMO DE VINO EN EL MUNDO

# TEODORO LASANTA<sup>1</sup>, ESTELA NADAL-ROMERO<sup>1\*</sup>, RUBÉN SÁENZ<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Campus de Aula Dei, Avda. Montaña 1005, 50080 Zaragoza, España.

<sup>2</sup>Monte Laturce S.L., Viñedos de Montaña, Pasada del Cristo s/n Pab.14, 26140 Lardero (La Rioja), España.

**RESUMEN.** La producción de vino supera su consumo de manera sistemática a escala mundial, lo que explica que el mercado del vino sea muy exigente, competitivo y cada vez más internacional. En este trabajo se cuantifican los cambios (entre 1995 y 2019) en el consumo, producción y mercado internacional del vino. Tradicionalmente, el sector vitivinícola internacional se gestionaba desde Europa, principalmente por un grupo de países (España, Francia, Italia y Portugal) que concentraban la mayor parte del viñedo, la producción y el comercio internacional. Desde finales del siglo XX, acceden con fuerza al sector varios países (EE.UU., Canadá, Chile, Argentina, Sudáfrica, Australia y Nueva Zelanda) que incrementan su superficie de viñedo y tienen una presencia relevante y creciente en los mercados internacionales. Por otro lado, otros países (China, Rusia, Brasil, India, Países Bajos, Japón...) emergen en el consumo de vino. Todo ello ha cambiado la distribución geográfica del viñedo y de la producción de vino, trasladándose progresivamente del "Viejo Mundo" al "Nuevo Mundo". En 1961, Europa concentraba casi el 69% del viñedo mundial, mientras que en 2019 tan sólo la mitad. Por otro lado, entre 1995 y 2019 se duplicaron las importaciones y exportaciones de vino, a la vez que aumenta el número de países productores y consumidores de vino. La globalización del mercado del vino ha impulsado cambios en los sistemas de producción y elaboración de vino, así como la regulación del comercio internacional para tener en cuenta la competencia de los vinos de fuera de la UE, cuestiones que en este trabajo simplemente se apuntan.

# Vineyards and wine between 1995 and 2019: twenty-five years of change in world wine production, markets and consumption

**ABSTRACT.** Wine production consistently exceeds wine consumption on a global scale, which explains why the wine market is highly demanding, competitive and increasingly international. This paper quantifies the changes (between 1995 and 2019) in wine consumption, production and the international wine market. Traditionally, the international wine sector was managed from Europe, mainly by a group of countries (Spain, France, Italy and Portugal) that concentrated most of the vineyards, production and international trade. Since the end of the 20th century, several countries (USA, Canada, Chile, Argentina, South Africa, Australia and New Zealand) have made strong inroads into the sector, increasing their vineyard surface area and having a significant and growing presence in international markets. On the other hand, other countries (China, Russia, Brazil, India, the Netherlands, Japan, etc.) are emerging in wine consumption. All this has changed the geographical distribution of vineyards and wine production, moving progressively from the "Old World" to the "New World". In 1961, Europe accounted for almost 69% of the world's vineyards, whereas in 2019 it will account for only 50%. On the other hand, wine imports and exports doubled between 1995 and 2019, while the number of wine-producing and wine-consuming countries is increasing. The globalisation of the wine market has driven changes in wine production and

winemaking systems, as well as the regulation of international trade to take into account competition from non-EU wines, issues that simply discussed in this paper.

Palabras clave: Mercado del vino, superficie de viñedo, países productores tradicionales, nuevos países productores, OIV.

Key words: Wine market, vineyards surface, traditionally producing countries, new producing countries, OIV.

Received: 31 January 2023 Accepted: 24 April 2023

\***Correspondencia:** Estela Nadal-Romero, Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Campus de Aula Dei, Avda. Montaña 1005, 50080 Zaragoza, España. E-mail: estelanr@ipe.csic.es

#### 1. Introducción

El vino participa ahora, más que ningún otro producto agropecuario, en un mercado global en el que compiten vinos producidos en los cinco continentes (Anderson y Nelgen, 2009; Albisu, 2014). Se trata de un mercado muy exigente, en el que el consumo de vino es sistemáticamente inferior a la producción, causando crisis frecuentes de excedentes desde los años setenta del pasado siglo (Charrié, 1996). El consumo medio anual en el mundo era de 285,7 millones de hectolitros año (M/hl/año en adelante) en el quinquenio 1976-80 y de 242,4 M/hl/año en el quinquenio 2015-2019, mientras que la producción era de 326 M/hl/año y 269,3 M/hl/año, respectivamente para ambos periodos (Barco Royo, 2018; OIV, 2022). Para equilibrar oferta y demanda se impulsaron programas de arranque de viñedo, sobre todo, en la Unión Europea (UE) y en la antigua U.R.S.S. De manera simultánea, la superficie de viñedo se incrementó fuera de Europa. El resultado de todo ello es que el viñedo disminuyó en el mundo de 9,3 millones de hectáreas en 1961 (FAOSTAT, 2022) a 7,3 millones de hectáreas en 2019 (OIV, 2022). Sin embargo, no se ha conseguido equilibrar oferta y demanda, ya que en la mayoría de los viñedos se registra un aumento de la productividad de uva, como consecuencia de mejoras en las prácticas de cultivo y en las variedades de vid. De ahí, que en el quinquenio 2015-2019 los excedentes de vino sean de 26,9 M/hl/año, casi el 10% de la producción (OIV, 2022).

La mayor parte de la producción y del consumo de vino tenía lugar en Europa, especialmente en los llamados países tradicionalmente productores (PTP, en adelante) o del "Viejo Mundo", un grupo constituido básicamente por: España, Italia, Francia y Portugal (Albisu, 2009). Sin embargo, desde finales del siglo XX han entrado con fuerza en el mercado los llamados nuevos países productores (NPP, en adelante) o países del "Nuevo Mundo". El apelativo de "Nuevo Mundo" se debe a su irrupción en el comercio internacional en las tres últimas décadas, ya que algunos de ellos producían vino mucho antes, al gozar del clima mediterráneo en parte de su territorio. Se trata de países como: Estados Unidos, Canadá, Chile, Argentina, Sudáfrica, Australia y Nueva Zelanda (Albisu, 2009). Canadá y Nueva Zelanda no los incluyen algunos autores entre los NPP por contar con una superficie de viñedo muy modesta. Sin embargo, hay que tener en cuenta su elevada presencia en los mercados internacionales, a los que exporta vinos de precios elevados (Albisu, 2009). Además, más recientemente, se han incorporado al mercado del vino los denominados países "emergentes en el negocio del vino" (PEm). Entre estos países se encuentran: China, Rusia, Brasil, India y Perú, entre otros, que cada vez tienen más peso en la vitivinicultura mundial (Barco Royo, 2018). Todo ello hace que, en los últimos 30 años, el volumen del comercio mundial de vino se haya más que duplicado, a la vez que el sector muestre un intenso proceso de internacionalización, en el que los principales países productores presentan una elevada dependencia del mercado internacional.

El perfil de los consumidores de vino también ha cambiado en los últimos tiempos. En los PTP el vino forma parte de su cultura e incluso de la dieta tradicional. El vino como alimento tenía dos funciones principales: la primera derivaba de ser en un 86% agua, lo que le permitía actuar de vehículo de los nutrientes disueltos por el organismo, al mismo tiempo que arrastraba los desechos transformados por el cuerpo humano. La segunda función tiene que ver con el 14% restante, el etanol, lo que permitía aportar una energía que resultaba esencial para superar las duras jornadas de trabajo. Por ello, en España, por ejemplo, el consumo per cápita superaba los 200 litros/año a finales del siglo XIX (Raventós, 2003); era de 65 litros en los años setenta del pasado siglo (Viladomiu y Rosell, 2006), de 46,3 litros en 1995 y de 26,8 litros en 2019 (OIV, 2022). El incremento reciente del consumo en algunos países, sin embargo, no ha compensado la disminución registrada en los PTP.

Los cambios en el consumo de vino no afectan a todos los vinos de la misma manera. Los de baja calidad o sin etiqueta de especificidad experimentan un fuerte retroceso en sus ventas, mientras que los vinos de calidad, generalmente ligados a denominaciones de origen protegidas (DOP, en adelante), siguen una tendencia positiva, tanto en los países consumidores tradicionales como en otros que se han incorporado recientemente al consumo de manera significativa. En ambos grupos de países el vino se consume cada vez más por capas sociales acomodadas que exigen un producto de elevada calidad. De ahí, que todos los países y regiones vitivinícolas hagan constantes esfuerzos de innovación en los procesos productivos, en el marketing y en los aspectos organizativos (Albisu, 2014). Por otro lado, el alto grado de internacionalización del vino exige una continua adaptación a los gustos muy diversos y cambiantes de los consumidores. Un vino con éxito en un mercado puede no tenerlo en otro, lo que lleva a cambios frecuentes en los sistemas de producción y elaboración, tratando de llegar a muy distintos mercados, pero también a los segmentos de un mismo mercado. La gran variación de precios permite ofrecer alternativas y productos diferenciados, a partir de innovaciones propias de la zona geográfica donde se han producido o de la bodega que comercializa el producto (Albisu, 2014).

A los cambios propios del sector vitivinícola hay que añadir los derivados de una economía cada vez más internacionalizada, entre ellos cabe incluir: la globalización económica, el papel creciente de las nuevas tecnologías de la información y las comunicaciones, la reducción de las barreras comerciales en el ámbito agrario, y una serie de acuerdos sectoriales en materia vitivinícola firmados por la UE con Sudáfrica (2002), Chile (2002), Canadá (2003), Suiza (2004), EE.UU. (2005), Australia (2010) y Japón (2017), que distorsionan la competencia en el mercado mundial, al gozar los países firmantes de condiciones particulares para acceder al mercado. Una ampliación al tema puede consultarse en Barco Royo (2018).

El consumo de vino es inferior ahora que en los años setenta del pasado siglo, mientras que la producción registra un ligero incremento. De manera simultánea, el mercado es cada vez más internacional y competitivo: el mapa mundial de países productores, exportadores y consumidores de vino muestra importantes modificaciones desde los años ochenta del pasado siglo (Barco Royo, 2018). En este contexto, se asiste a cambios importantes en la localización y extensión de los viñedos, en la producción del sector, así como en las exportaciones e importaciones entre los países. En este trabajo sintetizamos la dinámica del mercado mundial del vino entre 1995 y 2019, en el marco de la creciente globalización de los mercados mundiales. Para alcanzar este objetivo en las páginas siguientes se alude, brevemente, a las fuentes de información empleadas. Los resultados se estructuran en tres apartados, que hacen referencia a la dinámica del consumo, la producción y el comercio internacional de vino. En la discusión se plantean las causas que han llevado a la globalización del mercado del vino y las diferencias estratégicas entre los PTP y NPP en el mundo de la vitivinicultura.

#### 2. Fuentes de información

La mayor parte de la información se tomó en las estadísticas publicadas por la Organización Internacional de la Viña y el Vino (OIV), un organismo que vela por los intereses de más de 100 países productores y consumidores, siendo mayor el número de los segundos que de los primeros. En la OIV hay un buen número de comités técnicos para debatir los problemas que afectan tanto a la vitivinicultura como a los mercados del vino. Desde la OIV se dictaminan normas con el fin de organizar de manera adecuada los mercados internacionales. La sección estadística resulta muy interesante para el estudio cuantitativo de la extensión del viñedo, variedades de vides, producción, comercialización y consumo de vino a escala de país, continente y mundo (ver: https://www.oiv.int/es/organizacion-internacional-de-la-vina-y-el-vino). En la fecha de toma de información para este trabajo, marzo de 2022, existían datos para el periodo 1995-2019, por lo que es el lapso temporal que se analiza aquí.

Con el fin de contar con información puntual previa a 1995, y disponer así de una perspectiva más dilatada en el tiempo, se recurrió a FAOSTAT (https://www.fao.org/faostat/es/#home), que proporciona datos sobre alimentación y agricultura de casi 250 países y 35 regiones desde 1961.

#### 3. Resultados

#### 3.1. Dinámica del consumo del vino en el mundo (1995-2019)

La Figura 1 muestra la evolución del consumo entre 1995 y 2019. La gráfica correspondiente al consumo en el mundo indica que éste registró una tendencia alcista hasta 2007, pasando de 227,4 M/hl en 1995 a 251,5 M/hl en 2007. Desde esta última fecha el consumo se ha reducido hasta los 237,5 M/hl en 2019, aproximadamente un 10% respecto al registro más alto de 2007.

La evolución por continentes (Fig. 1) señala un ligero ascenso en Europa entre 1995 y 2007 (158,4 M/hl y 165,7 M/hl, respectivamente), y un fuerte retroceso desde la última fecha (143,4 M/hl en 2019). Por el contrario, en los otros cuatro continentes el consumo de vino ha aumentado en el periodo de estudio. En América pasa de 43,9 M/hl en 1995 a 55,4 M/hl en 2019, anotando el valor más alto en 2013 (56,1 M/hl). En África se ha pasado de consumir casi 6 M/hl en 1995 a casi 8 M/hl en 2019, registrando en 2015 el valor más alto con 9,2 M/hl. En Asia el incremento ha sido de 8,6 M/hl, pasando de 15,3 M/hl a 23,9 M/hl entre 1995 y 2019; el mayor volumen se alcanzó en 2017 con 27,5 M/hl. En Oceanía el consumo casi se ha duplicado en el periodo de estudio (3,6 M/hl en 1995 y 6,8 M/hl en 2019). Durante el último año disminuye en 0,3 M/hl, ya que el máximo de la serie estudiada se alcanzó en 2018 (7,1 M/hl).



Figura 1. Evolución del consumo de vino en el mundo y por continentes (1995-2019). Fuente OIV; elaboración propia.
Europa es, con diferencia, el primer consumidor de vino del mundo, aunque pierde peso progresivamente. En 1995 suponía el 69,7% del consumo mundial, mientras que en 2019 su participación fue del 60,4%. Por el contrario, el resto de continentes van incrementando, poco a poco, su protagonismo en las estadísticas de consumo: América ha pasado de representar el 19,3% en 1995 al 23,3% en 2019. Asia del 6,7% al 10,1% entre ambas fechas. África y Oceanía también mejoran en las estadísticas, aunque su aportación al consumo sigue siendo muy modesta: en 2019, tan sólo suponían el 3,4% y el 2,9% del consumo mundial, respectivamente. No obstante, las pérdidas que registra Europa no son compensadas por el incremento en el resto de los continentes. Desde 2007, el consumo en el mundo ha disminuido en 14 M/hl/año, pese a que aumentó en 8,4 M/hl/año el consumo conjunto de América, África, Asia y Oceanía, un alza insuficiente para reparar las pérdidas registradas por Europa (-22,4 M/hl/año).

Un hecho a destacar es que el consumo de vino está muy concentrado geográficamente. En el quinquenio 2015-2019, el 62,6% del consumo mundial (152,1 M/hl/año) tuvo lugar en sólo 8 países, entre los que se incluyen algunos PTP, que actúan como productores/exportadores, como Francia (26,8 M/hl/año), Italia (22,3 M/hl/año) y España (10,3 M/hl/año) que, aunque han visto reducido su consumo per cápita, siguen aportando mucho al consumo total. A estos países se suman otros claramente importadores, en los que el consumo ha aumentado de forma ininterrumpida en las últimas décadas, como EE.UU. (31,8 M/hl/año), Alemania (20,1 M/hl/año), China (17,8 M/hl/año), Reino Unido (12,9 M/hl/año) y Rusia (10 M/hl/año).

El leve incremento del consumo de vino en el mundo en los últimos 25 años (1995-2019) se debe fundamentalmente a su aumento fuera de Europa. Son bastantes los países que registran un incremento en el consumo per cápita, especialmente: Nueva Zelanda (12,6 litros/per cápita (l/c en adelante) en 1995 y 24,7 l/c en 2019), Australia (24 l/c y 28,7 l/c), Canadá (9,2 l/c y 15,2 l/c) y EE.UU. (9,9 l/c y 12,1 l/c). El resto de países registra un incremento muy modesto (Fig. 2).



Figura 2. Evolución del consumo per cápita en los principales países consumidores (1995-2019). Fuente OIV; elaboración propia.

En el "Viejo Mundo", por el contrario, asistimos a un menor consumo per cápita, fundamentalmente en los PTP (Fig. 2). Así, en veinticinco años, España ha pasado de 46,3 l/c a 26,8 l/c, Francia de 76 l/c a 50,5 l/c, Italia de 67,8 l/c a 42,5 l/c y Portugal de 62,7 l/c a 56,9 l/c. Otros países tradicionalmente consumidores también registran una reducción del consumo. Croacia ha pasado de 51,6 l/c en 1995 a 30,7 l/c en 2019, Grecia de 30,6 l/c a 25 l/c, Suiza de 49,8 l/c a 37,2 l/c, República Moldava de 28,9 l/c a 10,9 l/c o Rumanía: 34,3 l/c a 23,8 l/c. En Europa han incrementado su consumo sobre todo: Irlanda (9,9 l/c y 23,2 l/c en 1995 y 2019, respectivamente), Reino Unido (16,7 l/c y 23,6 l/c) y Suecia (15,5 l/c y 28,6 l/c). Fuera de Europa, algunos países tradicionalmente productores han visto disminuir el consumo per cápita entre 1995 y 2019, como ocurre en Argentina (52,1 l/c y 27,6 l/c), Chile (22,5 l/c y 15,5 l/c) y Sudáfrica (14,5 l/c y 10,8 l/c.

#### 3.2. Los cambios en la producción de vino y en la extensión/localización del viñedo

La Figura 3 pone de relieve que la producción de vino en el mundo no muestra grandes cambios entre 1995 (250,8 M/hl) y 2019 (257,7 M/hl), si bien cada año registra respecto a los próximos ligeras fluctuaciones ligadas a los cambios en la productividad de la viña. Así, en 2017 se registró la producción más baja (248,4 M/hl) y en 2004 la más elevada (295,4 M/hl). El comportamiento "estable" de la producción en el mundo (promedio de 264,4 M/hl/año en el periodo 1995-1999 y 269,3 M/hl/año en el quinquenio 2015-2019) es el resultado de la tendencia descendente en Europa (promedio de 189,4 M/hl/año en 1995-1999 y 172,6 M/hl/año en 2015-2019) y de la ascendente en los otros cuatro continentes, lo que compensa la menor producción en Europa. De hecho, América aumentó casi el 22% su producción (promedio de 44,3 M/hl/año en el primer quinquenio y de 54 M/hl/año en el último), África un 27% (9,3 M/hl/año y 11,8 M/hl/año para ambos periodos respectivamente), Asia un 14,3% (14 M/hl/año y 16 M/hl/año) y Oceanía duplicó su producción de vino, pasando de 7,3 M/hl/año a 15,5 M/hl/año como promedio para ambos quinquenios.

La Figura 4 muestra los países con y sin viñedo en 2019. Son muchos más los países sin viñedos que con viñedos (38 países en total), ya que producir vino de calidad va muy ligado a las condiciones climáticas propias del clima mediterráneo o muy próximas. De ahí, que las mayores superficies se concentren en torno al mar Mediterráneo (España, Italia, Francia, Turquía, Portugal...), pero también en otros países con áreas de clima mediterráneo (Estados Unidos, Chile, Argentina, Sudáfrica, Australia...). No obstante, el viñedo se va extendiendo también por otros países (China, India, Brasil...), ya que la viña es capaz de sobrevivir con condiciones climáticas muy diversas.



Figura 3. Evolución de la producción de vino en el mundo y por continentes (1995-2019). Fuente OIV; elaboración propia.



Figura 4. Distribución del viñedo por países en 2019.

La Figura 5 refleja la tendencia descendente de la extensión mundial del viñedo, pasando de 7.805.890 ha en 1995 a 7.341.771 ha en 2019, lo que representa una pérdida del 6%. La contracción del viñedo ha tenido lugar principalmente en Europa, que no ha dejado de perder superficie desde 1995. En esta fecha, la viña ocupaba 4.731.551 ha, una extensión que ha quedado reducida a 3.702.167 ha en 2019 (-21,8% del viñedo europeo). Por el contrario, fuera de Europa, el viñedo ocupa más extensión en 2019 que en 1995, si bien desde 2010 en África y Oceanía se registran ligeras pérdidas. En América la mayor extensión se alcanzó en 2014 con 1.071.024 ha, casi un 31% más que en 1995, perdiendo desde esa fecha 38.859 ha (el 3,6% respecto a 2014). Asia sigue una evolución parecida a la de América, incrementando la superficie de viñedo entre 1995 y 2015, y registrando en los últimos cuatro años una ligera disminución de su superficie.

Europa perdió 948.030 ha de viñedo entre 1995-1999 y 2015-2019. Todos los países europeos, salvo Rusia (incremento del 14%), redujeron superficie de viñedo (Fig. 6). Los 4 países PTP muestran descensos significativos: España pasó de 1.175.454 ha en el quinquenio 1995-1999 a 971.165 ha en el periodo 2015-2019 (-17,4%), Francia de 917.236 ha a 788.984 ha (-14%), Italia de 912.472 ha a 698.398 ha (-23,5) y Portugal de 260.175 ha a 195.924 ha (-24,7%). Otros países registraron descensos porcentuales muy parecidos, como Rumanía (-24,6%), Grecia (-18,5%) y Moldavia (-15,1%). Alemania (-1,9%), Austria (-5,8%) y Suiza (-1,3%) son los países que perdieron menos extensión de viña. El resto de países registraron pérdidas porcentuales muy superiores, si bien en el cómputo total representan más bien poco, frente a las 610.872 ha de pérdida registrada por los PTP.

Fuera del "Viejo Mundo" merece destacarse la expansión del viñedo en los NPP (Fig. 6), destacando los incrementos registrados por Chile (136.281 ha en 1995-1999 y 209.691 ha en 2015-2019; casi un +54%), EE.UU. (365.427 ha y 426.659 ha, respectivamente, +16,7% de incremento), Sudáfrica (110.522 ha en el primer quinquenio y 127.067 en el segundo, +15%), Australia (92.950 ha y 145.994 ha, +57%), Nueva Zelanda que multiplica por 4 su extensión (9.365 ha y 38.622 ha). Especialmente significativo es el avance en algunos PEm, sobre todo, en China (183.461 ha en 1995-1999 y 771.951 ha

en 2015-2019), que ha pasado de ser el noveno país en extensión de viñedo hace 25 años a ser el tercero en 2019, solo superado por España y Francia, si bien los datos adelantados de 2020 sitúan a China como el primer país en extensión. También son muy reseñables los aumentos en India (43.555 ha y 141.470 ha; se multiplica por 3,2 entre ambos periodos), Brasil (59.250 ha y 84.070 ha, +42%) y Perú (11.831 ha y 39.098 ha; se multiplica por 3,3). Canadá, Argentina, Marruecos, Argelia y Egipto son otros países con una tendencia alcista, mientras que Georgia e Irán han visto retroceder la superficie de su viñedo.



Figura 5. Superficie de viñedo en el mundo y por continentes (1995-2019). Fuente OIV; elaboración propia.



Figura 6. Superficie de viñedo en los principales países productores (promedio por quinquenios). Fuente OIV; elaboración propia.

La producción de vino en el mundo registró un ligero incremento (aproximadamente el 1,8%) entre 1995-1999 y 2015-2019, mientras que la extensión del viñedo ha disminuido un 6%. Esta dicotomía se explica en gran parte por el incremento de la productividad del viñedo en algunos países, especialmente en los NPP (Fig. 7). Entre éstos, los mayores incrementos en los rendimientos tuvieron lugar en Chile, que producía 32 hl/ha/año en 1995-1999 y 54,7 hl/ha/año en 2015-2019 (casi +71%), Nueva Zelanda (59,9 hl/ha/año y 74,2 hl/ha/año; +23,9%) y Australia (72,9 hl/ha/año y 86,9 hl/ha/año; +19,2%). Los incrementos fueron más modestos en EE.UU. (+6,8%) y Sudáfrica (+11%), mientras que disminuyeron en Argentina (-16,9%). Lo cierto es que, recientemente, algunos de los NPP registran los rendimientos de vino más altos del mundo: Australia (86,9 hl/ha/año), Sudáfrica (81,5 hl/ha/año) y Nueva Zelanda (74,2 hl/ha/año), especialmente, superando ampliamente a los obtenidos por los PTP: Italia (70,4 hl/ha/año), Francia (55,8 hl/ha/año), España (38 hl/ha/año) y Portugal (33,1 hl/ha/año).



Figura 7. Rendimientos de vino (hl/ha/año) en los países productores (promedio por quinquenios). Fuente OIV; elaboración propia.

### 3.3. La dinámica del mercado internacional

En el periodo de estudio el mercado del vino se ha internacionalizado progresivamente. Tanto el volumen de exportaciones (Fig. 8) como de importaciones (Fig. 9) se ha duplicado entre 1995 y 2019. En 1995 se exportaban 55 M/hl y en 2019, 107,7 M/hl. Lógicamente, las importaciones siguen una evolución similar, pasando de 51,7 M/hl en 1995 a 74,2 M/hl. A escala mundial en 2019 se exportaba el 41,8% de la producción, un 20% más que en 1995, y se importaba el 44,9% del vino consumido, el doble que en 1995 (Tabla 1), poniendo de relieve la importancia del mercado internacional. Las Figuras 8 y 9 muestran que los cinco continentes presentan tendencias ascendentes en el mercado internacional. No obstante, se establecen algunas diferencias interesantes entre los continentes: Europa, América y

África mantienen a lo largo del tiempo cierto equilibrio entre el volumen de vino exportado e importado, respecto a la producción y al consumo respectivamente. Asia, sin embargo, ha visto crecer mucho las importaciones, pasando del 10,3% en 1995 al 47,4% en 2019, mientras que las exportaciones mantienen cifras modestas (entre el 3,2% y el 10,9%) (Tabla 1). Oceanía presenta un comportamiento inverso a Asia, mostrándose como un continente exportador, con valores entre el 60% y 70% de su producción en el último quinquenio (Tabla 1), mientras que las importaciones sólo registran un ligero incremento entre 1995 (12,1%) y 2019 (22,3%).



Figura 8. Exportación de vino en el mundo y por continentes (1995-2019). Fuente OIV; elaboración propia.



Figura 9. Importación de vino en el mundo y por continentes (1995-2019). Fuente OIV; elaboración propia.

Oceanía	Imp./Con.	12,1	12,5	13,4	16,2	17,9	15,1	13,8	14,4	15,6	16	13,2	13,7	16,7	19,6	17,2	17,7	18	20,4	21,5	21,2	22	21,4	20,8	21,8	22,3
	Exp. /Prod.	22,2	21,7	27,7	26,7	25,5	38	35	37,9	49,5	42,4	49,2	52,4	17,7	54,3	63,9	69,3	63,3	63,4	60,1	60,5	66,6	60,1	64,9	70,1	67,8
Asia	Imp./Con.	10,3	11,3	16,1	22,7	17	16,4	16,8	16,1	16	17,6	17,6	22,2	24,4	24,7	25,1	30,5	33,3	33,8	32,4	35,1	41,7	42,5	46,7	46,2	47,4
	Exp. /Prod.	8,9	6,4	6	5,4	3,2	3,4	3,7	4	4,9	4,1	5,4	4,1	4,9	4,3	3,3	4,3	4,6	4,5	6,1	7	6,4	6,7	9,8	10,2	10,9
África	Imp./Con.	22,6	26,5	30,8	28,4	24,9	24,5	26,7	29,9	33,7	30,1	34,8	38	38	42,7	39	41,2	42,7	45,6	46,5	51,2	42,7	41,1	42,8	38,7	46,9
	Exp. /Prod.	10,8	14,2	13,9	15,4	15,2	19,8	26,6	28,1	26,3	29,7	37,5	25,8	46,7	39,6	39,5	41,4	38,4	39,2	50,5	40,1	40,9	44,2	44,6	51,6	42,4
América	Imp./Con.	12,6	14,8	17,4	16,6	16,9	18,5	19,2	20,2	22	22	23,4	25,3	26,3	27,1	28,7	30,1	30,2	32,7	30,5	31,1	32	33,4	37	34,4	35,4
	Exp. /Prod.	10,8	11,8	12,3	13,6	12,9	13,5	14,9	16,9	20,6	21	19,2	23,8	28,6	30,6	28,9	28,2	27,3	29,7	28,6	28,4	30,3	33,6	31	26,8	30,3
Europa	Imp./Con	27	26,1	26,8	30	30,2	28,7	30,5	32,2	32,7	35,8	37,5	37,2	38,2	37,5	38,5	42,6	45,9	6'77	46,6	49,3	49	47,3	48	47,4	49,2
	Exp. /Prod.	26,2	23	27,1	29,9	26,9	24,5	28,3	30,2	30,1	27,3	31,4	31,8	34,4	34,7	33,8	39,7	43,6	45,6	36,6	42,5	41,3	41	50,1	36,8	45,5
Mundo	Imp./Con.	22,7	22,7	24	26,5	26,2	25,4	26,8	28,1	28,9	31	32,3	33	34,1	34	34,7	38,1	40,4	40,4	40,7	42,9	43,3	42,7	44,4	43,2	44,9
	Exp. Prod.	21,7	22,5	24,8	24,6	21,6	23,5	25,8	28,4	29,2	27	30,5	32,1	33,6	32,9	35,8	39,6	38,9	39,1	35,4	39	38,1	40,7	42,3	36,6	41,8
Año		1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019

Tabla 1. Evolución (1995-2019) de las exportaciones e importaciones de vino (en %) respecto a la producción y consumo.

Fuente: OIV (2022); elaboración propia.

Veinticuatro países, catorce de ellos europeos, concentran recientemente más del 95% de la exportación de vino mundial, una participación que se ha visto ligeramente incrementada desde el quinquenio 1995-1999, cuando suponía el 91,9% (Tabla 2). En el periodo de estudio, Europa ha ido perdiendo progresivamente peso en las exportaciones: en 1995-1999 suponía el 77,9% del volumen total, mientras que en 2015-2019 ha bajado al 65,5% (Tabla 2). Ello se debe al avance registrado por los NPP, especialmente por Australia (1,6 M/hl/año en 1995-1999 y 7,8 M/hl/año en 2015-2019), Chile (1,9 M/hl/año en 1995-1999 y 8,7 M/hl/año en 2015-2019), Sudáfrica (1,1 M/hl/año y 4,8 M/hl/año, respectivamente) y Nueva Zelanda (0,1 M/hl/año en 1995-1999 y 2,4 M/hl/año en 2015-2019). El resto de países de este grupo registra también una tendencia alcista, aunque algo más modesta (Tabla 2). Los NPP exportaban 8,1 M/hl/año (el 13,6% de la exportación mundial) en el primer quinquenio, y 30,2 M/hl/año (el 28,3% del total) en el último quinquenio. Fuera del "Viejo Mundo" otros países con una presencia creciente en el volumen exportado son Canadá, Georgia y Uzbekistán que han dejado de tener una presencia meramente testimonial. Los PTP también han visto crecer sus exportaciones, siguiendo a la cabeza del mundo en el volumen exportado. España es ahora el primer país exportador (22,1 M/hl/año), seguido por Italia (20,6 M/hl/año), que ocupaba el primer puesto en 1995-1999, Francia (14,4 M/hl/año) y Portugal (2,9 M/hl/año). Alemania y Austria también incrementaron sus ventas, mientras el resto de productores europeos retrocedieron (Tabla 2).

Continente/país	1995-1999	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015-2019					
Europa										
Alemania	2307,4	2528,6	3369,4	3925	3788,6					
Austria	184,6	534,2	610,8	502,2	517,2					
Bulgaria	1586,4	809	1002	611,6	452,6					
España	8338,8	10918,4	15075,6	20224,2	22125,8					
Francia	11478	15012,8	13793,6	14491	14361,8					
Hungría	1057	682,4	586,2	630,8	935,4					
Italia	15061,6	14851	18040,8	21377	20611,6					
Grecia	515,4	397,8	314,6	312	281,4					
Portugal	2094,4	2429,2	3050,8	2997	2896,2					
Reino Unido	243	238,2	398,2	910,4	993,8					
Rep- Moldava	1459	1639,8	1280,2	1216,2	1372,2					
Rumanía	501,2	387,6	168	105,4	173					
Suíza	1202,8	1137,4	1047	985,2	962					
Ucrania	555	169,6	293,8	517,2	386,8					
América										
Argentina	1252,8	1272,8	3130,2	3058,2	2651,2					
Brasil	119,6	37,8	90	41	29					
Canadá	15,8	25,6	52,2	343,6	939,2					
Chile	1978	3611,6	5573	7643	8755					
EE.UU	2025,6	3088,4	4012,6	4074,4	3698,6					
África										
Sudáfrica	1057,8	2083,8	3982	4711	4875					
Asia										
Georgia	99	193,8	172,2	262,2	511					
Uzberkistán	32,8	64,6	136,2	89	106,2					
Oceanía										
Australia	1698,2	4673	7436,6	7277,8	7836					
Nueva Zelanda	128,4	236,8	772,8	1683,6	2397,8					
Total principales países	54992,6	67024,2	84388,8	97989	101657,4					
Resto países	4818	1448	2257,2	3953,4	5049,6					
Mundo	59810,6	68472,2	86646	101942,4	106707					

Tabla 2. Principales países exportadores de vino entre 1995 y 2019. Media por quinquenios en miles de hl.

Fuente OIV (2022); elaboración propia.

Las importaciones de vino están más distribuidas geográficamente que las exportaciones. Así, entre veinticinco países, catorce de ellos europeos, reúnen alrededor del 80% de las compras internacionales durante el periodo de estudio (Tabla 3). La mayoría de estos países han incrementado sus importaciones, escapando a esta evolución España, que no muestra una tendencia estable entre 1995 y 2019, con acusados cambios en el volumen de vino importado. Alemania es el primer país importador con casi 15 M/hl/año, seguido por Reino Unido (13,9 M/hl/año), EE.UU. (11,6 M/hl/año) y China (6,5 M/hl/año); en conjunto estos cuatro países alcanzan el 44,4% de las importaciones de vino mundial. Rusia, Brasil, Países Bajos, Canadá y Japón son otros países con una presencia creciente en los mercados internacionales.

Continente/país	1995-1999	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015-2019							
Europa												
Alemania	10566	11562,8	13881,6	15408,2	14991,8							
Austria	376,4	551	680,8	801,8	722							
Dinamarca	1566	1977,6	1963,8	1905,8	1783,2							
España	1214,6	317,4	430,6	830,2	705,6							
Francia	5766,2	5107,8	5626,4	6273,2	7473							
Irlanda	293	524,8	653	740,4	743							
Italia	486	1027,8	1675,2	2469,2	2016,6							
Países Bajos	2721,2	3239,4	3667,8	3608	4239,8							
Portugal	1195	1602,8	1382,6	1735,6	2193,8							
Reino Unido	8092,6	10711,8	11613	13268,4	13937,8							
Rumanía	71,6	2,8	332,2	477,2	450,8							
Rusia	2623	3278,2	5805,2	5015	4206,8							
Suecia	1082,6	1432	1761,4	2050	2146,8							
Ucrania	208	111,8	357,4	362,6	381,8							
América												
Brasil	258,2	312,4	533	733,4	1078,8							
Canadá	1836,8	2509,6	3090,8	3685,6	4172,8							
EE.UU	3750,6	5424,8	8122,4	10576,4	11612,4							
México	98,2	237	355,4	482,8	700							
África												
Sudáfrica	126	53,8	182,2	149,2	218,6							
Asia												
China	257,2	359	1310	3612,6	6491,8							
Hong Kong	163	112,8	243,8	483	559,4							
Japón	1745,2	1670,2	1687,8	2385,8	2738,6							
Rep. Corea	60,4	116,8	249,6	299	405,2							
Oceanía												
Australia	203,2	184	438,4	790,2	942,8							
Nueva Zelanda	268,8	421,4	373,4	352,4	390							
Total principales países	45029,8	52849,8	66417,8	78496	85303,2							
Resto países	10131,8	12195	16129,8	19707,2	20696,8							
Mundo	55161,6	65044,8	82547,6	98203,2	106000							

Tabla 3. Principales países importadores de vino entre 1995 y 2019. Media por quinquenios en miles de hl.

Fuente OIV (2022); elaboración propia.

# 4. Discusión

### 4.1. Internacionalización de la producción, consumo y mercado del vino

La globalización en el mercado del vino es una realidad incuestionable desde las últimas décadas del siglo XX (Anderson y Nelgen, 2009). En 2019 se exportaba a mercados internacionales el 41,8% de

la producción a la vez que se importaba el 44,9% del vino consumido, mientras que en la primera mitad de los años ochenta las exportaciones representaban solo la sexta parte de la producción (Albisu, 2009). Por otro lado, cada vez es mayor el número de países inmersos en el comercio internacional, tanto países productores como consumidores. Son dos indicativos significativos de la internacionalización del mercado del vino.

Los cambios en el mercado mundial del vino se manifiestan claramente al analizar, como se ha hecho en este trabajo, la evolución de los indicadores más relevantes: superficie de viñedo y producción, consumo y comercio internacional de vino.

La superficie de viña en el mundo ha disminuido en casi 2 millones de hectáreas entre 1961 y 2019, pasando de 9.333.313 ha (FAOSTAT, 2022) a 7.341.771 ha (OIV, 2022); entre 1995 y 2019 disminuyó un 6%, pasando de 7,8 millones de ha a 7,3 millones de ha. La pérdida de viñedos ha tenido lugar en países de la UE y de la antigua U.R.S.S., por el arranque o descepe de viñas, como aplicación de programas subvencionados por las administraciones (años 1976-1988, 1996-1998 y 2008-2012) (Durbiano, 1988; Ruiz Pulpón, 2015; Barco, 2018). El arranque afectó sobre todo a viñedos poco competitivos y sin continuidad familiar (Cañizares y Ruiz Pulpón, 2014), un proceso que fue simultáneo a la puesta en marcha de nuevas plantaciones en áreas con DOP, como se ha comprobado, por ejemplo, en varias regiones vitivinícolas españolas: Rueda (Fernández Portela, 2017), Rioja (Lasanta, 2018) y Ribera del Duero (Martínez-Arnáiz y Molinero-Hernando, 2019), por citar tan solo algunos casos. Aún con todo, en la UE, como se ha señalado en las páginas anteriores, las nuevas plantaciones registradas en las últimas décadas no llegan a compensar el arranque de viñedos.

Por el contrario, fuera del "Viejo Mundo" se asiste a la expansión del viñedo, con una tendencia ascendente hasta los últimos años del periodo de estudio. Algunos países NPP (Australia, Chile, Estados Unidos, Sudáfrica), y sobre todo China, registran incrementos espectaculares, que implican profundos cambios en la localización geográfica del viñedo: Europa pierde peso, mientras que el viñedo gana presencia en el resto de los continentes. En 1961, el viñedo europeo representaba el 68,9% del total, mientras que los NPP aportaban el 7,2% (FAOSTAT, 2022). En 2019, Europa limitaba su extensión al 50,4% del viñedo mundial, mientras que los NPP alcanzaban el 25,6% (OIV, 2022).

La disminución del viñedo a escala mundial no se refleja, sin embargo, en la producción de vino, que se incrementa ligeramente (+2,7%) entre 1995 (250 M/hl) y 2019 (257,7 M/hl). En Europa se asiste a ligeros decrementos en los rendimientos en algunos países (Alemania, Francia y Rumanía, principalmente), mientras que aumentan en otros, principalmente en países PTP (España, Italia y Portugal), como consecuencia tanto del arranque de viñedos poco productivos como por la intensificación de los nuevos viñedos: renovación varietal, aplicación de riego, puesta en marcha de programas de reestructuración y reconversión, incremento de insumos y mejoras en los laboreos (Ruiz Pulpón, 2010; Lasanta *et al.*, 2016; Barco Royo, 2018). Los NPP han incrementado la productividad de sus viñedos, si exceptuamos Argentina, ligado en gran parte a la flexibilidad normativa sobre la regulación de rendimientos del viñedo, y al empleo de prácticas culturales y variedades de viníferas muy productivas, especialmente en EE.UU. (Bardají Azcárate, 1993). Con ello se han conseguido rendimientos más elevados en los NPP, especialmente los de Australia (86,9 hl/ha/año para el periodo 2015-2019), Sudáfrica (81,5 hl/ha/año) y Nueva Zelanda: 74,2 hl/ha/año), que en los PTP (España: 38,8 hl/ha/año, Francia: 55,8 hl/ha/año, Italia: 70 hl/ha/año y Portugal: 33,1 hl/ha/año).

Los cambios en la distribución mundial del viñedo y la dinámica de los rendimientos de uva se reflejan en que el potencial productivo disminuye en los PTP y aumenta en los NPP. En 1961, los seis países mayores productores de vino (Francia, Italia, España, Alemania, Portugal y Rumanía) aportaban el 63,6% de la producción mundial (FAOSTAT, 2022), mientras que en 2019 su aportación ha disminuido al 55,1% (OIV, 2022). Mientras tanto, los seis países siguientes (Australia, Argentina, Chile, China, Estados Unidos y Sudáfrica), pertenecientes al grupo del "Nuevo Mundo", han pasado de generar el 15,2% de la producción mundial de vino en 1961 (FAOSTAT, 2022) al 31,1% en 2019 (OIV, 2022).

El consumo de vino en el mundo creció hasta 1981 (299 M/hl), fecha en que inició una tendencia decreciente hasta la segunda mitad de los años noventa (223 M/hl en 1996). Entre 1996 y 2007 se registra un ligero auge del consumo (243 M/hl en 2007), para iniciar, como consecuencia de la crisis de 2008, una nueva etapa regresiva hasta, por ahora, 2019 (237,5 M/hl), lo que supone una disminución del 10% del consumo (14 M/hl) respecto a 2007, casi 1 M/hl/año (Barco, 2018; OIV, 2022). Entre 1981 y 2019 el consumo de vino se ha reducido en 61,5 M/hl (el 20,5%). De forma simultánea la población mundial crecía de 4.434,7 millones de habitantes en 1980 a 7.770,5 millones de habitantes en 2019, lo que significa que se ha pasado de un consumo per cápita de 6,7 l/año en 1981 a menos de 3,1 l/año en 2019.

La reducción del consumo de vino per cápita ha tenido lugar, como se ha visto antes, en los PTP, donde el vino era un alimento o un acompañante de los alimentos, mientras que se ha incrementado en países que no incluían el vino en su cultura. El vino mantenía hondas raíces en la cultura de los países mediterráneos europeos, y junto con el pan era el soporte de su dieta alimentaria, participando hasta los niños de su consumo (Alonso Santos, 2003; Alonso Santos et al., 2013). Por otro lado, en círculos sanitarios se consideraba (y se considera, aunque no siempre) que la dieta mediterránea es beneficiosa para la salud, incluyendo el consumo cotidiano y moderado de vino (Viladomiu y Rosell, 2006). Los cambios, relativamente recientes, en los hábitos de consumo han llevado a excluir el vino de la dieta y a considerarlo una bebida social, diferenciada, lo que exige un producto de calidad. Desde hace unas décadas, el vino no se toma en las comidas cotidianas, sino como una bebida relajante y en pequeñas cantidades, acompañando a comidas relacionadas con celebraciones; o se toma fuera de la casa cuando se comparten momentos con amigos. De ahí, la disminución del número de hogares que consumen vino y la mayor participación del consumo fuera del hogar (Viladomiu y Rosell, 2006). Los hábitos recientes de consumo hacen que los consumidores estén dispuestos a pagar un precio alto por un pequeño volumen, lo que favorece a los vinos de calidad o con crianza, ligados a DOP, frente a los vinos de mesa de inferior calidad o sin crianza (Albisu, 2009). Otra causa que ha contribuido a la disminución del consumo de vino en los PTP es su catalogación como bebida alcohólica y como droga psicoactiva, lo que lleva a que su precio se encarezca a partir de tasas e impuestos; además, se prohíbe o limita su propaganda para incentivar el consumo (Viladomiu y Rosell, 2006). En este sentido, con frecuencia se aduce que los controles anti-alcohol más estrictos en la carretera son una restricción para el consumo de vino fuera del hogar (Albisu, 2009). Una de las causas que se acostumbra a esgrimir para explicar el descenso del consumo de vino en los PTP es la competencia con la cerveza. Esta última cuenta a su favor con que no es una bebida ocasional como el vino en tiempos recientes, sino que se consume a lo largo de toda la semana por un espectro muy amplio de población. Cada vez más es la bebida que acompaña la comida diaria o informal de muchas personas, mientras que el vino se deja para celebraciones especiales. Por otro lado, su precio es muy inferior al del vino. Por todas estas razones, en España, por ejemplo, el consumo de cerveza per cápita triplica al de vino.

Por el contrario, en un número reducido de países, en los que el vino no era una bebida habitual, se ha ido incorporando, poco a poco, a sus hábitos alimentarios y relacionales, como ocurre, por ejemplo, en Reino Unido, Irlanda, Suecia y, en menor medida pero muy importante por su elevado contingente poblacional, en China, Rusia y Brasil, como países más destacados. Aún con todo, el consumo de vino en el mundo sigue muy concentrado en muy pocos países; tan solo veinticinco alcanzan el 80% del consumo mundial.

La aparición de nuevos productores de vino, unido a la disminución acusada del consumo en los tradicionalmente productores y consumidores, pérdida no compensada por los nuevos mercados, ha llevado a buscar salidas en el comercio internacional. El comercio mundial de vino se sitúa en torno a los 107 M/hl/año, de los que alrededor del 69% se realiza en Europa, siendo España, Italia y Francia los grandes exportadores, mientras que Alemania, Reino Unido, Francia y Rusia encabezan la lista de países demandantes. Fuera del "Viejo Mundo", los principales importadores son EE.UU., Canadá, China y Japón.

La internacionalización creciente del sector se demuestra claramente en la relación entre producción y exportación que ha pasado del 21,7% en 1995 al 41,8% en 2019, mientras que la relación entre importación y consumo se ha casi duplicado en el mismo periodo, pasando del 22,7% en 1995 al 44,9% en 2019. La creciente apertura de mercados vinícolas en los últimos 30 años se debe tanto a la irrupción en el mercado de los NPP como al aumento de las exportaciones en los PTP para compensar la disminución del consumo interno. Todo ello se ha visto favorecido por un conjunto de factores externos como la globalización de la economía, las transformaciones tecnológicas (TIG, sobre todo) y las innovaciones en la comunicación (internet, fundamentalmente), la reducción de las barreras comerciales en el ámbito agrario y algunos cambios profundos en la UE: liberalización de la política agrícola y disminución del proteccionismos a los productos europeos, reducción en los costes de transacción, puesta en marcha del mercado único europeo, implantación del euro como moneda única (Barco, 2018).

# 4.2. Cambios en la consideración del vino: del mercado de proximidad al mercado global

El vino forma parte de la cultura mediterránea, siendo elemento esencial de su dieta alimentaria y símbolo de múltiples celebraciones y liturgias (Huetz de Lemps, 1967; Ruiz Pulpón, 2010). A lo largo de los siglos, la vitivinicultura mediterránea ha pasado por diferentes etapas, que van desde unos orígenes donde el vino era un producto destinado a las clases sociales altas (Sanz Mínguez, 2009) a la consideración del vino como un producto básico en la dieta, debido a su aporte nutricional; además, se unían otros usos como fármaco o remedio curativo (Unwin, 2001; Fernández Portela, 2013). Durante milenios, el viñedo y el vino fueron claves en el tejido socio-económico del medio rural euromediterráneo. Hasta las últimas décadas del siglo XX, el mercado del vino mantenía los rasgos que lo habían caracterizado históricamente: la producción, el consumo y el mercado se hacían básicamente en la propia región, si bien se producían pequeñas ventas fuera de la región (Huetz de Lemps, 2009). Desde mediados de los años ochenta del pasado siglo aumenta la competencia en el mercado mundial por las ventas de vinos procedentes de NPP, lo que modifica el modo de organizar la producción, el consumo y el mercado que hasta entonces había controlado la UE (Albisu, 2009; Barco, 2018).

Desde 1970, con algunos antecedentes desde 1962 (Charrié, 1996), la UE organiza el sector vitivinícola a través de la correspondiente Organización Común de Mercado (OCM). Las OCMs han sido los principales medios para regular los mercados de los productos agrarios, tratando de establecer un equilibrio entre la oferta y la demanda, buscar la estabilidad en los mercados, mejorar las rentas de los agricultores e incentivar la calidad de las materias primas (Albisu, 2009). Hasta la reforma de 2008, la UE legislaba pensando unilateralmente, ya que el gran volumen de la producción y del consumo del vino tenía lugar dentro de sus fronteras, mientras que el resto de países tenía escasa incidencia en los mercados. El "Viejo Mundo" dictaba su visión sobre la viticultura y el vino, indicando las variedades de referencia, los procesos y técnicas de elaboración, y los criterios para establecer la calidad del vino (Albisu, 2009).

Sin embargo, la reducción progresiva del consumo en los principales países productores y consumidores, la irrupción en los mercados internacionales de los NPP y las nuevas demandas de los consumidores han impulsado reformas que tienen en cuenta la mayor competencia en el actual mercado global. Ello condujo a que la UE, a través de las OCM de 1999 (de manera tímida) y de 2008 (de forma más evidente), tratase de adecuar la producción de vino a los mercados, promocionando una vitivinicultura de calidad, segmentando el mercado entre vinos de mesa o comunes y vinos de más alta gama, generalmente ligados estos últimos a un territorio y una historia de elaboración (DOP y/o *terroir*), que alcanzan precios elevados en los mercados (Escalona *et al.*, 2013; Climent-López *et al.*, 2014). Además, para evitar excedentes en los mercados se establecieron programas para eliminar viñedos marginales y adelantar la jubilación de algunos viticultores. El régimen de arranque fue, pues, una medida destinada a configurar un sector vitivinícola más acorde con el mercado, y una medida social,

procurando una salida digna para agricultores de elevada edad y para pequeñas explotaciones (Ruiz Pulpón, 2015).

La globalización en el sector vitivinícola avanza condicionada por dos maneras de gestionar la vitivinicultura. De un lado, los PTP, perspectiva extendida a los países de la UE, tienen muy presente el carácter agrario del producto, incluyendo la función social de mantener viñedos en algunas regiones; se basan en explotaciones y bodegas de pequeño tamaño; mantienen el arraigo territorial ligado a DOPs; cuentan de forma destacada con cooperativas productoras y comercializadoras; y tienen un fuerte intervencionismo a través de DOPs y la Política Agraria Común. En estos países los parámetros de internacionalización manifiestan avances y retrocesos, en un proceso en el que cada vez más grupos empresariales internacionales comercializan el vino como una pequeña parte de su mercado diversificado de varios productos agrícolas (Viladomiu y Rosell, 2006). Frente a esta perspectiva surge la de los NPP que busca simplemente satisfacer la demanda del consumidor y facilitarle la compra de vino. Estos objetivos requieren, por un lado, flexibilidad en la plantación, en los sistemas de laboreo y producción de la viña, así como flexibilidad en la elaboración de vino, con el fin de adaptarse con rapidez a los cambios de demanda. Por otro lado, se busca minimizar el coste del producto para acceder al mercado a precios muy competitivos, acudiendo a la concentración empresarial de viñedos y bodegas, y a prácticas agresivas en los mercados internacionales (Albisu, 2009; Barco Royo, 2018).

En definitiva, y simplificando mucho, a los mercados acceden dos modelos distintos de producir y vender vino: los PTP que centran su negocio en ofertar un producto de elevada calidad, ligado a una DOP, y los NPP que ofrecen vinos a un precio más asequible. Los primeros son más exigentes en los reglamentos de producción y elaboración, mantienen prácticas culturales y vinícolas tradicionales, pequeñas explotaciones vitícolas y numerosas bodegas de elaboración de vino de tamaños muy diversos. La investigación la centran en la viticultura y enología. Con las DOP tratan de potenciar el nombre genérico de un territorio y un conjunto de bodegas para constituir una plataforma competitiva en los mercados internacionales. Por el contrario, los NPP son más permisivos tanto en la producción de uva como en la elaboración del vino; de alguna forman buscan más la cantidad que la calidad, no marcando límites de productividad como ocurre en algunas DOP de los PTP. Buscan en la concentración de viñedos y bodegas ventajas de escala, por lo que la política empresarial de las bodegas es muy importante. Dedican gran parte de sus esfuerzos a la investigación de mercados, al marketing del vino y a conocer los gustos de los consumidores.

En el mercado reciente los PTP pierden cuotas a favor de los NPP. Todo parece indicar que Europa, especialmente los PTP, seguirán perdiendo peso en el mercado global (Fernández Portela, 2013; Barco Royo, 2018). En el futuro, posiblemente, se asistirá a una disminución en la regulación del potencial productivo y en la intervención en los mercados, a la vez que aumentarán las disposiciones institucionales que condicionan y orientan el consumo (Barco Royo, 2018). Esta dinámica exigirá diversificar el producto, es decir elaborar diferentes tipos de vino y emplear distintos formatos para comercializar (embotellado, granel...), y así llegar a consumidores con exigencias muy diferentes e, incluso, abrir nuevos nichos de mercado. A la vez será necesario contar con empresas de distintos tamaños y orientaciones comerciales, unas capaces de dirigirse a un mercado próximo y otras con potencial para competir en los mercados internacionales.

#### 5. Conclusiones

El consumo de vino en el mundo muestra un ligero incremento (+7,4%) en los últimos veinticinco años (pasando de 225,6 M/hl/año, como promedio durante el quinquenio 1995-1999, a 242,4 M/hl/año durante 2015-2019), como consecuencia del mayor consumo en América, África, Asia y Oceanía, y de la disminución del consumo en Europa, especialmente acusado en los PTP, coincidiendo con el cambio en la consideración del vino, que ha dejado de ser un alimento para convertirse en una bebida ligada al disfrute personal. Por tanto, se produce un tránsito desde un producto pensado para una

demanda masificada (cantidad) a una demanda elitista, con gusto por la calidad y por el producto diferenciado. Aún con todo, Europa sigue siendo el principal consumidor de vino con el 60,4% del consumo total.

La evolución del consumo de vino tiene un claro reflejo en la distribución geográfica de la producción. A escala mundial se registra un muy ligero incremento (+1,8%), pasando de 264,4 M/hl/año en el quinquenio 1995-1999 a 269,3 M/hl/año en el quinquenio 2015-2019. La escasa cuantía del incremento se explica por la conjunción de dos tendencias contrarias: el mayor consumo en América, África, Asia y Oceanía, y la contracción en Europa, especialmente en los PTP. No obstante, hay que señalar que en los últimos años el consumo también retrocede en el "Nuevo Mundo", siendo pronto para saber si será una tendencia sostenida o coyuntural. En Europa, la disminución del consumo ha llevado a impulsar el arranque de viñedos tratando de equilibrar la oferta con la demanda de vino, un objetivo no alcanzado como consecuencia tanto del incremento de la productividad de la viña como por la acusada disminución del consumo per cápita. En Europa, el viñedo ha pasado de representar el 68,9% de la extensión total en 1961 al 50,4 % en 2019. Por el contrario, en el resto de los continentes se plantan nuevos viñedos, especialmente en los NPP, donde la producción de vino no solo trata de cubrir el consumo interno sino también acceder a los mercados internacionales.

Ambas circunstancias han propiciado la progresiva internacionalización del mercado del vino desde las últimas décadas del pasado siglo. En 1995 se exportaba el 21,7% de la producción de vino, mientras que en 2019 alcanza al 41,8%. Entre las mismas fechas la importación respecto al consumo casi se ha duplicado. La creciente internacionalización del mercado del vino implica una fuerte competitividad entre los países exportadores. Las áreas vitivinícolas deben operar en un mercado con más y mejores competidores, en el que la oferta de vino excede a la demanda. Ello lleva a que la vitivinicultura sea un mundo muy dinámico, con cambios constantes en los sistemas de producción, elaboración y comercialización, con el fin de acceder al mayor número posible de consumidores.

Entre 2007 y 2019 el consumo ha disminuido en 14 M/hl/año (un 10% aproximadamente), siendo muchos más los países que registran retrocesos en el consumo per cápita que los que lo incrementan. Por otro lado, la incorporación de nuevos consumidores es escasa, a la vez que los grandes nichos potenciales de mercado (China, India, EE.UU....) incrementan su superficie de viñedo tratando de reducir las importaciones. Todo parece indicar que los principales países productores y exportadores de vino, especialmente los PTP, encontrarán dificultades crecientes para colocar su producto en los mercados. Por ello, deberán buscar nuevas alternativas vitivinícolas, a las que deberán incorporar, o potenciar si ya lo hacen, otras fuentes de ingresos como el enoturismo. De hecho, desde finales del siglo XX, algunas bodegas cuentan en su estructura empresarial con actividades como las visitas a las bodegas y los recorridos por sus viñedos.

### Agradecimientos

Este trabajo ha contado con el apoyo financiero del proyecto LIFE MIDMACC (LIFE18 CCA/ES/001099), financiado por la Unión Europea. Ha contado, además, con la ayuda del grupo de investigación "Procesos Geoambientales y Cambio Global" (E02\_17R), financiado por el Gobierno de Aragón y la Fundación Social Europea.

### Referencias

Albisu, L.M., 2009. La reforma de la Organización Común de Mercado (OCM) vitivinícola: entre la competitividad global y las ayudas sociales. *Revista de Economía Agraria*, julio, 53-69.

Albisu, L.M., 2015. Reflexiones en torno a la dinámica innovadora del sector del vino. *Cuadernos de Estudios Agroalimentarios*, Septiembre 2014, 141-152.

- Alonso Santos, J.L., 2003. Redes y procesos de innovación en las comarcas vinícolas de Castilla y León: el ejemplo de la D.O. Bierzo. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 36, 43-60.
- Alonso Santos, J.L., Aparicio Amador, L.J., Sánchez Hernández, J.L., 2003. Los espacios vitivinícolas en Castilla y León: la evolución hacia un sistema productivo de calidad. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 35, 101-122.
- Anderson, K., Nelgen, S., 2009. *Global wine markets, 1961 to 2009: a statistical compendium.* University of Adelaide Press.
- Barco Royo, E., 2018. Análisis de un sector: Rioja 4.0. Gobierno de La Rioja, Logroño, 443 pp.
- Bardají Azcárate, I., 1993. El mercado del vino en Estados Unidos. Revista de Estudios Agrosociales 163, 219-258.
- Cañizares Ruiz, M.C., Ruiz Pulpón, Á.R., 2014. Evolución del paisaje del viñedo en Castilla-La Mancha y revalorización del patrimonio agrario en el contexto de la modernización. *Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales* 498. http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-498.htm.
- Charrié, J.P., 1996. Le vin dans la politique agricole commune. En: *Des vignobles et des vins à travers le monde*. *Hommage à Alain Huetz de Lemps*. Presses Universitaires de Bordeaux, Bordeaux, pp. 361-376.
- Climent-López, E., Sánchez-Hernández, J.L., Canto-Fresno, C., Alonso-Santos, J.L., Ramírez-García, S., Rodero-González, V., Ruiz-Budría, E., 2014. Measuring quality convections in the food industry: Applications to the wine sector in Spain. *Geoforum* 56, 148-160.
- Durbiano, C., 1988. Les arrachages de vigne en Basse-Provence. Méditerranée 3, 67-71.
- Escalona Orcao, A., Loscertales Palomar, B., Climent López, E., 2013. Enfoques, experiencias y propuestas para la mejora de la competitividad territorial de las áreas vitivinícolas: las denominaciones de origen protegidas de la provincia de Zaragoza. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 62, 317-341.
- FAOSTAT, 2022. Organización de Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. https://www.fao.org/faostat/es/#home. Consulta realizada en marzo de 2022.
- Fernández Portela, J., 2013. La evolución reciente del sector vitivinícola internacional. *GeoGraphos. Revista Digital para Estudiantes de Geografía y Ciencias Sociales* 4 (39), 173-194. https://doi.org/10.14198/GEOGRA2013.4.39
- Fernández Portela, J., 2017. La industria vitivinícola de la D. O. Rueda como motor de cambio del territorio. *Cuadernos Geográficos* 56(3), 292-311.
- Huetz de Lemps, A., 1967. Vignobles et vins du Nord-Ouest de l'Espagne. Université, Bordeaux, 2 tomos.
- Huetz de Lemps, A., 2009. Les vins d'Espagne. Presses Universitaires de Bordeaux, Bordeaux. 520 pp.
- Lasanta, T., 2018. El Rioja: cambios locales para acceder a un mercado global. En: *Sistemas productivos con anclaje territorial* (J.A. Márquez Domínguez, Director). Publicaciones de la Universidad de Huelva, Huelva, pp. 137-152.
- Lasanta, T., Inarejos, V.C., Arnáez, J., Pascual Bellido, N., Ruiz-Flaño, P., 2016. Evolución del paisaje vitícola en La Rioja (2000-2015): Un análisis de los programas de reconversión y reestructuración del viñedo. *Investigaciones Geográficas* 66, 9-25. https://doi.org/10.14198/INGEO2016.66.01
- Martínez-Arnáiz, M., Molinero-Hernando, F., 2019. El valor patrimonial del paisaje como imagen de calidad en la estrategia comercial de los territorios vitivinícolas del Duero. *Cuadernos Geográficos* 58 (3), 169-194. https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v58i3.8837
- OIV., 2022. Organización Internacional de la Vid y el Vino. https://www.oiv.int/es/organizacion-internacionalde-la-vina-y-el-vino. Consulta realizada en marzo de 2022.
- Raventós, M., 2003. La globalización en el mundo del vino. Terruños 5, 11-15.
- Ruiz Pulpón, Á.R., 2010. Evolución y consolidación del viñedo de regadío en La Mancha. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 52, 5-26.

- Ruiz Pulpón, Á.R., 2015. Dinámicas de mercado y transformación de los paisajes vitivinícolas de Castilla-La Mancha. En: J. de la Riva, P. Ibarra, R. Montorio, M. Rodriguez. Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación. Universidad de Zaragoza – AGE, Zaragoza, pp. 2141-2150.
- Sanz Mínguez, C., 2009. *El vino y el banquete en la Europa prerromana*. Centro de Estudios Vacceos "Federico Watemberg". Universidad de Valladolid, Valladolid.
- Unwin, T. 2001. El vino y la viña. Geografía histórica de la viticultura y el comercio del vino. Tusquets, Barcelona.
- Viladomiu, L., Rosell, J., 2006. El sector vitivinícola: una globalización limitada. En: M. Etxezarreta, Coord.). *La agricultura española en la era de la globalización*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, pp. 531-562.

# Administración / Administration

Universidad de La Rioja Servicio de Publicaciones Piscinas, 1, 26006 LOGROÑO (España) Tel.: (+34) 941299187 Fax: (+34) 941299193 Correo-e: publicaciones@unirioja.es

### Edición electrónica / E-Journal

EISSN: 1697-9540 http://publicaciones.unirioja.es/revistas/cig cig@unirioja.es

### Indización y Calidad / Indexation and Quality Analysis

Bases de Datos y Recursos para el análisis de la calidad de las revistas científicas / Databases and Resources for the analysis of the Scientific Journal's Quality:

CARHUS Plus+ 2018 CIRC (EC3 Metrics) Dialnet Métricas (Fundación Dialnet) DOAJ (Directory of Open Access Journals) ERIH Plus (European Science Fundation) ESCI, Emerging Sources Citation Index (Web of Science<sup>™</sup>, Clarivate Analytics) Fuente Académica Plus (EBSCO) Latindex (Catálogo) MIAR (Matriz de Información para el Análisis de Revistas) Periodicals Index Online (ProQuest) SCIMAGO Journal & Country Rank (SJR) Scopus (Elsevier) Sello de Calidad FECYT

### Política del editor sobre copyright y autoarchivo

- Sólo se puede archivar la versión final del editor/PDF.
- En el sitio web del autor o repositorio institucional o cualquier repositorio designado por los organismos financiadores a petición de dichos organismos o como resultado de una obligación legal desde el momento de su publicación.
- El uso debe ser no comercial, no permitiéndose obras derivadas.
- La fuente editorial debe reconocerse. Debe incluirse la declaración establecida por el editor: "Publicado originalmente en *Cuadernos de Investigación Geográfica / Geographical Research Letters* en [volumen y número, o año], por la Universidad de La Rioja (España)".
- Debe enlazar a la versión del editor con la inclusión del número DOI a partir de la siguiente frase: "La publicación original está disponible en *Cuadernos de Investigación Geográfica / Geographical Research Letters* a partir de http://doi.org/[DOI]".

# Publisher copyright & self-archiving policies

- Authors may self-archive publisher's version of the article (final PDF version) on their own websites.
- Authors may also deposit this version of the article in institutional or funder repositories, at the request of the fundind organizations or as a result of legal obligation after publication.
- The final published version can only be used for non-commercial purposes. Derivative work is not allowed.
- Acknowledgement to the original source of publication must be given as follows: "First published in *Cuadernos de Investigación Geográfica / Geographical Research Letters* in [volume and number, or year] by Universidad de La Rioja (Spain)".
- A link must be inserted to the published article on the journal's website by including the DOI number of the article in the following sentence: "The final publication is available at *Cuadernos de Investigación Geográfica / Geographical Research Letters* via http://doi.org/[DOI]".

**Cuadernos de Investigación Geográfica** / *Geographical Research Letters* A scientific journal of Physical Geography



# CUADERNOS DE INVESTIGACIÓN GEOGRÁFICA GEOGRAPHICAL RESEARCH LETTERS

# TOMO 49 (1), Año 2023

José Luis Peña-Monné, M. Marta Sampietro-Vattuone, Marta Espinalt-Brillas, Francisco J. Gutiérrez-González. Past and present geomorphological hazard and cultural heritage loss in El Castellar castle scarp (Central Ebro basin, Spain)

Valentí Rull, Javier Sigró, Teresa Vegas-Vilarrúbia. Present climate of lake Montcortès (Central Pyrenees): Paleoclimatic relevance and insights on future warming

Luis Morales-Salinas, Giorgio Castellaro, Nora Frederiksen, Luis F. Román, José Neira-Román, Guillermo Fuentes-Jaque, Cristián Escobar, Felipe Morales. Spatial characterization of climatic variables for Arica-Parinacota and Tarapacá, Chile using topoclimatic analysis

Esteban Alonso-González, J. Ignacio López-Moreno, M. Cansaran Ertaş, Aynur Şensoy, Ali Arda Şorman. A performance assessment of gridded snow products in the upper Euphrates

José Luis Gallardo-Salazar, Cuauhtémoc Sáenz-Romero, Roberto Lindig-Cisneros, Leonel López-Toledo, Arnulfo Blanco-García, Ángel R. Endara-Agramont. Three decades of remote sensing analysis on forest decline related to climate change: A bibliometric study

Carlos Gonzalo, Vicente Burchard-Levine, Víctor Rolo, Rosario González-Cascon, Gerardo Moreno, M. Pilar Martín. Análisis de la diversidad funcional del estrato herbáceo en un ecosistema de dehesa a partir de datos hiperespectrales in situ

**Rosiris Guzmán, Maximiliano Bezada, Inmaculada Rodríguez-Santalla.** Cartografía de cobertura del suelo mediante datos de teledetección en la planicie de desborde del río Apure (Venezuela)

**Patricia C. Medina-Pérez, Héctor J. Tapia-Fernández, Antonio Castillo-Martínez.** Vulnerability and environmental risk in the Sierra Otomí Tepehua (Hidalgo, México): Implications in the rural-indigenous scope

**María Augusta Sacoto Flores, Carlos Sánchez-García.** Vulnerabilidades de los elementos esenciales y evaluación integral del riesgo de desastres para la planificación urbana y gestión del riesgo en Azogues, Ecuador

Luis A. Niño Beltrán, Aquiles E. Darghan Contreras, Libia D. Cangrejo Aljure, Edwin F. Grisales Camargo. Evaluation of the quality of the voluntary geographic information for the road network in Bogotá D.C.

**Teodoro Lasanta, Estela Nadal-Romero, Rubén Sáenz.** El viñedo y el vino entre 1995 y 2019: veinticinco años de cambios en la producción, mercado y consumo de vino en el mundo

