

INVESTIGACIONES GEOGRÁFICAS

79

ENERO-JUNIO 2023



INSTITUTO INTERUNIVERSITARIO DE GEOGRAFÍA
UNIVERSIDAD DE ALICANTE



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



INSTITUTO INTERUNIVERSITARIO
DE GEOGRAFÍA

INVESTIGACIONES GEOGRÁFICAS

La publicación de este número ha sido posible gracias a la obtención de una ayuda del Vicerrectorado de Investigación y Transferencia de Conocimiento de la Universidad de Alicante.

<https://web.ua.es/es/vr-investi>

REDACCIÓN

[Instituto Interuniversitario de Geografía](#). Universidad de Alicante
Carretera de San Vicente del Raspeig s/n. 03690, San Vicente del Raspeig - Alicante (España)
Tlfno: (34) 965903400 Ext. 3380 – Fax: (34) 965909485
Correo electrónico: investigacionesgeograficas@ua.es – Sitio web: www.investigacionesgeograficas.com



Los trabajos se publican bajo una [licencia de Creative Commons Reconocimiento 4.0 Internacional](#), salvo que se indique lo contrario.
Las opiniones reflejadas en los textos que componen *Investigaciones Geográficas* son responsabilidad exclusiva de sus respectivos autores/as.

ISSN (hasta 2012): 0213-4691
ISSN (electrónico): 1989-9890

DOI: 10.14198/ingeo
Depósito legal: A-52-1983

ÍNDICE

ARTÍCULOS

- Climate change in two Mediterranean climate areas (Spain and Chile):
Evidences and projections..... 9
Oliver Meseguer-Ruiz y Jorge Olcina Cantos
- Tropical disturbances in the southeastern North Atlantic. State of the art and future prospects 33
*Pedro Dorta Antequera, Alba Domínguez Hernández, Jaime Díaz Pacheco, Abel López Díez
y Nerea Martín Raya*
- Precipitation extremes in the Puna of Atacama Desert, Chile: How to manage current
and future uncertainty? 51
*Pablo Sarricolea, Hugo Romero-Aravena, Roberto Serrano-Notivoli, Oliver Meseguer-Ruiz,
Vincent Dubreuil y Beatriz M. Funatsu*
- Revisión bibliográfica internacional sobre el patrimonio geológico 67
Germán Pareja-Pareja y Emilio Martínez-Ibarra
- Política de cohesión y desequilibrios socioeconómicos interterritoriales en la Europa
del Sur durante los últimos veinte años. Los casos de Piamonte, Comunidad Valenciana
y Sicilia 87
Marcos Francos, Albert Santasusagna Riu, Oscar Corvacho-Ganahin y Juan Ignacio Plaza Gutiérrez
- Distancia y dirección como parámetros formales en la evaluación de mapas mentales.
Los resultados de su aplicación a las Islas Baleares (España) en la percepción
de los futuros maestros..... 109
Jaume Binimelis Sebastián y Antoni Ordinas Garau
- La actividad pesquera extractiva en la Región de Murcia (España) 1987-2020..... 127
Daniel Moreno Muñoz, Cayetano Espejo Marín y Ramón García Marín
- El sistema de meskat en la cuenca del río Hammam (Sousse, Túnez): un ejemplo
de gestión del agua como recurso y riesgo..... 153
Ghaleb Fansa Saleh y Alejandro J. Pérez Cueva
- Análisis y alternativas para paliar el déficit hídrico en la Demarcación Hidrográfica
del Segura (2022-2027), sureste de España 179
*José Alberto Redondo Orts, María Inmaculada López Ortiz, Joaquín Melgarejo Moreno
y Patricia Fernández Aracil*
- Estimación de la erosión del suelo mediante el modelo RUSLE. Caso de estudio:
cuenca media alta del río Mira en los Andes de Ecuador..... 207
Paul Arias-Muñoz, Miguel A. Saz y Severino Escolano
- Evaluación del cambio del paisaje boscoso y su impacto en la distribución
de *Dipsas elegans* en el norte de Ecuador 231
*Cristian Arévalo-Morocho, Gabriel Jácome-Aguirre, Sania Ortega-Andrade, Oscar Rosales-Enríquez
y James Rodríguez-Echeverry*

ARTÍCULOS

To cite this article: Meseguer-Ruiz, O. & Olcina Cantos, J. (2023). Climate change in two Mediterranean climate areas (Spain and Chile): Evidences and projections. *Investigaciones Geográficas*, (79), 9-31. <https://doi.org/10.14198/INGEO.24093>

Climate change in two Mediterranean climate areas (Spain and Chile): evidences and projections

Cambio climático en dos áreas de clima mediterráneo (España y Chile): evidencias y proyecciones

Oliver Meseguer-Ruiz¹ 
Jorge Olcina Cantos^{2*} 

Abstract

Climate change is the most important environmental problem facing humanity in this century. And it has become the great axis of public policies and private actions in developed societies. The effects of altering the planetary energy balance due to anthropogenic greenhouse gas emissions are already becoming evident in some regions of the planet. Among them, the evidence is already significant in the areas with a Mediterranean climate. This paper collects, as a review paper, the evidence and trends that are being recorded in two areas with a Mediterranean climate (the Spanish Mediterranean coast and the central sector of Chile) to assess the effect of the global warming process. The impact that the current climate change is having on the main elements of the climate and on specific environmental processes in both of these geographical spaces has been analysed. The study seeks to update, through an evaluative summary, the state of the issue of climate change in Mediterranean areas, indicating its future impact on elements of the natural environment and on the functioning of the societies that exist in these regions.

Keywords: climate change, Mediterranean climate, evidence, trends.

Resumen

El cambio climático es el problema ambiental más importante al que se enfrenta la humanidad en el presente siglo. Y se ha convertido en el gran eje de políticas públicas y acciones privadas en las sociedades desarrolladas. Los efectos del proceso de alteración del balance energético planetario por la incorporación de gases de efecto invernadero de causa antrópica ya están siendo manifiestos en algunas regiones del planeta. Entre ellas, de forma evidente, en los ámbitos de clima mediterráneo. El presente trabajo recoge, a modo de revisión de investigaciones y documentos oficiales, las evidencias y tendencias que se están registrando en dos áreas de clima mediterráneo (litoral mediterráneo español y sector central de Chile) para valorar el efecto del proceso de calentamiento planetario. Se ha analizado el impacto que está teniendo el cambio climático actual en los elementos principales del clima, así como en algunos procesos ambientales en ambos espacios geográficos. Se pretende poner al día en una aportación de síntesis valorativa, el estado de la cuestión del cambio climático en ámbitos mediterráneos, señalando su impacto futuro en elementos del medio natural y en el propio funcionamiento de las sociedades que están implantadas en estas regiones.

Palabras clave: cambio climático, clima mediterráneo, evidencias, tendencias.

1 Departamento de Ciencias Históricas y Geográficas, Universidad de Tarapacá, Arica, Chile. omeseguer@academicos.uta.cl

2 Interuniversity Institute of Geography, University of Alicante, Alicante, Spain. jorge.olcina@ua.es. * Author corresponding

1. Introduction

Climate change is the greatest threat faced by the global population in the twenty-first century. It has been caused by human activity, and its effects have accelerated and worsened since the 1980s. According to the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013, 2018, 2019), areas with a Mediterranean climate are particularly vulnerable to the effects of climate change, where the socio-economic consequences are more notorious than in other spaces of the planet. This fact is directly related to the increase of the frequency and intensity of extraordinary natural phenomena (Agencia Estatal De Meteorología [AEMET], 2020) and the geographical uniqueness of the territories where this type of climate prevails. The two principal climate elements (temperatures and rainfall) have already displayed significant alterations in regions with a Mediterranean climate. In the case of temperatures and the overall increase experienced throughout the world, the Mediterranean basin has its specific characteristics (MedECC, 2020; AEMET, 2022; Chazarra-Bernabé et al., 2022). Variations can be observed in the behaviour of the maximum temperatures and, particularly, the minimum temperatures (Olcina Cantos et al., 2019).

Over the last few decades, temperatures have shown clear and permanent changes toward a warmer climate due to anthropogenic forcing (IPCC, 2013). However, not only the mean temperatures but also extreme episodes evidence these changes in response to radiative forcing (Katz & Brown, 1992). The effects of extreme temperatures can influence several environmental aspects, such as crop growth, agro-ecological regionalisation, and food supply (Ye et al., 2013; Tian et al. 2017). Extreme temperatures over critical thresholds may also cause a rise in the incidence of mortality and the discomfort of human beings (Keellings & Waylen, 2012; Royé, 2017). Among all the effects of this global warming context, heat waves represent one of the extreme events that adversely impact human health and change its characteristics under increasing temperatures (Perkins-Kirkpatrick & Gibson, 2017). Such events are particularly harmful in areas affected by water scarcity, leading to adverse effects on water resources and agriculture (Zittis et al., 2016). Night-time events also have negative consequences on grain yields (Hatfield & Prueger, 2015). Different studies show that these events are increasing worldwide (Amengual et al., 2014; Piticar, 2018; Wang et al. 2018) and will keep increasing (Barrera-Escoda et al., 2014).

The occurrence of warm episodes has been linked to sea surface temperature (SST) anomalies and both local and remote conditions (Purich et al., 2014) but are mainly focused on oceanic scales (Deng et al., 2018; Ham & Na, 2017). Air masses leading to temperature extremes in the Western Mediterranean region are first transported from the north Atlantic towards Europe for all categories. While there is a clear relationship with large-scale circulation patterns in winter, the Iberian thermal low, i.e., the low-level depression, directly related to a positive temperature anomaly, is important in summer (Michaelides et al., 2018; Santos et al., 2015).

The negative impacts of heat waves will be aggravated in urban environments due to the urban heat island (UHI) effect. Urban factors define higher temperatures than rural environments, and night-time cooling is slower, generating more discomfort in cities than in their surroundings (Royé & Martí Ezpeleta, 2015), leading to very warm nights. In recent years, the recording of minimum temperatures above 20° C, with growing frequency, has led to the use of expressions such as “equatorial nights” or “torrid nights” (Martín León, 2018), to emphasise the relevance of these types of very warm nights. However, these concepts are not universally accepted, and their application depends on the climate area of study. In moderate global warming scenarios (below +1.5°C), tropical nights will be less frequent than in warmer levels (Teichmann et al., 2018). Unlike hot days, where the affected area covers most of the land parts in the Mediterranean region, tropical nights occur in specific geographical regions. Such an index may lead stakeholders and policymakers to assess the development of urban planning policies (De Groot-Reichwein et al., 2018). The study area is the Spanish Mediterranean coast, which, over the last three decades, has experienced an increase in the number of nights with a temperature equal to or higher than 20°C (Royé, 2017), together with an increase in temperatures of the water of the Mediterranean Sea (Pastor et al., 2017). In this region, “sun and beach” tourism is a fundamental economic activity, accounting for, on average, 10% of the regional GDP in each of the autonomous regions of the area (Saurí et al., 2011). Therefore, changes in climate conditions generated and which could take place in the coming decades will condition the development of this activity and the need to implement adaptation measures in tourist destinations, in terms of both urban planning and building design (Olcina Cantos & Miró Pérez, 2017; Sanz & Galán, 2021). Hence, the importance of studying this climate phenomenon that generates thermal discomfort and favours changes in other climate elements (precipitation) (Olcina Cantos, 2017).

Furthermore, the increase in tropical nights and their relationship with the rise in the frequency of heat waves directly affects aspects of human health (Royé et al., 2021) and can condition the design of health-care strategies in tourist destinations.

On the other hand, climate change is causing changes in precipitations in different regions of the world. Rainfall is an element that is particularly sensitive to variations in temperature and the regional modifications of atmospheric circulation. Hence the difficulty in modelling it in climate change scenarios. The Mediterranean region is an area where rainfall is highly relevant, due to its importance for the development of economic activities of a territorial and economic nature (agriculture and tourism) (Cramer et al., 2018). The 6th report of the IPCC identifies the Mediterranean area as a geographical space that is greatly affected by climate change due to the impact of the warming process on rainfall. It also points to the high probability that more intense droughts will occur together with more frequent intense rain episodes (IPCC, 2021). The studies on changes in precipitations in the Mediterranean region have analysed both the impact of warming on regional atmospheric circulation and the effect on the volume and intensity of the precipitations. However, precipitation is the climatic element that presents less certainty about its future evolution, as indicated by the 6th IPCC Report. This research collects the latest trends that occur in the two areas of Mediterranean climate analyzed and various effects of climate warming can be observed in rainfall in relation to specific geographic features (mountains, seawater temperature, layout of the coastline) (see section 3).

The alteration in atmospheric circulation is evident, particularly in the northern hemisphere, due to the greater effect that warming is having, particularly at polar and sub-polar latitudes. This fact is connected to the loss of speed of the jet stream (in this case, the polar jet of the northern hemisphere) which would cause a considerable increase of adverse episodes (heat waves and cold snaps, intense droughts and torrential rains) at middle latitudes, where the Mediterranean area is located. These effects are caused by a lower thermal gradient between the latitude ranges as a result of global warming, which would imply a lower speed of the jet stream. Some studies indicate that the average speed of the polar jet stream has reduced by 14% since 1980 (Francis & Vavrus, 2012; Martín León, 2019). This implies a greater undulation of the jet stream, that is, the more frequent generation of planetary waves (peaks and valleys) with faster displacements of hot air masses towards northern latitudes and polar or Arctic air towards the south. Muñoz, Schultz & Vaughan (2020) have recently confirmed the increase in “cut off low” (“gota fría”) atmospheric circulation at middle planetary latitudes, which, in the northern hemisphere, has increased by 20% between 1960 and 2017. Furthermore, in the European sector of the middle latitudes, the areas where these isolated depressions are concentrated at high levels of the atmosphere correspond to the Gulf of Cadiz and Western Mediterranean. For the specific area of the Spanish Mediterranean coast, Ferreira (2021) has analysed the relationship between intense rainfall and the formation of “cut off low” in the Region of Valencia in the period 1998-2108, based on the Weather Research and Forecasting (WRF) model. The results show an increase in intense rainfall for the coming decades in this region, due to the increase in thermodynamic processes in a warmer atmosphere, which contrasts with the overall decreasing trend in rainfall in the Iberian Peninsula in recent decades within the context of climate change.

Concerning the evolution of rainfall, Zittis et al. (2021), using the “up-to-date” data processing procedure with a group of 33 regional climate simulations of the EURO-CORDEX initiative, with a resolution of 0.11°, analyse the importance of the trends for 1951-2000 and 2001-2100 according to a ‘business-as-usual’ (RCP8.5) scenario, concluding an increase in extreme rainfall events within an overall context of a decrease in annual rainfall in the whole of the Mediterranean basin. In Spain, studies have been conducted on the recent evolution of precipitations to validate the hypothesis of the increase in the intensity of rainfall recorded in recent decades. In this respect, Oria Iriarte (2021) indicates that the most extreme episodes (around the 98th and 99th percentiles) are increasing their probability of occurring and that the intensity of the rainfall is also increasing as the total amount of accumulated rainfall in the episodes exceeding the 98th percentile (and higher percentiles) grew considerably in the period analysed (1965-2020). The report on the future evolution of intense rainfall in Spain (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas [CEDEX], 2021), which takes the period 1971-2000 as a reference and uses the climate projections of EURO-CORDEX (2100 horizon), indicates an increase in torrential rain, with extreme rains associated with short episodes of RCP 8.5 scenarios in the east of the Iberian peninsula. Cardoso et al. (2020) evaluate the future changes in precipitation in the Iberian peninsula (IP) according

to the RCP8.5 scenario. The changes are analysed for two future climate periods, namely (2046–2065) and (2081–2100). The study indicates that, in the climate change scenario, it is expected that a good part of the region will experience a reduction in annual rainfall of approximately 20-40%, reaching 80% in the summer at the end of the twenty-first century. These results imply that climate change will probably influence the annual quantity of rainfall and the torrential rain episodes throughout the twenty-first century, particularly in the southern regions of the peninsula, which would increase the erosive processes in this area. Merino et al. (2016) conducted a synoptic study of the extreme rainfall events between 1960 and 2011. Applying a non-hierarchical K-means clustering, they characterise six principal synoptic types with which extreme rainfall events are developed. The study highlights that these events in the west of the peninsula are basically related to zonal circulations. In contrast, those in the east are associated with the development of “cur off low” at middle layers of the atmosphere. Based on the analysis of the spatial and temporal variability of daily rainfall in Spain in the period 1950-2012 and on the high-resolution daily gridded data set, SPREAD at a spatial resolution of 5×5 km., Serrano-Notivol et al. (2018), find the following significant facts: 1) a slight global increase in the duration of the rainfall events, particularly along the Mediterranean strip; 2) an increase in the frequency of low rainfall events and a reduction in the frequency of high and very high events (inversed on the Mediterranean coast); and 3) a slight reduction in the intensity of unique events (duration of 1 or 5 days), but a significant negative trend in mean and median rainfall when considering all of the days of rainfall ($p > 0$), particularly on the Mediterranean coast. Miró et al. (2021), in their study on the evolution of rainfall in the Jucar and Segura river basins, based on the use of CMIP% GCMS Local Downscaling, in an RCP 4.5 and 8.5 scenario and contemplating 900 rainfall series, indicate an increasing trend in the frequency of torrential rain episodes in the coastal areas of the field of study, as opposed to the considerable reduction in the headwaters of these rivers.

The climate warming process seems to have triggered the warming process and the associated extreme manifestations on a global scale and in the areas of study selected (Levin, 2019; World Meteorological Organization [WMO], 2022). The 6th IPCC Report describes the Mediterranean climate regions as “hotspots” of climate change on a global level due to the acceleration of the evidences and alterations experienced in the climate elements and the occurrence of extreme weather events (IPCC, 2022). Therefore, the knowledge of the current climate reality in Mediterranean climate areas is of great interest in order to gauge the impact of current climate change and its future projection (Sanz & Galán, 2021). The objective of this study is to present the effects of climate change in two Mediterranean climate areas based on the research carried out in recent years. It must be made clear that this is a review article, which, however, includes results of recent research in which the authors have participated. The evolution of the principal climate elements (temperatures and precipitations) is analysed, together with the effects of their trends on the development of environmental processes, also with a significant impact (droughts, behaviour of marine waters, effects on the coast). The analysis seeks to show the consequences in the two Mediterranean climate areas, identifying common and unique effects in each of them.

2. Methodology

As the article is a review of the existing information, the method is based on the consultation of existing studies on climate change for the two areas of study. A period of study from the year 2000 to the present day has been selected. This year, as previously indicated, is when the global warming process seems to have begun, with considerable effects in the selected Mediterranean climate areas. The official climate change reports by the IPCC and Spanish and Chilean meteorological agencies have been consulted. Furthermore, the topic of climate has been tracked in the international and national journals for the period 2010-2022 so as to identify the topics and results of the research undertaken for the analysis of climate change in the different areas of study.

Official documents and research papers published in recent years have been consulted, although some previous important references have also been consulted. This is an interval in which the effects of the current climate warming process become more evident in the two areas of study analysed. The selection criteria chosen have been the reliability of the official organizations and the rigor of the results of the investigations carried out by the authors of the scientific articles consulted. Table 1 lists the organizations and documents consulted for the preparation of this research. It should be noted that the authors of this study have participated in various reviewed investigations, due to their research specialization.

Table 1. Official sources and research consulted for the development the present research (2010-2022)

RESEARCH SOURCES	DOCUMENTS CONSULTED
International official organizations	<ul style="list-style-type: none"> -5th and 6th IPCC Report (2014 and 2021-22) -Report on climate change in the Mediterranean (MedECC) -ESPON Climate project
National and regional official organizations	<ul style="list-style-type: none"> -State of Spanish climate. Annual report (AEMET) -Annual Meteorological Calendar (AEMET) -Report to the Nation (Chile). Megadrought -Report Country State of the Environment (Chile). -Report "Climate Change and Tourism activity" in C. Valenciana. -Catalonia Climate Change dossier (3th report) -Mediterranean Sea superficial water temperature reports (Centro De Estudios Ambientales Del Mediterráneo [CEAM]).
International scientific journals consulted (JCR and SCOPUS)	<ul style="list-style-type: none"> -Climate Research -Climatic Change -Nature Climate Change -Journal of Climate -Weather and Climate Extremes -Atmospheric Resarch -Atmosphere -Advances on Atmospheric Science -Atmosphere-Basel -Regional Environmental Change -Journal of Geophysical Research Atmospheres -Geophysical Research Letters -Science -International Journal of Climatology -International Journal of Biometeorology -Journal of Hydrology: Regional Studies -Hydrology and Earth System Sciences -Review of Geophysics -Global and Planetary Change -Hydrological Processes -Hydrological Sciences Journal -Ecosphere -Water -Boletín de la Asociación Española de Geografía (BAGE) -Revista de Geografía Norte Grande

Own elaboration

The work method consists in the study of the documentary sources (reports, articles, monographs) consulted, the determination of the principal aspects highlighted in them for the areas of study and a critical assessment of their conclusions. This critical assessment is also based on the results obtained by research on climate change in Mediterranean areas in which the authors of this study have participated directly. It should be noted that there has been an increase in the studies on climate change in Mediterranean areas since 2010 related to the stimulation of this warming process being experienced in these territories, as noted.

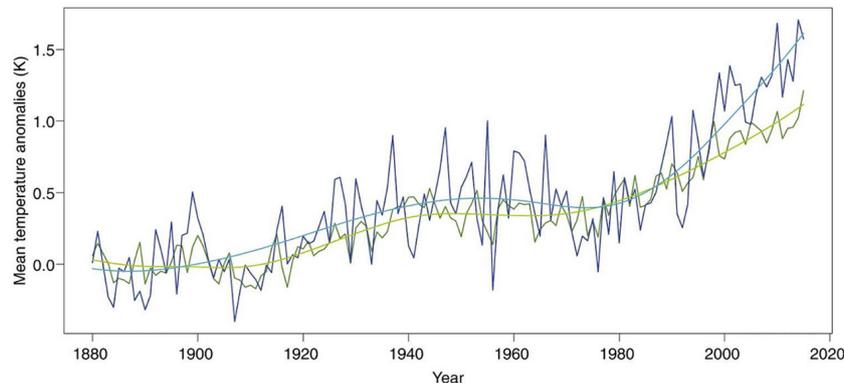
3. Results

3.1. Effects of climate change on the Spanish Mediterranean coast

The Spanish Mediterranean coast is one of the areas of the world where the effects of global warming are more evident, particularly since 2010. In this geographic space, which can be defined as a risk region, an intensive use of the territory (population and economic activities) together with the physical conditions of the physical environment lead to a high pressure on the natural resources (water, land, and vegetation). Any alteration in the climate conditions leads to a rapid manifestation in the rest of the elements of the physical environment. The 6th IPCC Report (2022) indicates the Mediterranean basin

as a “hotspot” on a global level in terms of climate change, due to the speed with which some climate and environmental elements are altering and the associated socio-economic impact. The report “Risks associated to climate and environmental changes in the Mediterranean region” (MedECC, 2020) reveals that the increase in temperatures experienced in this region has been higher than that recorded in the rest of the planet (1.5°C since 1880, as opposed to 1.1°C for the rest of the planet’s surface) (Figure 1).

Figure 1. Comparison of the increase in temperatures between the Mediterranean basin (blue) and the rest of the earth’s surface (yellow) (1880-2019)



Source: MedECC (2020)

The Spanish Mediterranean coast has its own characteristics that make the effects of current climate change unique in this geographical space. Basically, the fact that there is a sea bathing its coasts that has been experiencing a rapid warming process over the last few decades, conditions the functioning of the two most important climate elements for characterising weather and climate (temperatures and precipitations) (Chazarra-Bernabé et al., 2020; Romero Fresneda et al., 2020). The climate of the Spanish Mediterranean coastline has been experiencing highly significant alterations in temperatures and rainfall over the last three decades. This fact has been proven with scientific data. On the Mediterranean coast, four processes are closely related to the global warming mechanism: 1) seasonal variations in precipitations and the intensification of the rainfall; 2) the increase in the average temperature, and particularly, night heat, manifested in the so-called “tropical nights” ($T^a > 20^\circ \text{C}$) and “equatorial nights” ($T^a > 25^\circ \text{C}$); 3) the development of extreme weather events with a higher frequency than that before the year 2000; and 4) the rise in the temperature of the central part of the western Mediterranean sea in its central section (Algero-Balearic Basin), which, undoubtedly, constitutes the origin of the three previously mentioned alterations in precipitations, temperatures, and extreme weather manifestations. Scientific data corroborate the four processes: they are clear manifestations of climate change on the Spanish Mediterranean coast.

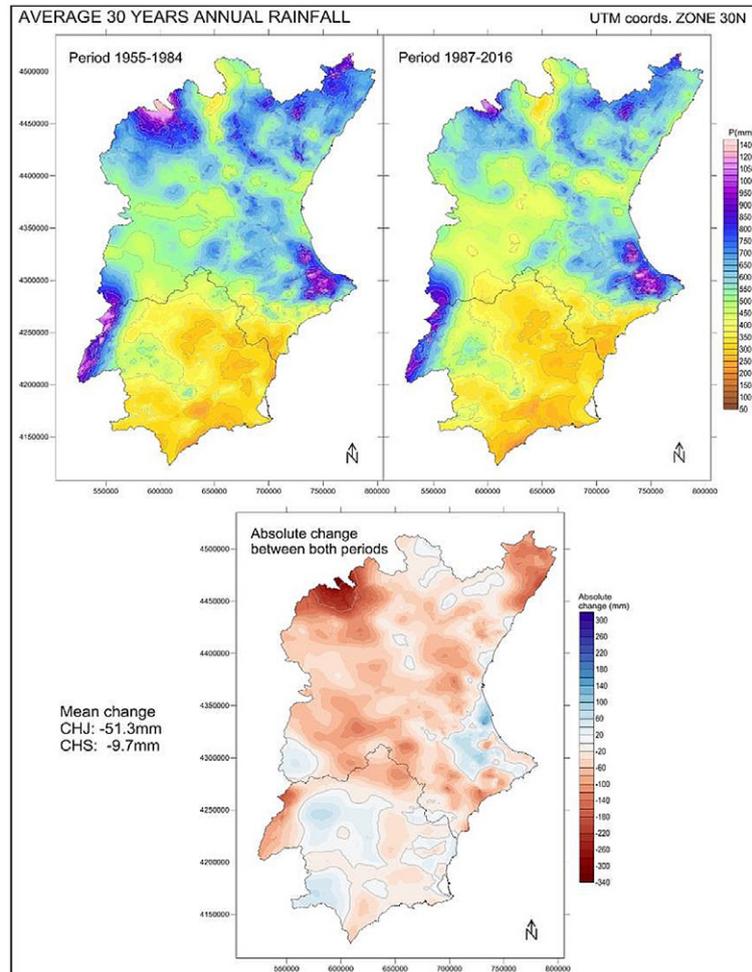
3.1.1. Changes in precipitation

The first process, changes in precipitation, generates the most uncertainty in the medium and long term, as we should not forget that rainfall irregularity is one of the distinctive features of the climate of the Mediterranean coast. In general terms, in the principal climate series between Girona and Málaga there is not yet a clear overall decreasing trend in rainfall. However, a trend can be observed in the distribution and intensity of the rains, particularly in the areas close to the coastline. Therefore, the current trends in annual average rainfall show sectors where it rains slightly less than the average (1980-2010) and others where the rainfall is, curiously, somewhat higher than the average (e.g. Southern coastline of Valencia and the north of Alicante) (Figure 2).

A change in the type of precipitation has been recorded. From the beginning of this century, the convective precipitations (particularly those associated with the presence of “cut off low” situations in the middle-high layers of the troposphere) have gained importance with respect to the Atlantic frontal precipitations (Figure 3). In addition, the calendar of intense hourly rainfall events is being modified and they can now occur in any season of the year. They are not limited to autumn, which is the season traditionally considered to have a high flood risk. Events of around or above 100 mm can occur in barely one or two hours in any month of the year. Even in the summer, particularly in the second half of August,

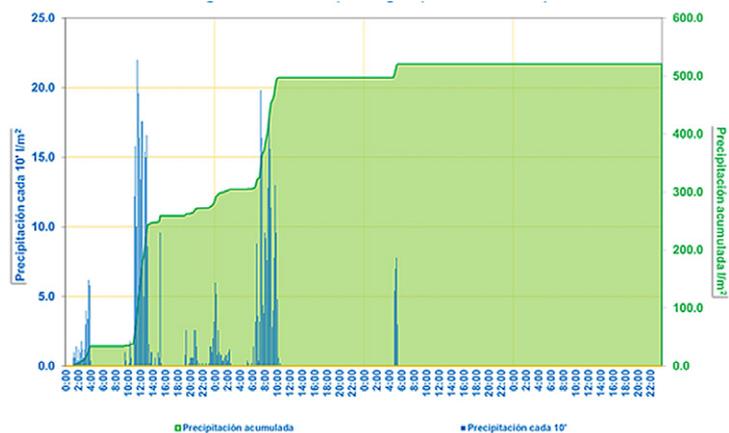
an increase in torrential rains on the coast of the Gulf of Valencia, associated with events of the so-called “warm rains,” is a symptom of the intense warming process experienced by the Balearic sector of the Mediterranean Sea at this time of year.

Figure 2. Change in rainfall (1955-2016) in the Jucar and Segura river basins (Spanish Mediterranean coast, central sector)



Source: Miró et al. (2021).

Figure 3. Rainfall recorded in the meteorological station of Orihuela (CHS) between 12 and 15 September 2019. Intense rains in two specific moments accumulated 500 mm throughout the episode



Source: https://twitter.com/aemet_cvalencia?lang=es

These changes in precipitations are not only reflected in rains, but also in snowfalls. Paradoxically, while the annual average number of days with frost is decreasing in line with the overall warming process, the episodes of “intense snowfalls” is increasing. In other words, this is explained by the increase of episodes of snow related to “cut off low” circulations and the entry of easterly surface winds that, in a few hours, leave very high amounts of solid precipitation on the Mediterranean mountains. This is the case of the intense hourly snowfall of 2017 and January 2000 (“Gloria” blizzard) in different provinces of the Mediterranean coast or the “intense” snowfalls recorded in the city of Barcelona in recent years (March 2010, February 2018).

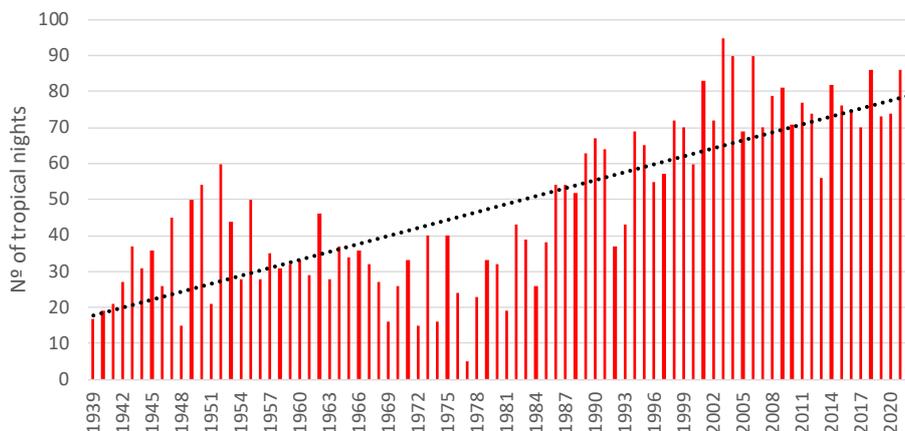
Also relevant is the seasonal modification of precipitation patterns because the spring rains are diminishing in favour of those in the autumn in the annual distribution. This is particularly significant in the extreme south of the Iberian System, where the sources of some of the most important rivers of Spain can be found, with their mouths either in the Mediterranean Sea (Júcar, Turia) or the Atlantic (Tajo). This has been indicated in different studies (De Luis et al., 2010; Miró, 2014) which point to the progressive spread of territorial extension of typically Mediterranean rains (maximum rainfall in autumn) from the Mediterranean coast to the interior of the Iberian Peninsula, where the principal peak in rainfall generally occurs in the spring (eastern section of the Iberian mountain range). This fact directly impacts hydrological planning, given that the spring rains are crucial for the normal development of agricultural activity and the accumulation of water reserves in reservoirs and aquifers, enabling the increase in consumption in the warmer months of the year to be met.

The changes indicated in the intensity and seasonality of the precipitations in the Spanish Mediterranean area are related to the alterations being experienced in the atmospheric circulation at middle latitudes of the northern hemisphere. There is an increasing number of studies that indicate that the loss of speed of the jet stream (in this case, the polar jet of the northern hemisphere) would cause a considerable increase of adverse episodes (heat waves and cold snaps, intense droughts and torrential rains) at middle latitudes, where the Mediterranean area is located. This is caused by a lower thermal gradient between the latitude ranges as a result of global warming, which would imply a lower speed of the jet stream. At the same time, different studies indicate that the average speed of the polar jet stream has reduced by 14% since 1980 (Francis & Vavrus, 2012; Martín León, 2019). This implies a greater undulation of the jet stream, that is, the more frequent generation of planetary waves (peaks and valleys) with faster displacements of hot air masses towards northern latitudes and polar or Arctic air towards the south. Muñoz et al. (2020) has recently confirmed the increase in “cut off low” atmospheric circulation at middle planetary latitudes, which, in the northern hemisphere, increased by 20% between 1960 and 2017. Furthermore, in the European sector of the middle latitudes, the areas where these isolated depressions are concentrated at high levels of the atmosphere correspond to the Gulf of Cadiz and Western Mediterranean as a whole. Taking as a reference the level of 200 hPa, in Europe the number of DANAs per year between 1960 and 1990 remained stable, at almost 30 each year. However, from 1990, this number has risen significantly, currently at around 35-40. The current global warming process seems to account for a large part of this, as it has been shown that the jet streams have been shifting towards the poles, as have the Hadley cell and the intertropical convergence zone; without forgetting the contraction of the polar vortex and the cooling of the stratosphere. With a more wavy jet stream, blockings appear, favouring the emergence of weaker subtropical and weaker polar branches. This is closely connected to the increase in cold fronts observed in Europe.

3.1.2. Increase in temperatures, loss of thermal comfort, notable increase in “tropical nights”

Meanwhile, the increase in the annual average temperature on a global level is undeniable. The Spanish Mediterranean coast is no exception in this process. The recordings of the group of observatories of the Mediterranean territories between Catalonia and the Mediterranean provinces of Andalusia show that the increase in temperatures has been 0.8° C over the last hundred years, with a very pronounced increase from 1980. However, the most evident manifestation of the loss of thermal comfort in this region has been the highly notable increase in the so-called “tropical nights,” when the thermometer does not fall below 20° C for the whole night. From 1970 to the present day, the number of tropical nights in many cities of the Mediterranean region has tripled, from 20 tropical nights per year to 60 or 70 (in some cases more) (Figures 4 and 5).

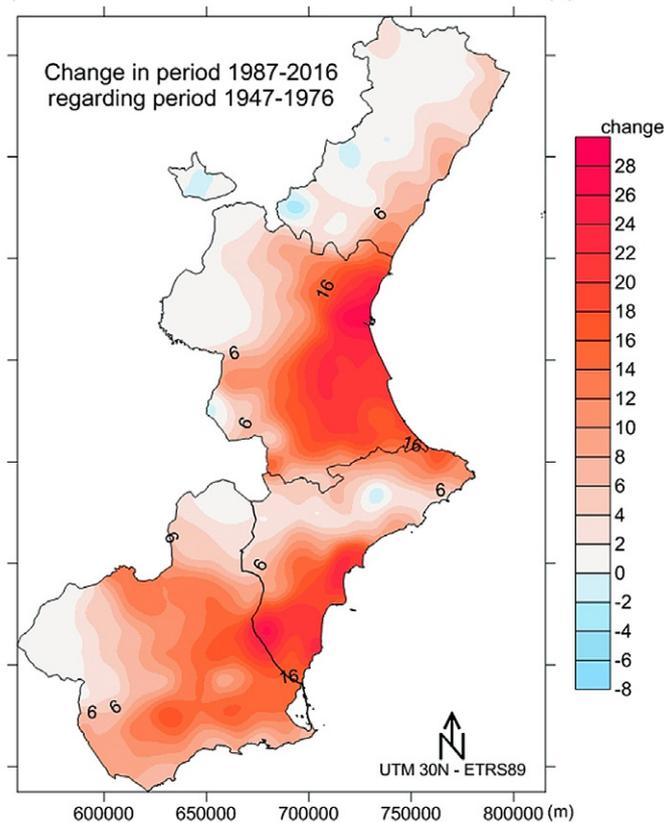
Figure 4. Evolution of “tropical” nights in the city of Alicante (1939-2022)



Source: AEMET Comunidad Valenciana. Own elaboration

Furthermore, since the year 2000, an increase in nights where the thermometer does not fall below 25° C has been observed, and in recent years there have been some days when the minimum daily temperature has not fallen below 29-30°C. In addition to these high night temperatures, there is also a high relative humidity level in coastal towns. This indicator is important given that with relative humidity values of 70% or more, the temperature that the human body really feels is around 4-7° higher with respect to the thermometer reading. This is the aspect that generates more thermal discomfort as a result of global warming in the Mediterranean area.

Figure 5. Increase in the number of tropical nights in the Region of Valencia and Murcia. 1987-2016 with respect to the period 1947-1976



Source: Olcina Cantos et al. (2019)

Several factors explain this increase in the minimum temperatures in this region. First, the increase in temperature is a result of the global warming process. In recent years, we can observe that the summers have lengthened, beginning at the end of spring and ending at the beginning of autumn on the Mediterranean coast. Another factor to consider is the aforementioned increase in temperature of the Mediterranean Sea. The most palpable consequences of this are the increase in minimum temperatures and relative humidity and the variations in rainfall patterns, particularly on the coast and pre-coastal area of the Valencian coastline. The final factor is decisive for the increase in temperatures (particularly at night) in the population nuclei of the coast and those of a larger size. We are referring to the effect of the “urban heat island” which modifies the climate characteristics on a local level (temperatures, precipitation, and emergence of atmospheric pollution problems, among others). The asphalt or cement retains the heat of the day, while, at night, the temperature falls gradually and this heat is transmitted into the air. This situation becomes less pronounced as we move away from the city centre. Sometimes, the difference between the periphery and the town centre on the Spanish Mediterranean coast can be 4-5°C or even more.

The maximum temperatures display an increasing trend in the interior districts of the Mediterranean coast. This increase is greater between the spring and the first half of the summer, particularly during June, when there is a sharper increase in the maximum temperatures. The temperature projections on the Mediterranean coast for the end of this century reveal a sharp loss of thermal comfort during the summer, which can be associated with temperatures above the optimum level of thermal comfort, either due to excessively high maximums (mainly in the interior) or the frequency of tropical nights (mainly on the coast) (Olcina Cantos & Miró Pérez, 2017). This directly affects agricultural activities (crop cycles) and tourism activities (high season), which should adapt to the new predicted climate scenario.

3.1.3. Increase in extreme weather events in a territory with high exposure

One of the consequences with the greatest socio-economic impact of the global warming process is the occurrence of extreme weather events, which, moreover, have a unique behaviour in the western basin of the Mediterranean due to the increase in the sea surface temperature. The official data of the meteorological observatories of this climate region and the reports of the SINOBAS portal (AEMET) show an increase in reports on these extreme weather episodes occurring from the beginning of this century on the coast of the Iberian peninsula and Balearic Islands. On the Mediterranean coast, there has been an increase in rains with a high hourly intensity, days with prolonged heat, sea storms with effects on the coastline, and the more frequent occurrence in the last decade of marine storms and torrential snowfalls in mountainous areas.

Figure 6. Occupation of the maritime-terrestrial public domain and maritime storm effects on the Spanish Mediterranean coast (2017-2021)



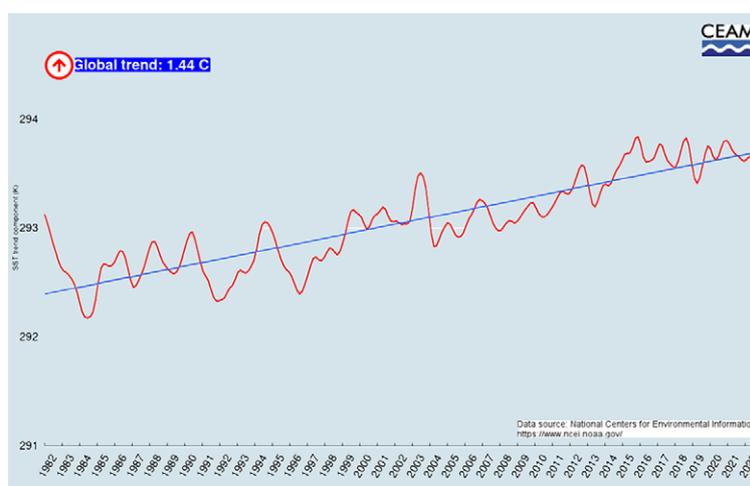
Source: Ministry of Ecological Transition. Own elaboration

The episodes of heavy rain, which generate intense precipitations (up to 100 mm in 1 hour) have been shown an increasing trend since 2000. In fact, large volumes of torrential rain are not necessary to generate considerable economic damage in the affected territories. This aspect reveals another element of risk analysis that has also been increasing over the last twenty years on the Mediterranean coast: the vulnerability and exposure to extraordinary atmospheric events due to the establishment of housing and facilities in floodable areas. The recent sea storms on the Spanish Mediterranean coast have been particularly intense. Since 2015, there have been three storms (2017, 2020, 2021) with severe effects for the facilities and housing located on the coastline. The storm caused by the “Gloria” blizzard (January 2020) was particularly vigorous, causing significant economic losses along the Mediterranean coast. The effects of these storms contrast with the permissiveness of the Spanish coastal legislation (Coast Law of 2013), which authorised the prolongation of concessions in the maritime-terrestrial public domain for up to seventy-five years. Recently, the Climate Change Law (Law 7/2021) opened the possibility of reviewing the occupation of the public domain in the current context of climate change (Figure 6).

3.1.4. A warmer Mediterranean Sea

Finally, a highly relevant fact and a clear manifestation of the change in the climate conditions of the Spanish Mediterranean coast is the increase in the sea surface temperature of the Mediterranean. The Mediterranean Sea has experienced a warming of its waters throughout the basin, particularly in the eastern and western extremes. In the western sector, the CEAM (2022) data show a warming of 1.4 °C between 1980 and 2022 (Figure 7). This warming means that the heat accumulated in the marine basin is higher than the warming experienced in the air in the same time interval, according to the data recorded in the observatories of the Spanish Mediterranean coast.

Figure 7. Increase in the de-seasonalised sea surface temperature of the Western Mediterranean (1982-2022)



Source: CEAM (2022)

The Mediterranean Sea, therefore, is warmer than three or four decades ago, in a process of heat accumulation, particularly from the end of spring (May-June) extending throughout the summer as well into the autumn (October and beginning of November). It is noteworthy that from 2000, peaks of up to 30°C have been observed during the summer in the waters close to the Balearic Islands and Algeria, a value more typical of tropical seas. In short, the annual period of warm waters on the coast of the Spanish Mediterranean is much more extended than a few decades ago, and these waters are also warmer. This has two direct effects on the climate elements of the Spanish Mediterranean coast: a loss of thermal comfort, particularly in the summer, due to the increase in the number of warm nights between the spring and beginning of autumn; and the occurrence of intense precipitation due to the transfer of heat from the surface of the sea to the atmosphere in the convection processes.

Together with these evidences revealed by the data on climate elements on the Mediterranean coast, some uncertainties must be researched over the coming years. The evolution of precipitations is, undoubtedly, the great unknown, given that the warming of the atmosphere and the Mediterranean Sea could give rise to the more frequent formation of convective clouds and storms. The climate change models indicate an

overall reduction in precipitations, which will condition water circulation in the rivers and its infiltration in the aquifers. So, for example, in the Jucar and Segura basins and moderate emission scenarios, this reduction is estimated at 8-10% with respect to the current scenario until the middle of this century. As previously indicated, until now, the trend of the last few decades in this respect is the accumulation of greater volumes of rain in the coastal strip than in the interior territories. A significant increase in the south of the province of Valencia and north of Alicante can be observed. Still, it will be necessary to study the evolution of this climate element over the next two decades, at least to confirm the current trends on the Mediterranean coast as a whole. The wind is another element that is difficult to model. We do not know the behaviour that breezes can have in a warmer atmosphere and a warmer Mediterranean Sea, between spring and autumn. On the other hand, the energy readjustment processes will theoretically be stronger in a warmer atmosphere. This could give rise to the more frequent formation of “energetic” squalls that pass through the Iberian latitudes on their way to the Mediterranean, therefore also affecting the Mediterranean coast due to the greater presence of strong winds, having an impact on the agricultural activity and urban furniture. Also unclear is the behaviour of oceanic-atmospheric oscillation mechanisms that affect the territory of the Region of Valencia, such as the NAO (North Atlantic Oscillation) and the weMO (Western Mediterranean Oscillation), given that the trend of the pressure systems at sea level are unknown in warmer waters (Martin-Vide & López-Bustins, 2006). If the expansion of the Hadley cell continues towards the northern latitudes of our hemisphere, we can estimate a climate with much fuzzier seasonal changes and the presence of two contrasting moments throughout the year: a very long warmer season with storms and another season which is less cold than the current winter and that will last barely one or two months of the year. An even more sub-tropicalised Mediterranean climate. However, this assumption has to be corroborated with scientific data over the coming decades.

The water-atmosphere ratio is manifested in a rise in the sea level and its consequences on the coastal strip. The IPCC sectoral report on oceans and the cryosphere (IPCC, 2019) expresses great concern about the effect of the rising sea level, which is already being recorded in coastal areas of large ocean basins (Pacific and Atlantic). For the Mediterranean basin, the problem is not so evident yet. Still, the report indicates the effect that the dilation of the seawater (warming) will have and the higher frequency of sea storms (eastern storms on the Spanish Mediterranean coast) on the coastal strip. These conclusions are supported by the study on the effects of climate change on the world coasts (Kulp & Strauss, 2019) and the report on the effects of climate change on the Spanish coast (Losada et al., 2014). In this respect, on the Mediterranean coast, the forecasted increased frequency of extreme weather events that give rise to sea storms on the coastal strip is of great concern. The episodes occurring in January 2017 and January 2020 (“Gloria” blizzard) have revealed the risk existing in different areas of the Mediterranean coast with the occupation of the maritime and terrestrial public domain, either with buildings constructed prior to the more recent coastal legislation (1988, 2013), or due to administrative concessions in this domain which have been extended by the latest regulations of this environment (2013 and regulations of 2014). Therefore, the facilities in areas of the Mediterranean coast that are at risk to sea storms and the forecast effect of the rising sea level at the end of the century need to be adapted.

3.2. Climate change in the Mediterranean climate of central Chile

Continental Chile has a wide variety of climates. This is due to its vast latitudinal extension, between 17°S and 56°S, making it the second longest country in the world in latitude, after Canada. Another characteristic that diversifies the climates of Chile is its relief, as in its short longitudinal length, from the coast it reaches a height of more than 6.000 m ASL. Considering these geographical constraints, the atmospheric action centres are highly important, defined as synoptic-scale circulation patterns. For the case of Chile, these surface circulation patterns correspond to: the Inter-Tropical Convergence Zone (ITCZ), the South-Eastern Pacific Anticyclone (APSO), and the westerlies wind belt or low subpolar pressure belt (CBPP). The APSO explains the conditions of climate stability and the rainfall deficit of central-northern Chile during most of the year. The CBPP gives rise to a fairly rainy centre-south, particularly on the west coast. The ITCZ gives rise to an austral summer and copious rainfall on the plateau of Chile’s Big North, enabling the advection of moist air in a region of high solar radiation. In short, this means that continental Chile has up to 25 different types of climates according to the Köppen-Geiger classification, from the aridest parts of the north to polar climates in the south and the higher elevations (Sarricolea et al., 2017). Among this wide climate diversity is the Mediterranean climate, which prevails between 33°S and 39°S. Most of the the country’s population is concentrated on this latitudinal strip (more than ten million inhabitants), where most agricultural activities are carried out.

3.2.1. Overall trends toward warming

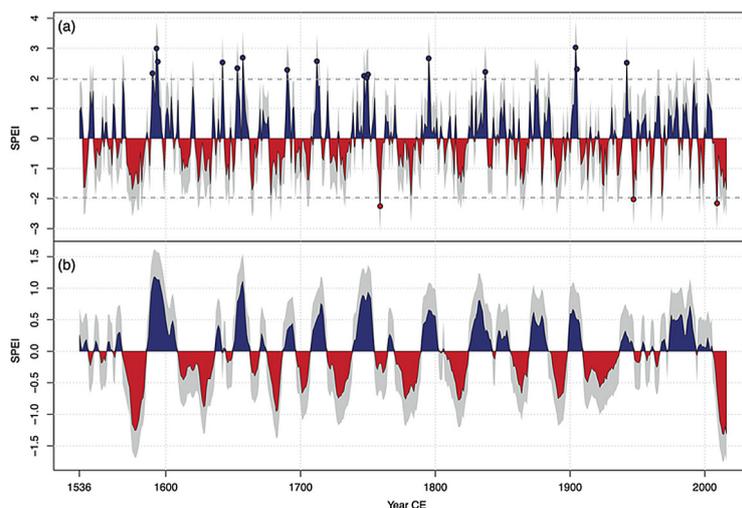
In this respect, there is evidence that shows how extreme temperatures have displayed a clear trend towards warming from the last third of the twentieth century. The study of extreme temperatures' spatial and time behaviour is highly relevant, particularly in a country such as Chile, which has a wide variety of climates and environments. Within the context of global warming, the different climate (and geographical) regions of continental Chile have different behaviours in terms of (a) latitudinal location of seasons, (b) lowland/coastal seasons, and (c) highland seasons. The month-by-month study of extreme temperatures and, according to the 14 indices of the Expert Team on Climate Change Detection and Indices facilitates their representation. It also contributes to highlighting the importance of these studies. In this way, the results obtained for central Chile coincide with those identified by other authors in neighbouring regions. The overall warming trends are more evident due to the increase in minimum temperatures (and the related indices). However, a clear pattern cannot be identified, which indicates that the altitude and latitude modify the trends. Finally, a coastal/interior influence can also be observed: the maximum temperatures increased more notably in the stations further away from the coast, showing that the role of the ocean is essential, taking into account the temporary changes in the teleconnection patterns that can affect the Pacific Decadal Oscillation (PDO) (Piticar, 2018; Meseguer-Ruiz et al., 2019).

In general, warming trends have been identified in the area of study but with some exceptions that depend on the behaviour of the minimum temperature. However, the heterogeneity of the temporary trends of the indices and the numerous factors that affect the high altitude areas mean that this conclusion has yet to be confirmed. Therefore, the exact mechanism that influences the variability of the temporary trends of the indices cannot be generalised for the whole area. The lack of a dense network of stations limits understanding the higher areas' warming trend. Therefore, it is difficult to predict the future patterns of these trends. Furthermore, different responses of the extreme temperatures have been identified depending on the latitude and/or elevation, illustrating the effect of the complex orography of the region on temperatures and, therefore, on the climate.

3.2.2. The mega-drought of central Chile

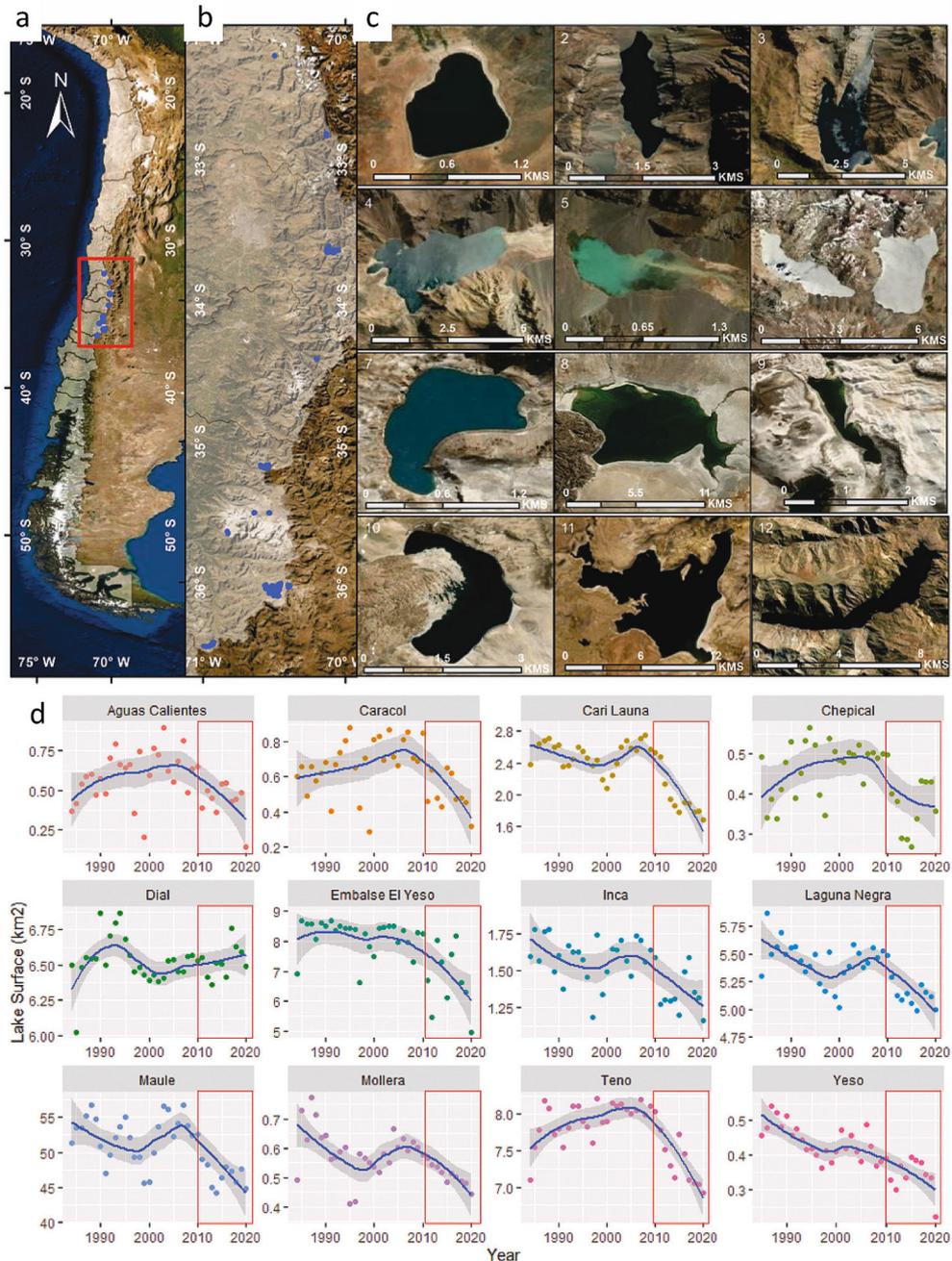
The phenomenon connected to climate change which has the greatest impact and on which most studies have been carried out is, undoubtedly, what is known as the Mega-drought that has affected central Chile since the year 2010 (Garreaud et al., 2017, 2020; Muñoz, Klock-Barría et al., 2020; Oertel et al., 2020; Peña-Guerrero et al., 2020; Fuentealba et al., 2021). This drought has been identified as the most intense in the last five centuries, in accordance with the Standardized Precipitation Evaporation Index (SPEI) (Serrano-Notivoli et al., 2021) (Figure 8). The SPEI that showed the best adjustment was August, with a window of 14 months ($\text{SPEI}_{\text{Aug-14}}$).

Figure 8. Reconstruction $\text{SPEI}_{14_{\text{Aug}}}$ from 1536 CE for Central Chile. (A) Annual values of negative anomalies (red) and positive anomalies (blue). The wettest years (blue points) and driest years (red points) that exceed the $\text{SPEI} \pm 2$ threshold (dotted grey line in bold) are shown. (B) The same as (a) but aggregated in an eleven-year moving average



Source: Serrano-Notivoli et al. (2021)

Figure 9. a. Map showing the general location of the lakes in the Andes of central Chile (32–36°S). b. The distribution of the lakes with a surface area greater than 0.5 km². c. The lakes from left to right: 1. Chepical, 2. Laguna del Inca, 3. Laguna Negra, 4. Embalse El Yeso, 5. Yeso, 6. Teno, 7. Mollera, 8. Aguas Calientes, 9. Caracol, 10. Cari Launa, 11. Laguna del Maule, and 12. Dial. d. Fluctuations of the surface area of the lakes of the Andes of central Chile (32–36°S) from 1984 to 2020. In general, the lakes display one of the three principal patterns, the “humped back” (that is, Chepical, Caracol, Teno, Aguas Calientes) with an initial increase until 2000, followed by a considerable reduction, a “linear” pattern, characterised by a linear decrease, with a slight increase in the 2000s, followed by a decrease (that is, Cari Launa, Embalse El Yeso, Laguna del Maule, Mollera, Yeso) or an overall increase (for example, Lago Dial). The mega-drought is also shown as a reference (red dotted rectangle)



Source: Fuentealba et al., 2021. Own elaboration

This mega-drought has generated progressive water deficits in different basins (Álvarez-Garretón et al., 2021) with adverse effects on diverse landscapes and ecosystems of the region (Garreaud et al., 2017; Muñoz, Klock-Barría et al., 2020; Barría et al., 2021; Fuentealba et al., 2021). This dry episode has been the most intense in central Chile since the sixteenth century (Garreaud et al., 2020; Serrano-Notivoli et

al., 2021). This trend has been detected in Santiago since the mid-twentieth century (González-Reyes, 2016) and it is expected to continue in the future, as the regional climate projections consistently indicate a reduction in the annual average precipitation (up to 40% in relation to the current values) for the second half of the century in high emission scenarios (Bozkurt et al., 2018). The south of Chile (43°S-56°S) concentrates the largest freshwater reservoirs of South America (Reynhout et al., 2019). However, in recent years, they have experienced severe drought episodes, which compromise human activity development (Garreaud, 2018; McNamara et al., 2021). Therefore, improving the knowledge of the space-time patterns of drought episodes and their impacts on water availability is vitally important to support human activities and the maintenance of the ecosystems. In this respect, one of the ecosystems that has had the most impact is the Andean Lake District in the centre of Chile. The use of satellite images and the Normalized-Difference Water Index are useful tools for evaluating the inter-annual changes on the surface of the lakes and offer a reliable and fast way of comparing these changes with the available climate data. Almost all of the lakes in the Andes of central Chile analysed display an overall decreasing trend in terms of their surface area during the period 2010-2020. These decreases coincide with the principal regional climate trends, such as the reduction in precipitations and the increase in temperatures (Fuentealba et al., 2021) (Figure 9).

The changes reported here pose serious challenges for the water managers and local and regional agents. A good management of this resource is needed to combat climate change and the severe and current water crisis in the central area of Chile. These results can facilitate the management of this resource and improve our understanding of the future water availability in the region. This research addresses the changes in the entry of water to the lakes through the variations in the amount of annual precipitation in each location studied. However, to improve our knowledge of the dynamics of these lakes, other variables must be incorporated. For example, the surface and groundwater flows. Future research should also consider the incorporation of the bathymetrics of the lakes to better estimate the volume of water lost during the recent (and current) mega-drought.

3.2.3. *More fires and more intense fires*

The changes in fire activity within a context of high inter-annual variability, such as that prevailing in the Mediterranean climate of Chile, reveal certain anomalies that can persist for several seasons and even years. Given that the activity of the fires (according to the number of fires or area burnt) in the most Mediterranean areas is positively correlated with the autumn-winter precipitation but negatively with the spring-summer rainfall, the response of fires to a multiseasonal drought is not clear. The intense pluri-annual drought, which has affected the central and part of the central-southern area of Chile since 2010, provides some perspective in this respect. During the period 2010-2015, a rainfall deficit was observed that oscillated between 10% and 30% in almost all of the stations between Valparaíso and Araucanía. A preliminary report revealed an increase in the number of large fires (≥ 200 ha), and in the area affected was, respectively, 27% and 69% in the period 2010-2015 in comparison with 1990-2009 period (Center for Climate and Resilience Research [CR2], 2015). This indicates that the spring-summer sign (which leads to more fires) has compensated the autumn-winter sign (which leads to fewer fires). The overall warming during the last few decades throughout the interior valleys of central Chile (Vuille et al., 2015) has probably accentuated even more the trend of greater fire activity during the drought, given the significant relationship between the average maximum spring-summer temperature and the number of fires/area burnt (Urrutia-Jalabert et al., 2018).

The climate change projections indicate a trend towards a drier and warmer climate during the whole of the year in central and southern Chile, which could lead to a 40% reduction in precipitations and an increase in temperature of 4°C by the end of the twenty-first century (Fuenzalida et al., 2007). Within this context, prolonged droughts, such as the one occurring from 2010 should be more frequent in the near future (Boisier et al., 2016). Taking into account our findings related to the inter-annual variability and the evidence during the recent pluri-annual drought, we could expect an increase in the occurrence of and the area affected by the fires (González et al., 2011). In conclusion, the climate, which represents the average meteorological conditions, is undoubtedly related to the occurrence of fires in the study area, as shown in this article. However, in the scenario of climate change with which we are facing, it is important also to consider the extreme weather events that are currently more common. Furthermore, it is crucial to consider the dramatic changes in land use that have occurred due to the mass conversion of the native

vegetation to pine forests and exotic eucalyptus trees. These changes have not only modified the type of fuel and its load but also the shaping of the landscape, creating large homogeneous areas of the same species, increasing the risk of the occurrence and propagation of catastrophic fires (González et al., 2011; Lara et al., 2016; Martínez-Harms et al., 2017). New legislation that imposes regulations regarding land use and promotes the restoration of the native forests to create more heterogeneous landscapes would reduce the propagation of fires caused by humans, and the associated economic, social and environmental losses. Furthermore, active education, public awareness-raising programmes and a stricter legislation that imposes greater sanctions on those who start fires (intentionally or due to negligence) would reduce the incidence of fires caused by humans. The effects of climate change on fires will ultimately depend on how climate combines with human actions. Therefore, the national environmental policies should consider the expected behavior of fires within a scenario of climate change to help reduce the risk of forest fires (Urrutia-Jalabert et al., 2018).

4. Discussion and conclusions

The results of the studies carried out by the authors and those consulted by other authors confirm that Mediterranean climate areas in Europe and South America are already experiencing significant alterations in the principal climate elements. Temperatures and precipitations display changes that respond, on the one hand, to global processes but also show alterations concerning regional mechanisms (marine waters, land uses). The temperatures are experiencing an increasing trend in the two areas of study analysed. However, the higher minimum temperatures have become a factor of regional thermal differentiation on the Spanish Mediterranean coast, given that the number of tropical nights has risen and the average temperature of warm nights is also displaying an increasing trend. This generalised warming is consistent with the trends of most of the indices related to temperature, not only in our study area but also in the rest of the Mediterranean basin (Miró et al., 2006; Xoplaki et al., 2006; Hertig et al., 2010; Efthymiadis et al., 2011). Furthermore, the projected changes indicate that this trend will continue with different magnitudes depending on the climate change scenario considered (Barrera-Escoda et al., 2014; Zittis et al., 2016). Tropical night (TN) frequency and persistence have increased over time with a major influence of sea surface temperature (SST), which is weak when considering the temporal evolution of long duration events. TN frequency showed a clear dependence on the coastline, as did TN trends, which also exhibited an especially strong coastal pattern at the southern part of the Spanish Mediterranean coastline. The atmospheric mechanisms behind the increasing frequency of this phenomenon are both large and synoptic in scale (Sánchez-Lorenzo et al., 2011). In the Western Mediterranean region, some circulation types transport towards Europe air masses from the north Atlantic, mostly in summer, when the Iberian thermal low, linked to a positive temperature anomaly, appears (Michaelides et al., 2018; Santos et al. 2015). The increase of these overnight warm episodes has especially been proven over the Mediterranean coast, where the increase has been greater than other areas. The regions of Valencia and Murcia, in the central area of the Spanish Mediterranean coast, have experienced a significant rise in TN over the last three decades. The causes are related to the global increase in temperatures due to the climate change process. Still, TNs have also acquired unique characteristics in this area due to the warming of sea surface temperatures of the central area of the Western Mediterranean basin (maritime sectors of Algiers and Gulf of Valencia). The increase of TNs in this Mediterranean sector spawns a loss of nocturnal thermal comfort, acting as a regional factor to a potential reduction of tourism competitiveness, which is added to the long-term climate projections already made (Ciscar et al., 2018; Greiving 2011). Together, these reasons have forced policy makers to look for short-term adaptation solutions with a high cost of energy (i.e. air conditioning in housing and hotels), which, in the future, will be related to the building and urban layout design to include “coolness islands” (i.e. green areas and green infrastructure) in the planning processes.

Meanwhile, precipitations are experiencing changes, although with different sizes and trends. On the Spanish Mediterranean coast, the general trend is an incipient decrease in precipitations, but there are some territories (south of the province of Valencia and the north of Alicante) that have been displaying an increase in precipitations in recent decades. What can be confirmed is that the “way” it rains is changing. The rainfall is more intense in the Spanish Mediterranean areas, which seems to be clearly related to the warming experienced by the waters of the Mediterranean Sea (Pastor et al., 2017) and the greater mobilization of energy in the instability processes (Tamayo Cardona & Núñez Mora, 2020) (Table 2).

Atmospheric “cut off low” configurations are increasing their presence in Mediterranean latitudes, which generates an increase in the risk factor with respect to intense and torrential rainfall episodes. Miró et al. (2022) indicate that these episodes show that a significant number of the torrential rainfall situations were related to cut-off-low configurations, as determined in the previous work of Muñoz, Schultz & Vaughan (2020), which highlights that these kinds of situations have had an increased frequency of 20% in recent years. In this warming context, a rise in SSTs in the Western Mediterranean is expected, increasing moisture inputs under advection trajectories over this area (as detected in this study) that may lead to an increase in convective precipitation (Llasat et al., 2021). This has also been detected in the eastern part of the Western Mediterranean Basin. This coincides with the higher frequency of these events in the autumn months (September–November), when the SSTs in the Mediterranean are at their highest. Water vapour transport seems to be a significant factor in the occurrence of extreme rainfall events when the moisture trajectories originate in the Western Mediterranean, an area with high SSTs, meaning a greater moisture supply. Meanwhile, the seasonality analysis reveals greater losses in precipitation are projected for spring and summer on the Spanish Mediterranean coast (Miró et al., 2021). In the two Mediterranean climate areas analysed, we can observe a trend towards prolonged drought periods. Finally, in both of these areas, forest fires show a clear increasing trend in size. The evolution of the number of fires shows a clear decreasing trend in the Spanish Mediterranean coast, but an increase in the size of the events (Úbeda et al., 2022). In both areas, future modelling indicates an increase in the annual fire risk period in relation to the rise in temperatures and the higher frequency of dry spells (Jones et al., 2022). In short, these territories are clearly manifesting alterations in climate elements and components of the natural environment (seawater, vegetation), whose future evolution bodes greater risk due to an increase in climate hazard within the context of global warming.

Table 2. Synthesis of changes registered in main climatic elements and in other environmental processes of the Mediterranean climate areas analyzed (Spain and Chile)

CLIMATE ELEMENT or ENVIRONMENTAL PROCESS	SPANISH MEDITERRANEAN COAST	MEDITERRANEAN CLIMATE REGION OF CHILE
Air Temperature	Increase in air temperature. Notable increase in night heat (tropical nights). Loss of thermal comfort in summer.	Increase in air temperature. Loss of thermal comfort due to an increase in minimum temperatures. Increase in maximum temperatures in stations further from the coast.
Rainfall	Regional differences in the annual rainfall record. General tendency to decrease in rainfall, but some regions have increased the annual amount registered (for example, south of Valencia and north of Alicante). Increased episodes of heavy rain	Significant reduction in rainfall. Effects on water supplies.
Atmospheric extreme events	Increase in the frequency of development of extraordinary range atmospheric episodes (heat waves, “levante” storms, heavy rains)	Increase in dry periods. Megadrought in Central Chile since 2010.
Forest fires	Increase in large-scale fires	Increase in the number of fires and their intensity.
Sea Surface temperature	Significant increase in sea surface temperature in the western Mediterranean basin (1.4° C, between 1982-2022). Effects on temperatures and precipitation.	Most significant El Niño effects on sea surface temperatures off the coast of Chile during years of negative SOI index.

Own elaboration

References

- Agencia Estatal De Meteorología. (2020). *Proyecciones climáticas para el siglo XXI en España*. In Agencia Estatal de Meteorología. http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio_climat
- Agencia Estatal De Meteorología. (2022). *Informe sobre el estado del clima en España 2021. Resumen ejecutivo*. https://www.aemet.es/documentos/es/conocerlas/recursos_en_linea/publicaciones_y_estudios/publicaciones/Informes_estado_clima/Resumen_ejecutivo_informe_clima_2021.pdf
- Álvarez-Garretón, C., Boisier, J.P., Garreaud, R., Seibert, J., & Vis, M. (2021). Progressive water deficits during multiyear droughts in basins with long hydrological memory in Chile. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25, 429-446. <https://doi.org/10.5194/hess-25-429-2021>
- Amengual, A., Homar, V., Romero, R., Brooks, H.E., Ramis, C., Gordaliza, M., & Alonso, S. (2014). Projections of heat waves with high impact on human health in Europe. *Glob Planet Change*, 119, 71-84. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2014.05.006>
- Barrera-Escoda, A., Gonçalves, M., Guerreiro, D., Cunillera, J., Baldasano, J.M. (2014). Projections of temperature and precipitation extremes in the North Western Mediterranean Basin by dynamical downscaling of climate scenarios at high resolution (1971–2050). *Clim Change*, 122(4), 567-582. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-1027-6>
- Barría, P., Chadwick, C., Ocampo-Melgar, A., Galleguillos, M., Garreaud, R., Díaz-Vasconcellos, R., Poblete, D., Rubio-Álvarez, E. & Poblete-Caballero, D. (2021). Water management or megadrought: what caused the Chilean Aculeo Lake drying? *Regional Environmental Change*, 21, 19. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01750-w>
- Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R., & Muñoz, F. (2016). Natural and anthropogenic contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent mega-drought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, 43, 413-421. <https://doi.org/10.1002/2015GL067265>
- Bozkurt, D., Rojas, M., Boisier, J.P., & Valdivieso, J. (2018). Projected hydroclimate changes over Andean basins in Central Chile from downscaled CMIP5 models under the low and high emission scenarios. *Climatic Change*, 150, 131-147. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2246-7>
- Cardoso, S., Martinho, M.-A., Carvalho, A. C., & Rocha, A. (2020). Extreme precipitation events under climate change in the Iberian Peninsula. *International Journal of Climatology*, 40, 1255-1278. <https://doi.org/10.1002/joc.6269>
- Centro De Estudios Ambientales Del Mediterráneo. (2022). *Mediterranean Sea Surface Temperature report (Autumn 2022)*. Meteorology and Climatology Area. <http://www.ceam.es/SST>
- Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. (2021). *Impacto del cambio climático en las precipitaciones máximas en España*. Centro de Estudios Hidrográficos. https://ceh.cedex.es/web_ceh_2018/Imp_CClimatico_Pmax.htm
- Chazarra-Bernabé, A., Lorenzo Mariño, B., Rodríguez Ballesteros, C., & Botey Fullat, R. (2020). Análisis de las temperaturas en España en el periodo 1961-2018. Volumen 2. Series de temperaturas medias en España a partir de estaciones de referencia. *Notas técnicas de AEMET*, 31.2. Agencia Estatal de Meteorología. <https://dx.doi.org/10.31978/666-20-004-X>
- Chazarra-Bernabé, A., Lorenzo Mariño, B., Romero Fresneda, R., & Moreno García, J.V. (2022). Evolución de los climas de Köppen en España en el periodo 1951-2020. *Notas técnicas de AEMET*, 37. Agencia Estatal de Meteorología. <https://doi.org/10.31978/666-22-011-4>
- Ciscar, J.C., Feyen, L., Ibarreta, D., & Soria, A. (Coords.) (2018). *Climate impacts in Europe Final report of the JRC PESETA III Project*. European Commission. <https://doi.org/10.2760/93257>
- Center for Climate and Resilience Research. (2015). *La Megaseguía 2010–2015: Una lección para el futuro*. Informe a la Nación. <https://www.cr2.cl/informe-a-la-nacion-la-megasequia-2010-2015-una-leccion-para-el-futuro>
- Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J.P., Iglesias, A., Lange, M.A., Lionello, P., Llasat, M. C., Paz, S., Peñuelas, J., Snoussi, M., Toreti, A., Tsimplis, M.N., & Xoplaki, E. (2018). Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nature Climate Change*, 8, 972-980. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>

- De Groot-Reichwein, M.A.M., van Lammeren, R.J.A., Goosen, H., Koekoek A., Bregt, A.K., & Vellinga, P. (2018). Urban heat indicator map for climate adaptation planning. *Mitig Adapt Strateg Glob Change*, 23, 169-185. <https://doi.org/10.1007/s11027-015-9669-5>
- De Luis, M., Brunetti, M., Gonzalez-Hidalgo, J.C., Longares, L.A., & Martin-Vide, J. (2010). Changes in seasonal precipitation in the Iberian Peninsula during 1946–2005. *Global and Planetary Change*, 74(1), 27-33. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2010.06.006>
- Deng K., Ting M., Yang S., & Tan Y. (2018). Increased Frequency of Summer Extreme Heat Waves over Texas Area Tied to the Amplification of Pacific Zonal SST Gradient. *J Climate* 31, 5629-5647. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-17-0554.1>
- Efthymiadis, D., Goodess, C.M., & Jones, P.D. (2011). Trends in Mediterranean gridded temperature extremes and large-scale circulation influences. *Nat Haz Earth Syst Sci*, 11(8), 2199-2214. <https://doi.org/10.5194/nhess-11-2199-2011>
- Ferreira, R.N. (2021). Cut-off low and extreme precipitation in eastern Spain: current and future climate. *Atmosphere*, 12(7), 835. <http://dx.doi.org/10.3390/atmos12070835>
- Francis, E.A. & Vavrus, S.J. (2012). Evidence linking Arctic amplification to extreme weather in mid-latitudes. *Geophysical Research Letters*, 39, L06801. <https://doi.org/10.1029/2012GL051000>
- Fuentealba, M., Bahamóndez, C., Sarricolea, P., Meseguer-Ruiz, O., & Latorre, C. (2021). The 2010–2020 'megadrought' drives reduction in lake surface area in the Andes of central Chile (32° - 36°S). *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 38, 100952. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100952>
- Fuenzalida, H., Aceituno, P., Falvey, M., Garreaud, R., Rojas, M., & Sánchez, R. (2007). *Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI*. Informe final, CONAMA, Ministerio del Medio Ambiente.
- Garreaud, R.D. (2018). Record-breaking climate anomalies lead to severe drought and environmental disruption in western Patagonia in 2016. *Climate Research*, 74, 217-229. <https://doi.org/10.3354/cr01505>
- Garreaud, R.D., Alvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Boisier, J.P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., & Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21, 6301-6327. <https://doi.org/10.5194/hess-21-6307-2017>
- Garreaud, R.D., Boisier, J.P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H.H., & Veloso-Aguila, D. (2020). The Central Chile Mega Drought (2010–2018). A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40, 421-439. <https://doi.org/10.1002/joc.6219>
- González-Reyes, Á. (2016). Ocurrencia de eventos de sequías en la ciudad de Santiago de Chile desde mediados del siglo XIX. *Revista de Geografía Norte Grande*, 64, 21-32. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022016000200003>
- González, M., Lara, A., Urrutia, R., & Bosnich, J. (2011). Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33°–42°S). *Bosque*, 32, 215-219. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002011000300002>
- Greiving, S. (Coord.) (2011). *ESPON Climate Change and Territorial Effects on Regions and Local Economies*. Final report.
- Ham, Y.G. & Na, H.Y. (2017). Marginal Sea Surface Temperature Variation as a Pre-Cursor of Heat Waves over the Korean Peninsula. *Asia-Pac J Atmos Sci*, 53(4), 445-455. <https://doi.org/10.1007/s13143-017-0047-y>
- Hatfield, J.L. & Prueger, J.H. (2015). Temperature extremes: effect on plant growth and development. *Weather Clim Extremes*, 10, 4-10. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2015.08.001>
- Hertig, E., Seubert, S., & Jacobeit, J. (2010). Temperature extremes in the Mediterranean area: Trends in the past and assessments for the future. *Nat Haz Earth Syst Sci*, 10(10), 2039-2050. <https://doi.org/10.5194/nhess-10-2039-2010>
- Intergovernmental Panel On Climate Change. (2013). *Climate change 2013: the physical science basis*. In T.F Stocker, D. Qin, G.K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, & P.M. Midgley (Eds), *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental*

- Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>
- Intergovernmental Panel On Climate Change. (2018). *Special Report on Global Warming of 1.5°C. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (AR5)*. <https://www.ipcc.ch/sr15/>
- Intergovernmental Panel On Climate Change. (2019). *Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. In H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (Eds.). <https://www.ipcc.ch/srocc/>
- Intergovernmental Panel On Climate Change. (2019). *Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (AR5). <https://www.ipcc.ch/report/srcc/>
- Intergovernmental Panel On Climate Change. (2021). *Climate Change 2021. The Physical Science Basis*. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report.pdf
- Intergovernmental Panel On Climate Change. (2022). *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>
- Jones, M.W., Abatzoglou, J.T., Veraverbeke, S., Andela, N., Lasslop, G., Forkel, M., Smith, A.J.P., Burton, Ch., Betts, R.A., van der Werf, G.R., Sitch, S., Canadell, J.G., Santín, C., Kolden, C., Doerr, S.H., & Le Quéré, C. (2022). Global and Regional Trends and Drivers of Fire Under Climate Change. *Reviews of Geophysics*, 60, e2020RG000726. <https://doi.org/10.1029/2020RG000726>
- Katz, R.W. & Brown, B.G. (1992). Extreme events in a changing climate: variability is more important than averages. *Climatic Change*, 21, 289-302. <https://doi.org/10.1007/BF00139728>
- Keellings, D. & Waylen, P. (2012). The stochastic properties of high daily maximum temperatures applying crossing theory to modelling high-temperature event variables. *Theor Appl Climatol*, 108, 579-590. <https://doi.org/10.1007/s00704-011-0553-2>
- Kulp, S.A. & Strauss, B.H. (2019). New elevation data triple estimates of global vulnerability to sea-level rise and coastal flooding. *Nature Communications* 10: 4844, 12. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12808-z>
- Lara, A., Zamorano, C., Miranda, A., González, M., & Reyes, R. (2016). Bosques Nativos. In *Informe País. Estado del Medio Ambiente en Chile. Comparación 1999-2015* (pp. 167-210). Universidad de Chile, Instituto de Asuntos Públicos, Centro de Análisis de Políticas Públicas. <https://portaluchile.uchile.cl/publicaciones/129607/informe-pais-estado-del-medio-ambiente-en-chile-1999-2015>
- Levin, K. (2019). Six ways the Climate Change over de past decade. *World Resources Institute*. <https://www.wri.org/insights/6-ways-climate-changed-over-past-decade>
- Losada, I., Izaguirre, C., & Diaz, P. (2014). *Cambio climático en la costa española*. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Llasat, M.C., del Moral, A., Cortès, M., & Rigo, T. (2021). Convective precipitation trends in the Spanish Mediterranean region. *Atmospheric Research*, 257, 105581. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105581>
- Martín León, F. (2018). Analizando el concepto de “noche tropical”. *Revista del Aficionado a la Meteorología*. <https://www.tiempo.com/ram/449791/analizando-el-concepto-de-noche-tropical/>
- Martín León, F. (2019). Los inviernos serán más cálidos, pero también con irrupciones más frías. *Revista del Aficionado a la Meteorología*. <https://www.tiempo.com/ram/507091/los-inviernos-seran-mas-calidos-pero-tambien-con-irrupciones-mas-frias/>
- Martin-Vide, J. & Lopez-Bustins, J.A. (2006). The Western Mediterranean Oscillation and rainfall in the Iberian Peninsula. *International Journal of Climatology*, 26, 1455-1475. <https://doi.org/10.1002/joc.1388>
- Martinez-Harms, M.J., Caceres, H., Biggs, D., & Possingham, H.P. (2017). After Chile's fires, reforest private land. *Science*, 356, 147-148. <http://doi.org/10.1126/science.aan0701>

- McNamara, I., Nauditt, A., Zambrano-Bigiarini, M., Ribbe, L., & Hann, H. (2021). Modelling water resources for planning irrigation development in drought-prone southern Chile. *International Journal of Water Resources Development*, 37, 793-818. <https://doi.org/10.1080/07900627.2020.1768828>
- MedECC (2020). *Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report (Version 1)*. Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4768833>
- Merino, A., Fernández-Vaquero, M., López, L., Fernández-González, S., Hermida, L., Sánchez, J. L., & García-Ortega, E. (2016). Large-scale patterns of daily precipitation extremes on the Iberian Peninsula. *International Journal of Climatology*, 36, 3873-3891. <https://doi.org/10.1002/joc.4601>
- Meseguer-Ruiz, O., Corvacho, O., Tapia Tosetti, A., López-Cepeda, J.F., & Sarricolea, P. (2019). Analysis of the Trends in Observed Extreme Temperatures in Mainland Chile Between 1966 and 2015 Using Different Indices. *Pure and Applied Geophysics*, 176, 5141-5160. <https://doi.org/10.1007/s00024-019-02234-z>
- Michaelides, S., Karacostas, T., Sánchez, J L., Retalis, A., Pytharoulis, I., Homar, V., Romero, R., Zanis, P., Giannakopoulos, C., Bühl, J., Ansmann, A., Merino, A., Melcón, P., Lagouvardos, K., Kotroni, V., Bruggeman, A., López-Moreno, JI., Berthet, C., Katragkou, E., Tymvios, F., Hadjimitsis, DG., Mamouri, RE., & Nisantzi, A. (2018). Reviews and perspectives of high impact atmospheric processes in the Mediterranean. *Atmos Res*, 208, 4-44. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.11.022>
- Miró, J.J., Estrela, M.J., & Millán, M. (2006). Summer temperature trends in mediterranean area (Valencia region). *Int J Climatol*, 26(8), 1051-1073. <https://doi.org/10.1002/joc.1297>
- Miró, J. (2014). *Downscaling estadístico de series climáticas mediante redes neuronales: reconstrucción en alta resolución de la temperatura diaria para la Comunidad Valenciana. Interpolación espacial y análisis de tendencias (1948-2011)* [Doctoral thesis, Universidad de Alicante]. Repositorio Institucional de la Universidad de Alicante. <https://rua.ua.es/dspace/handle/10045/36538>
- Miró, J.J., Estrela, M.J., Olcina-Cantos, J., & Martín-Vide, J. (2021). Future Projection of Precipitation Changes in the Júcar and Segura River Basins (Iberian Peninsula) by CMIP5 GCMs Local Downscaling. *Atmosphere*, 12, 879. <https://doi.org/10.3390/atmos12070879>
- Miró, J.J., Lemus-Canovas, M., Serrano Notivoli, R., Olcina Cantos, J., Estrela, M.J., Martín-Vide, J., Sarricolea, P., & Meseguer-Ruiz, O. (2022). A component-based approximation for trend detection of intense rainfall in the Spanish Mediterranean coast. *Weather and Climate Extremes*, 38, 100513. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2022.100513>
- Muñoz, A.A., Klock-Barría, K., Alvarez-Garretón, C., Aguilera-Betti, I., González-Reyes, Á., Lastra, J.A., Chávez, R.O., Barría, P., Christie, D., Rojas-Badilla, M., & LeQuesne, C. (2020). Water crisis in Petorca Basin, Chile: The combined effects of a mega-drought and water management. *Water*, 12, 648. <https://doi.org/10.3390/w12030648>
- Muñoz, C., Schultz, D., & Vaughan, G. (2020). A Midlatitude Climatology and Interannual Variability of 200- and 500-hPa Cut-Off Lows. *Journal of Climate*, 33(6), 2201-2222. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-19-0497.1>
- Oertel, M., Meza, F.J., & Gironás, J. (2020). Observed trends and relationships between ENSO and standardized hydrometeorological drought indices in central Chile. *Hydrological Processes*, 34, 159-174. <https://doi.org/10.1002/hyp.13596>
- Olcina Cantos, J. (2017). Incremento de episodios de inundación por lluvias de intensidad horaria en el sector central del litoral mediterráneo español: análisis de tendencias en Alicante, *Rev Semata*, 29, 143-163.
- Olcina Cantos, J. & Miró Pérez, J. (2017). *Actividad turística y cambio climático en la Comunidad Valenciana*. Universidad de Alicante, Instituto Universitario de Investigaciones Turísticas y Agència Valenciana del Turisme. <http://dx.doi.org/10.14198/2017-Actividad-Turistica-ComValenciana>
- Olcina Cantos, J., Serrano-Notivoli R., Miró J., & Meseguer-Ruiz O. (2019). Tropical nights on the Spanish Mediterranean coast, 1950-2014. *Climate Research*, 78(3), 225-236. <https://doi.org/10.3354/cr01569>
- Oria Iriarte, P. (2021). ¿Está aumentando la frecuencia o la intensidad de las precipitaciones extremas en el Mediterráneo?. *Calendario Meteorológico 2021*. AEMET. <https://aemetblog.es/2021/05/02/esta-aumentando-la-frecuencia-o-la-intensidad-de-las-precipitaciones-extremas-en-el-mediterraneo/>

- Pastor, F., Valiente, J.A., & Palau, J.L. (2017). *Sea surface temperature in the Mediterranean climatology, trends and spatial patterns*. Poster presented in 10th Hymex Workshop in Barcelona (4-7 July 2017). <http://www.ceam.es/VERSUS/publications.html>
- Peña-Guerrero, M.D., Nauditt, A., Muñoz-Robles, C., Ribbe, L., & Meza, F. (2020). Drought impacts on water quality and potential implications for agricultural production in the Maipo River Basin, Central Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 65, 1005-1021. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1711911>
- Perkins-Kirkpatrick, S.E. & Gibson, P.B. (2017). Changes in regional heatwave characteristics as a function of increasing global temperature. *Sci Rep*, 7, 12256. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12520-2>
- Piticar, A. (2018). Changes in heat waves in Chile. *Global and Planetary Change*, 169, 234-246. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.08.007>
- Purich, A., Cowan, T., Cai, W., van Rensch, P., Uotila, P., Pezza, A., Boschat, G., & Perkins, S. (2014). Atmospheric and Oceanic Conditions Associated with Southern Australian Heat Waves: A CMIP5 Analysis. *J Climate*, 27, 7807-7829. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-14-00098.1>
- Reynhout, S.A., Sagredo, E.A., Kaplan, M.R., Aravena, J.C., Martini, M.A., Moreno, P.I., Rojas, M., Schwartz, R., & Schaefer, J.M. (2019). Holocene glacier fluctuations in Patagonia are modulated by summer insolation intensity and paced by Southern Annular Mode-like variability. *Quaternary Science Reviews*, 220, 178-187. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2019.05.029>
- Romero Fresneda, R., Moreno García, J.V., Martínez Núñez, L., Huarte Ituláin, M.T., Rodríguez Ballesteros, C., & Botey Fullat, R. (2020). Comportamiento de las precipitaciones en España y Periodos de sequía (Periodo 1961-2018). *Nota técnica 32 de AEMET*. Agencia Estatal de Meteorología. <https://dx.doi.org/10.31978/666-20-006-0>
- Royé, D. (2017). The effects of hot nights on mortality in Barcelona, Spain. *Int J Biometeorol*, 61, 2127-2140. <https://doi.org/10.1007/s00484-017-1416-z>
- Royé, D., & Martí Ezpeleta, A. (2015). Análisis de las noches tropicales en la fachada atlántica de la Península Ibérica. Una propuesta metodológica. *B. Asoc Geogr Esp*, 69, 351-368. <https://doi.org/10.21138/bage.1900>
- Royé, D., Sera, F., Tobías, A., Lowe, R., Gasparrini, A., Pascal, M., de'Donato, F., Nunes, B., & Teixeira, J.P. (2021). Effects of Hot Nights on Mortality in Southern Europe. *Epidemiology*, 32(4), 487-498. <https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000001359>
- Sanchez-Lorenzo, A., Pereira, P., Lopez-Bustins, J.A., & Lolis, C.J. (2011). Summer night-time temperature trends on the Iberian Peninsula and their connection with large-scale atmospheric circulation patterns. *Int J Climatol*, 32(9), 1326-1335. <https://doi.org/10.1002/joc.2354>
- Santos, J.A., Pfahl, S., Pinto, J.G., & Wernli, H. (2015). Mechanisms underlying temperature extremes in Iberia: a Lagrangian perspective. *Tellus A Dyn Meteorol Oceanogr*, 67(1), 26032. <https://doi.org/10.3402/tellusa.v67.26032>
- Sanz, M.J., & Galán, E. (2021). *Impactos y riesgos derivados del cambio climático en España*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. https://adaptecca.es/sites/default/files/documentos/impactosyriesgosccespanawebfinal_tcm30-518210_0.pdf
- Sarricolea, P., Herrera-Ossandon, M., & Meseguer-Ruiz, O. (2017). Climatic regionalisation of continental Chile. *Journal of Maps*, 13(2), 66-73. <https://doi.org/10.1080/17445647.2016.1259592>
- Saurí, D., Olcina, J., March, H., Martín-Vide, J., Vera, E., Padilla, E., & Serra-Llobet, A. (2011). Case Study Mediterranean Coast of Spain. In *ESPON Climate: Climate Change and Territorial Effects on Regions and Local Economies*. Applied research project 2013/1/4. Final Report. Annex 4. <https://www.espon.eu/sites/default/files/attachments/Final%20Report%20Case%20Study%20Spain.pdf>
- Serrano-Notivoli, R., Beguería, S., Saz, M. A., & De Luis, M. (2018). Recent trends reveal decreasing intensity of daily precipitation in Spain. *International Journal of Climatology*, 38, 4211-4224. <https://doi.org/10.1002/joc.5562>
- Serrano-Notivoli, R., Tejedor, E., Sarricolea, P., Meseguer-Ruiz, O., Vuille, M., Fuentealba, M., & de Luis, M. (2021). Hydroclimatic variability in Santiago (Chile) since the 16th century. *International Journal of Climatology*, 41, E2015-E2030. <https://doi.org/10.1002/joc.6828>

- Tamayo Cardona, J., & Núñez Mora, J.A. (2020). Precipitaciones intensas en la Comunidad Valenciana. Análisis, sistemas de predicción y perspectivas ante el cambio climático. In I. López Ortíz, J. Melgarejo Moreno, & P. Fernández Aracil (Eds.), *Riesgo de inundación en España: análisis y soluciones para la generación de territorios resilientes* (pp. 49-52). Publicaciones de la Universidad de Alicante.
- Teichmann, C., Bülow, K., Otto, J., Pfeifer, S., Rechid, D., Sieck, K., & Jacob, D. (2018). Avoiding Extremes: Benefits of Staying below +1.5°C Compared to +2.0° C and +3.0°C Global Warming. *Atmosphere-Basel*, 9(4), 115. <https://doi.org/10.3390/atmos9040115>
- Tian, J., Liu, J., Wang, J., Li, C., Nie, H., & Yu, F. (2017). Trend analysis of temperature and precipitation extremes in major grain producing area of China. *Int J Climatol*, 37(2), 672-687. <https://doi.org/10.1002/joc.4732>
- Úbeda, X., Mataix-Solera, J., Francos, M., & Farguell, J. (2022). Incendios forestales en España y alteraciones de su régimen en las últimas décadas. *Geografía, Riscos e Proteçao Civil. Homenaje ao Professor Doutor Luciano Lourenço*, 2, 147-61. https://doi.org/10.34037/978-989-9053-06-9_1.2_11
- Urritia-Jalabert, R., González, M.E., González-Reyes, Á., Lara, A., & Garreaud, R. (2018). Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. *Ecosphere*, 9, e02171. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2171>
- Vuille, M., Franquist, E., Garreaud, R., Lavado Casimiro, W.S., & Bolivar Cáceres, C. (2015). Impact of the global warming hiatus on Andean temperature. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 120, 3745-3757. <https://doi.org/10.1002/2015JD023126>
- Wang, L., Wang, WJ., Wu, Z., Du, H., Shen, X., & Ma, S. (2018). Spatial and temporal variations of summer hot days and heat waves and their relationships with large-scale atmospheric circulations across Northeast China. *Int J Climatol*, 38(15), 5633-5645. <https://doi.org/10.1002/joc.5768>
- World Meteorological Organization. (2022). *WMO Provisional State of the Global Climate 2022*. https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=22156#.Y7RsfXMKUm
- Xoplaki, E., Luterbacher, J., & González-Rouco, J.F. (2006). Mediterranean summer temperature and winter precipitation, large-scale dynamics, trends. *Nuovo Cimento C* 29(1), 45-54.
- Ye, L., Yang, G., Van Ranst, E., & Tang, H. (2013). Time-series modelling and prediction of global monthly absolute temperature for environmental decision making. *Adv Atmos Sci* 30, 382-396. <https://doi.org/10.1007/s00376-012-1252-3>
- Zittis, G., Hadjinicolaou, P., Fnais, M., & Lelieveld, J. (2016). Projected changes in heat wave characteristics in the eastern Mediterranean and the Middle East. *Reg Environ Change*, 16, 1863-1876. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0753-2>
- Zittis, G., Bruggeman, A., & Lelieveld, J. (2021). Revisiting future extreme precipitation trends in the Mediterranean, *Weather and Climate Extremes*, 34, 100380. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100380>

To cite this article: Dorta Antequera, P., Domínguez Hernández, A., Díaz Pacheco, J., López Díez, A., & Martín Raya, N. (2023). Tropical disturbances in the southeastern North Atlantic. State of the art and future prospects. *Investigaciones Geográficas*, (79), 33-50. <https://doi.org/10.14198/INGEO.22559>

Tropical disturbances in the southeastern North Atlantic. State of the art and future prospects

*Perturbaciones tropicales en el Atlántico norte suroriental.
Estado de la cuestión y perspectivas de futuro*

Pedro Dorta Antequera^{1*} 
Alba Domínguez Hernández² 
Jaime Díaz Pacheco³ 
Abel López Díez⁴ 
Nerea Martín Raya⁵ 

Abstract

This study analyzes tropical disturbances in a region usually not affected by these events, the southeastern North Atlantic. This is an extensive area between Macaronesia and the coasts of northwest Africa and the southwest of the Iberian Peninsula. In the context of climate change, a statistical analysis has been conducted of the main database of the National Hurricane Center for the Atlantic basin, as well as a bibliographical compilation, in order to analyze the temporal and spatial evolution of these phenomena. The starting hypothesis is to verify the existence of an increase in the risk of these situations in the region of study, through research that characterizes and charts these phenomena. The results indicate that, although with long periods of recurrence, some events with notable impacts had occurred before the first systematic records were kept. In addition, over the last fifty years, a much more reliable period from a scientific perspective, there has been an increase in their number, especially in recent decades. Furthermore, an approximate estimate is made of the population likely to be affected by tropical disturbances, which estimates that more than twenty million people are at risk.

Keywords: tropical cyclone; tropical storm; climate change, climate risk.

Resumen

Se presenta un estudio sobre las perturbaciones tropicales en una región habitualmente no afectada por estos eventos, el Atlántico norte suroriental. Se trata de una extensa área entre la Macaronesia y las costas del noroeste de África y suroeste de la península ibérica. En el contexto del cambio climático se hace un análisis estadístico de la principal base de datos del National Hurricane Center para la cuenca atlántica, así como una recopilación bibliográfica, con el fin de analizar la evolución temporal y espacial de estos fenómenos. La hipótesis de partida es comprobar la existencia de un incremento en el riesgo de estas situaciones en la región de análisis, para lo que se elabora un estudio que las caracteriza y contabiliza. Los resultados señalan que, aunque con periodos de recurrencia largos, se han dado algunos eventos con destacados impactos antes del comienzo sistemático de su registro. Además, en los últimos 50 años, periodo

1 Cátedra de Reducción del Riesgo de Desastres y Ciudades Resilientes, Universidad de La Laguna. Spain. pdorta@ull.edu.es.

* Corresponding author

2 Cátedra de Reducción del Riesgo de Desastres y Ciudades Resilientes, Universidad de La Laguna. Spain. albadguez@gmail.com

3 Cátedra de Reducción del Riesgo de Desastres y Ciudades Resilientes, Universidad de La Laguna. Spain. jdiazpac@ull.edu.es

4 Cátedra de Reducción del Riesgo de Desastres y Ciudades Resilientes, Universidad de La Laguna. Spain. alopezd@ull.edu.es

5 Cátedra de Reducción del Riesgo de Desastres y Ciudades Resilientes, Universidad de La Laguna. Spain. nmartinr@ull.edu.es

mucho más fiable desde una perspectiva científica, se constata un aumento en su número, especialmente en las últimas décadas. Asimismo, se hace una aproximación a la población susceptible de ser afectada por las perturbaciones tropicales, la cual se estima en más de 20 millones de personas en riesgo.

Palabras clave: ciclón tropical; tormenta tropical; cambio climático, riesgo climático.

1. Introduction

The different genesis of atmospheric instability between temperate and tropical regions is well known. In the middle latitudes, rain and wind events are linked to the arrival of storms or extratropical cyclones. Although, in general, they do not have a great impact, the formation of an Isolated Depression at High Levels (DANA) can produce episodes of floods, which are more serious in coastal areas, especially in spaces with mountains near the sea, such as large sectors of the Mediterranean (Llasat et al., 2010; Faccini et al., 2021). This is the case of the Spanish Mediterranean coast, the Ligurian coast in Italy, the French *Côte d'Azur* or the archipelagos of Madeira and the Canary Islands. The latter are outside the aforementioned basin, but with a pluviometric regime with similar features, both in terms of temporal distribution, as well as their interannual irregularity, and intensity of precipitation (Dorta, 2007; López-Díez et al., 2019).

Instability in the intertropical world has its genesis in the presence and latitudinal oscillation of the Intertropical Convergence Zone (ITCZ). This gives rise to depressive convective systems generating easterly waves, which in turn organize the primary tropical cyclone structure and origin of markedly varied low pressure systems such as depressions, storms and, in the most extreme cases, tropical cyclones, called hurricanes in the Atlantic basin⁶, which are the most destructive weather systems on a planetary scale (Walsh et al., 2019). The intensity of these events depends, to a large extent, on the pressure in the core, from depressions to category 5 tropical cyclones on the Saffir-Simpson scale, with winds that can exceed 300 km/h and torrential precipitation that leads to large-scale damage. These disturbances have been widely analyzed from many different perspectives (Elsner et al., 2008; Vecchi et al., 2021; Webster et al., 2005).

All mentioned phenomena, as well as the ITCZ itself, are usually delimited by the tropics, especially on the eastern fronts of the oceans, such as the area studied in this work, in which the presence of cold waters and the direction of the easterly winds, within the anticiclone of the Azores, hinder the development of atmospheric instability. Apart from these three categories (depressions, storms and cyclones) there are also the so-called subtropical storms, hybrid phenomena which have only recently become the subject of research, so they have probably been underestimated in the databases (Evans & Guishard, 2009). Finally, there are mixed systems capable of developing in waters with temperatures above 26°C, which can start as non-tropical disturbances that turn into tropical systems (Mauk & Hobgood, 2012).

Unstable tropical phenomena are concentrated in the oceans, affecting insular spaces and continental coasts, especially in the intertropical world, although they sometimes travel along temperate coastlines located in the east of the continents, as is the case of the southeastern United States or southern Japan on the East Asian coast. In addition, some tropical cyclones can reach the western fronts of Europe, but in the form of extratropical cyclones or storms, thus becoming part of the temperate circulation (Liu et al., 2017). Most of all these events affect a large sector from the northern coast of Portugal to the British Isles. However, the lower latitudes, below about 40°N, are regions that are not affected by these phenomena or their frequency is markedly low.

In general terms, the latest report of the Intergovernmental Panel for Climate Change (IPCC) (2021) refers to numerous meteorological milestones with markedly severe impacts on a planetary scale, partially or totally attributed to climate change. This is the case of the appearance of the first tropical cyclone in the South Atlantic (2004), Hurricane Sandy (2012) on the eastern coast of the United States, Super Typhoon Haiyan (2013) around the Philippines, or the extraordinary hurricane season in 2014 in the eastern and central Pacific around Hawaii, as well as the exceptional 2005 and 2020 seasons for the number and intensity of North Atlantic hurricanes.

⁶ In this article we talk about tropical cyclone when the database used indicates that the episode reaches the category of hurricane, thus differentiating it from lower category low pressures that are also cyclones (tropical depressions and storms, as well as subtropical storms), following the definition of Viñas (2019).

According to the evolution of temperatures, reported in all the main climate research centers (NOAA, Climatic Research Unit, Berkeley Earth, etc.) as well as the IPCC, the global thermal rise in temperature was not particularly pronounced until the 1970s. It is from then when the increase in temperatures begins to be much more noticeable, especially in the second half of the decade, not only on a planetary but also on a local scale (Martín-Esquivel et al., 2012) as well as the rise in sea level (Knutson et al., 2021), a crucial aspect in terms of the damage caused by these phenomena. Along the same lines, although there are numerous problems derived from the homogenization of the series (Kossin et al., 2007), some authors also mark these years as a turning point in terms of the increase in the intensity of tropical cyclones (Kossin et al., 2013) with the highest frequency being observed in those of higher categories, especially in cyclones 4 and 5 on the Saffir-Simpson scale (Webster et al., 2005; Knutson et al., 2020). In addition, the systematic use of meteorological satellites began at that time providing greater precision and which have been an indisputable advance in the detection and monitoring of tropical disturbances (Kossin et al., 2007).

In this context, tropical phenomena have hardly affected coastal zones of the southeastern Iberian Peninsula, the African coast between Morocco and Senegal and the archipelagos of Cape Verde, Madeira and the Canary Islands. The latitude of these regions and the cold waters of the Canary Current have ensured that these areas have not been affected by these events, since one of the main factors influencing their course is the high temperature of the ocean surface. Furthermore, this entire region is basically marine, so in addition to these phenomena being scarce, they usually move in oceanic waters, and the probability of making landfall is extremely low, and as such, in many cases, they appear and disappear in the ocean. In other words, they are not only scarce, but the exposed surfaces are also relatively small.

The main objective of this research work is to find out whether this situation can change in this sector of the southeastern North Atlantic as a result of global warming and, based on what has happened in recent years, whether climate change may be beginning to modify this behavior. In order to fulfil this aim, a spatial-temporal analysis of unstable phenomena with a tropical origin was performed in this region, where their incidence is usually very low. The evolution of the number of tropical storms and cyclones is analyzed according to official databases to verify whether there has been an increase in these phenomena in the region and, therefore, if climate change may be favoring a transformation in the distribution of these tropical disturbances in this area of the Atlantic. Finally, there is an estimate of the exposure in terms of the affected population in a future scenario of the arrival of these markedly unstable situations.

2. Methodology

2.1. Sources

To develop a solid background this work is based on a bibliographic review, which includes a broad analysis of many specific publications on disturbances with a tropical origin. The spatial-temporal context is part of a broader content on the behavior and evolution of storms and tropical cyclones on the planet and, specifically, in the North Atlantic, with climate change always being a determining condition. It is not possible to address such a complex issue without presenting a solid current state of affairs, which is why a specific section has been prepared, which will be described below.

The National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) has been used as the main source for spatial analysis and exploration. The National Hurricane Center (NHC), dependent on the sNOAA, has a database that has been compiling all the tropical disturbances in the North Atlantic since 1851 in terms of their trajectory and, since 1958, has prepared an individual report for each one. This is the HURDAT2 (Hurricane Data 2nd generation) database (<https://www.nhc.noaa.gov/data>) which is widely used by researchers (Vecchi, et al., 2021). However, it is important to point out that it is highly likely that not all episodes are included in these databases, which negatively affects its reliability (Elsner et al., 2008; Kossin, et al., 2007). In addition, it should also be taken into account that the records, especially the oldest ones, have a significant statistical heterogeneity (Kossin et al., 2020). The further back we go in time, the more the information loses quality and, furthermore, it is highly likely that there are unrecorded events (Vecchi & Knutson, 2011). Although there is abundant bibliography in the area of paleotempestology, in which tropical phenomena of the pre-instrumental past are reconstructed (Chenoweth & Divine, 2008; Vaquero et al., 2008; Burn & Palmer, 2015), it is clearly not possible to have the level of precision that is available nowadays, especially from the use of meteorological satellites.

In the first decades of the series, these phenomena could only be detected by direct observation from the land or the sea, which means that some of them have not been counted, either because they only had an oceanic route, both in their cyclogenesis and cyclolysis, or due to their small size and impact on sparsely populated territories. Proof of this are the events classified in the database as unknown, commonly found in the first decades and which, in most cases are tropical depressions, with an annual mean average of almost seven unknown events between 1851 and 1900. In addition, the unknown events do not have a specific file (1958-2020) in the database. As of 1901, the percentage of unknown events is statistically insignificant and statistically significant percentages only appear again in 1967. On the other hand, named tropical depressions only begin to appear after 1966 and from then until the present there have been numerous events but these have appeared in a highly irregular manner. The same can be seen in the case of subtropical storms, although in this case there have been hardly any (1.2%). For all of the above, the analysis for this research has focused on subtropical storm, tropical storm and tropical cyclone categories as well as their subsequent evolution to extratropical episodes and tropical depressions have been ignored due to the problems mentioned above. Therefore, the total number of events in the Atlantic is 1,662, with a clear majority of recorded storms and tropical cyclones occurring between 1851 and 2020.

2.2. Method

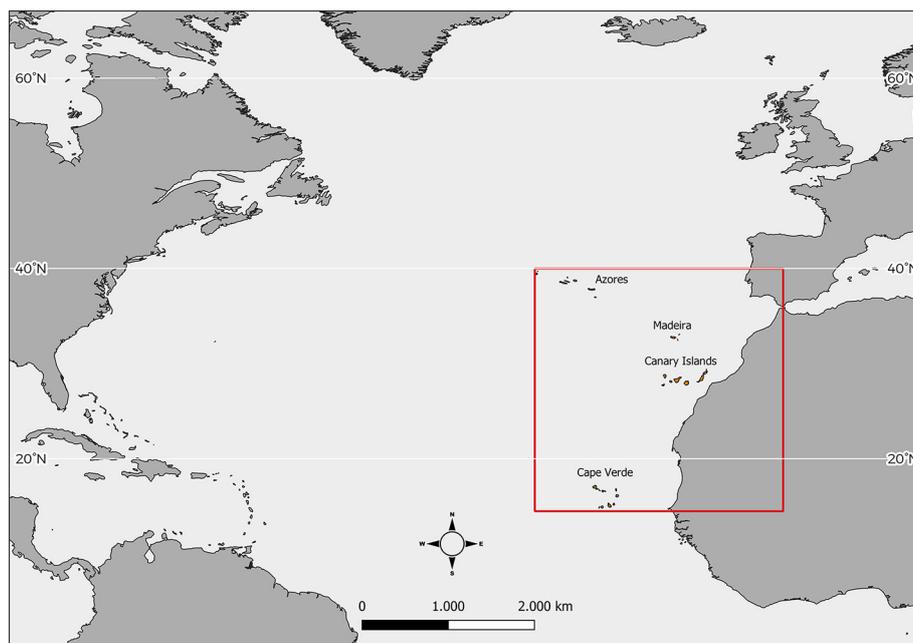
In order to perform the spatial-temporal analysis of the cyclonic phenomena in the study region, the methodological sequence used is as follows:

1. Delimitation of the study area.
2. Spatial classification of the Atlantic basin according to cyclone frequency.
3. Analysis of the spatial-temporal evaluation of the phenomena in the study area.
4. Simple analysis of exposed populations in the study area.

2.2.1. Delimitation of the study area

The study area is an area of just over 7.2 million km² corresponding to a projected rectangle with its northern limit on the 40° N parallel, coinciding with the northwest coast of the island of Corvo in the archipelago of the Azores. The western limit of the region is the western end of Ilha das Flores, also belonging to the Azores. The eastern limit is the Strait of Gibraltar, around the 5° W meridian, and finally, the southern limit is the southern coast of Ilha Brava in Cabo Verde at 14° N.

Figure 1. Location of the study area



Own elaboration

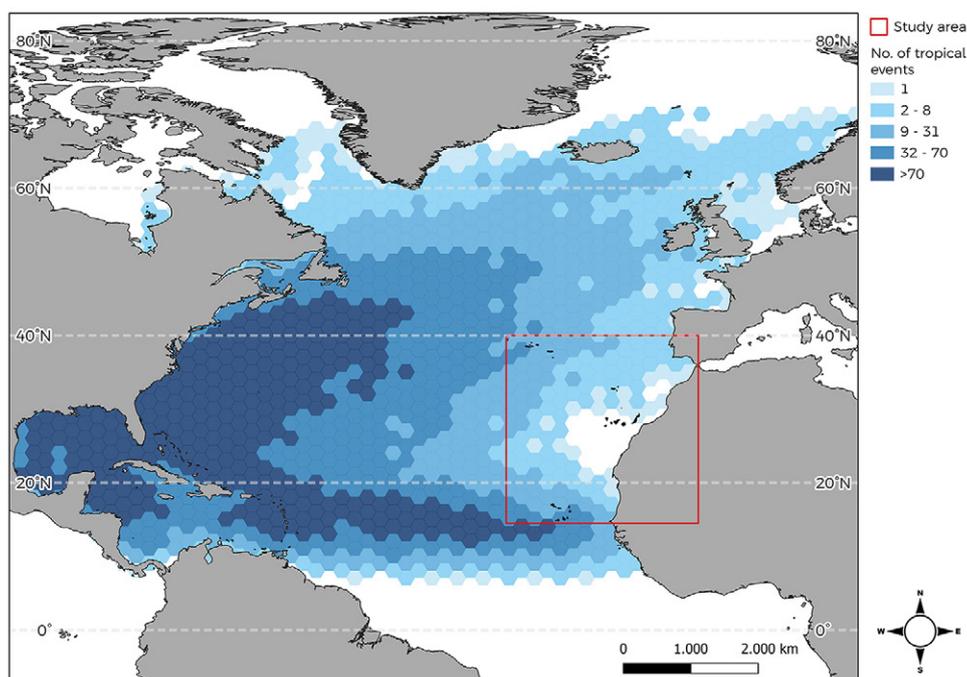
The study area includes all the archipelagos that are part of the Macaronesia region, the Azores, the Madeira Islands, the Canary Islands and Cape Verde. Territory on the southeastern coast of the Iberian Peninsula is also included, as well as a strip of the northwestern African coast (Figure 1). Despite the geographical similarities in the territories that make up this area, there are climatic nuances that should be mentioned. Most of the region is characterized by a Mediterranean pluviometric regime whose features are defined, on the one hand, by a marked rainfall seasonality, where the warm months are markedly dry and, on the other hand, these regions are subject to episodes of torrential precipitation (Mayer & Marzol, 2014; Mayer et al., 2017). Only the southernmost sectors of Senegal, Cape Verde and the southern half of Mauritania have typically tropical features, with maximum summer-autumn rainfall.

The northern end of the study region is made up of the Azores archipelago, the only space in which the arrival of unstable tropical phenomena is not uncommon. Even Cape Verde, in the extreme south, despite being very close, slightly to the north of one of the main sources of origin of the formation of storms and tropical cyclones in the Atlantic Ocean basin, is not affected by them since their usual trajectories consist of a displacement from the south of the aforementioned Cape Verde archipelago towards the central and eastern Atlantic with easterly or southeasterly directions.

2.2.2. Spatial classification of the Atlantic basin according to cyclone frequency

An initial analysis for the entire Atlantic basin was performed to characterize the study area with respect to the incidence of tropical cyclones. To do this, a vectorial grid of regular hexagonal polygons of approximately 37,000 km² was constructed, which occupies the entire area of the Atlantic where, according to the records, any tropical cyclone had passed between 1851 and 2020 (Figure 2).

Figure 2. Spatial frequency of tropical disturbances in the North Atlantic basin (1851-2020)



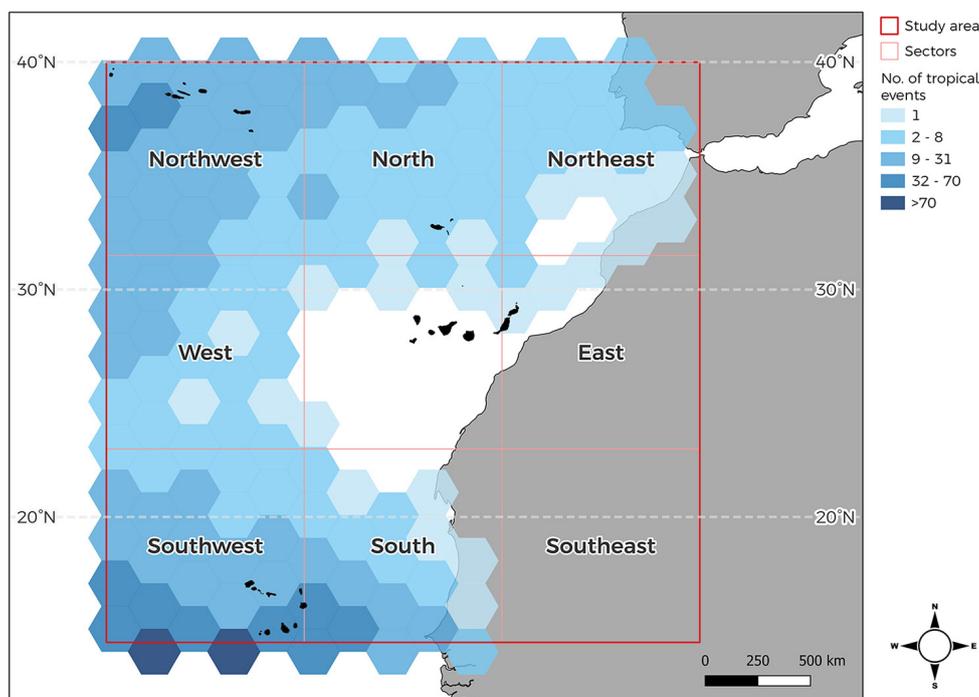
Source: NHC. Own elaboration

A summation was made of all the tropical cyclonic trajectories intersecting with each of the hexagons of the grid for the time period. The observed result is a tropical cyclone density map (1851-2020), classified into five categories grouped into quintiles, which characterize the entire Atlantic basin according to the frequency of passage of cyclone trajectories, but above all to contextualize the study area regarding this criterion within the entire Atlantic space affected by these phenomena (Figure 2). In this way, one can see that although the frequencies of tropical cyclone incidence on the coasts of the Gulf of Mexico are high (more than 70 records per hexagon), the study area is characterized by moderate and low frequencies with respect to the passage of tropical cyclones, with fewer than 8 per hexagon.

2.2.3. Analysis of the spatial-temporal evaluation of the phenomena in the study area

A series of analyses, for a series of 170 years between 1851 and 2020, were carried out using the database to evaluate the evolution of the phenomenon in the study area. However, the most exhaustive statistical analysis focuses on the last fifty years, between 1971 and 2020, where the reliability of the information and detection of events is scientifically valid, unlike the period beforehand due to the problems described above for the older data.

Figure 3. Spatial frequency and grids for the study of tropical disturbances (1851-2020)



Source: NHC. Own elaboration

The next step involved selecting only the episodes that had their path in the work grid. The final result of this profuse procedure was the discrimination of 149 events in the analyzed period. In addition, a further four events found in the bibliography were added (Vaquero et al., 2008; Bethencourt & Dorta, 2010; Domínguez-Castro et al., 2013), resulting in a total of 153 episodes. The study area is also divided into nine sectors, according to their location (Northwest, North, Northeast, etc.) in order to facilitate the writing and reading of the research results (Figure 3). The interannual and monthly frequency, seasonality and trends are analyzed in this spatial framework, as well as the development of a diagnosis on the historical evolution of tropical disturbances/perturbations in the area, with all the available information.

2.2.4. Simple analysis of exposed populations in the study area

Finally, without attempting an exhaustive analysis of exposure and vulnerability, a simple analysis was conducted of the population that may be affected by the foreseeable arrival of these disturbances. In order to do this, a public source of community license data stored in the public.opendatasoft.com repository called GEONAMES was used, which in turn is based on multiple official sources (<http://www.geonames.org/data-sources.html>).

3. Results

Having described the methodology and context, it should be noted that, in general, the entire study sector, as mentioned, has a low number of tropical disturbances, with a maximum in the northwestern and southwestern sectors and a minimum in its central and eastern sector, where the colder waters of the Canary current are.

Based on all of the above, it is necessary to analyze the historical evolution of tropical disturbances, with all the information available, and to be able to verify whether these phenomena are really new and whether there is any trend in their frequency, thus confirming if there is any relationship with climate change.

This section analyzes the evolution of unstable tropical situations of tropical origin in the study area from the first references, at the end of the 18th century, until the 2020 hurricane season. The evolution of tropical phenomena is analyzed by using a fragmented chronological division into the following three periods: before 1970, from 1971 to 2020 and future projections. Finally, there are some questions about the urban population exposed to this type of threat.

3.1. 18th century to 1970

As mentioned above, data prior to the satellite era may be biased and may not represent all events that occurred. Thus, according to the information from the NOAA-NHC and the specific bibliography, the presence of tropical disturbances in the study area in the past, as expected, is scarce; although it is true that there are some episodes of great intensity with serious damage and many victims.

Among the 1,662 tropical disturbances detected in the North Atlantic (1851-2020) and according to the sources consulted, sixty-five occurred in the study area between 1851 and 1970 (subtropical storms, tropical storms and tropical cyclones). If three previous episodes are included in the list that do not appear in the NOAA database but are verified in the bibliography, the total number rises to sixty-eight. These refer to the historical events recorded in November 1724, November 1826 and October 1842 (Domínguez-Castro et al., 2013; Vaquero et al., 2008; Bethencourt & Dorta, 2010) (Table 1). In these cases, although the time elapsed since their occurrence means that it is not possible to know what their intensities, the specific spaces affected or the precise trajectories were, there is enough information to verify their tropical origin, their approximate intensities, as well as the more general damage.

Table 1. Historical tropical disturbances prior to 1851 not recorded by the NHC

Date	Category	Affected sectors
18-19 Nov 1724	Tropical cyclone	Madeira and W of Portugal
7-8 Nov 1826	Tropical cyclone	The Canary Islands
27-28 Oct 1842	Tropical cyclone	South-east of the Iberian Peninsula

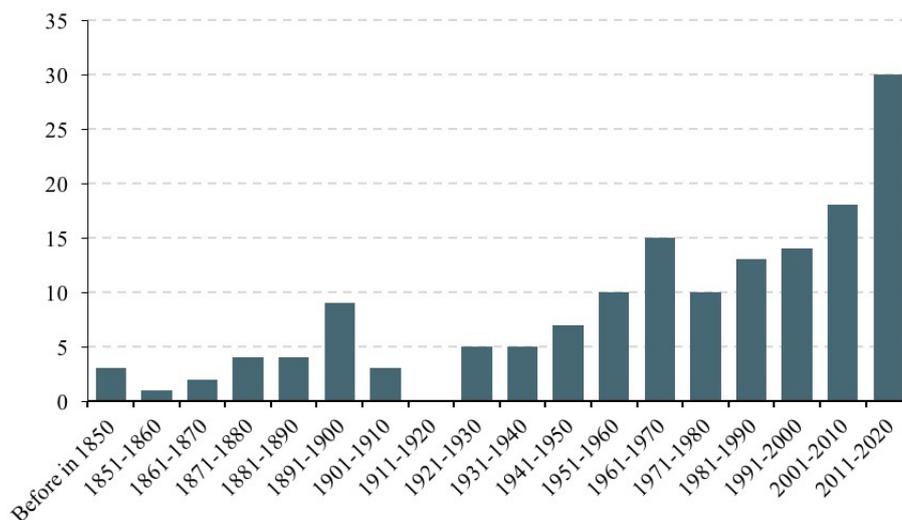
Source: Vaquero et al., 2008; Bethencourt & Dorta, 2010; Domínguez-Castro et al., 2013. Own elaboration

Therefore, the episode of November 18th and 19th, 1724, is the oldest known event and which affected, with significant damage, especially Madeira and the sector around Lisbon (Domínguez-Castro et al., 2013). Its main meteorological feature was the pronounced decrease in pressure in the measurements of the time.

In second place is the event recorded between November 7th and 8th, 1826. Among its main effects were flooding and the dragging of materials generated by torrential rainfall (Criado et al., 2018). The number of deaths, mainly due to the floods, was around 300 only on the island of Tenerife (Bethencourt & Dorta, 2010), although the entire archipelago was affected, even reaching the easternmost islands such as Lanzarote (Criado et al., 2013). The damage was of an unprecedented magnitude and, according to current knowledge of the region's climate, never seen again to date. All the evidence regarding damage and the few direct or indirect meteorological parameters shows that, in all probability, this was the first tropical cyclone, and the only one reported in the Canary Islands (Bethencourt & Dorta, 2010). Furthermore, as in the case of 1724, a sharp drop in atmospheric pressure was recorded.

Finally, the hurricane of October 1842 was the only one documented in Europe (Vaquero et al., 2008) until the publication of the research on the storm of 1724, causing considerable damage in Cádiz (Spain) (Domínguez-Castro et al., 2013). As in the previous cases, the proxy data and some marginal meteorological information, especially related to pressure, facilitate its reconstruction, even allowing its trajectory to be traced, which suggests this event in 1842 was similar to Tropical Cyclone Vince, which occurred in October 2005.

Figure 3. Evolution by decades of the number of tropical disturbances in the study area (1724-2020)



Source: NOAA-NHC. Own elaboration

Figure 3 shows the total number of episodes between 1724, when the first one was detected, and 2020. A clear increase in their number can be seen, indicating an upward trend. However, as has already been pointed out, it is possible that not all episodes are recorded and some are missing in the first decades and as such the last fifty years are the most reliable and will be discussed in the following section.

3.2. 1971 to 2020

The data from recent decades is much more reliable, especially since the generalization of meteorological satellites. The GOES geostationary satellite program began in the United States in 1975 (NASA, 2022). Therefore, this is the period with the most reliable data and as such is the period when the most exhaustive statistical analyzes were conducted for the present article.

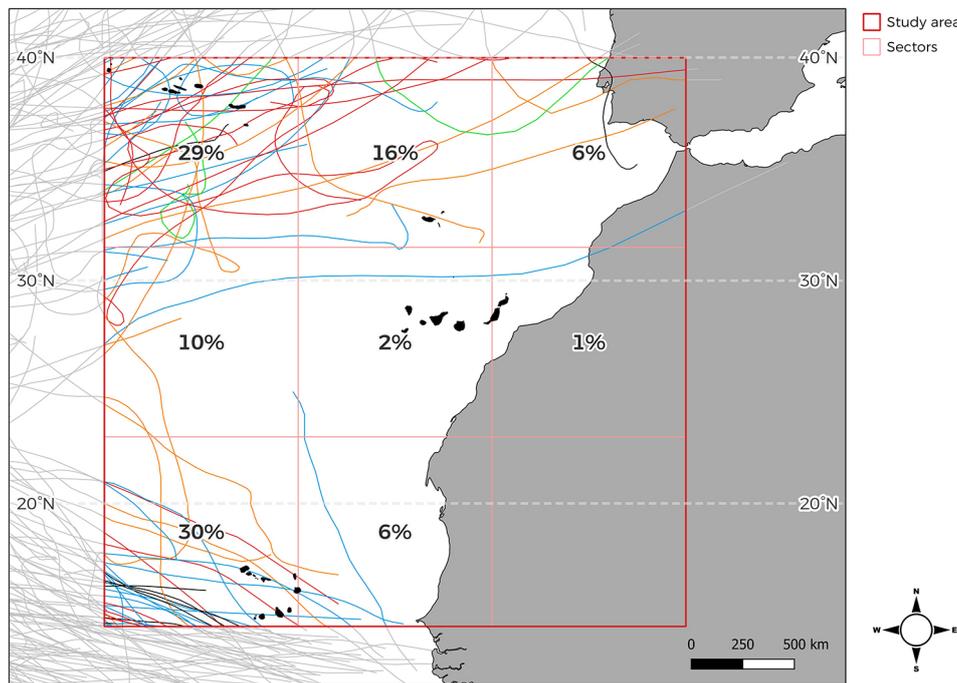
In the field of study, the analysis of the trajectories of unstable tropical phenomena shows, as hypothesized here and as some authors have begun to point out, an extension towards the central and eastern Atlantic (Zelinsky, 2019). The first of the events is that of December 1975, an important tropical disturbance in the Canary Islands, classified as a subtropical storm causing serious damage (Bethecourt & Dorta, 2010), although, in this case, the wind was much more notable than the rain. Another important milestone was Hurricane Arlene, in 1987, which mainly affected the Portuguese coast, although now considered an extratropical cyclone (Capel-Molina, 1988). The most recent episode occurred in September 2020, which was a subtropical storm called Alpha, that affected the central coast of Portugal.

The distribution, as expected, was concentrated in the northwestern and southwestern corners of the study area with a marked minimum in the central and eastern sectors (Figure 4).

In the NHC series, between 1851 and 2020, there were 149 or 152, if those prior to 1851 are counted, disturbances of tropical origin (tropical storms, subtropical storms, tropical cyclones) in the study area, with eighty-four events between 1971 and 2020. Therefore, over the last 170 years the mean average number of events was 0.87 events/year, compared to 1.68 in the last fifty years. However, the decade with the highest frequency is clearly 2011-2020, accounting for just over three events/year. Although without statistical significance, due to the small number of phenomena, and as Figure 3 shows a clearly upward trend in the number of events, the trend has been confirmed over the last fifty years (Figure 5)⁷. Even assuming the difficulty in accounting for the phenomena prior to the 1970s, and especially in the first decades of the series, it seems that there is both a clear the upward trend and that the invasion of the eastern Atlantic is a reality.

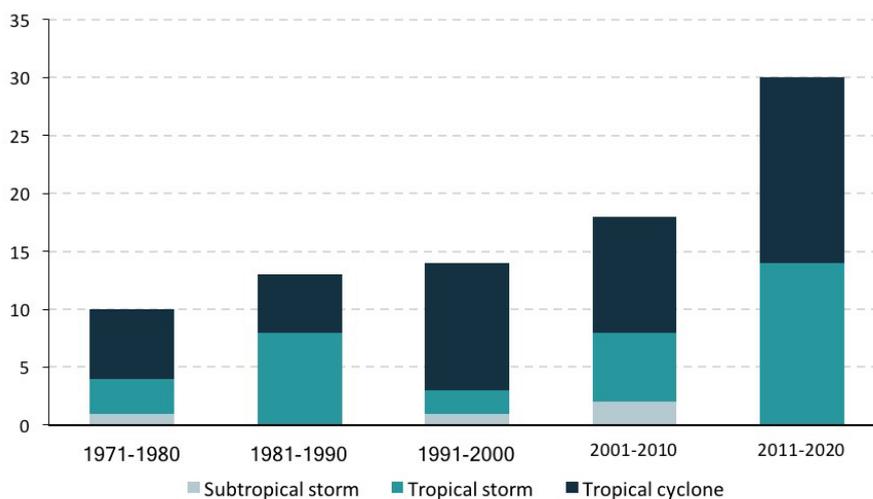
⁷ During the editing of this article, the passage of tropical storm Hermine, in September 2022, has occurred in the study area, which corroborates the increase in the number of episodes in the Southeastern North Atlantic.

Figure 4. Percentage distribution of tropical disturbance trajectories in the study area (1971-2020)



Source: NOAA-NHC. Own elaboration

Figure 5. Decadal evolution and type of tropical disturbance in the study area (1971-2020)



Source: NOAA-NHC. Own elaboration

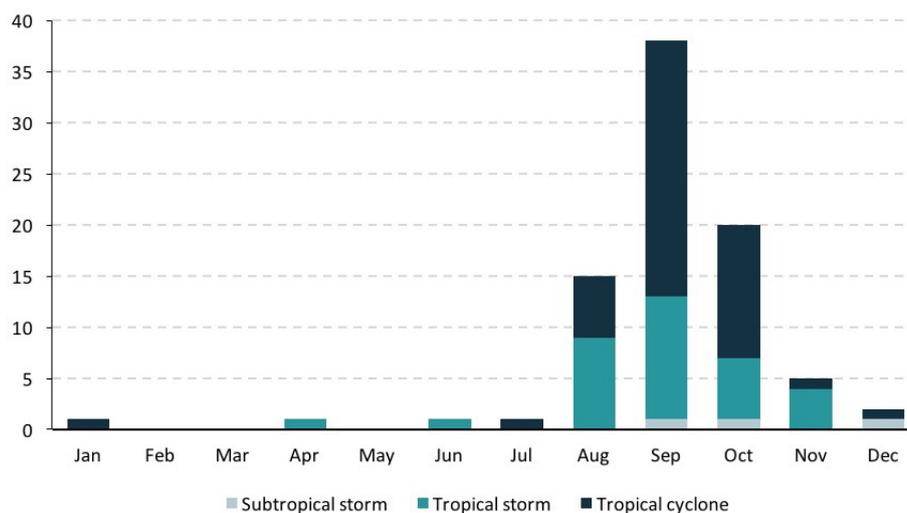
In addition, it should be mentioned that the number of disturbances in the period 1971-2020 classified as tropical cyclones or stronger also increased and was highest in the last decade of this period with sixteen hurricanes and there had been a clear increase since 1991 (Figure 5).

In this context, it is worth highlighting Hurricane Vince in 2005, which was the first scientifically verified hurricane to reach the Iberian Peninsula, although it had reduced its intensity to that of a tropical storm on arrival. However, although there were others in the pre-instrumental era, which have been mentioned above, such as the one in 1842, without exhaustive numerical data, that had reached the Iberian Peninsula (Vaquero et al., 2008). In the case of Vince, with regard to rainfall, the totals recorded in the southwest of Andalusia were important, although the torrential rainfall was much more significant, with nearly 90 mm/h in 10 minutes in some points and with maximum wind gusts close to 80 km/h (Instituto Nacional de Meteorología [INM], 2005).

The monthly distribution of the episodes shows a clear maximum in the month of September, followed with a notable difference by October and August. The former accounts for just over 45% of the total and, together with August and October, account for 87% of all events (Figure 6).

The extension of the unstable phenomena of tropical origin towards the center and east of the Atlantic, and demonstrated in the study area, may be related to the thermal increase of the Atlantic Ocean around the analyzed area, as corroborated by different researchers (Kossin, 2008; Guijarro et al., 2014), since, as has been pointed out, there is a close relationship between the sea surface temperature (SST) and the activity of tropical cyclones (Knutson et al., 2010).

Figure 6. Monthly distribution and by type of tropical disturbance in the study area (1971-2020)



Source: NOAA-NHC. Own elaboration

3.3. Socioeconomic aspects: exposure

Before describing some socioeconomic and vulnerability aspects regarding the study area, the 2005 and 2020 seasons should be noted in terms of the great interannual irregularity stand out. These two years registered the highest number of storms and tropical cyclones since records began, more than doubling the annual mean average of twelve (Table 2). In both cases, about thirty events were recorded, including seven tropical cyclones with a category of more than three, and were the only two years when such a number of events was reached.

Table 2. Mean average values and seasons of greater intensity in terms of storms and tropical cyclones in the North Atlantic (1971-2020)

	Storms	Cyclones	Total
Mean average	5.6	6.4	12
Maximum	15	15	29
Minimum	1	2	3
2005	12	15	27
2020	15	14	29

Source: NHC. Own elaboration

The damage caused by these phenomena is well known, and fall into three categories of major threats: the winds, which can reach sustained wind speeds of over 250 km/h and cause very severe damage to all types of infrastructure; river floods, which lead to serious economic losses and many victims and, finally, the storm surge causes serious damage to the coastline as a result of flooding by waves and the sudden rise in sea level.

Rainfall can exceed 500 mm in twenty-four hours in some cases, as occurred with Tropical Cyclone Harvey (NOAA) with recent research reporting a global increase of around 14% (Knutson et al., 2020). Attribution studies now show that some specific cases of extraordinary rainfall in some hurricanes would not be possible without the influence of climate change, as is the case of Hurricane Harvey in 2017 or Florence in 2018 (Trenberth et al., 2018; Kunkel & Champions, 2019).

From a socioeconomic point of view, the analyzed region presents significant demographic pressure in coastal regions, especially in the case of Morocco, Madeira, the central Canary Islands and the entire southeastern Iberian Peninsula of Portuguese and Spanish coastal areas. The main economic activity in the European case in these places is tourism, which further increases the level of exposure.

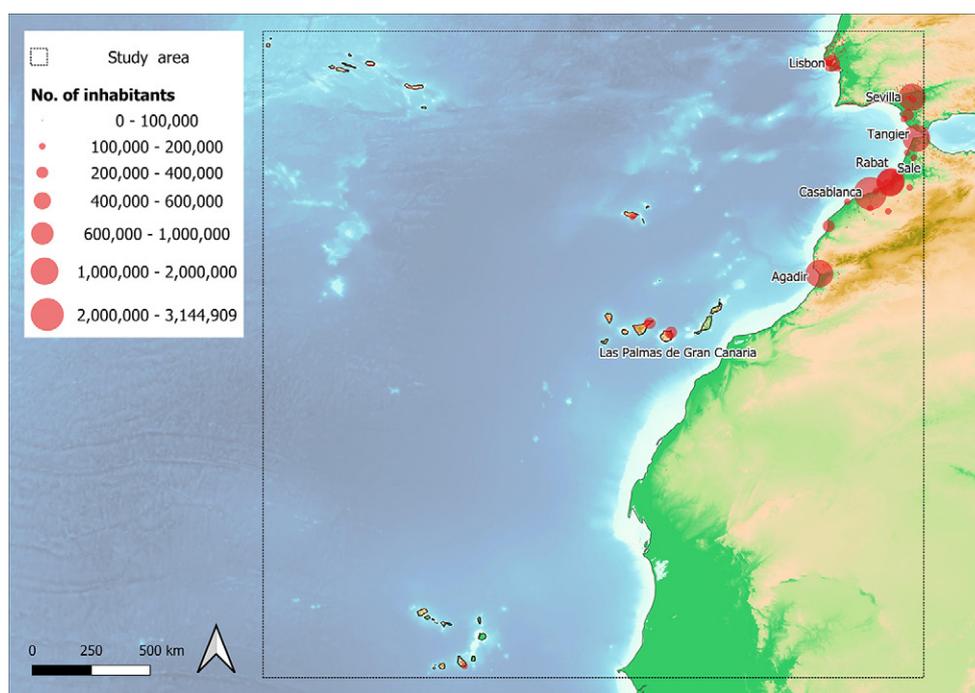
The estimated calculation of the foreseeable affected population in the insular area and its immediate continental surroundings suggests that more than twenty million inhabitants will be affected (Table 3 and Figure 7). This population is distributed to a large degree in a wide coastal strip of Morocco, Spain, and Portugal, as well as in the insular territories, whether they are states, such as the case of Cape Verde, or in European outermost regions, such as the case of Azores, Madeira and Canary Islands. The possibility of tropical disturbances such as storms and tropical cyclones reaching the Saharawi, Mauritanian and Senegalese coasts is extremely low, due to their geographical location, although they are in the study area. In fact, no case has been recorded to date, so populations in these areas have been ruled out as potentially exposed populations. Even so, if the coastal population of this African sector were counted, more than ten million people living on the coast would be added to the foreseeable affected population.

Table 3. Estimated population that may be affected by tropical disturbances in the study area

Country	Population	Population centres	Cities > 500.000 hab.
Morocco	10,407,346	79	5
Spain	5,327,482	243	1
Portugal	4,509,319	342	1
Cape Verde	309,511	25	0
Total population	20,244,147	689	7

Source: GEBCO and Geonames in <https://public.opendatasoft.com>. Own elaboration

Figure 7. Main cities likely to be affected by tropical disturbances in the study area



Source: GEBCO and Geonames en <https://public.opendatasoft.com>. Own elaboration

In the European countries of Spain and Portugal, the population in potentially affected areas is mostly concentrated in small towns, with less than 100,000 inhabitants. However, two medium-sized cities of much economic importance are located in the geographical area analyzed here, one of them is Lisbon, with a clear Atlantic coastal orientation and the other Seville, somewhat further inland, but not free from the possible effects of floods caused by extraordinary tropical phenomena. Cadiz, despite being a smaller urban nucleus, is also particularly exposed to problems related to the cyclone tide.

Morocco has a large concentration of population in coastal cities, most of them on the Atlantic coast. There are five cities with more than 500,000 inhabitants (Rabat, Tangier, Agadir, Casablanca, Rabat and Salé) with Morocco being the country with the largest exposed population in the analyzed region of more than ten million inhabitants. All the above cities are of considerable importance from the national economic point of view.

The effect of the concentration of the population in cities and in specific points of the coast is a phenomenon that is also found in insular regions, as is the case of Santa Cruz de Tenerife, Las Palmas de Gran Canaria in the Canary Islands, Funchal in the case of Madeira and Praia in Cape Verde.

4. Discussion

Despite the abovementioned difficulty of using the data, and the cyclical variations, both interannual and multidecadal, of these phenomena, the increasing number of investigations on tropical cyclones reveal a series of clear conclusions for the entire planet and, specifically, for the Atlantic Ocean basin, although only 12% of the total occurs in this region (Emanuel, 2021). The most important ones that have been identified are listed below:

- Firstly, the data show that there is a clear increase in episodes of greater intensity, those that fall into categories 4 and 5 of the Saffir-Simpson scale, known as Major Hurricanes (MH) with a broad scientific consensus, (Bhatia et al., 2018; Knutson et al., 2021), especially in the Atlantic Ocean basin (Elsner et al., 2008; Vecchi et al., 2021), where the number of these has been increasing by more than 40% per decade, with respect to the total, since 1980 (Kossin et al., 2020).
- Although an increase in the number of phenomena has been demonstrated in the study area, in general, there does not seem to be an upward trend in the Atlantic basin in the number of disturbances according to some authors (Knutson et al., 2021). However, there is great interannual variability in the Atlantic basin depending on multiple factors. In this context, although there is no absolute consensus, some very recent publications report a general increase in the number of events, not only of the higher categories (Emanuel, 2021), although this increase does not seem in all probability to exceed the natural variability observed in the last millennium (Burn & Palmer, 2015).
- There is a clear relationship between SST and the number of tropical events, although the correlation is much more significant if it is made with higher category hurricanes (MH) (Elsner et al., 2008).
- In relation to the above, an increase in floods has been detected due to the aforementioned increase in higher category cyclones (Paerl et al., 2020), which is consistent with an increase in precipitation per event (IPCC, 2021).
- As the path of tropical cyclones slows down (Knutson et al., 2019) their damage capacity increases, in terms of total precipitation (Gori et al., 2022), since it has been shown that this is inversely proportional to the speed of movement (Kossin, 2018).
- There is an extension in the latitude at which tropical cyclones are at maximum intensity in both hemispheres, especially in the North Pacific (Kossin et al., 2014; Knutson et al., 2019; Knutson et al., 2021). In other words, their trajectories are ascending latitudinally, thus affecting regions that were either previously unaffected or where the effects of these phenomena were uncommon.
- There is a recorded increase in the frequency of out of season tropical cyclones, especially after the 1970s, as a consequence of an increase in SST (Hernández-Ayala & Méndez-Tejeda, 2020). Thus, the appearance of the first tropical disturbance is earlier and earlier while the last one is appearing gradually later and later in the year (Kossin, 2008).
- In the case of the North Atlantic, the surface extension of the paths of these phenomena is expanding, so that they are now invading the center of the ocean. In addition, in this regard, events with

extreme intensities are also beginning to travel across the central Atlantic. The best example of this is Hurricane Lorenzo in 2019, which reached a scale of category 5, and was one of the easternmost maximum category hurricanes recorded since records began (Zelinsky, 2019).

- Finally, the most recent research shows that the multidecadal variations related to the Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO), which is used to explain the cycles in the appearance of tropical cyclones, with positive and negative phases, could be explained by aerosols, whether of volcanic or anthropogenic origin (Mann et al., 2021). Therefore, the role that AMO would have in explaining the increase in tropical disturbances in recent years, attributed in part to a positive AMO, remains a matter of debate and, in reality, global warming would be responsible for these interannual changes in tropical cyclones. (Vecchi et al., 2021).

Having exhaustively analyzed the evolution of tropical disturbances in the southeastern North Atlantic, it is now necessary to explain what the future situation will be. Among the main conclusions shown in the most recent publications are that the number of tropical cyclones will remain stable or even decrease, although their intensity and precipitation will increase (Knutson et al., 2021; Walsh et al., 2019; IPCC, 2021). As regards the first question, there will be an increase in the highest category cyclones (Bhatia et al., 2018; Knutson et al., 2021). Wind speeds will increase as a consequence of the increase in the proportion of category 4 and 5 cyclones (Knutson et al., 2021). It is estimated that the rainfall increase could be, according to some authors, of the order of 20% by the end of the century (Knutson et al., 2010), although this varies depending on the future thermal increase, from 11% to 28% for values of global increase in temperatures of 1.5° C and 4° C, respectively (IPCC, 2021). In addition, it should be noted that as the sea level rises, the impact of the floods, both fluvial and derived from the storm surge, will have very serious impacts, especially in coastal areas (Woodruff et al., 2013).

The latest publications clearly present the main features of the relationship between climate change and tropical cyclones (Knutson et al., 2021; Liu, et al., 2019). Despite the difficulty in preparing future projections and the need to continue adjusting the simulation models, the results are conclusive.

- Although the number of tropical disturbances will remain or may more likely decrease slightly, there will be a clear increase in MH, which will result in more damage from wind, floods and more intense rainfall.
- This increase in MH is expected to be between 24% and 35% by the end of the century depending on the greenhouse gas (GHG) emissions scenario (Knutson et al., 2021). With a thermal increase of 1.5° C, the rise will reach 10%, but it may reach 30% with 4° C of warming (IPCC, 2021)
- MH will also last longer.
- Regarding the above, the wind speed will also increase, depending on the GHG emission scenarios.
- The increase in atmospheric humidity is likely to cause greater volumes of rain, thus increasing the risk of flooding, which is expected to increase as warming continues. In the case of the Atlantic, this increase is estimated at between 8% and 24% depending on the emissions scenario.
- In this respect, according to the thermal rise of the ocean surface, the increase could reach 29% (Lui et al., 2019).
- Under the higher emissions scenarios, the risk of tropical cyclones is likely to continue to rise at increasingly higher latitudes, especially in the western North Pacific.
- The rise in sea level will cause more serious coastal flooding. In addition, in a context of increased MH, the intensity of the storm surges added to the increase in precipitation could cause very severe damage much higher than the damage caused to date (Gori et al., 2022).

The data presented in the present article and for the study area analyzed indicate that the number of tropical disturbances is increasing, so it is foreseeable that the impact risk of this type of situation will continue to grow in the future as a consequence of the increase in oceanic temperatures and the arrival of disturbances with serious consequences in coastal regions cannot be ruled out. It is foreseeable, therefore, that hitherto unheard-of phenomena may be recorded causing damage never before recorded, especially in a scenario of sea level rise, as stated by other researchers.

On the other hand, it has been suggested that an increase in the intensity of tropical cyclones will also increase the risk of extratropical cyclones on western European coastlines (Haarsma et al., 2013; Baatsen et al., 2015). This has been made clear by the IPCC (2021) as was the case of Tropical Cyclone Ophelia

in October 2017, which reached category 3 as it passed through the southwest of the Azores and led to considerable damage, especially in Ireland, when it reached Ireland as an extratropical cyclone.

The rise in the sea level in the study area, as a consequence of climate change, may generate considerable damage in some sectors of the coasts. In the case of Spain, a good example is the large stretch of the Andalusian Atlantic coast, and especially worrying in the Bay of Cádiz, where it is foreseeable that by the end of the century the sea level could rise by more than 80 cm (Fraile & Fernández, 2016). In the abovementioned area, the floodable areas could increase almost threefold by the end of the 21st century (Fraile & Ojeda, 2012). In the case of the Canary Islands, although it is true that, in general, its coasts are different to those in the Gulf of Cádiz, there is a trend of a rise in sea level of 0.56 cm/year (1992-2013) (Gobierno de Canarias, 2020), and it is estimated that by the end of the 21st century the rise will be between 70 and 131 cm in the central islands; this will depend, as is the case of most meteorological parameters, on the emission scenarios, the higher the GHG emissions, the greater the rise in sea level (Fraile et al., 2014).

Such a situation, with a sea level higher than the current one, means that storm surges, which accompany tropical cyclones, will have a marked increasingly greater impact in highly exposed and vulnerable areas; most of which are heavily dependent on tourism, both in the case of Andalusia and in the Canary Islands and Portugal.

Finally, different researchers even suggest a decrease in disturbances in the western Atlantic and an increase in the eastern Atlantic (Liu et al., 2017). In this respect, although there are few available studies in this regard, there are already indications that point to an increase in the number of unstable phenomena of tropical origin in Western Europe, especially by the end of this century, a time when hurricanes, even when they turn into extratropical cyclones, could pose a serious threat to this region (Haarsma et al., 2013; Baatsen et al., 2015). Thus, there would be a foreseeable extension of severe storm seasons in Europe, currently concentrated in and around winter and which would also extend into autumn (Baatsen et al., 2015).

5. Conclusions

In the current context of climate change, with a thermal increase in the oceans and, specifically in the Atlantic, the present work shows the relevance that unstable phenomena of tropical origin are starting to have in a geographical area where the risk of these has always been very low. The extensive bibliography referring to tropical disturbances and, above all, to tropical cyclones in the Atlantic basin, is starting to report important changes in their intensity, seasonality and distribution. The increase in tropical disturbances in the study area of the southeastern North Atlantic is clear. As a consequence, the coasts of this environment are beginning to be threatened by the foreseeable presence, more and more frequent, of these situations.

Among the most serious effects associated with these events are floods, both river and sea, and extreme winds. There have already been cases of torrential rainfall with the effect of flooding and the models indicate an increase in the volume of rainfall associated with hurricanes in the near future. With the rise in sea level, the risk of flooding due to waves increases exponentially, increasing exposure in a region with a high population density, and as has been seen, with several tens of millions of people exposed to the dangers of tropical cyclones.

In Spain, from the perspective of management, various territorial and sectoral plans have been developed in recent years in relation to floods, most of them thanks to the European directive 2007/60, incorporated into the Spanish legal system by Royal Decree 903/2010. The hydrographic district authorities drew up the flood management plans and flood risk management plans for the hydrographic basins in mainland Spain and similar plans have been drawn up in the Spanish archipelagos. In addition, in the field of civil protection, action plans have been developed to deal with the risk of flooding. All these documents are based on the premise that floods are related to typical phenomena of what could be called Mediterranean climatology. However, it is foreseeable that these rains of a temperate origin could be added to the abovementioned plans, although it is true that there is infrequent intense precipitation caused by tropical phenomena such as storms and tropical cyclones in late summer and early autumn. Coastal flooding due to storm surges should also be taken into account, with a predictable higher sea level, as well as strong winds capable of causing serious damage to all kinds of infrastructure, which could

reach speeds never before recorded in the said geographical area. All this at a time of year when unstable phenomena are infrequent, so the seasonality of risk due to rain, sea storms and wind would be longer.

The sum of the increase in wind, precipitation and waves of cyclones in a context of higher sea levels than now means that coastal risks will be markedly exacerbated. The increased risk of disturbances of tropical origin exists not only because of the increase in the threat itself but also because of the increasingly marked coastalization of socioeconomic activities, especially in reference to tourism.

Consequently, it is necessary to continue researching to gain better knowledge of the dangers of tropical origin, but also to contribute to a territorial and sectorial planning much more in line with the future conditions that the necessary, urgent and enormous task of the adaptation to climate change demands.

Funding

This research is part of the research project “MYRIAD-EU: Multi-hazard and sYstemic framework for enhancing Risk-Informed mAnagement and Decision-making in the EU”.

References

- Baatsen, M., Haarsma, R.J., Van Delden, A.J., & de Vries, H. (2015). Severe Autumn storms in future Western Europe with a warmer Atlantic Ocean. *Climate Dynamics* 45, 949–964. <https://doi.org/10.1007/s00382-014-2329-8>
- Bethencourt-González, J., & Dorta-Antequera, P. (2010). The Storm of November 1826 in the Canary Islands: possibly a tropical cyclone? *Geographica Annaler*, 92 A(3), 329–337. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0459.2010.00398.x>
- Bhatia, K., Vecchi, G., Murakami, H., Underwood, S., & Kossin, J. (2018). Projected Response of Tropical Cyclone Intensity and Intensification in a Global Climate Model. *Journal of Climate*, 31(20), 8231–8303. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-17-0898.1>
- Burn, M., & Palmer, S. (2015). Atlantic hurricane activity during the last millennium. *Scientific Reports*, 5, 12838. <https://doi.org/10.1038/srep12838>
- Capel-Molina, J.J. (1988). Trayectorias de las gotas frías en el flanco sur europeo: Archipiélagos Ibéricos, Mediterráneo y Mar Negro. In A. Blanco (Coord), *Avances sobre la investigación en Bioclimatología* (pp. 489-505). C.S.I.C.
- Chenoweth, M., & Divine, D. (2008). A document-based 318-year record of tropical cyclones in the Lesser Antilles, 1690-2007, *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 9(8). <https://doi.org/10.1029/2008GC002066>
- Criado, C., Dorta, P., Bethencourt, J., Navarro, J.F., Romero, C., & García, C. (2013). Evidence of historic infilling of valleys in Lanzarote after the Timanfaya eruption (AD 1730-1736, Canary Islands, Spain). *The Holocene*, 23(12), 1786-1796. <https://doi.org/10.1177%2F0959683613505342>
- Criado, C., Dorta, P., Casanova, H., González-Reimers, E., Arnay, M., & Soler, V. (2018). Debris flow triggering on Teide stratovolcano, Tenerife. A growing process?. *Cuaternario y Geomorfología*, 32(3-4), 23-38. <http://dx.doi.org/10.17735/cyg.v32i3-4.67068>
- Domínguez-Castro, F., Trigo, R.M., & Vaquero, J.M. (2013). The first meteorological measurements in the Iberian Peninsula: evaluating the storm of November 1724. *Climatic Change*, 118, 443–455. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0628-9>
- Dorta, P. (2007). Catálogo de riesgos climático en Canarias: amenazas y vulnerabilidad. *Geographicalia*, 51, 133-160. https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2007511118
- Elsner, J., Kossin, J., & Jagger, T. (2008). The increasing intensity of the strongest tropical cyclones. *Nature*, 455, 92–95. <https://doi.org/10.1038/nature07234>
- Emanuel, K. (2021). Atlantic tropical cyclones downscaled from climate reanalyses show increasing activity over past 150 years. *Nature communications*, 12, 7027. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27364-8>
- Evans, J.L., & Guishard, M.P. (2009). Atlantic subtropical storms. Part I: Diagnosis Criteria and Composite Analysis. *American Meteorological Society*, 137, 2065-2080. <https://doi.org/10.1175/2009MWR2468.1>
- Faccini, F., Luino, F., Paliaga, G., Roccati, A., & Turconi, L. (2021). Flash Flood Events along the West Mediterranean Coasts: Inundations of Urbanized Areas Conditioned by Anthropic Impacts. *Land*, 10(6), 620. <https://doi.org/10.3390/land10060620>
- Fraile, P., & Fernández, M. (2016). Escenarios de subida de nivel medio del mar en los mareógrafos de las costas peninsulares de España en el año 2100. *Estudios geográficos*, 77(280), 57-79. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201603>
- Fraile, P., & Ojeda, J. (2012). Evaluación de la peligrosidad asociada al aumento de la superficie inundable por la subida del nivel medio del mar en la costa entre Cádiz y Tarifa. *Geofocus*, 12, 329-348.
- Fraile, P., Sánchez, E., Fernández, M., Pita, M^a.F., & López, J.M. (2014). Estimación del comportamiento futuro del nivel del mar en las Islas Canarias a partir del análisis de registros recientes. *Geographicalia*, 66, 79-98. https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2014661066
- Gobierno de Canarias (2020). *Plan especial de Gestión del Riesgo de Inundación de la Demarcación Hidrográfica de Tenerife* (PGRI).
- Gori, A., Lin, N., Xi, D., & Emanuel, K. (2022). Tropical cyclone climatology change greatly exacerbates US extreme rainfall–surge hazard. *Nature Climate Change*, 12, 171–178. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01272-7>

- Guijarro, J.A., Conde, J., Campins, J., Picornell, M^a.A., & Orro, M^a.L. (2014). In S. Fernández, & F. Sánchez (Eds.), *Cambio climático y cambio global* (pp. 315-324). Asociación Española de Climatología.
- Haarsma, R., Hazeleger, W., Severijns, C., De Vries, H., Sterl, A., Bintaja, R., Van Olddenborgh, & van den Brink, H. (2013). More hurricanes to hit western Europe due to global warming. *Geophysical Research Letters*, 40(9), 1783-1788. <https://doi.org/10.1002/grl.50360>
- Hernández Ayala, J.J., & Méndez-Tejeda, R. (2020). Increasing frequency in off-season tropical cyclones and its relation to climate variability and change. *Weather Climate Dynamics*, 1(2), 745-757. <https://doi.org/10.5194/wcd-1-745-2020>
- Instituto Nacional de Meteorología (2005). Consideraciones sobre el ciclón tropical “Vince”. http://www.aemet.es/es/conocermas/recursos_en_linea/publicaciones_y_estudios/estudios/detalles/Consideraciones_sobre_el_ciclón_tropical_Vince
- Intergovernmental Panel for Climate Change. (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (Eds.), *Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. In Press
- Knutson, T. R., Chung, M. V., Vecchi, G., Sun, J., Hsieh, T-L., & Smith, A. J. P. (2021). Climate change is probably increasing the intensity of tropical cyclones. In C. Le Quéré, P. Liss, & P. Forster (Eds), *Critical Issues in Climate Change Science*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4570334>
- Knutson, T., Camargo, S.J., Chan, J.C., Emanuel, K., Ho, C.H., Kossin, J., Mohapatra, M., Satoh, M., Sugi, M., Walsh, K., & Wu, L. (2019). Tropical Cyclones and Climate Change Assessment: Part I: Detection and Attribution. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 100(10), 1987-2007. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-18-0189.1>
- Knutson, T., Camargo, S.J., Chan, J.C., Emanuel, K., Ho, C.H., Kossin, J., Mohapatra, M., Satoh, M., Sugi, M., Walsh, K., & Wu, L. (2020). Tropical Cyclones and Climate Change Assessment: Part II: Projected Response to Anthropogenic Warming. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 101(3), E303-E322. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-18-0194.1>
- Knutson, T., McBride, J., Chan, J., Emanuel, K., Holland, G., Landssea, C, Held, I., Kossin, J.P., Srivastava, A.K., & Sugi, M. (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience*, 3, 157–163. <https://doi.org/10.1038/ngeo779>
- Kossin, J., Emanuel, K., & Vecchi, G. (2014). The poleward migration of the location of tropical cyclone maximum intensity. *Nature*, 509, 349–352. <https://doi.org/10.1038/nature13278>
- Kossin, J.P. (2008). Is the North Atlantic hurricane season getting longer?. *Geophysical Research Letters*, 35. <https://doi.org/10.1029/2008GL036012>
- Kossin, J.P. (2018). A global slowdown of tropical-cyclone translation speed. *Nature*, 558, 104–107. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0158-3>
- Kossin, J.P., Knapp, K.R., Olander, T.L., & Velden, C. (2020). Global increase in major tropical cyclone exceedance probability over the past four decades. *PNAS*, 117(22), 11975-11980. <https://doi.org/10.1073/pnas.1920849117>
- Kossin, J.P., Knapp, K.R., Vimont, D.J., Murnane, R.J., & Harper, B.A. (2007). A globally consistent reanalysis of hurricane variability and trends. *Geophysical Research Letters*, 34, L04815. <https://doi.org/10.1029/2006GL028836>
- Kossin, J.P., Olander, T.L., & Knapp, K.R. (2013). Trend Analysis with a New Global Record of Tropical Cyclone Intensity. *Journal of Climate*, 26(24), 9960-9976. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-13-00262.1>
- Kunkel, K.E., and Champion, S.M. (2019). An Assessment of Rainfall from Hurricanes Harvey and Florence Relative to Other Extremely Wet Storms in the United States. *Geophysical Research Letters*, 46, 13500-13506. <https://doi.org/10.1029/2019GL085034>
- Liu, M., Vecchi, G.A., Smith, J.A., & Knutson, T.R. (2019). Causes of large projected increases in hurricane precipitation rates with global warming. *npj Climate and Atmospheric Science*, 2, 38. <https://doi.org/10.1038/s41612-019-0095-3>
- Liu, M., Vecchi, G.A., Smith, J.A., & Murakami, H. (2017). The Present-Day Simulation and Twenty-First-Century Projection of the Climatology of Extratropical Transition in the North Atlantic. *Journal of Climate*, 30(8), 2739-2756. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0352.1>

- Llasat, M.C., Llasat-Botija, M., Prat, M.A., Porcú, F., Price, C., Mugnai, A., Lagouvardos, K., Kotrono, V., Katsanos, D., Mirchaelides, S., Yair, Y., Savvidou, K., & Nicolaides, K. (2010). High-impact floods and flash floods in Mediterranean countries: the FLASH preliminary database. *Advances in Geosciences*, 23, 47-55. <https://doi.org/10.5194/adgeo-23-47-2010>
- López-Díez, A., Mayer, P., Díaz-Pacheco, J., & Dorta, P. (2019). Rainfall and flooding in coastal tourist areas of the Canary Islands (Spain). *Atmosphere*, 10(12), 809. <https://doi.org/10.3390/atmos10120809>
- Mann, M.E., Steinman, B.A., Brouillette, D.J., & Miller, S.K. (2021). Multidecadal climate oscillations during the past millenium driven by volcanic forcing. *Science*, 371(6533), 1014-1019. <https://doi.org/10.1126/science.abc5810>
- Martín-Esquivel, J.L., Bethencourt, J., & Cuevas-Agulló, E. (2012). Assessment of global warming on the island of Tenerife, Canary Islands (Spain). Trends in minimum, maximum and mean temperatures since 1944. *Climatic Change*, 114, 343-355. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0407-7>
- Mauk, R.G., & Hobgood, J.S. (2012). Tropical Cyclone Formation in Environments with Cool SST and High Wind Shear over the Northeastern Atlantic Ocean. *American Meteorological Society*, 27(6), 1433-1448. <https://doi.org/10.1175/WAF-D-11-00048.1>
- Mayer, P., & Marzol, M^a.V. (2014). La concentración pluviométrica diaria y las secuencias lluviosas en Canarias: factores de peligrosidad. *Boletín de la Asociación Española de Geografía*, 65, 231-247. <https://doi.org/10.21138/bage.1751>
- Mayer, P., Marzol, M^a.V., & Parreño, J.M. (2017). Precipitation trends and a daily precipitation concentration index for the mid-Eastern Atlantic (Canary Islands, Spain). *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 43(1), 255-268. <https://doi.org/10.18172/cig.3095>
- NASA (2022). <https://www.nasa.gov/content/goes>
- Paerl, H.W., Hall, N.S., Hounshell, A.G., Rossignol, K.L., Barnard, M.A., Luettich Jr, R.A., Rudolph, J.C., Osburn, C.L., Bales, J., & Harding Jr, L.W. (2020). Recent increases of rainfall and flooding from tropical cyclones (TCs) in North Carolina (USA): implications for organic matter and nutrient cycling in coastal watersheds. *Biogeochemistry*, 150, 197–216. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00693-4>
- Trenberth, K.E., Cheng, L., Jacobs, P., Zhang, Y., & Fasullo, J. (2018). Hurricane Harvey Links Ocean Heat Content and Climate Change Adaptation. *Earth Future*, 6(5), 730-744. <https://doi.org/10.1029/2018EF000825>
- Vaquero, J. M., García Herrera, R., Wheeler, D., Chenoweth, M., & Mock, C.J. (2008). A historical analog of 2005 Hurricane Vince. *Bulletin of the American meteorological society*, 89(2), 191-201. <http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-89-2-191>
- Vecchi, G. A., & T. R. Knutson. (2011). Estimating annual numbers of Atlantic hurricanes missing from the HURDAT database (1878-1965) using ship track density. *Journal of Climate*, 24(6), 1736-1746. <https://doi.org/10.1175/2010JCLI3810.1>
- Vecchi, G.A., Landsea, C., Zhang, W., Villarini, G., & Knutson, T. (2021). Changes in Atlantic major hurricane frequency since the late-19th century. *Nature communications*, 12, 4054. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24268-5>
- Viñas, J.M. (2019). Conocer la Meteorología. Diccionario ilustrado del tiempo y el clima. Alianza Editorial.
- Walsh, K.J.E., Camargo, S.J., Knutson, T.R., Kossin, J., Lee, T.-C., Murakami, H., & Patricola, C. (2019). Tropical cyclones and climate change. *Tropical Cyclone Research and Review*, 8(4), 240-250. <https://doi.org/10.1016/j.tcr.2020.01.004>
- Webster, P.J., Holland, G.J., Curry, J.A., & Chang, H.R. (2005). Changes in Tropical Cyclones Number, Duration, and Intensity in a Warming Environment. *Science*, 309(5742), 1844-1846. <https://doi.org/10.1126/science.1116448>
- Woodruff, J.D., Irish, J.L., & Camargo, S.J. (2013). Coastal flooding by tropical cyclones and sea-level rise. *Nature*, 504. <https://doi.org/10.1038/nature12855>
- Zelinsky, D.A. (2019). *Hurricane Lorenzo (AL132019)*. National Hurricane Center Tropical Cyclone Report.

To cite this article: Sarricolea, P., Romero-Aravena, H., Serrano-Notivoli, R., Meseguer-Ruiz, O., Dubreuil, V., & Funatsu, B.M. (2023). Precipitation extremes in the Puna of Atacama Desert, Chile: How to manage current and future uncertainty? *Investigaciones Geográficas*, (79), 51-66. <https://doi.org/10.14198/INGEO.22852>

Precipitation extremes in the Puna of Atacama Desert, Chile: How to manage current and future uncertainty?

Precipitación extrema en la Puna del Desierto de Atacama: ¿Cómo gestionar la incertidumbre actual y futura?

Pablo Sarricolea^{1*} 
Hugo Romero-Aravena² 
Roberto Serrano-Notivoli³ 
Oliver Meseguer-Ruiz⁴ 
Vincent Dubreuil⁵ 
Beatriz M. Funatsu⁶ 

Abstract

Chile is one of the Latin American countries most affected by Climate Change. There is a high level of uncertainty regarding the variability of precipitation and its projections in many regions of this country. This poses challenges for climate characterization and for defining strategies to reduce its risks. The study area is the Puna of Atacama Desert, Andean highlands located to the eastern side of the extreme arid lands, a region that concentrates the main copper and lithium mining at world scale, and where meteorological observations are scarce, with missing data and unreliable projections. Considering this data limitations, a daily precipitation database of 35 weather stations was constructed in order to evaluate some extreme precipitation indices that allow establishing changes between 1981-2017, in addition to spatial interpolations based on topography. It is concluded that most of the meteorological stations do not present significant trends of change, e.g. Extremely wet days (R99p), Wet days (RR) and Consecutive wet days (CWD). The index with the highest number of stations with a trend is CDD, which shows an increase in consecutive dry days. One of the main contributions of this research was to expand the number of observations and to generate maps of the spatial distribution of the indices of extremes. We are facing open questions regarding living with uncertainty, and meeting the challenges of maintaining records to increase the levels of certainty of climatic changes.

Keywords: Uncertainty; Extreme indices; Salar de San Pedro de Atacama; Precipitation trends.

1 Departamento de Geografía, Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2. Universidad de Chile, Chile. psarricolea@uchilefau.cl

* Corresponding autor

2 Departamento de Geografía, Universidad de Chile, Chile. hromero@uchile.cl

3 Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, Spain. roberto.serrano@unizar.es

4 Departamento de Ciencias Históricas y Geográficas, Universidad de Tarapacá, Sede Iquique, Chile. omeseguer@academicos.uta.cl

5 Université Rennes 2, LETG-COSTEL, UMR 6554 CNRS, France. vincent.dubreuil@univ-rennes2.fr

6 CNRS, Nantes Université, LETG UMR 6554, France. beatriz.funatsu@univ-nantes.fr

Resumen

Chile es uno de los países de América Latina más afectados por el cambio climático. Existe un elevado nivel de incertidumbre respecto a la variabilidad de las precipitaciones y sus proyecciones en muchas de sus regiones. Ello plantea desafíos para su caracterización climática y para definir estrategias para reducir los riesgos asociados. Se estudia la Puna del Desierto de Atacama, paisaje andino de altura que bordea las tierras áridas por el lado este, y que concentran las principales minas de cobre y litio a escala mundial, y donde existen escasas observaciones meteorológicas, con datos perdidos y proyecciones de poca fiabilidad. Es por ello que se construyó una base diaria de precipitación de 35 estaciones con el fin de evaluar algunos índices extremos que permitan establecer cambios entre 1981-2017, además de interpolaciones espaciales basadas en la topografía. Se concluye que la mayoría de las estaciones meteorológicas no presenta tendencias significativas de cambio, destacando días extremadamente húmedos (R99p), días húmedos (RR) y días húmedos consecutivos (CWD). El índice con mayor cantidad de estaciones con tendencia es CDD, que muestra un incremento de los días consecutivos secos. Uno de los principales aportes de esta investigación fue ampliar el número de observaciones y generar mapas de la distribución espacial de los índices de extremos. Nos quedan preguntas abiertas respecto a convivir con la incertidumbre, y alcanzar desafíos de mantener los registros para aumentar los niveles de certeza de los cambios climáticos.

Palabras clave: Incertidumbre; Índices de extremos; Salar de San Pedro de Atacama; Tendencias de precipitación.

1. Introduction

One of the main problems facing humanity on a global scale, and which constitutes a challenge for the different forms of social organization, is climate change (Hallegatte et al., 2016; Nordhaus, 2019). Palmer and Stevens (2019) research points out that while current climate models are useful for testing the basic tenets of our understanding of global climate change, they are inadequate to address the needs of society struggling to anticipate the impact of coming changes to weather and climate. This means challenges for water resources management (Greve et al., 2018), as well as for risk management associated with extreme events. Climate science through climate change studies has consolidated IPCC reports (e.g. AR6 in Zhongming et al., 2021) that point to evidence of global warming and its effects on temperature, precipitation and other meteorological parameters. All AR6 models have high reliability with respect to observed and projected changes in temperature, however, for precipitation, they have high uncertainty, particularly for subtropical and near arid and semi-arid regions. However, there are works in the opposite direction, i.e., indicating greater certainty in arid and hyper-arid zones (Yazdandoost et al., 2021). The latter is interesting, as it adds more complexity and also importance to climate-specific studies at regional and local scales.

Many climate scientists agree that despite significant advances over the past decade, model simulations possess biases and uncertainties, which are due to a variety of factors, including simple assumptions, limits in model parameterization, boundary conditions, among others (Kay et al., 2009; Curry & Webster, 2011; Liepert & Previdi, 2012; Khan et al., 2018; Yazdandoost et al., 2021)

For the mining sector climate change should be seen as a threat, but the literature in developing countries is scarce to non-existent. Australia and Canada are concerned about the problem being those belonging world (Odell et al., 2018). An example of considering climate change in economic activities is El Salvador (Odell et al., 2018), where it is made by state law a calling attention to the vulnerability of the water resources under climate change conditions, arguing that allowing mining implies a serious risk for the country, seriously aggravating its future by increasing vulnerability (Broad & Cavanagh, 2015; Spalding, 2013; Moran, 2005).

In Chile, the areas with the greatest uncertainty are in the northern regions (Babidge, 2019), made up of deserts and high-altitude tundra areas (Puna de Atacama), with summer precipitation (Sarricolea et al., 2017). IPCC models referring to precipitation in these areas show high uncertainty, i.e., there are no trends that indicate convergent projections of climate into the future. Therefore, it is necessary to know if in Chile there are any extreme indexes applied to local weather stations to detect with greater certainty changes in precipitation, and thus, plan the future of a mining region that is one of the most important in the world in copper and lithium production (Prieto, 2015; Liu & Agusdinata, 2020; Lui & Agusdinata, 2021), two commodities that require a lot of water in their extraction. In addition, the study area has

indigenous populations that make their living from tourism, agriculture and livestock, and therefore require information and adaptation strategies (Romero & Opazo, 2019). To this must be added the large extractions of groundwater that the mining industry carries out in this region, since the amount of water stored in the aquifers is unknown, and the rate of overconsumption that they are supporting (Babidge, 2019). In addition to the impact that mining operations have on water quality, as they increase heavy metals in the water (Lizama-Allende et al., 2022).

Given the reduced number of meteorological stations in the Norte Grande (Amigo & Ramírez, 1998), efforts are required to maintain data continuity, as well as to perform adequate interpolations of the extreme indices, in order to know the spatial distribution of these indicators, and thus, to have a more territorial vision of extreme conditions in the region.

Studying precipitation in the Atacama Desert is a challenge, since according to the latest IPCC report (Zhongming et al., 2021) this region is classified as having high uncertainty for trends and projections. This is due to the fact that the variability of precipitation expressed in standard deviations exceeds the central tendency values (annual means), a fact that is reflected in most of the meteorological stations. In this regard, Schulz et al. (2012) pointed out that changes in precipitation in the coastal desert have gone unnoticed, and few studies have examined some aspects of its evolution in recent decades (Houston, 2006). However, in the Andean highlands the causes of such uncertainty seem to be more related to changes in atmospheric circulation and Amazonian deforestation (Ruiz-Vásquez et al., 2020, Sulca et al., 2022). Beside this, based on reconstructed meteorological series, the area experienced trends in the daily precipitation concentration (Meseguer-Ruiz et al., 2019). It has also been evidenced that certain weather regimes configurations favor positive precipitation anomalies (Meseguer-Ruiz et al., 2020). Moreover, the occurrence of the most torrential precipitation in the area are related to moist transport in the mid and upper troposphere from the Amazon basin (Meseguer-Ruiz et al., 2020; Segura et al., 2022).

All these uncertainties generate gaps in knowledge about the extreme behavior of the climate in the Altiplano, and the need to quantify in a more robust way, the magnitude of extreme indices and the recent and projected IPCC trends. In other words, this work expects, through rainfall data filling methodologies, local scale evidence of regional projections of climate change. Despite the uncertainty, the study of precipitation trends provides potential indicators for modeling future climate change patterns and thus offers an important contribution to the scientific debate. This is pointed out by Souvignet et al. (2012) and Sarricolea et al. (2017), highlighting the importance of the study of local climates in this regard. But not only that, because they can lead to actions that seek precautionary principles with respect to water resources, in order to achieve more sustainable forms among the various actors and agents that pressure and coexist in these territories.

Thus, the novelty of this work lies in generating a daily resolution pluviometric database, generating indices of extremes occurrences and mapping this information based on a simple and replicable geostatistical method. This information is essential for making strategic proposals for resource use, as well as proposing improvements to the system for monitoring environmental variables continuously and minimizing gaps, in addition to mapping using methods that give importance to local climatology.

The objectives of this research are 1) to generate a daily database and calculate a number of precipitation extreme indices; 2) to evaluate the trends of the extreme indices; 3) to interpolate the calculated indices based on a geostatistical approach based on altitude; and 4) to discuss the results, in particular, the high uncertainty existing in most of the extreme indices.

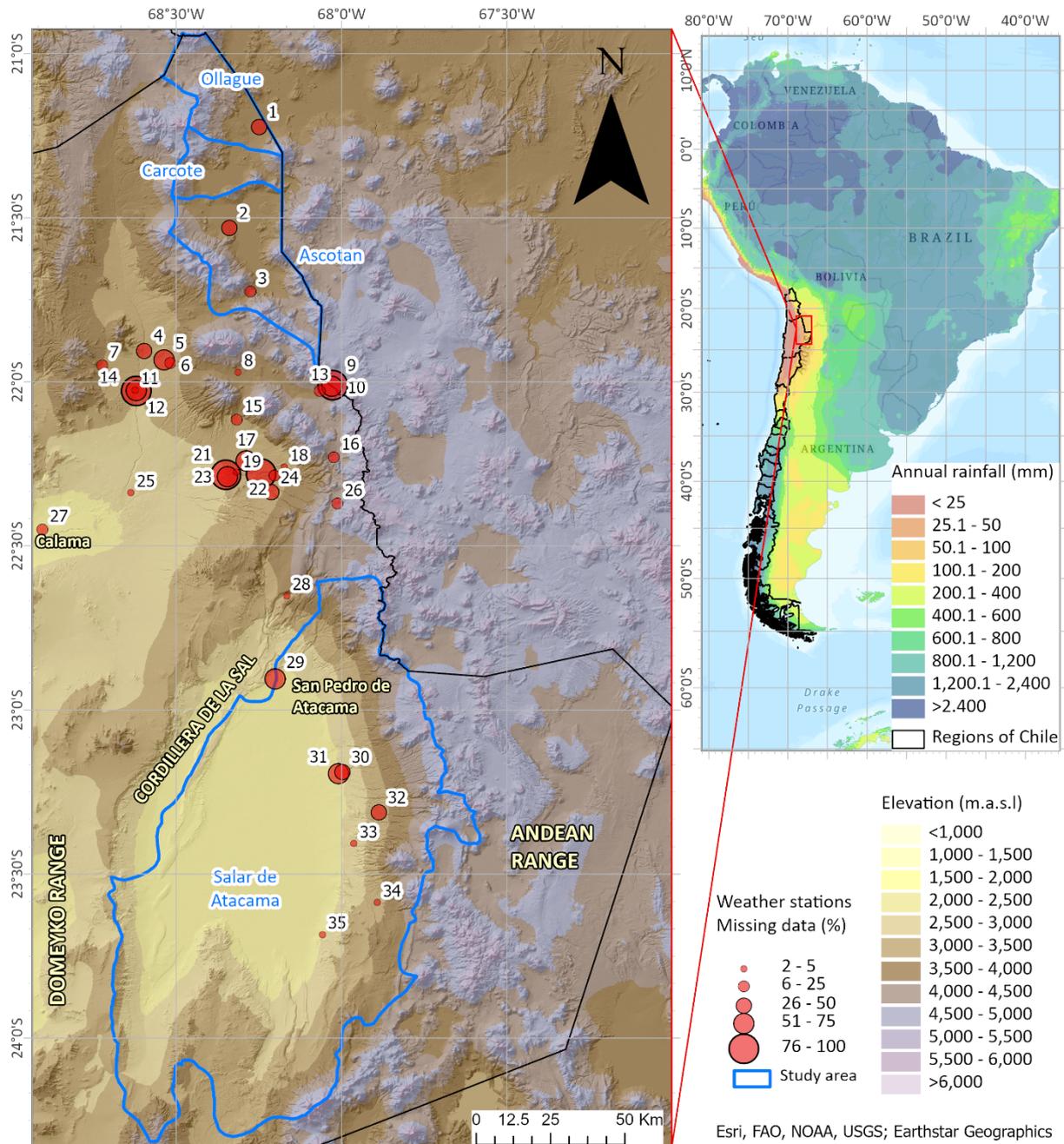
2. Methodology

2.1. Study area

The Puna de Atacama is located in the Central Andes, between ~18 °S and ~27 °S latitudes. According to Latorre et al. (2005), it is composed by the Precordillera (2,200- 3,500 m a.s.l.) and the semi-arid plateaus above 3,500 m a.s.l. (Jaksic et al., 1997).

This study is limited to the Puna de Atacama of the Antofagasta Region (Figure 1), specifically, the upper basins of the Loa River (including Ollague, Carcote and Ascotán saltflats) and the Salar de Atacama, under high altitude tundra summer rainfall climates (Etw) and semi-arid high altitude climates (BSk).

Figure 1. Study area and station network



Topographic map of northern Chile and the high Andean salt flats (left) and mean annual precipitation of the South American region (right)

Source: Fick & Hijmans (2017). Own elaboration

2.2. Data sources and methods

Rainfall data from 35 meteorological stations (1981-2017), belonging to both the National Water General Direction (DGA for its Spanish acronym) and Meteorological Direction of Chile (DMC for its Spanish acronym; <http://www.meteochile.cl>), are used for this study (Table 1). The daily data were obtained from the repository of the Center for Climate and Resilience Research (CR2) of the University of Chile. All the data were quality-controlled daily scaled, with the deletion of suspicious values, outliers and suspicious dry/humid days according to Serrano-Notivolli et al. (2017). After this step, precipitation data were estimated for all the missing days at every station. Both processes were afforded with the

reddPrec R package (Serrano-Notivoli et al., 2017). The method used is very efficient in filling gap in very short series with other complete series or with few gaps, since it constructs independent daily equations for each case, which for daily precipitation data is critic. Almost all the instrumental time series are affected by a percentage of missing data. In the case of this region, the Rio Salado and Sifon Ayquina stations have more than 95% of no data. However, and thinking about the gridded products, it is better to have some measured data than only interpolated data, since they allow us to know from information measured in a short period of time what the precipitation is really like. However, we understand that they should be viewed with great care, since, like the gridded products, they are data derived from the method of filling in missing data. A way out of this difficulty is to exclude periods with missing values from data analysis, or to ignore the problem if their amount is not very large. Such approaches, however, may disregard valuable information and can induce biases in many climate investigations (Simolo et al., 2010).

Table 1. weather stations used, by location (latitude, longitude and altitude) and percentage of missing data from the original daily series 1981-2017

ID	Name	Latitude	Longitude	Altitude (m a.sl.)	Missing data (%)
1	Ollague	-21.22	-68.25	3,700	37.3
2	Cebollar	-21.53	-68.34	3,730	42.7
3	Ascotan	-21.73	-68.28	3,970	14.0
4	Quinchamale	-21.91	-68.60	3,080	41.1
5	San Pedro De Conchi	-21.93	-68.54	3,217	66.5
6	Parshall 2	-21.94	-68.52	3,318	10.1
7	Conchi Viejo	-21.95	-68.72	3,491	14.3
8	Ojos San Pedro	-21.97	-68.31	3,800	4.0
9	Rio Siloli	-22.01	-68.03	4,000	89.4
10	Silala	-22.01	-68.03	4,305	55.9
11	Conchi Embalse	-22.03	-68.62	3,010	4.8
12	Conchi Muro Embalse	-22.03	-68.62	3,000	71.8
13	Inacaliri	-22.03	-68.07	4,040	5.1
14	Rio Loa/Embalse Conchi	-22.03	-68.62	2,950	86.4
15	Cupo	-22.11	-68.32	3,370	5.5
16	Linzor	-22.23	-68.02	4,100	12.5
17	Turi	-22.24	-68.29	3,070	66.9
18	Toconce	-22.26	-68.17	3,310	2.8
19	Ayquina	-22.28	-68.32	3,031	3.0
20	Rio Salado / Curti	-22.28	-68.24	3,080	96.4
21	Sifon Ayquina	-22.28	-68.35	3,000	99.5
22	Salado Embalse	-22.29	-68.20	3,200	5.2
23	Rio Salado / Sifon Ayquina	-22.29	-68.34	2,980	58.2
24	Caspana	-22.34	-68.21	3,260	27.0
25	Chiu-Chiu	-22.34	-68.64	2,524	3.3
26	El Tatio	-22.37	-68.01	4,370	7.4
27	Calama	-22.45	-68.90	2,300	6.9
28	Rio Grande	-22.65	-68.17	3,250	2.2
29	San Pedro De Atacama	-22.91	-68.20	2,450	63.0
30	Toconao Experimental	-23.19	-68.00	2,500	27.3
31	Toconao Reten	-23.19	-68.01	2,460	72.3
32	Talabre	-23.31	-67.89	3,300	42.2
33	Camar	-23.41	-67.96	2,700	1.5
34	Socaire	-23.59	-67.89	3,251	4.6
35	Peine	-23.68	-68.06	2,460	2.8

Own elaboration

This study area has salt flats, cultivation and human settlement area called "Ayllus", which can be seen in Figures 2a y 2b, and are also under pressure from lithium mining activities.

Figure 2. Photographs of the study area



2a Photography taken from a drone of Ayllu "Pucará Quito", San Pedro de Atacama, May 2022. 22°53'22.7"S 68°12'54.6"W. 2b Photography of Ascotán Saltflats, May 2022. 21°28'54.4"S 68°23'43.8"W

Photograph by the authors

A total of six indices of extremes were calculated. They come from the Expert Team on Climate Change Detection and Indices (ETCCDI) (Karl et al., 1999; Peterson et al., 2001), and correspond to Wet days (RR), Extremely wet days (R99p), Maximum 5-day precipitation (RX5day), Single day intensity index (SDII) and Maximum number of consecutive dry and consecutive wet days (CDD and CWD). These indices are used here with slight modifications, in particular with regard to the threshold of 1mm (RR and SDII), often used as a cut-off value to define rain events (Table 2). To analyze the trends, the Mann-Kendall test (Mann, 1945; Kendall, 1975) was applied, which allows the detection of statistically significant trends. The Mann-Kendall test is a nonparametric test that evaluates the monotonic behavior of a data series and is very suitable for the study of precipitation since it does not require normality or linearity. In this article, significant trends are those that reach the first confidence level, 95% ($p < 0.05$). The test has been widely used in the analysis of hydro-meteorological time series. The MK statistic is obtained as follows:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i)$$

$$(x_j - x_i) = z$$

$$\text{sgn}(z) = \begin{cases} 1 & \text{if } (z) \geq 0 \\ 0 & \text{if } (z) = 0 \\ -1 & \text{if } (z) \leq 0 \end{cases}$$

where n is the dimension of the series and x_j and x_i are the annual values, respectively, in the years j and i , with $j \geq i$. For $n \geq 10$, given that x_i is an independent and randomly ordered series, the statistic S follows a normal distribution whose mean is equal to 0, and the variance is provided by:

$$\text{Var}(S) = \left[n(n-1)(2n+5) \sum_{i=1}^n t_i i(i-1)(21+5) \right] / 18$$

where t_i represents a margin of error of i . The standardized statistical test Z_{MK} follows a standard normal distribution, and is represented by:

$$Z_{MK} = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & \text{if } S > 0 \\ 0 & \text{if } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & \text{if } S < 0 \end{cases}$$

Using a two-tailed test, if Z_{MK} is greater than $Z_{(\alpha/2)}$, with a significance level α , then it is possible to reject the null hypothesis and the trend can be considered significant. At the 5% significance level, the null hypothesis of no trend is rejected if $|Z| > 1.96$.

To estimate the magnitude of the slope we use the nonparametric Sen slope estimator (Sen, 1968). This approach involves computing the slopes for all temporally ordered pairs of data points and then calculating the median of these slopes as an estimate of the overall slope. Since Sen's slope is not greatly affected by single data errors or outliers and missing values are also allowed, it is more rigorous than the commonly used regression slopes and thus provides a realistic measure of the trends in the time series. Sen's method can be used in cases where the trend can be assumed to be linear. This means that $f(t)$ is equal to

$$f(t) = Qt + B$$

where $f(t)$ is a continuous monotonic increasing or decreasing function of time, Q is the slope and B is a constant. To obtain the slope estimate Q in Eq. (6) we first calculate the slopes of all data value pairs

$$Q_i = \frac{x_j - x_k}{j - k}$$

in which $j > k$. A positive value of Q_i indicates an increasing trend whereas a negative value indicates a decreasing trend. If there are n values x_j in the time series we get as many as $N=n(n-1)/2$ slope estimates Q_i . The Sen's estimator of slope is the median of these N values of Q_i . The N values of Q_i are ranked from the smallest to the largest and the Sen's estimator is

$$Q = \begin{cases} Q_{[(N+1)/2]} & \text{if } N \text{ is odd} \\ \frac{Q_{[N/2]} + Q_{[(N+2)/2]}}{2} & \text{if } N \text{ is even} \end{cases}$$

The Q sign denotes data trend reflection, while its value indicates the steepness of the trend. To determine whether the median slope is statistically different from zero, one should obtain the confidence interval of Q at specific probability. The confidence interval about the time slope can be computed as follows:

$$C_\alpha = Z_{1-\alpha/2} \sqrt{\text{Var}(S)}$$

where $\text{Var}(S)$ is same defined as the variance in Mann-Kendall test and $Z_{1-\alpha/2}$ is obtained from the standard normal distribution table. In this study, we calculated the confidence interval at $\alpha=0.05$.

Then $M_1=(N-C_\alpha)/2$ and $M_2=(N+C_\alpha)/2$ are computed. The lower and upper limits of the confidence interval, Q_{\min} and Q_{\max} , are the M_1^{th} largest and the $(M_2 + 1)$ the largest of the N ordered slope estimates Q_i . The slope Q is statistically different from zero if the two limits (Q_{\min} and Q_{\max}) have the same sign. To obtain an estimate of B , the n values of differences $x_i - Q_i$ are calculated. Their median of these values gives an estimate of B . Estimates for the constant B of lines of the 95% confidence interval are calculated by a similar procedure.

Table 2. List of precipitation extreme indices, definitions and units, adapted from the ETCCDI

Index	Index name	Definition	Units
RR	Wet days	Number of days with precipitation (P) > 0 mm	days
R99p	Extremely wet days	Number of days with P ≥ 99 th percentile of precipitation (P99) in the 1981-2017 period.	days
RX5day	Max 5-day precipitation	Maximum 5-day accumulated P in one year	mm
SDII	Single day intensity index	SDII _j = SUM(Rain > 0)/Rmm _j where Rmm _j represents the number of wet days in a period j	mm/day
CDD and CWD	Maximum number of consecutive dry and consecutive wet days	Let Rrij be the daily precipitation amount on day I in period j. Count the largest number of consecutive days where rRij < 1mm (CDD) and rRij > 1 mm (CWD)	days

Source: http://etccdi.pacificclimate.org/list_27_indices.shtml. Own elaboration

Finally, the calculated extreme indices were interpolated. One of the most suitable methods corresponds to Empirical Bayesian Kriging (EBK) regression prediction, which is a geostatistical interpolation solution

that combines kriging with regression analysis for more accurate predictions. This was tested by Antal et al. (2021) using many alternatives to interpolate precipitation, with EBK regression being the most accurate of all the methods used. Other work has tested EBKs, for example, in Spain to interpolate bioclimatic trends in drought (Ferreiro-Lera et al., 2022), in the United States for teleconnection and temperature patterns (González-Pérez et al., 2022), or on trends in precipitation and dry days in India (Pathak & Dodamani, 2020).

3. Results

The high level of precipitation weather stations with missing values is not encouraging. The missing data show as median 14.3%, in an Inter quartile range (IQR) varying from 4.8% to 63% (Table 3). After the data filling process, we have obtained the six indices of extremes for the period 1981-2017. Consecutive dry days dominate this territory, with an IQR between 220.8-271.5. Consecutive wet days (CWD) are rather modest (1.08-5.14), although in 5-day windows (RX5) they can accumulate up to 105.32 mm (Rio Siloli), although the median of these events for the 35 stations reaches about 26 mm. The number of wet days per year (RR) fluctuates between 2.4 and 21.4, the three with the highest index being Rio Siloli, El Tatio and Silala. The intensity of the events (SDII) varies between 2.18 and 12.6, which in an arid environment can generate a lot of erosion and a sudden increase in surface flows. Finally, the R99p reaches median figures of 3.9 days, with a maximum value of 39.86 in Rio Siloli.

Table 3. Indexes of extremes applied to the study area. Bold marks those indexes that mark significant trends (pvalue<0.05)

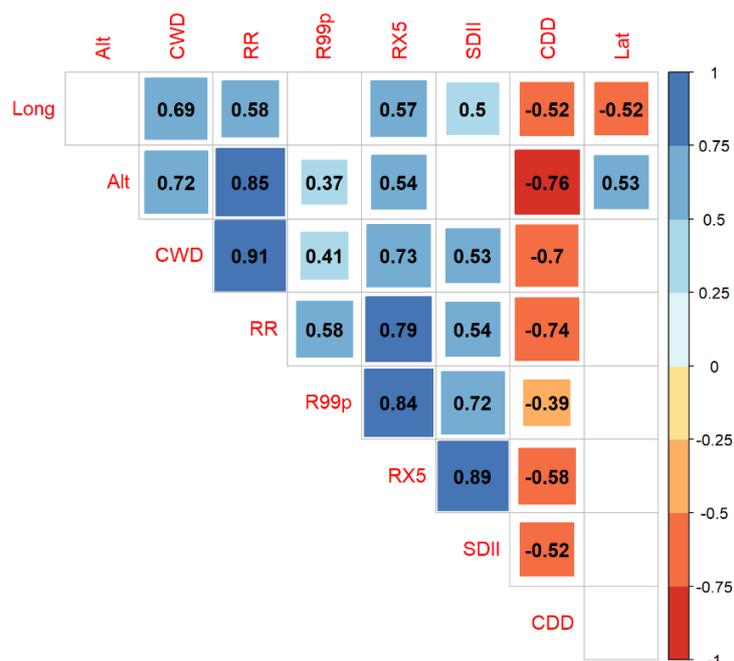
ID	Missing data (%)	CDD	CWD	RR	RX5	SDII	R99p
1	37.3	219.06	2.92	12.11	27.71	5.74	3.90
2	42.7	220.83	2.97	11.49	30.98	6.35	3.59
3	14.0	207.83	3.14	12.51	25.18	5.07	4.90
4	41.1	259.91	1.92	6.35	14.17	4.07	1.57
5	66.5	246.56	2.08	7.24	16.67	4.51	5.71
6	10.1	253.89	2.11	6.78	16.34	4.11	2.69
7	14.3	223.81	2.08	7.51	20.80	5.17	3.49
8	4.0	227.94	3.75	10.86	25.96	5.00	1.86
9	89.4	183.92	4.33	21.41	105.32	10.76	39.86
10	55.9	195.28	4.92	19.43	46.04	5.91	5.87
11	4.8	269.09	1.86	5.81	10.89	3.89	2.96
12	71.8	276.24	1.61	4.95	14.31	4.78	6.30
13	5.1	196.89	5.31	18.32	45.34	6.02	5.42
14	86.4	285.81	1.42	5.43	17.25	5.90	1.59
15	5.5	244.14	3.94	11.00	36.04	5.73	4.12
16	12.5	190.97	5.75	20.62	58.02	6.79	12.73
17	66.9	245.22	3.31	9.35	26.14	4.63	1.66
18	2.8	216.64	5.14	13.41	44.86	6.42	9.64
19	3.0	264.37	3.00	7.73	23.25	4.94	5.01
20	96.4	245.14	3.81	10.51	79.74	12.61	16.81
21	99.5	284.34	2.86	6.89	19.87	4.58	5.03
22	5.2	223.17	4.17	13.43	37.48	5.15	5.63
23	58.2	300.06	2.72	7.43	24.43	5.40	3.19
24	27.0	249.11	4.06	9.78	39.07	7.04	4.69
25	3.3	379.07	1.08	2.51	5.53	2.95	0.00
26	7.4	207.49	5.89	20.32	48.87	5.98	5.14
27	6.9	504.61	0.83	2.46	4.13	2.18	0.74
28	2.2	239.83	3.97	11.38	36.10	7.23	10.76
29	63.0	339.35	2.31	6.08	17.82	4.52	4.07
30	27.3	271.50	2.89	7.62	23.31	5.23	2.81

31	72.3	255.47	2.81	8.70	37.24	7.73	2.74
32	42.2	250.81	3.83	10.38	45.07	7.34	2.27
33	1.5	268.14	2.86	6.65	22.85	5.11	1.42
34	4.6	263.09	3.11	8.14	26.79	5.55	2.27
35	2.8	287.06	1.83	4.84	15.64	4.49	2.35
Median	14.3	249.1	3.0	8.7	26.0	5.2	3.9
P25	4.8	220.8	2.1	6.6	17.3	4.6	2.3
P75	63	271.5	4.0	12.1	39.1	6.3	5.6

Own elaboration

When performing the analysis of the correlations between the indices and the location of the stations (latitude, longitude and altitude) it is possible to point out that altitude and longitude correlate significantly ($p\text{-value} \leq 0.05$) with all variables except R99p and SDII for each case (Figure 3). The strongest Pearson correlations of the location variables and indices are 0.85 (altitude vs RR) followed by -0.76 (altitude vs CDD) and 0.72 (altitude vs CDW). Among the six extreme indices we can see that they are positively related to each other, except for consecutive dry days (CDD) which has negative correlations with all variables. It is important to note that all correlations shown in Figure 4 are statistically significant ($p \text{ value} \leq 0.05$).

Figure 3. Correlations between the six extreme indices, latitude, longitude and altitude

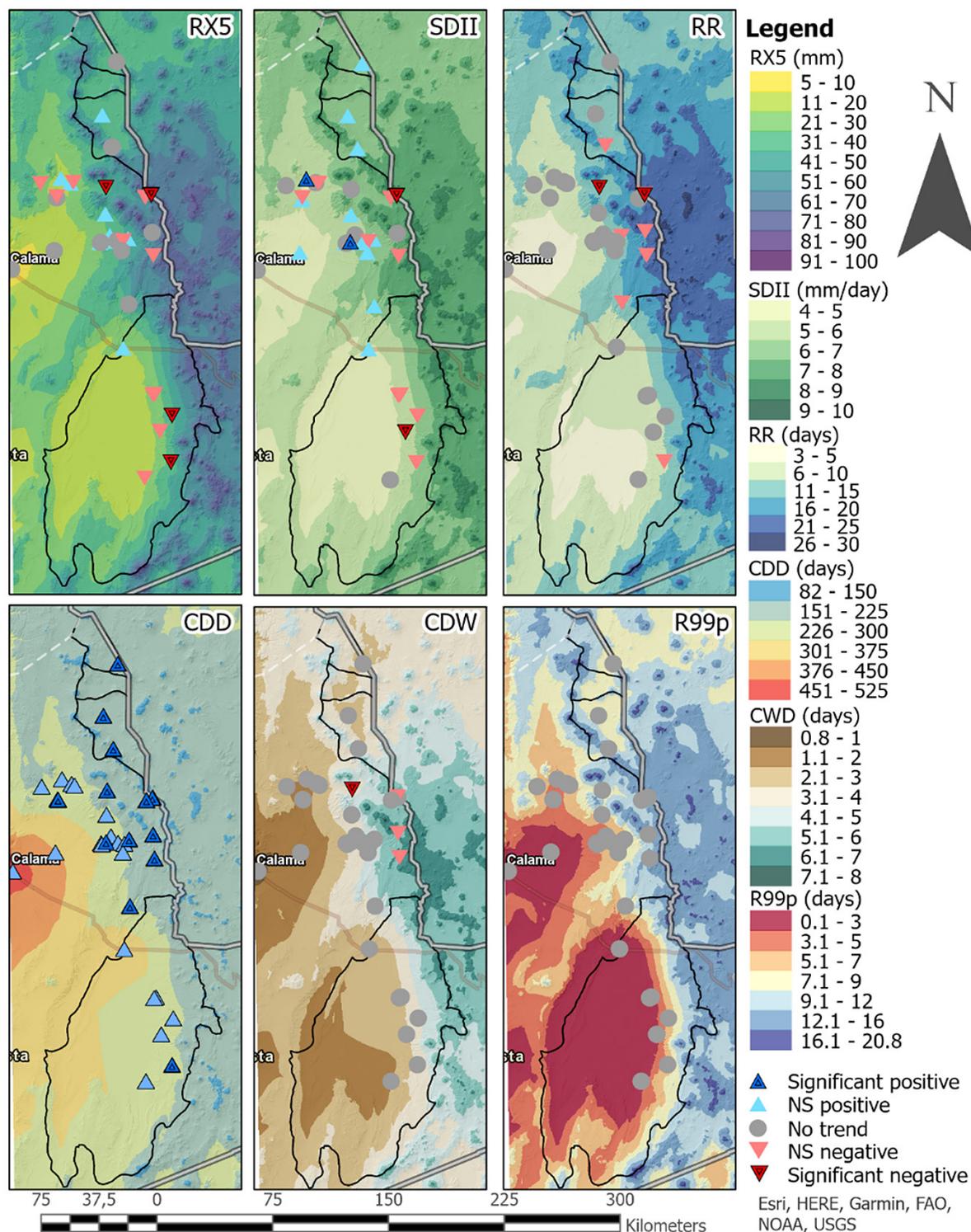


Own elaboration

Now, when analyzing the results in the maps of Figure 4, interpolated using altitude as a variable, we can point out that we find values that are higher or lower than the punctual data of the stations, since it is an extensive territory with a very complex topography, which even exceeds 4,500 meters above sea level. This generates higher values in all indices with altitude, except in the case of consecutive dry days (CDD), a matter noted in the correlation test (Figure 3). Therefore, the Empirical Bayesian Kriging (EBK) regression prediction models are geographically consistent.

The changes observed in the period 1981-2017 are significant for a larger set of weather stations in the index of consecutive dry days, and with a trend of increase with time. This is consistent with the reduction of rainfall amounts in 5 consecutive days (RX5) and wet days (RR). This is not the case for the SDII index, which has significant increasing and decreasing trends. In the case of R99p, there is no trend in the analyzed stations.

Figure 4. Spatial distribution and trends of extreme indices in the study area



Own elaboration

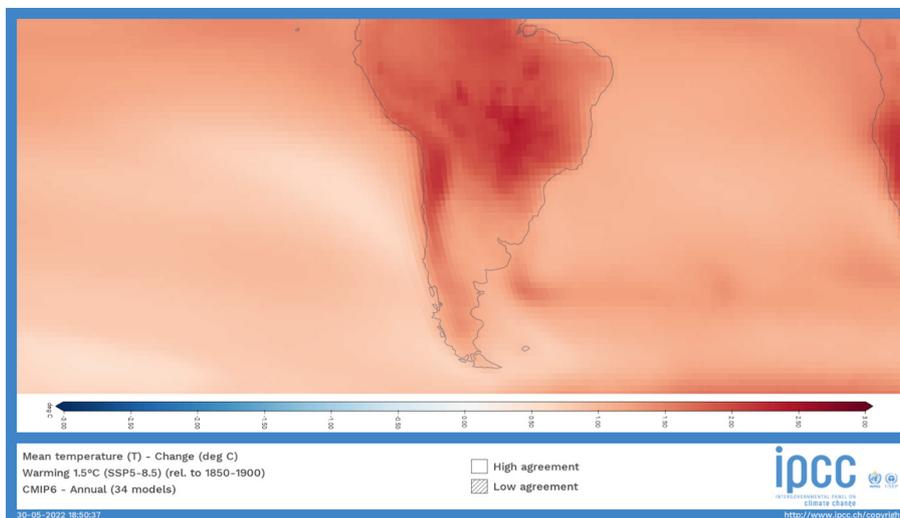
4. Discussion

It is very concerning that uncertainty dominates the climate information (and the water availability in a territory where important mining (copper and lithium) at world scale is located, competing for resources with indigenous communities and nature conservation sites. However, demands for water have different

levels of resource pressure. On the one hand, mining requires a lot of water for its productive processes today, while the communities seek to maintain their livelihoods and ecological landscapes for present and future generations. This implies the application of precautionary principles (Ploberger, 2020), because although the models coincide in warming with a high agreement (Figure 5) regarding the most reliable extreme index from the trends calculated from in situ meteorological stations (CDD), the AR6 models reach a low level of agreement in this planetary region (Figure 6). This is very interesting, because in Chile there are real efforts to improve climate services, interest in generating gridded products and incorporating automatic stations to the network of meteorological observatories and surface and groundwater observatories. Moreover, there are even plans to desalinate water and bring this resource to the altiplano.

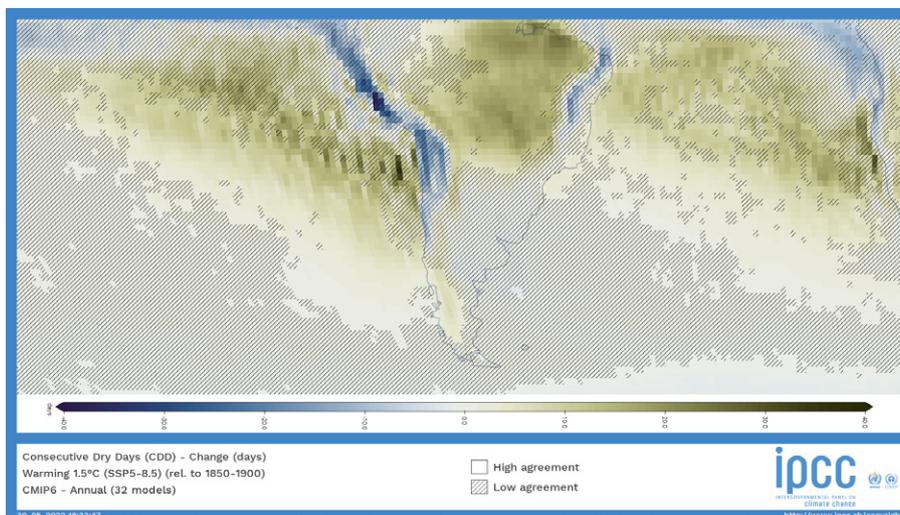
This implies a better maintenance of national precipitation and temperature records, precisely to avoid high percentages of missing data (Meseguer-Ruiz et al., 2019) or series of very few years, and with this, to build trends that generate more reliable future scenarios. This is a challenge that should be a priority for national and international organizations. Chile is currently strengthening its regional governance with greater automation and a climate change law approved in 2021, which will make it possible to guarantee improvements to the weather and climate observation system.

Figure 5. CMIP6— Mean temperature (T) Change deg C— Warming 1.5°C SSP5-8.5 (rel. to 1850-1900)— Annual (34 models)



Source: <https://interactive-atlas.ipcc.ch/permalink/tcJ5xN6I>. Own elaboration

Figure 6. CMIP6— Consecutive Dry Days (CDD) Change days— Warming 1.5°C SSP5-8.5 (rel. to 1850-1900)— Annual (32 models)



Source: <https://interactive-atlas.ipcc.ch/permalink/fPX6nwYR>. Own elaboration

We believe that care must be taken with respect to interpolations. They should be valid within the altitudinal range of the stations (2,300 to 4,370 m a.s.l.). Above or below those altitudes it is necessary to have more stations to avoid limitations in the over or under estimated interpolations of extreme indices. The interpolated area ranges from 2,224 to 6,203, i.e. about 1,833 m a.s.l. above the highest station. In addition, it is necessary to avoid reconstructing precipitation series with a lot of missing data, so the data from at least Rio Salado and Sifon Ayquina must be analyzed very carefully to give representativeness to their trends.

It is very relevant to make efforts to intercompare different products gridded at different scales with observational data. Although Schumacher et al. (2020) made progress in this direction, it is necessary to persist in this direction in order to achieve more conclusive evidence, minimizing uncertainties. The use of satellite data and reanalysis, such as new on-site weather stations, are key to improving gridded products and obtaining more reliable results.

If the water resource is being depleted by lower rainfall and higher temperatures (Sarricolea et al., 2017) it is to be expected from all water users a better management. However, in the case of groundwater, in San Pedro de Atacama there has been a growing demand, and as a consequence, a deepening of extraction wells (Lui & Agusdinata, 2021), an issue that could also be happening in the Alto Loa (Ollague, Carcote and Ascotán). Guaranteeing water for future generations is very necessary given climate change projections and the vision and strategy of these territories where rainfall variability is so high and difficult to quantify.

Environmental legislation in Chile is not strict enough to guarantee the protection of resources for future generations (Orihuea, 2021; Bolívar et al., 2022). Neither are the water monitoring systems (Muñoz et al., 2020), since there are not enough stations, there are long periods with missing values and, in addition, they are questionable by mining companies and communities that do not recognize their quality and thus evidence of impacts. Therefore, the uncertainty inherent to climate change adds to the lack of knowledge of the real impacts of the pressure on water resources. If this is not improved, there are few options to begin to reverse the lack of water and excessive exploitation of resources (Fuders & Pastén, 2020). In other areas of Latin America, there have been recent processes that have re-founded Constitutions, where the main search and objectives are the common good and a balanced relationship between society and nature. In the case of Chile, the capitalist and extractives system is not conducive to a development that guarantees resources with social equity and economic growth. Rather, it is a system that is predatory of territorial resources.

5. Conclusions

We must understand as soon as possible the limited local capacity of global models to deliver useful information in small regions, and work to gradually improve models with observational data will not be on the road to anticipating surprises, quantifying risks, and addressing the challenge that climate change poses to science. We must increase our role, something that begins with critical self-reflection, for climate science runs the risk of not communicating and thus not realizing its relevance to societies struggling to respond to global warming.

IPCC projections are assemblages that only suggest probabilities of the direction or trajectory of change (Curry & Webster, 2011), but in general do not consider local behaviors such as those recorded by weather stations located in sites of complex topography. In any case, and due to the predominance of temporal and spatial variability of climates in this section of Chile, it is advisable to adopt precautionary measures and manage the environments and territories in terms of increasing their levels of resilience and adaptive capacity.

The incorporation of local stations to the analysis of extremes is essential in areas of high uncertainty, as has been demonstrated in this work, consecutive dry days (CDD) are increasing significantly, something that is not highlighted by the IPCC. Therefore, it is necessary to insist on having better data and greater spatial and temporal coverage to carry out studies that are useful for society.

In the future, it would be relevant to separate the trends by seasons of the year, as this would allow us to better regionalize the sources of precipitation in the region, for example, from easterly winds or frontal systems from the southeastern South Pacific.

In order to reduce uncertainty and to commensurate water in the Andean systems, it is essential to strengthen environmental legislation and control and to carry out measurements that are accepted by all those involved. This will allow more robust analysis of hydroclimatic extremes for all users and stakeholders involved in development.

The results demonstrate that it is possible through robust methodologies to backfill series in order to construct indices of extremes in a planetary region dominated by missing precipitation data.

The calculated indices allow a better understanding of climate variability as we focus on wet and dry days (RR, R99p, CDD, CDW and RX5day), in addition to an intensity index (SDII). The R99p did not show any trend in the analyzed period, but the other indices have shown interesting trends, especially the case of consecutive dry days (CDD), which are increasing significantly and in a generalized way in the study area.

It is highly advisable to improve and strengthen climate services and take advantage of the climate change law to provide territories with better information on the current state of resources and future scenarios. In this sense, the analysis at the scale of hydrographic basins is fundamental.

The maps produced give an idea of the topoclimates within the watersheds analyzed. In the case of the index trends, it is concluded that most of the stations do not show significant trends, but despite this, the mapping of the extreme indexes provides valuable information for managing these territories.

Mining territories, as well as indigenous territories, require information to improve responsible decision making with resources and to enable them to mitigate, adapt and transform themselves in the global and local scenarios that are expected due to climate change and a just socio-ecological transition. Therefore, research must continue with the best available information and orienting efforts to reduce the levels of uncertainty.

Funding

The authors acknowledge support by the Program CLIMAT AmSud Project PRELASA (21-CLIMAT-12)

References

- Amigo, J., & Ramírez, C. (1998). A bioclimatic classification of Chile: woodland communities in the temperate zone. *Plant ecology*, 136(1), 9-26. <https://doi.org/10.1023/A:1009714201917>
- Antal, A., Guerreiro, P. M., & Cheval, S. (2021). Comparison of spatial interpolation methods for estimating the precipitation distribution in Portugal. *Theoretical and Applied Climatology*, 145(3), 1193-1206. <https://doi.org/10.1007/s00704-021-03675-0>
- Babidge, S. (2019). Sustaining ignorance: the uncertainties of groundwater and its extraction in the Salar de Atacama, northern Chile. *Journal of the Royal Anthropological Institute*, 25(1), 83-102. <https://doi.org/10.1111/1467-9655.12965>
- Bolívar, D., Guerra, L., & Martínez, F. (2022). Socio-environmental Harms in Chile Under the Restorative Justice Lens: The Role of the State. In *The Palgrave Handbook of Environmental Restorative Justice* (pp. 563-591). Palgrave Macmillan, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-04223-2_22
- Broad, R., & Cavanagh, J. (2015). Poorer countries and the environment: friends or foes?. *World Development*, 72, 419-431. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.03.007>
- Curry, J. A., & Webster, P. J. (2011). Climate science and the uncertainty monster. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 92(12), 1667-1682. <https://doi.org/10.1175/2011BAMS3139.1>
- Ferreiro-Lera, G. B., Penas, Á., & del Río, S. (2022). Bioclimatic drought trend study through the application of the ombroxic index. A case study : the province of León (Spain). *Journal of Maps*, 1-11. <https://doi.org/10.1080/17445647.2022.2101949>
- 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>
- Fuders, F., & Pastén, R. (2020). Allocative efficiency and property rights in ecological economics: Why we need to distinguish between man-made capital and natural resources. In *Ecological Economic and Socio Ecological Strategies for Forest Conservation* (pp. 43-56). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-35379-7_3
- González-Pérez, A., Álvarez-Esteban, R., Penas, Á., & del Río, S. (2022). Analysis of Recent Mean Temperature Trends and Relationships with Teleconnection Patterns in California (US). *Applied Sciences*, 12(12), 5831. <https://doi.org/10.3390/app12125831>
- Greve, P., Kahil, T., Mochizuki, J., Schinko, T., Satoh, Y., Burek, P., Fischer, G., Tramberend, S., Burtscher, R., Langan, S., & Wada, Y. (2018). Global assessment of water challenges under uncertainty in water scarcity projections. *Nature Sustainability*, 1(9), 486-494. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0134-9>
- Hallegatte, S., Rogelj, J., Allen, M., Clarke, L., Edenhofer, O., Field, C. B., ... & Van Vuuren, D. P. (2016). Mapping the climate change challenge. *Nature Climate Change*, 6(7), 663-668. <https://doi.org/10.1038/nclimate3057>
- Houston, J. (2006). Variability of precipitation in the Atacama Desert : its causes and hydrological impact. *International Journal of Climatology : A Journal of the Royal Meteorological Society*, 26(15), 2181-2198. <https://doi.org/10.1002/joc.1359>
- Jaksic, F., Marquet, P., & González, H. (1997). Una perspectiva ecológica sobre el uso del agua en el Norte Grande. *Estudios públicos*, 68, 171-195. <http://biblioteca.cehum.org/handle/123456789/563>
- Karl, T. R., Nicholls, N., & Ghazi, A. (1999). Clivar/GCOS/WMO workshop on indices and indicators for climate extremes workshop summary. In *Weather and climate extremes* (pp. 3-7). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-015-9265-9_2
- Kay, A. L., Davies, H. N., Bell, V. A., & Jones, R. G. (2009). Comparison of uncertainty sources for climate change impacts: flood frequency in England. *Climatic change*, 92(1), 41-63. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9471-4>
- Kendall, M. G. (1975). Rank Correlation Method^s 4th edn. Charles Griffin.
- Khan, N., Shahid, S., Ahmed, K., Ismail, T., Nawaz, N., & Son, M. (2018). Performance assessment of general circulation model in simulating daily precipitation and temperature using multiple gridded datasets. *Water*, 10(12), 1793. <https://doi.org/10.3390/w10121793>

- Latorre, C., Rech, J., Quade, J., Holmgren, C., Placzek, C., Maldonado, A., Vuille, M., & Rylander, K. (2005). *Late quaternary history of the Atacama Desert*. National Museum of Australia Press.
- Liepert, B. G., & Previdi, M. (2012). Inter-model variability and biases of the global water cycle in CMIP3 coupled climate models. *Environmental Research Letters*, 7(1), 014006. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/8/2/029401>
- Liu, W., & Agusdinata, D. B. (2020). Interdependencies of lithium mining and communities sustainability in Salar de Atacama, Chile. *Journal of Cleaner Production*, 260, 120838. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120838>
- Liu, W., & Agusdinata, D. B. (2021). Dynamics of local impacts in low-carbon transition: Agent-based modeling of lithium mining-community-aquifer interactions in Salar de Atacama, Chile. *The Extractive Industries and Society*, 8(3), 100927. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2021.100927>
- Lizama-Allende, K., Rámila, C. D. P., Leiva, E., Guerra, P., & Ayala, J. (2022). Evaluation of surface water quality in basins of the Chilean Altiplano-Puna and implications for water treatment and monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(12), 1-28. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10628-1>
- Mann, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. *Econometrica: Journal of the econometric society*, 245-259. <https://doi.org/10.2307/1907187>
- Meseguer-Ruiz, O., Ponce-Philimon, P. I., Guijarro, J. A., & Sarricolea, P. (2019). Spatial distribution and trends of different precipitation variability indices based on daily data in Northern Chile between 1966 and 2015. *International Journal of Climatology*, 39(12), 4595-4610. <https://doi.org/10.1002/joc.6089>
- Meseguer-Ruiz, O., Cortesi, N., Guijarro, J. A., & Sarricolea, P. (2020). Weather anomalies linked to daily precipitation anomalies in Northern Chile. *Atmospheric Research*, 236, 104802. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104802>
- Moran, R. (2005). *Technical review of the El Dorado mine project environmental impact assessment (EIA)*. El Salvador. <https://remwater.org/wp-content/uploads/2015/10/Moran-Robert-E.-2005-Technical-Review-of-the-El-Dorado-Mine-Project-Environmental-Impact-Assessment-EIA-El-Salvador.pdf>
- Muñoz, A. A., Klock-Barría, K., Alvarez-Garretón, C., Aguilera-Betti, I., González-Reyes, Á., Lastra, J. A., ... & LeQuesne, C. (2020). Water crisis in Petorca Basin, Chile: The combined effects of a mega-drought and water management. *Water*, 12(3), 648. <https://doi.org/10.3390/w12030648>
- Nordhaus, W. (2019). Climate change: The ultimate challenge for economics. *American Economic Review*, 109(6), 1991-2014. <https://doi.org/10.1257/aer.109.6.1991>
- Odell, S. D., Bebbington, A., & Frey, K. E. (2018). Mining and climate change: A review and framework for analysis. *The extractive industries and society*, 5(1), 201-214. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2017.12.004>
- Orihuela, J. C. (2021). The environmentalization of mining in Colombia, Chile, and Peru: A comparative analysis of green state formation. *The Extractive Industries and Society*, 8(4), 100829. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2020.10.012>
- Palmer, T., & Stevens, B. (2019). The scientific challenge of understanding and estimating climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(49), 24390-24395. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906691116>
- Pathak, A. A., & Dodamani, B. M. (2020). Trend analysis of rainfall, rainy days and drought: a case study of Ghataprabha River Basin, India. *Modeling Earth Systems and Environment*, 6(3), 1357-1372. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00798-7>
- Peterson, T., Folland, C., Gruza, G., Hogg, W., Mokssit, A., & Plummer, N. (2001). *Report on the activities of the working group on climate change detection and related rapporteurs* (p. 143). World Meteorological Organization.
- Ploberger, C. (2020). Risk management, climate change related risks, and the precautionary principle. *Climate Action*, 783-791. https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-3-319-95885-9_114.pdf
- Prieto, M. (2015). Privatizing water in the Chilean Andes: the case of Las Vegas de Chiu-Chiu. *Mountain Research and Development*, 35(3), 220-229. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-14-00033.1>
- Romero, H., & Opazo, D. (2019). El ayllu como territorio de vida en las comunidades Altoandinas y su relación con la configuración espacial de la minería en el Desierto y Salar de Atacama, Norte de

- Chile. *AMBIENTES: Revista de Geografía e Ecología Política*, 1(1), 38-38. <https://doi.org/10.48075/amb.v1i1.22685>
- Ruiz-Vásquez, M., Arias, P. A., Martínez, J. A., & Espinoza, J. C. (2020). Effects of Amazon basin deforestation on regional atmospheric circulation and water vapor transport towards tropical South America. *Climate Dynamics*, 54(9), 4169-4189. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05223-4>
- 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 cambio climático. *Diálogo andino*, (54), 41-50. <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. <https://doi.org/10.1002/joc.2395>
- Schumacher, V., Justino, F., Fernández, A., Meseguer-Ruiz, O., Sarricolea, P., Comin, A., ... & Althoff, D. (2020). Comparison between observations and gridded data sets over complex terrain in the Chilean Andes: Precipitation and temperature. *International Journal of Climatology*, 40(12), 5266-5288. <https://doi.org/10.1002/joc.6518>
- Segura, H., Espinoza, J. C., Junquas, C., Lebel, T., Vuille, M., & Condom, T. (2022). Extreme austral winter precipitation events over the South-American Altiplano: regional atmospheric features. *Climate Dynamics*, 1-18. <https://doi.org/10.1007/s00382-022-06240-1>
- Sen, P. K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American statistical association*, 63(324), 1379-1389. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01621459.1968.10480934>
- Serrano-Notivoli, R., de Luis, M., & Beguería, S. (2017). An R package for daily precipitation climate series reconstruction. *Environmental modelling & software*, 89, 190-195. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.11.005>
- Simolo, C., Brunetti, M., Maugeri, M., & Nanni, T. (2010). Improving estimation of missing values in daily precipitation series by a probability density function-preserving approach. *International Journal of Climatology*, 30(10), 1564-1576. <https://doi.org/10.1002/joc.1992>
- Souvignat, M., Oyarzún, R., Verbist, K. M., Gaese, H., & Heinrich, J. (2012). Hydro-meteorological trends in semi-arid north-central Chile (29–32 S): Water resources implications for a fragile Andean region. *Hydrological Sciences Journal*, 57(3), 479-495. <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.665607>
- Spalding, R. J. (2013). Transnational networks and national action: El Salvador's antimining movement. In *Transnational Activism and National Movements in Latin America* (pp. 39-71). Routledge.
- Sulca, J. C., Vuille, M., & Dong, B. (2022). Interdecadal variability of the austral summer precipitation over the Central Andes. *Frontiers in Earth Science*, 1621. <https://doi.org/10.3389/feart.2022.954954>
- Yazdandoost, F., Moradian, S., Izadi, A., & Aghakouchak, A. (2021). Evaluation of CMIP6 precipitation simulations across different climatic zones: Uncertainty and model intercomparison. *Atmospheric Research*, 250, 105369. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105369>
- Zhongming, Z., Linong, L., Xiaona, Y., Wangqiang, Z., & Wei, L. (2021). *AR6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis*.

Cita bibliográfica: Pareja-Pareja, G. & Martínez-Ibarra, E. (2023). Revisión bibliográfica internacional sobre el patrimonio geológico. *Investigaciones Geográficas*, (79), 67-86. <https://doi.org/10.14198/INGEO.22558>

Revisión bibliográfica internacional sobre el patrimonio geológico

International bibliographic review on geological heritage

Germán Pareja-Pareja^{1*} 
Emilio Martínez-Ibarra² 

Resumen

El creciente interés que está generando el patrimonio geológico pone de relieve la necesidad de evaluar su producción científica. Por ello, en el presente trabajo se ha realizado una revisión bibliográfica sobre dicha temática. Concretamente, la metodología empleada se ha sustentado en la búsqueda exhaustiva por palabras clave. Para los artículos españoles se han empleado las bases de datos bibliográficas del Centro de Ciencias Humanas y Sociales del CSIC y Dialnet y para los publicados en revistas internacionales se han utilizado las bases de datos bibliográficas de Scopus, la Web of Science y Google Scholar. En el apartado de resultados se ofrece un análisis diacrónico de la producción científica, su origen académico, científico y espacial, los temas específicos abordados y las revistas que participan en la publicación y difusión de los conocimientos y avances sobre patrimonio. Los resultados se ofrecen de forma sintética, no sólo a partir de gráficos y tablas, sino también mediante el empleo de cartografía. Como conclusión destacable, conviene subrayar la consolidación de la investigación sobre el patrimonio geológico.

Palabras clave: patrimonio geológico; geoconservación; Geoparque; revisión bibliográfica.

Abstract

The growing interest generated by geological heritage highlights the need to evaluate its scientific production. For this reason, in this study a bibliographic review has been carried out on this topic. Specifically, the methodology used is based on an exhaustive search for keywords. For Spanish articles, the bibliographic databases used are from the Center for Human and Social Sciences of the CSIC and Dialnet and for the articles published in the international journals, the bibliographic databases used are Scopus, the Web of Science and Google Scholar. The results section offers a diachronic analysis of scientific production, the academic, scientific spatial origin, the specific topics covered and the journals that participate in the publication and dissemination of the knowledge and advances in heritage. The results are presented in a synthetic way, not only in the form of graphs and tables, but also through the use of cartography. A noteworthy conclusion is that the consolidation of research on geological heritage should be reinforced.

Keywords: geological heritage; geoconservation; Geopark; bibliographical review.

1 Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Granada (España). germanpareja@correo.ugr.es. * Autor para correspondencia.

2 Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Granada (España). emibarra@ugr.es

1. Introducción

La concienciación social de la necesidad de conservar la naturaleza tuvo sus orígenes en los impactos generados desde la Revolución Industrial (Salazar et al., 2014). Ya en sus inicios la geología trascendió en el reconocimiento público de áreas escénicas en casos particulares, como en los Estados Unidos, con el establecimiento de la figura de protección de los Parques Nacionales (Thomas, 2012). Con todo, el interés por conservar la naturaleza, en general, fue más tardío, tras la II Guerra Mundial (1939-1945) (Barettino et al., 2000; Burek & Prosser, 2008; Crofts, 2018), y se centró en el medio biótico (Nieto, 2001). Así, es posible indicar que el patrimonio geológico, hasta fechas recientes, ha sido protegido de manera indirecta, a través de la conservación del medio biótico. Un claro ejemplo de ello son las Reservas de la Biosfera (Matthews, 2014).

En Reino Unido surgieron los conceptos de patrimonio geológico y geoconservación en la década de 1940 (Brilha, 2002; Brocx & Semeniuk, 2007; Brown et al., 2018; Carcavilla & Ruiz López de la Cova, 2009j; Ellis, 2011; Erikstad, 2013), aunque el interés por la conservación de los recursos geológicos no apareció de manera notoria hasta las últimas décadas del S. XX. De hecho, el concepto de geodiversidad es reciente y se utilizó, por primera vez, como término equivalente al de biodiversidad en 1993 (Zecha & Regelous, 2018). Así, el interés por la geoconservación también ha sido tardío en materia de investigación. Por ello, la incorporación del patrimonio geológico y conceptos afines (geodiversidad, geoconservación, geoturismo, etc.) en el ámbito de la investigación se produjo en la década de 1990 y comienzos del S. XXI (Brilha et al., 2018; Brocx & Semeniuk, 2007; Carcavilla et al., 2008; Hose, 2011). De hecho, el Primer Simposio Internacional sobre la Conservación del patrimonio geológico se celebró en 1991 en Digne, Francia, (Brocx & Semeniuk, 2007; Wang et al., 2015).

El reciente interés por los recursos geológicos ha propiciado, por un lado, la aparición de figuras de conservación y/o distinciones ligadas al patrimonio geológico a nivel internacional (Barettino et al., 2000; Reynard & Brilha, 2018); y, por otro, que, a nivel estatal, los países hayan incluido la faceta geológica en su legislación conservacionista.

A nivel internacional, en los inicios de la valoración del geopatrimonio, destaca el inventario de Geositios iniciado en 1995 por la International Union for Conservation of Nature (IUCN). Posteriormente fue apoyado por la UNESCO (Wimbledon et al., 2000). En 1996, la IUCN llevó a cabo las últimas iniciativas para afianzar su cooperación con el grupo de trabajo del Programa GEOSITES, de la International Union of Geological Sciences (IUGS). Así, se estimuló la inclusión de la protección de Lugares de Interés Geológico en el Programa del Patrimonio Mundial.

En esta evolución hacia la sensibilización por el patrimonio geológico cabe subrayar el programa GEOPARKS. El mismo es el más reciente de la UNESCO y, a la vez, el más desconocido (Larwood et al., 2013; Martínez-Frías, et al., 2016): el concepto de Geoparque surgió a mediados de la década de 1990. En el año 2000 se establece la European Geoparks Network (EGN) que fue la primera red de geoparques y posteriormente, en 2004, con apoyo de la UNESCO, se creó la actual Global Geoparks Network (GGN), que contó con la adhesión de 17 Geoparques europeos y 8 Geoparques chinos. Por último, una fecha destacada para la protección del patrimonio geológico fue la de noviembre de 2015, cuando los 195 Estados miembros de la UNESCO, en su Consejo General, establecieron la creación del Programa Geoparques Mundiales de la UNESCO (Nikolova & Sinnyovskiy, 2019; Sánchez-Cortez & Simbaña-Tasiguano, 2018).

A nivel de país, un caso a destacar es China, cuyo interés por la geoconservación comenzó en la década de 1950. De hecho, en 1956 el Gobierno chino incluyó los geositios importantes en una Reserva Natural Nacional. Sin embargo, solo desde la reforma económica, que comenzó en la década de 1980, se produjeron numerosos hitos dirigidos a preservar el patrimonio geológico. De estos hitos pueden destacarse: 1) la creación en 1985 de la primera Reserva Natural Geológica Nacional; 2) la creación en 1994 de la Reserva Natural de China, estableciéndose un marco legislativo básico para proteger el patrimonio geológico del país; y 3) la aprobación en el 2000, por parte del Ministerio de Tierras y Recursos, de un informe, preparado por el Departamento del Medio Ambiente Geológico, sobre el lanzamiento de Geoparques (Dong et al., 2014).

En España la geoconservación mantiene un franco desequilibrio respecto a la protección biológica, a pesar de contar con un gran patrimonio geológico (Nieto et al., 2006; Carcavilla et al., 2009). Existe una legislación poco precisa y desigual, siendo mayor el interés por el patrimonio geológico en el Norte y Este peninsular y en el archipiélago canario (Durán et al., 2005). Un avance importante en geoconservación fue la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad. En ella intervinieron organismos como el Instituto Geológico y Minero de España (IGME), dando lugar a que, por primera vez, una Ley tuviera

entre sus principios la conservación de la geodiversidad. Además, la Ley 45/2007 para el Desarrollo Sostenible en el Medio Rural, menciona de manera explícita el turismo geológico y minero (geoturismo). Se aboga pues, en este caso, por potenciar los recursos geológicos para fomentar el desarrollo sostenible en el medio rural, en consonancia con lo propuesto en la figura de Geoparque (Carcavilla et al., 2013). Con todo, en España las referencias al patrimonio geológico se reducen a disposiciones legales secundarias o especiales (Díaz-Martínez et al., 2008; Nieto et al., 2006; Salazar et al., 2014).

Respecto a la inclusión del patrimonio geológico en la educación, diversos autores han destacado su importancia (Azman et al., 2010; Brusi et al., 2011; Simón et al., 2011; Vasconcelos, 2016). De hecho, en los territorios que tienen alto valor geológico, es cada vez más habitual que en educación primaria y secundaria se desarrollen actividades didácticas al aire libre vinculadas con las Ciencias de la Tierra (Fuertes-Gutiérrez et al., 2014).

Además, el patrimonio geológico puede ser un eficaz instrumento de desarrollo económico sostenible y de empoderamiento territorial (Brilha et al., 2018; Vegas et al., 2013), especialmente en los ámbitos rurales. Un ejemplo excepcional, a nivel internacional, es el de los Geoparques, cuyas principales líneas de actuación son la conservación del medio ambiente, el paisaje y la naturaleza y el patrimonio cultural (Díaz-Martínez et al., 2008; Carcavilla et al., 2013). Las actividades promovidas en los mismos pueden contribuir al desarrollo de una economía local sostenible (Dowling, 2011; Dowling, 2013; Dowling & Newsome, 2006 y 2018; Ramos & Fernández, 2016; Trejo-Castro & Marcano-Navas, 2016; Turner, 2006; Wang et al., 2019). Además, los Geoparques precisan la participación activa de la población local para su adecuada gestión (Azman et al., 2010); no en vano, constituyen iniciativas bottom-up que precisan del apoyo regional, a diferencia de las propuestas de Patrimonio Mundial de la UNESCO (Ruban, 2017), y cada 4 años deben someterse a su revalidación (Zouros, 2016).

En el presente artículo se pone de relieve el continuo valor que está adquiriendo el medio abiótico. Para ello se ha realizado una revisión bibliográfica que pretende cubrir los siguientes objetivos: 1) analizar, entre otras cuestiones, cómo ha evolucionado el interés por el patrimonio geológico en el ámbito de la investigación y cuál es su situación actual, según el número de artículos publicados, su autoría, las regiones objeto de estudio y las ciencias que más lo estudian; 2) conocer el interés que está generando el patrimonio geológico como recurso turístico y educativo; y 3) reconocer la figura de Geoparque como claro ejemplo de puesta en valor del patrimonio geológico.

Por lo tanto, en primer lugar, se presentará el marco teórico-metodológico de la presente investigación. A continuación, en el apartado de resultados, se sintetizarán, mediante gráficos y cartografía, los datos obtenidos a partir del análisis bibliométrico (autorías, centros de investigación o revistas vinculadas con la investigación en geopatrimonio). Posteriormente, en el apartado de conclusiones, se destacarán los aspectos más relevantes sobre el tema tratado.

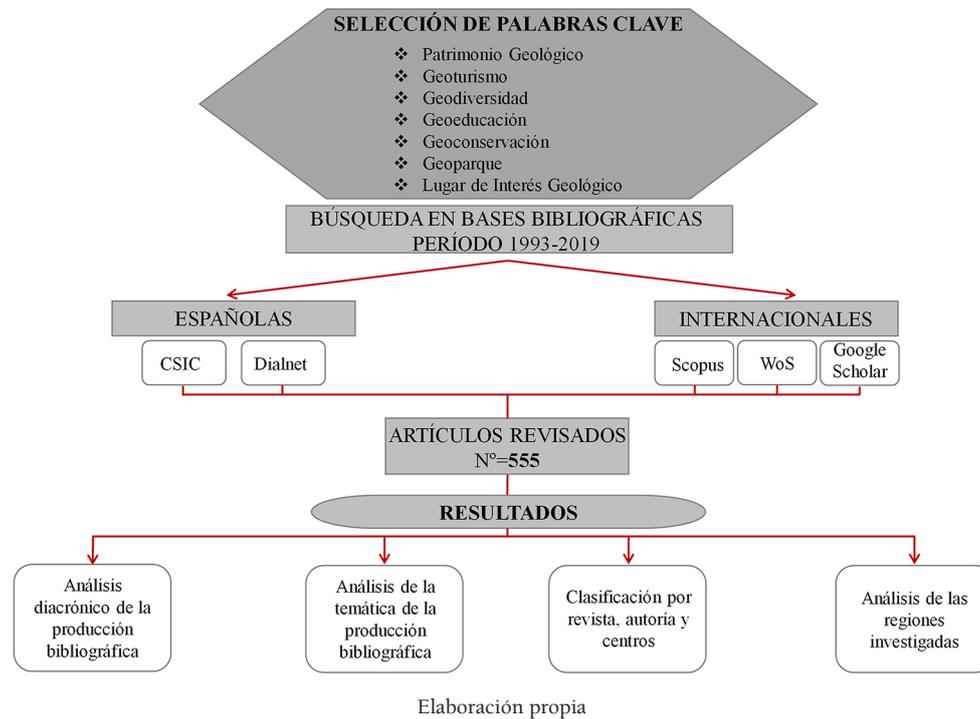
2. Metodología

La realización de la presente investigación se ha basado en una revisión bibliográfica, cuyo esquema interpretativo aparece en la Figura 1. Su finalidad es estudiar la impronta del patrimonio geológico a nivel internacional.

La estrategia de búsqueda de trabajos se ha sustentado en el uso de palabras claves, como en otros trabajos (Martínez-Ibarra et al., 2019). Los términos empleados han sido patrimonio geológico/geopatrimonio, geodiversidad, geoconservación, ecoturismo/geoturismo, geoeducación, Geoparque y Lugar de Interés Geológico. Además, se utilizaron sus equivalentes en inglés: geological heritage/geoheritage, geodiversity, geoconservation, ecotourism/geotourism, geoeducation, Geopark, Geosite. La ventaja de la búsqueda mediante lista de términos es que permite alcanzar todo tipo de revistas, siendo así más exhaustiva, pero más laboriosa y compleja (Durán-Sánchez et al., 2015). Téngase en cuenta que, normalmente, las revisiones bibliográficas se suelen limitar al estudio de una selección de revistas (Corral & Cànoves, 2013), que en este caso podrían ser las de Ciencias de la Tierra.

En esta investigación solo se han recopilado artículos científicos, una técnica habitual en la realización de estudios bibliográficos (Maltrás-Barba, 2003). El periodo de análisis queda delimitado por dos fechas clave. Se inicia en 1993, cuando se emplea por primera vez el concepto de geodiversidad como término equivalente al de biodiversidad y se comienza a tratar el patrimonio geológico como tal, y finaliza en 2019 por la anomalía introducida por la COVID-19.

Figura 1. Diagrama de flujo metodológico seguido para la revisión bibliográfica



Para la realización de la investigación se han empleado 5 bases de datos bibliográficas. Los artículos españoles se han obtenido de la búsqueda desarrollada en el Centro de Ciencias Humanas y Sociales del CSIC y en Dialnet. Para la búsqueda de artículos publicados en revistas internacionales se ha consultado Scopus de Elsevier y la Web of Science (WoS). Además, en Google Scholar se han encontrado trabajos de gran interés.

Para poder reunir los artículos de manera somera y precisa se introdujeron los conceptos adecuados en los campos de los buscadores bibliográficos y el año de publicación (1993-2019).

En cuanto al análisis de la autoría de los artículos se ha tomado en consideración tan solo al primer autor y/o al autor de correspondencia. Se han establecido 3 clases bien diferenciadas: 1ª clase (>6 artículos por autor), 2ª clase (2-5 artículos) y 3ª clase (1 artículo). Ello ha permitido concretar los autores que han sido más y menos prolíferos.

En lo que respecta a la distribución por instituciones, también se ha considerado tan solo al primer autor y/o autor de correspondencia.

Para el desarrollo de la cartografía se ha optado por elegir la división regional que establece la UNESCO. La misma es la siguiente: África, Estados Árabes, Asia y Oceanía, Europa y América del Norte, y América Latina y el Caribe, incorporándose la categoría *internacional* para aquellos artículos que estudian dos o más regiones de las anteriormente citadas.

La producción de las revistas científicas se ha clasificado en 3 clases. Las categorías diferenciadas son las siguientes: 1ª clase (>10 artículos por revista), 2ª clase (2-9 artículos) y 3ª clase (1 artículo).

Las búsquedas permitieron obtener una gran variedad de artículos. En este caso cabe destacar alguno ligado al propio concepto de patrimonio geológico y su vinculación al ámbito urbano, cuyo aprovechamiento puede venir dado por el reciente geoturismo urbano, que adapta herramientas del geoturismo tradicional a dichos ámbitos. Por ejemplo, a través de geo-caminatas o geo-senderos, en los que se alude a la riqueza geológica de elementos ornamentales o monumentales de la ciudad (Da Silva, 2019; Kubalíková et al., 2017).

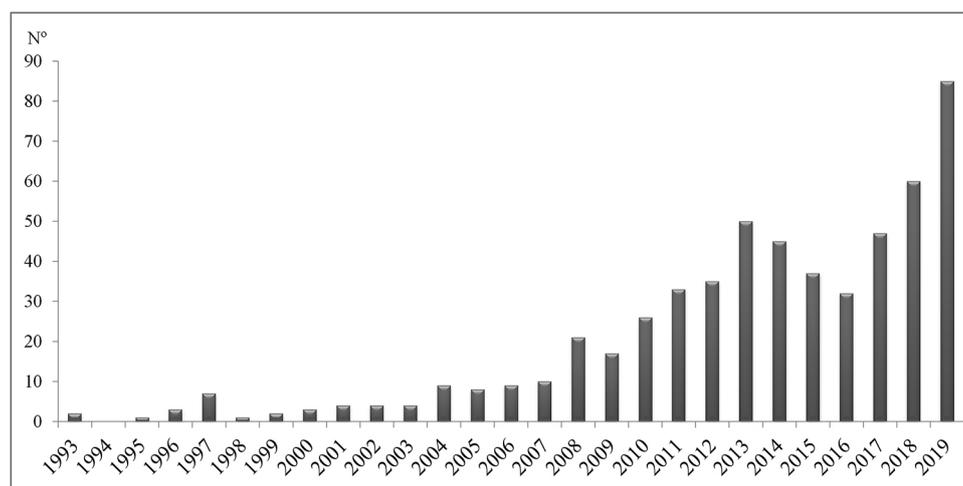
Todo documento de dudosa relación con los objetivos de este trabajo fue descartado, en total 217 trabajos. La muestra analizada finalmente alcanzó un total de 555 artículos científicos (base empírica del estudio). Por último, su análisis (producción anual, autoría, temáticas tratadas, etc.) ha permitido obtener resultados de interés, tanto desde el punto de vista numérico como cartográfico.

3. Resultados

3.1. Número de trabajos de investigación y autores

Durante el período 1993-2019 se han recopilado 555 artículos sobre patrimonio geológico y conceptos afines, publicándose una media de 20,6 trabajos de investigación por año. Los datos de la Figura 2 muestran un creciente interés por la temática aquí estudiada, especialmente con la entrada del S. XXI, en concreto, durante el período 2008-2019, en el que aparecen el 87,9% de los artículos publicados. Por tanto, se trata de una temática que ha irrumpido recientemente en el ámbito de la investigación del patrimonio.

Figura 2. Evolución temporal de la producción científica sobre patrimonio geológico



Elaboración propia

Respecto a la autoría de los trabajos (Tabla 1), cabe indicar que los autores más productivos (1ª clase, con más de 6 artículos por autor) han publicado una media de 7,1 artículos/autor. Al respecto, destacan Luís Carcavilla y Neda Torabi Farsani, con 10 y 8 artículos, respectivamente. Entre los autores de la 2ª clase (entre 2 y 5 artículos por autor) la media calculada ha sido de 2,6 artículos/autor. Dentro de esta categoría destacaron, entre otros, Murray Gray, Francisco Orgaz Agüera o Emmanuel Reynard, con 5 artículos publicados. No obstante, han predominado los autores con tan solo 1 artículo (la 3ª clase), abarcando 336 publicaciones de las 555 estudiadas. Por ello, en conjunto, la media de publicación por autor ha sido tan solo de 1,4 artículos/autor.

Tabla 1. Número de artículos por autor

Artículos por autor	Clasificación	Nº Artículos	Nº Autores	Art./autor	% Autores
>6	1ª clase	57	8	7,1	2
2-5	2ª clase	162	62	2,6	15,3
1	3ª clase	336	336	1	82,7
TOTAL		555	406	1,4	100

Elaboración propia

En cuanto a número de autores existentes en cada una de las clases, también con diferencia, destaca el predominio de la 3ª categoría, con un 82,7%. El 15,3% ha correspondido a la 2ª clase, mientras que sólo el 2% han publicado 6 o más artículos (1ª clase), hecho que parece demostrar el creciente interés por la temática aquí abordada entre los investigadores y la escasez de autores que aún están especializados en el patrimonio geológico.

En lo referente a la autoría femenina, el 21,1% de los artículos estudiados tienen por primera autora a una mujer, lo cual refleja una clara desigualdad entre sexos. Esta brecha de género es habitual no solo en las Ciencias de la Naturaleza, ya que se puede extrapolar a otras disciplinas como la Tecnología, la Ingeniería, las Matemáticas o la Geografía, en las que las mujeres siguen estando subrepresentadas (Ródenas Serra et al., 2021; Selamoglu, 2021).

Por otro lado, si se realiza un análisis diacrónico de los resultados, cabe destacar el importante incremento de la autoría femenina en el último tramo del periodo estudiado: con cero aportaciones femeninas entre 1993 y 1999; un 9,4% entre 2000 y 2009; y un 90,6%, entre 2010 y 2019. Estas cifras denotan como la autoría femenina en el ámbito del patrimonio geológico ha irrumpido con fuerza en el S. XXI. Por tanto, es razonable pensar en una tendencia positiva. Con todo, cabe subrayar que aún resultan notables las diferencias regionales.

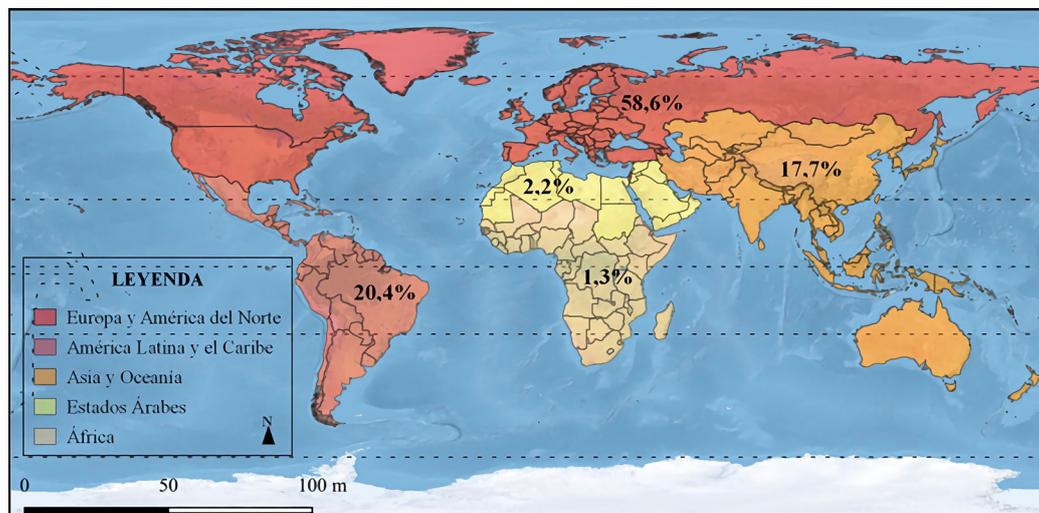
En lo que a productividad científica respecta, la autora más prolífica ha sido Neda Torabi Farsani. De hecho, es la única mujer que se encuentra en la 1ª clase (>6 artículos publicados). Esta autora, de origen árabe, desarrolla su labor investigadora en la Universidad de Aveiro (Portugal) en el Departamento de Economía, Gestión e Ingeniería Industrial, mostrando también relación con la Universidad de Isfahan (Irán). En cuanto a su temática de trabajo, ésta se centra en el geoturismo y en los Geoparques. El caso de esta investigadora es de destacar, puesto que el 60,7% de las mujeres que aparecen como primera autora se vinculan con la región de Europa y América del Norte.

Además, es de destacar que tan solo el 8,5% de las autoras pertenecen a la 2ª clase, ejemplo de ello son autoras como Lilian Carla Moreira Bento, Cynthia Burek, Manuela Costa-Casais o Sofia Ehsan. Ciertamente, la gran mayoría (90,6%) se encuentran en la 3ª clase, perteneciendo a esta clase autoras como Irina-Maria Neches, Anna V. Mikhailento, Sophie Catherine Justice o Nathalie Cayla.

3.2. Número de centros

Se han considerado los centros de procedencia del primer autor y/o del autor de correspondencia, según el caso. Con diferencia, los centros que más han estudiado el patrimonio geológico han sido los de Europa y América del Norte (Figura 3), que han sumado prácticamente el 59% de la producción. En estas regiones destaca la presencia de universidades españolas (Universidad Autónoma de Madrid, Universidad de Sevilla, Universidad Autónoma de Barcelona, etc.), las de Reino Unido (Universidad de Londres, Universidad de Liverpool, Universidad de Bristol, etc.) o las de Estados Unidos (Universidad de Montana, Universidad de Chester, Universidad Estatal de Michigan, etc.). Europa y América del Norte superan notablemente el 20,4% de América Latina y el Caribe. Región en la que las universidades más fecundas han sido las brasileñas, como la Universidad Federal de Ceará, la Universidad Federal de Río de Janeiro o la Universidad Federal de Santa María, entre otras. Muy de cerca, con un 17,7%, se encuentran los centros de Asia y Oceanía. Aquí han predominado las universidades de países como China (Universidad del Suroeste, Universidad de Hong-Kong, Universidad de Guizhou, etc.), Malasia (Universidad Nacional de Malasia, Universidad de Ciencias de Malasia, etc.) o Australia (Universidad Griffith, Universidad de Canberra, Universidad James Cook, etc.). Por último, con una presencia muy escasa, se encuentran los Estados Árabes (2,2%) y África (1,3%), destacando, respectivamente, universidades marroquíes, como la de Chouaib Doukkali o la de Mohammed V, así como la sudafricana Universidad del Estado Libre.

Figura 3. Distribución por regiones según los centros de investigación de procedencia de las autorías



Fuente: Bases cartográficas de Natural Earth. Elaboración propia

3.3. Número de revistas

Los 555 artículos recopilados se distribuyen en 240 revistas científicas (Tabla 2). Por ello, en la mayoría únicamente se ha publicado un artículo sobre patrimonio geológico (3ª clase). Concretamente, en el 71,5% de los casos se ha observado esta circunstancia. En esta 3ª clase se han recopilado además el 30,8% de los artículos. Algunas de estas revistas son *GeoScience Engineering*, *European Countyside* o *Earth and Environmental Science*.

Dentro de la 2ª clase aparecen 65 revistas (26,9%), en las que se publicaron 227 artículos (40,9%), entre las que se encuentran *Episodes* y *PASOS: Revista de Turismo y Patrimonio Cultural*, ambas con 9 artículos, y *GeoJournal of Tourism and Geosites*, con 7 artículos. Es muy destacable el hecho de que en la 1ª clase (revistas con al menos 10 artículos), donde sólo figuran 4 (el 1,6% del total de las 240 revistas analizadas), se concentre el 28,3% de la producción científica. Las mismas son: en primer lugar, y con notable diferencia, *Geoheritage*, que, con 99 artículos, representa el 63% de los artículos publicados en las revistas científicas de la 1ª clase, con una cifra muy superior a la que presenta la segunda revista más fructífera que cuenta con 26 artículos, *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*. Seguidamente se encuentra *Proceedings of the Geologists' Association*, con 19 trabajos y, por último, *Geosciences*, con 13 artículos.

Es preciso poner de relieve que las 4 revistas que conforman la 1ª clase publicaron 39,2 artículos/revista, siendo la media, para el total de las analizadas, de 2,3 artículos/revista.

Tabla 2. El patrimonio geológico y conceptos afines en las revistas científicas

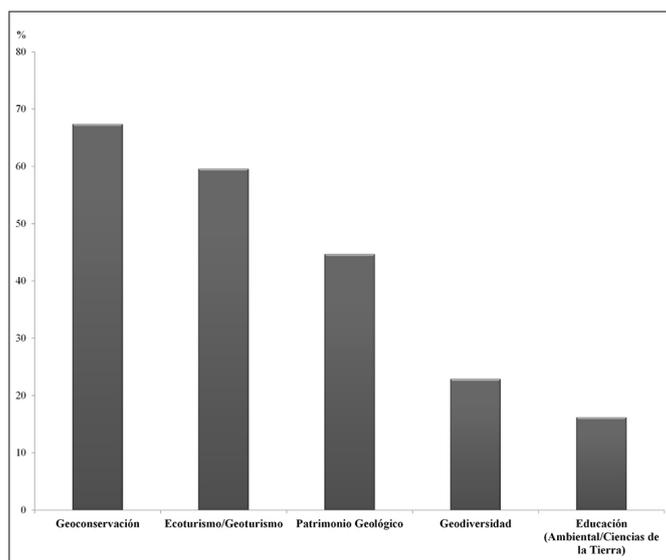
Artículos por revista	Clasificación	Revistas	% Revistas	Artículos	% Artículos	Art. / Rev.
>10	1ª clase	4	1,6%	157	28,3%	39,2
2-9	2ª clase	65	26,9%	227	40,9%	3,5
1	3ª clase	171	71,5%	171	30,8%	1
TOTAL		240	100,0%	555	100,0%	2,3

Elaboración propia

3.4. Temas investigados

En lo que a temática de los artículos respecta, éstos han sido sintetizados en los siguientes: geodiversidad, patrimonio geológico, geoconservación, ecoturismo/geoturismo y educación ambiental.

Figura 4. Temática de los artículos publicados sobre patrimonio geológico



Elaboración propia

En la Figura 4 se observa que el tema más tratado en los artículos fue el de geoconservación, con un 67,4%. Este aspecto engloba a todos los artículos relacionados con la legislación nacional e internacional relacionada con la conservación de la geodiversidad y el patrimonio geológico, así como a las figuras de

protección específicas de lugares de alto valor geológico. Ejemplo paradigmático de ello son los trabajos que tratan el tema de los Geoparques. Con esta figura se impulsa el desarrollo de actividades económicas ligadas al geoturismo y a la enseñanza de las Ciencias de la Tierra (Gordon, 2018; Halim et al., 2011; Han et al., 2018; Martini, 2009). El ecoturismo también ha jugado un papel muy destacado, con el 59,6% de los artículos.

Dado que la geoconservación y el geoturismo constituyen los temas más investigados es factible indicar el notorio interés de la sociedad científica por la conservación del patrimonio geológico y su aprovechamiento sostenible.

A continuación, le siguen los artículos que tratan sobre el patrimonio geológico (44,7%) y la geodiversidad (22,9%), conceptos afines, pero no idénticos (Serrano & Ruiz-Flaño, 2007; Gray, 2019).

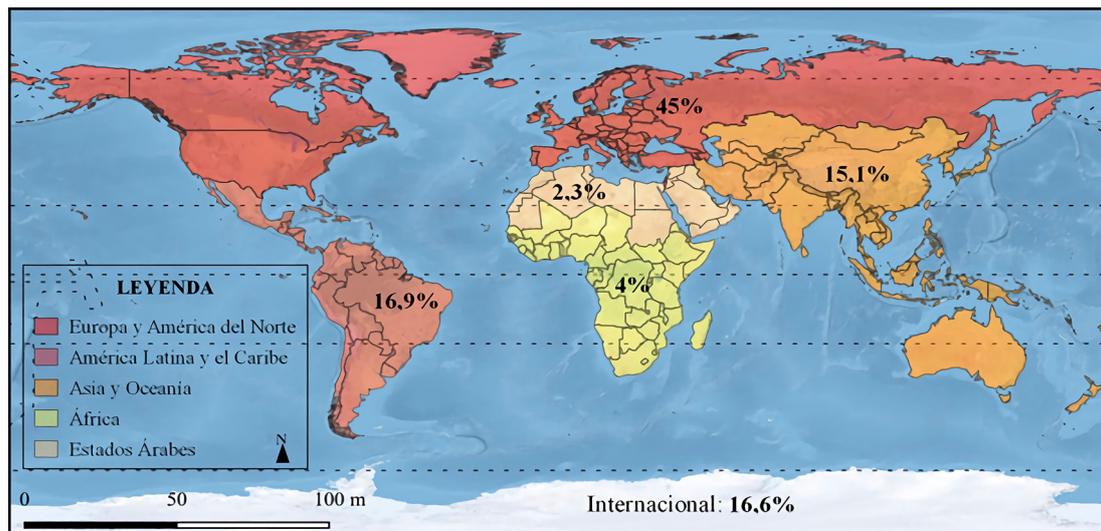
En último lugar, con un 16,2%, aparece la temática sobre Educación, centrada en la dimensión ambiental y en el valor de la enseñanza de las Ciencias de la Tierra. Aquí, también desempeña un papel muy positivo la figura de Geoparque.

3.5. Regiones objeto de estudio

Para el análisis de las regiones estudiadas se ha seguido la división establecida por la Unesco.

La región que ha sido indiscutiblemente la más estudiada, con un 45% de los artículos, prácticamente la mitad de los artículos analizados, ha sido Europa y América del Norte (Figura 5). Dentro de esta región ha destacado el estudio de países como España (22,1%), Reino Unido (6,8%) o Portugal (4,3%).

Figura 5. Regiones objeto de estudio según las investigaciones



Fuente: Bases cartográficas de Natural Earth. Elaboración propia

A continuación, le sigue la región de América Latina y el Caribe (16,9%). En este caso destacan los estudios sobre Brasil (7,4%), Argentina (2,7%) o México (1,6%). Seguidamente, y con una cifra muy similar, se encuentra la categoría de *internacional* (16,6%), que alude a todos aquellos artículos que tratan el tema objeto de estudio desde una perspectiva internacional o que centran su estudio en 2 o más regiones.

El 15,1% de los artículos han centrado su atención en Asia y Oceanía. En este caso, Australia (3,2%), China (3%) o Indonesia (2,1%) se encuentran entre los países más estudiados.

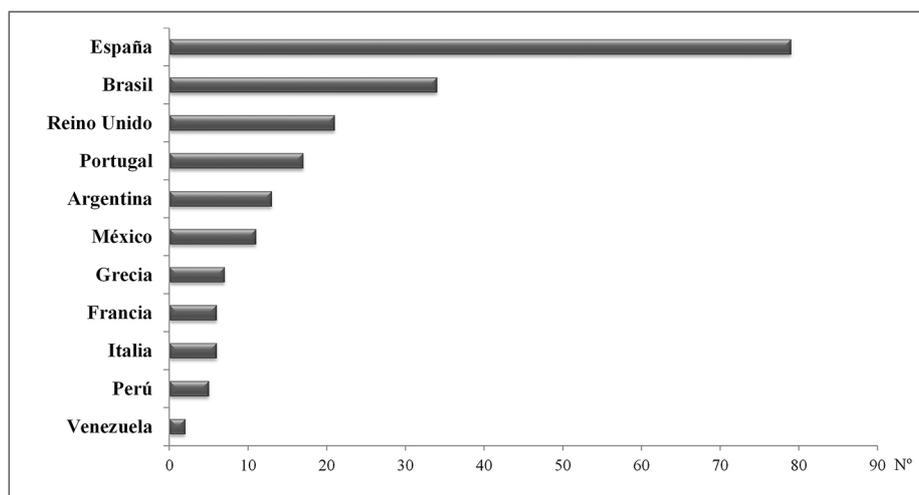
En el otro extremo se encuentran África (4%), con Sudáfrica (0,4%) como país más representativo, y los Estados Árabes (2,3%), siendo el principal objeto de estudio Marruecos (1,1%).

La Figura 6 muestra los 11 países que más han sido estudiados en las regiones con mayor número de trabajos (Europa y América del Norte y América Latina y el Caribe). Téngase en cuenta que se han considerado los 5 países de cada región con más estudios. En este caso se han seleccionado 6 de Europa y América del Norte, dado que Italia y Francia han sido objeto de análisis de 6 artículos cada uno. En la figura puede observarse como la lista se encuentra encabezada por España con 79 trabajos, lo cual supone

más del doble en comparación con el segundo país más estudiado (Brasil). Seguidamente Reino Unido tiene 21, y ya el resto de los países no llegan a la veintena, siendo el menos estudiado Venezuela con 2.

Los resultados muestran como la comunidad científica centra su investigación en Europa y América del Norte. Esto se debe a que esta región invierte más recursos económicos en I+D; en concreto esta inversión se encuentra encabezada por Estados Unidos, ya que la Unión Europea invierte en torno a un tercio menos (Goenaga, 2006). Por otro lado, es notoria la atención que está suscitando el patrimonio geológico en el resto de las regiones, interés centrado principalmente en los Geoparques. De hecho, en América Latina existen varios proyectos de Geoparques (Sánchez-Cortez, 2013).

Figura 6. Países más estudiados en Europa y América del Norte y en América Latina y el Caribe



Elaboración propia

3.6. Disciplinas científicas de las revistas

Respecto a la temática de las revistas y la publicación de cuestiones vinculadas con el patrimonio geológico, cabe destacar que la más frecuente ha sido la categoría de las Ciencias de la Tierra (Figura 7). Revistas como *Geoheritage*, *Earth and Environmental Science*, *International Journal of Geoheritage* o *Earth Sciences Bulletin* publicaron el 40,9% de los 555 trabajos analizados. Un 20,9% se publicaron en la categoría de multidisciplinarios, revistas vinculadas con las Ciencias de la Naturaleza o Ciencias Ambientales, entre otras. Tal es el caso de *Quaternary International*, *Chinese Science Bulletin*, *Environmental Conservation*, *International Journal of Smart Home*, *European Scientific Journal* o *Grassroots Journal of Natural Resources*.

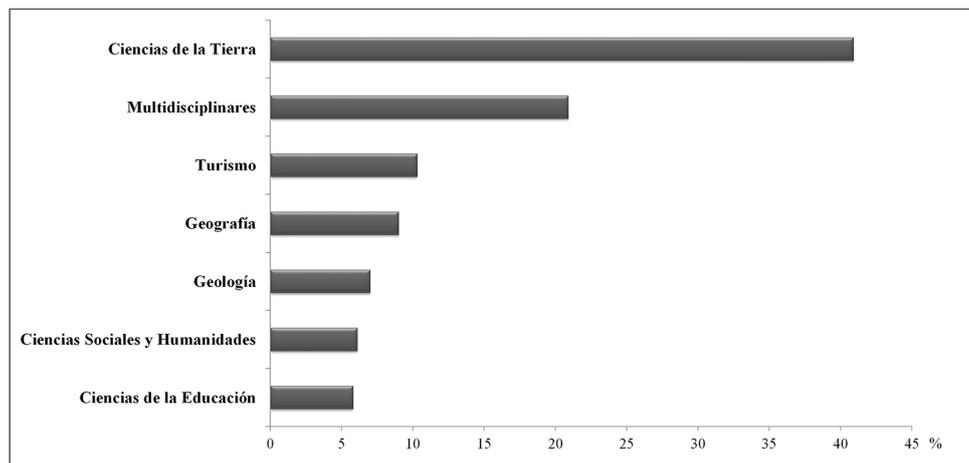
En cuanto a disciplinas más específicas, conviene trascender que un 10,3% de los artículos aparecen en revistas de Turismo, como *Journal of Tourism and Hospitality Management*, *Turist Studies*, *Current Issues in Tourism*, etc. Respecto a las revistas de Geografía conviene advertir que han aglutinado el 9% del total de los trabajos. Al respecto, cabe destacar *Applied Geography*, *Revista de Geografía Norte Grande* o *Journal of Geographical Sciences*. A continuación, se sitúan revistas de Geología (*Trabajos de Geología*, *Geo-Temas*, *Boletín Geológico y Minero*, etc.) y Ciencias Sociales y Humanidades (*SAGE Open*, *Asian Social Science*, *Society and Development*) en las que se publicaron el 7% y el 6,1% de los trabajos, respectivamente. Finalmente, con un 5,8%, se encuentran las revistas ligadas a las Ciencias de la Educación (*International Journal of Environmental Education and Management* o *Revista de Educación*), hecho que puede deberse al reciente interés por acercarse al medio abiótico a través de la Educación (Crofts, 2014; Henriques et al., 2011). Dentro de esta categoría es necesario destacar la revista española *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*. Constituye una excepción en el caso de las revistas dedicadas a la Educación. Téngase en cuenta que atesora un total de 26 artículos vinculados con el patrimonio geológico. De hecho, la revista *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra* ocupa, tras *Geoheritage* (99 artículos), el segundo lugar entre las revistas con mayor dedicación a la temática estudiada.

Con respecto a la media aritmética de artículos por revista (Tabla 3) hay que subrayar el mayor número de artículos publicados en las de Ciencias de la Tierra y Ciencias de la Educación, con 4,6 artículos/revista. La importancia de las revistas sobre educación se debe a la existencia de tan solo 7 en dicha cate-

goría. Las especializadas en Ciencias de la Tierra aglutinan el mayor número de artículos y publicaciones donde se ha investigado el patrimonio geológico. Seguidamente se encuentran las de temática ligada al Turismo, con 2 artículos/revista.

En el otro extremo aparecen las categorías multidisciplinares y Ciencias Sociales y Humanidades, con 1,5 y 1,3 artículo/revista, respectivamente.

Figura 7. Número de artículos por disciplinas científicas



Elaboración propia

Tabla 3. Artículos publicados por disciplina científica

Disciplina científica	Nº de revistas	Nº de artículos	Nº art. /Nº rev.
Ciencias de la Educación	7	32	4,6
Ciencias Sociales y Humanidades	26	34	1,3
Turismo	28	57	2
Geología	22	39	1,8
Geografía	30	50	1,7
Ciencias de la Tierra	49	227	4,6
Multidisciplinares	78	116	1,5
TOTAL	240	555	2,3

Elaboración propia

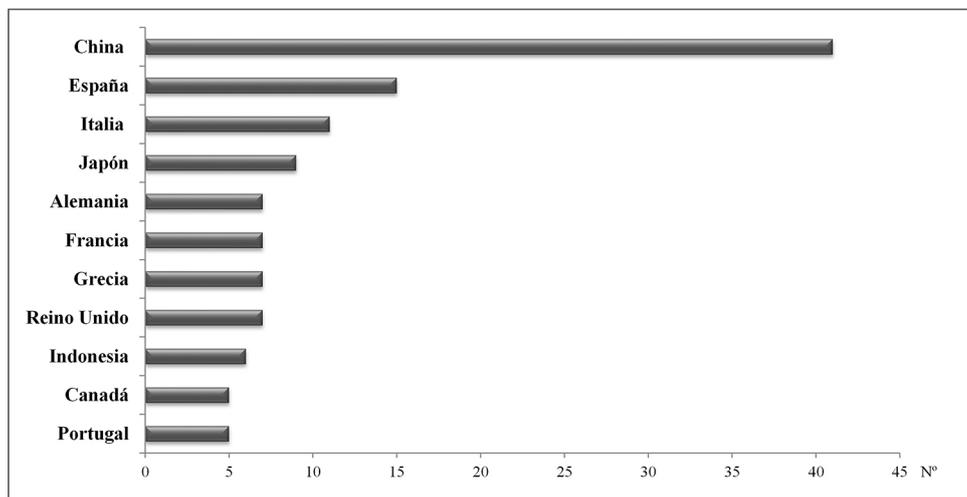
4. Discusión de resultados

La mayor parte de los artículos publicados sobre el patrimonio geológico y temas afines, como el geoturismo o los geoparques, aún se sigue publicando en revistas de Ciencias de la Tierra. Entre ellas una de las más destacadas es *Geoheritage*. Con todo, cabe subrayar que ha aumentado tanto el número de artículos, como la variedad de disciplinas que lo estudian. Así, el abanico comprende desde las Ciencias de la Tierra a las Ciencias de la Educación o las Ciencias Sociales y Humanidades. Por ello, cabe poner de manifiesto las aportaciones que se realizan desde otras disciplinas como el Turismo (Aquino et al., 2018; Wojtowicz & Wojtowicz, 2016), las Ciencias de la Educación (Harimbo et al., 2017; Rassios et al., 2016) o la Geografía (Cañadas & Flaño, 2007; Stoffelen et al., 2019).

El foco de las investigaciones científicas se centra en la geoconservación, en especial en la figura de distinción de Geoparque Mundial de la UNESCO, y en menor medida en los Geosites (Fornaro & Fernandes, 2018; Fung & Jim, 2015; Kubalíková & Kirchner, 2016; Prosser et al., 2011). El interés generado por estas figuras en el ámbito de la investigación se ha extrapolado al ámbito del desarrollo, ya que son muchos los territorios que así ponen en valor su patrimonio geológico. En cuanto a los Geoparques Mundiales de la UNESCO cabe indicar que su número se incrementa año tras año, alcanzando actualmente los 177. Los mismos se encuentran repartidos por la geografía de 46 países. Sin considerar

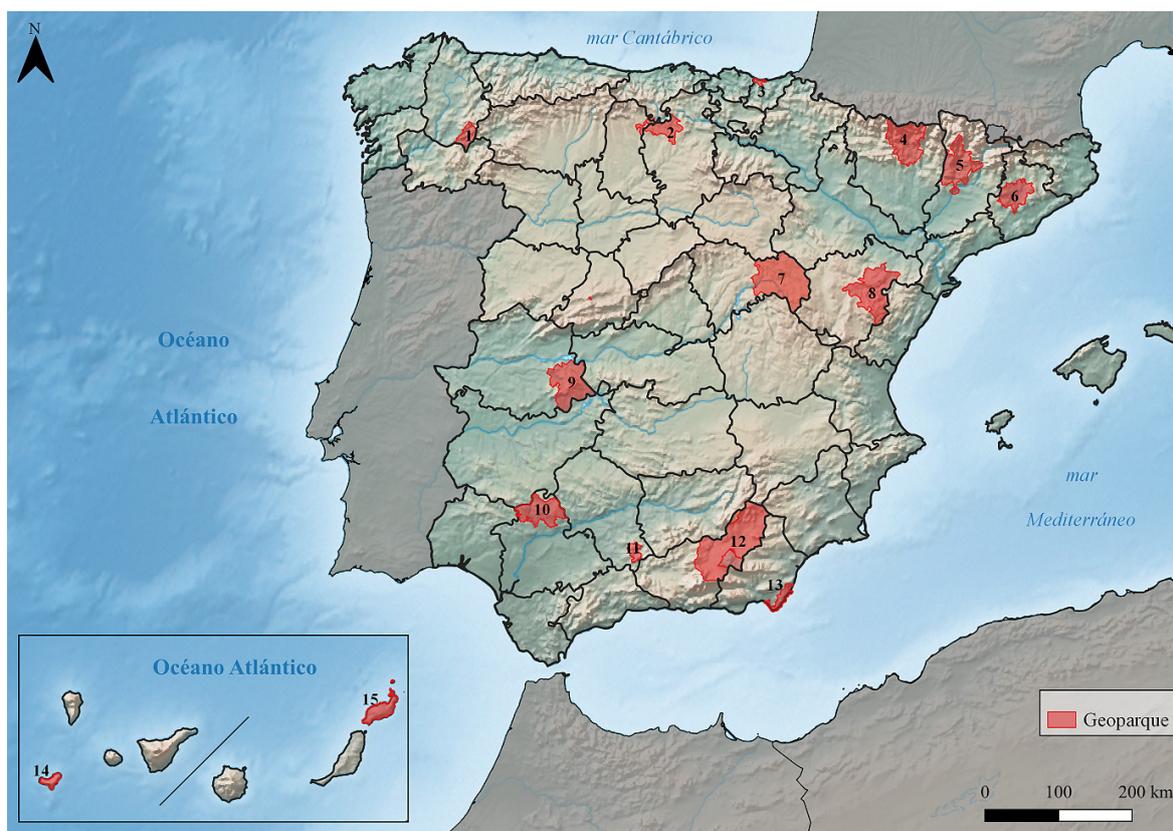
aquellos Geoparques que son transnacionales, China es con diferencia el estado que más tiene con 41, lo que supone el 23,6% del total. Le sigue muy de lejos España con 15, el 8,5% del total. A excepción de Grecia que tiene 11 (6,2%), el resto de los países suelen tener entre 5 y 9 (Figura 8). En la Figura 9 se muestra la localización geográfica de los Geoparques que hay en territorio español.

Figura 8. Países con mayor número de Geoparques Mundiales de la UNESCO (2022)



Elaboración propia

Figura 9. Geoparques Mundiales de la UNESCO en España



1. Montañas do Courel; 2. Las Loras; 3. Costa Vasca; 4. Sobrarbe-Pirineos; 5. Orígens; 6. Catalunya Central; 7. Molina-Alto Tajo; 8. Maestrazgo; 9. Villuercas-Ibores-Jara; 10. Sierra Norte de Sevilla; 11. Sierras Subbéticas; 12. Granada; 13. Cabo de Gata-Níjar; 14. El Hierro; 15. Lanzarote y Archipiélago Chinijo

Fuente: Bases cartográficas de Natural Earth y del Instituto Geográfico Nacional (IGN) de España. Elaboración propia

Además, España cuenta con 252 Geosites (Figura 10), que son representativos de los 21 contextos geológicos de relevancia internacional que aparecen recogidos en el Anexo VIII-2 de la Ley 33/2015, por la que se modifica la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad. Aquí es preciso señalar que es Andalucía la comunidad autónoma que cuenta con mayor número de Geoparques (4) y de Geosites (96).

Figura 10. Localización de los Geosites en España



Fuente: Proyecto Global Geosites, Instituto Geológico y Minero de España (IGME)

Otro tema protagonista es el geoturismo, que es la principal actividad económica que permite aprovechar de manera sostenible el patrimonio geológico (Bourchich et al., 2015; Dóniz-Páez et al. 2016; Farsani et al., 2011, 2014; Meléndez-Hevia et al., 2017; Mukwada & Sekhele, 2017; Swarna et al., 2013). En el otro extremo, aunque se están afianzando como temas de interés, se encuentran los estudios sobre geodiversidad (Araujo & Pereira, 2018; Melelli, 2014; Posada Ayala et al., 2014; Ruban & Yashalova, 2018) y la educación ligada a la enseñanza de las Ciencias de la Tierra (Bazán, 2014; Catana & Caetano Alves, 2009; Druguet et al., 2013; Ribas, 2018)

Esta creciente atención por los recursos geológicos ha dado lugar a que se hayan realizado diferentes revisiones bibliográficas sobre geodiversidad y patrimonio geológico (Ibáñez et al., 2019), ecoturismo/geoturismo (Chandel & Mishra, 2016; Duarte et al., 2020; Herrera-Franco et al., 2020; Ólafsdóttir & Tverijonaite, 2018; Ruban 2015), geodiversidad y turismo (Rapanelli & Feger, 2018) y patrimonio geológico y Geosites (Herrera-Franco et al., 2022). Por tanto, la temática sobre ecoturismo-geoturismo es la más habitual en este tipo de estudios.

En comparación con las anteriores revisiones bibliográficas (Chandel & Mishra, 2016; Duarte et al., 2020; Herrera-Franco et al., 2020; Ibáñez et al., 2019; Ólafsdóttir & Tverijonaite, 2018; Rapanelli & Feger, 2018; Ruban, 2015), la que se presenta en este artículo pretende ser transversal, al centrarse no solo en el patrimonio geológico sino también en otros conceptos afines como geoturismo, geoeducación, geoconservación, Geoparque y Lugar de Interés Geológico (Geosite). Así mismo, no se ha sido excluyente a la hora de considerar la temática de las revistas, con la finalidad de poder trabajar con un espectro diverso

de artículos, para conocer, entre otros aspectos, qué territorios son más estudiados, o la proporción de autoría femenina.

En cuanto al número de trabajos analizados en todos los casos ha sido notablemente inferior al que aquí se presenta (555), a excepción de la revisión bibliográfica realizada por Herrera-Franco et al. (2022) sobre patrimonio geológico y Geosites (2565). No obstante, la muestra analizada suele ser proporcional al período de tiempo estudiado, en este caso de 1993 a 2019 y en el trabajo de Herrera-Franco et al. (2022) notablemente más amplia, de 1949 a 2019.

Algunas revisiones han centrado su metodología en la búsqueda de artículos ligados a una sola temática como, por ejemplo, la realizada sobre ecoturismo-geoturismo por Chandel y Mishra (2016). También hay estudios que se han centrado en la búsqueda de artículos en una sola revista científica, como es el caso del realizado sobre geodiversidad y patrimonio geológico de Ibáñez et al. (2019). En este último estudio se analizan un total de 187 artículos de la revista *Geoheritage* (período 2009-2016).

La mayoría de las autorías han empleado las bases de datos Scopus y WoS. Ejemplos de ello son las revisiones bibliográficas de Herrera-Franco et al. (2022) o la de Ólafsdóttir y Tverijonaite (2018), que se utilizan ambas. En cambio, en los trabajos de Herrera-Franco et al. (2020) y Ruban (2015) se selecciona solo Scopus. Además, se ha optado por otro tipo de fuentes más restringidas como: Publicações de Turismo, REDALYC (Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal) —que es la base de datos de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)—, y el Portal Periódicos CAPES, que fueron empleados por Rapanelli y Feger (2018). En cambio, una de las novedades que introduce este trabajo es que recurre a una mayor variedad de bases bibliográficas; las internacionales Scopus, WoS y Google Scholar, y las españolas Dialnet y Centro de Ciencias Humanas y Sociales del CSIC, lo que ha permitido encontrar un amplio espectro de artículos.

En cuanto a la presentación de los resultados, en todos los estudios se ha empleado cartografía, tablas y gráficos para representar cuestiones como la autoría, la producción anual de artículos o las universidades que más estudian esta temática.

La puesta en común de los resultados obtenidos en las revisiones bibliográficas realizadas hasta la fecha sobre la temática aquí abordada pone de relieve las siguientes cuestiones:

- La producción científica sobre patrimonio geológico y conceptos afines es reciente, en comparación con el patrimonio natural (medio biótico) y cultural. Además, se realiza y se centra en Europa.
- Se ha incorporado el patrimonio geológico como tema de estudio en ciencias diferentes a las Ciencias de la Tierra, como pueden ser las Ciencias Sociales y Humanidades.
- Las investigaciones sobre geoturismo han crecido exponencialmente en las últimas décadas, consiguiendo así ser uno de los temas más tratados en los trabajos sobre patrimonio geológico.
- Se precisan más estudios sobre los aspectos positivos y negativos ligados al geoturismo y sobre el perfil del visitante.
- La consolidación de la figura de Geoparque Mundial de la UNESCO como apuesta por el desarrollo territorial sostenible.
- La irrupción reciente del patrimonio geológico como recurso en el ámbito educativo para la enseñanza de las Ciencias de la Tierra.

Una vez mostradas las conclusiones a las que llevan los estudios realizados, conviene identificar los desafíos a los que se enfrentan las futuras investigaciones ligadas al patrimonio geológico:

- a. La necesidad de que el patrimonio geológico no sea una línea temática prácticamente exclusiva de las Ciencias de la Tierra, cuyas revistas aglutinan el 40,9% de los artículos publicados.
- b. La necesidad de establecer nuevos métodos que promuevan el aprovechamiento conjunto y sostenible de los recursos patrimoniales del territorio. Deben seguirse las propuestas de Justice (2018), Pérez-Umaña y Quesada-Román (2018) o Ren et al. (2013).
- c. Se requiere aprovechar el potencial del patrimonio geológico como recurso educativo.
- d. Debe avanzarse en el estudio de cómo la figura del Geoparque Mundial de la UNESCO constituye una herramienta de desarrollo territorial sostenible, especialmente en territorios afectados por la despoblación.

- e. Es necesario poner en valor el patrimonio geológico como recurso económico en las regiones más vulnerables, como África o América Latina y el Caribe.

Con la finalidad de poder salvar los desafíos anteriormente mencionados, se propone:

- a. Fomentar la colaboración interdisciplinar en los estudios sobre patrimonio geológico.
- b. Sensibilizar a las instituciones gubernamentales y a la sociedad sobre la necesidad de conservar y explotar de manera sostenible el patrimonio geológico.
- c. Informar a los turistas de forma holística sobre las diferentes alternativas geoturísticas y de otra índole que oferta el territorio. De esta manera se podrá captar a un perfil de turista más amplio y aprovechar más eficientemente los recursos de los territorios con patrimonio geológico.
- d. Promover el uso del patrimonio geológico como recurso didáctico en la educación, y en la actividad turística, utilizando un lenguaje más sencillo y accesible.
- e. Favorecer la colaboración entre los diferentes actores (empresas, ayuntamientos, Grupos de Acción Local, etc.) para potenciar la consecución de ayudas económicas.
- f. Seguir abogando por la necesidad de potenciar la conservación y puesta en valor del patrimonio geológico.

5. Conclusiones

La revisión bibliográfica demuestra la creciente popularidad que ha ido adquiriendo el patrimonio geológico desde diferentes perspectivas, desde la conservacionista hasta la vinculada con el desarrollo territorial sostenible, interés que ha aumentado exponencialmente a partir del S. XXI.

En cuanto a la autoría de los trabajos es de destacar que los autores ligados a las Ciencias de la Tierra están liderando el interés por esta temática, publicando 7,1 artículos/autor.

La investigación sobre el patrimonio geológico ha quedado dominada por la región de Europa y América del Norte, dado que es en conjunto la región que más invierte en I+D.

En cuanto a autoría femenina, tan solo en el 21,1% de los artículos analizados las mujeres aparecen como primer autor, lo cual denota un franco desequilibrio, que se acentúa aún más según la región estudiada.

En lo que a temática respecta, hay un doble interés, el conservacionista y el económico. El primero se manifiesta a través de la inclusión del patrimonio geológico en las legislaciones, así como en la catalogación de Geosites o la creación de la figura de Geoparque; mientras que el económico se desarrolla a través de actividades como el geoturismo o la geoeducación, intereses que se aúnan en la figura de Geoparque.

La región de Europa y América del Norte lidera tanto el foco de la investigación como la explotación de este. Aunque está generando un creciente interés en regiones como América Latina y el Caribe y Asia y Oceanía.

Respecto a la temática de las revistas científicas, se ha demostrado como las de Ciencias de la Tierra son con diferencia las más prolíferas, con el 40,9% del total de artículos recopilados.

Para el número medio de artículos por revista según temática, conviene trascender que los resultados han estado condicionados por el número de revistas existentes para cada rama de conocimiento. Por ello, las revistas de Ciencias de la Educación presentan una media de 4,6 artículos/revista, igualando a la de las de Ciencias de la Tierra.

En definitiva, puede considerarse que la atracción por el patrimonio geológico manifiesta una tendencia creciente en el ámbito de la investigación, en sus diversas facetas, entre las que cabe destacar la económica, la ambiental y la didáctica, de ahí la necesidad de seguir avanzando tanto en su estudio como en su puesta en valor.

Referencias

- Aquino, R.S., Schänzel H.A., & Hyde K.F. (2018). Unearthing the geotourism experience: Geotourist perspectives at Mount Pinatubo, Philippines. *Tourist Studies*, 18(1), 41-62. <https://doi.org/10.1177/1468797617717465>
- Araujo, A.M., & Pereira, D.Í. (2018). A New Methodological Contribution for the Geodiversity Assessment: Applicability to Ceará State (Brazil). *Geoheritage* 10(4), 591-605. <https://doi.org/10.1007/s12371-017-0250-3>
- Azman, N., Halim S.A., Liu, O. P., Saidin S., & Komoo, I. (2010). Public education in heritagm conservation for geopark community. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 7, 504-511. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2010.10.068>
- Barettino, D.E., Wimbleton, W.A.P., & Gallego-Valcarce, E. (Eds.). (2000). *Patrimonio Geológico: conservación y gestión*. Ministerio de Ciencia y Tecnología-IGME.
- Bazán, H. G. (2014). La Interpretación del Patrimonio como estrategia para la educación y socialización del patrimonio en el medio rural. *Tejuelo: didáctica de la lengua y la literatura. Educación*, (9), 21-40.
- Bourchich, N., Adarab, H., & Ezaidi, A. (2015). Geotourism in Ida Outananes Moroccan Western High Atlas: State of Valuation and Opportunity of Improvement. *Journal of Geography and Geology*, 7(3).
- Brilha, J. (2002). Geoconservation and protected areas. *Environmental Conservation*, 29(3), 273-276. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000188>
- Brilha, J., Gray, M., Pereira, D.I., & Pereira, P. (2018). Geodiversity: an integrative review as a contribution to the sustainable management of the whole of nature. *Environmental Science & Policy*, 86, 19-28. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.05.001>
- Brocx, M., & Semeniuk, V. (2007). Geoheritage and geoconservation - History, definition, scope and scale. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 90(2), 53-87. <http://researchrepository.murdoch.edu.au/id/eprint/10140>
- Brown, E.J., Evans, D.H., Larwood, J.G., Prosser, C.D., & Townley, H.C. (2018). Geoconservation and geoscience in England: a mutually beneficial relationship. *Proceedings of the Geologists' Association*, 129(3), 492-504. <https://doi.org/10.1016/j.pgeola.2017.09.002>
- Brusi, D., Bach, J., Estrada, M.R., Oms, O., Vicens, E., Obrador, A., Maestro, E., & Biosca, J. (2011). El GEOCAMP: un sitio web y una herramienta de edición para las actividades de campo en Geología. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 19(1), 55-66. <https://www.raco.cat/index.php/ECT/article/view/244379>
- Burek, C.V., & Prosser, C.D. (2008). The History of Geoconservation: an introduction. *Geological Society, London, Special Publications*, 300(1) 1-5. <https://doi.org/10.1144/SP300.1>
- Cañadas, E. S., & Flaño, P. R. (2007). Geodiversidad: concepto, evaluación y aplicación territorial: el caso de Tiermes Caracena (Soria). *Boletín de la asociación de geógrafos españoles*, (45), 79-98. https://www.researchgate.net/profile/Enrique-Serrano-3/publication/28202271_Geodiversidad_concepto_evaluacion_y_aplicacion_territorial_El_caso_de_Tiermes_Caracena_Soria/links/0a85e53567a0544368000000/Geodiversidad-concepto-evaluacion-y-aplicacion-territorial-El-caso-de-Tiermes-Caracena-Soria.pdf
- Carcavilla, L., Durán, J.J., & López-Martínez, J. (2008). Geodiversidad: concepto y relación con el patrimonio geológico. *Geo-Temas*, 10(2008), 1299-1303. https://www.igme.es/patrimonio/descargas/concepto_Geodiversidad.pdf
- Carcavilla, L., Durán, J.J., García-Cortés, Á., & López-Martínez, J. (2009). Geological heritage and geoconservation in Spain: past, present, and future. *Geoheritage* 1, 75. <https://doi.org/10.1007/s12371-009-0006-9>
- Carcavilla, L., & Ruiz López de la Cova, R. (2009). La geoconservación en Castilla-La Mancha: estado actual y perspectivas de futuro [Geoconservation in Castilla-La Mancha. Current status and future perspective]. *Cuaternario y Geomorfología*, 23(3-4), 11-26. https://www.researchgate.net/profile/Luis-Carcavilla-2/publication/45487592_La_geoconservacion_en_Castilla-La_Mancha_estado_actual_y_perspectivas_de_futuro/links/54744ec90cf29afed60f7681/La-geoconservacion-en-Castilla-La-Mancha-estado-actual-y-perspectivas-de-futuro.pdf

- Carcavilla, L., Díaz-Martínez, E., Erikstad, L., & García-Cortés, A. (2013). Valoración del patrimonio geológico en Europa. *Boletim Paranaense de Geociências*, (70), 28-40. <http://dx.doi.org/10.5380/geov70i0.31501>
- Catana, M. M., & Caetano Alves, M. I. (2009). Los programas educativos para escuelas del Geopark Naturtejo (Portugal): un aprendizaje en el campo. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 17(1), 93-101. https://www.researchgate.net/profile/Maria-Catana-4/publication/340006416_Los_programas_educativos_del_Geopark_Naturtejo_Portugal_para_escuelas_un_aprendizaje_significativo_en_el_campo/links/5e7282f092851c93e0ad42e5/Los-programas-educativos-del-Geopark-Naturtejo-Portugal-para-escuelas-un-aprendizaje-significativo-en-el-campo.pdf
- Chandel, A., & Mishra, S. (2016). Ecotourism revisited: last twenty-five years. *Czech Journal of Tourism*, 5(2), 135-154. <https://doi.org/10.1515/cjot-2016-0008>
- Corral, J.A., & Cànoves, G. (2013). La investigación turística publicada en revistas turísticas y no turísticas: análisis bibliométrico de la producción de las universidades catalanas. *Cuadernos de Turismo*, 31(1), 55-81. <https://revistas.um.es/turismo/article/view/170741>
- Crofts, R. (2014). Promoting geodiversity: learning lessons from biodiversity. *Proceedings of the Geologists' Association*, 125(3), 263-266. <https://doi.org/10.1016/j.pgeola.2014.03.002>
- Crofts, R. (2018). Putting geoheritage conservation on all agendas. *Geoheritage*, 10, 231-238 <https://doi.org/10.1007/s12371-017-0239-y>
- Da Silva, C.M. (2019). Urban geodiversity and decorative arts: The curious case of the “Rudist Tiles” of Lisbon (Portugal). *Geoheritage*, 11, 151-163. <http://dx.doi.org/10.1007/s12371-017-0253-0>
- Díaz-Martínez, E., Guillén, F., Mata-Perelló, J.M., Muñoz, P., Nieto, L.M., Pérez, F., & de Santisteban, C. (2008). Nueva legislación española de protección de la Naturaleza y desarrollo rural: implicaciones para la conservación y gestión del patrimonio geológico y la geodiversidad. *Geo-Temas*, 1, 1311-1314. <https://www.igme.es/patrimonio/descargas/D%C3%ADaz-Mart%C3%ADnez%20et%20al%202008%20-%20Geotemas%20-%20Nueva%20legislaci%C3%B3n%20patrim%20geol%20y%20geodiv.pdf>
- Dong, H., Song, Y., Chen, T., Zhao, J., & Yu, L. (2014). Geoconservation and geotourism in Luochuan Loess National Geopark, China. *Quaternary International*, 334, 40-51. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2013.10.023>
- Dóniz-Páez, F. J., Becerra-Ramírez, R., & Carballo-Hernández, M. (2016). Propuesta de itinerario geoturístico urbano en Garachico (Tenerife, Canarias, España). *Investigaciones Geográficas*, (66), 95-115. <https://doi.org/10.14198/INGEO2016.66.06>
- Dowling, R. (2011). Geotourism's global growth. *Geoheritage*, 3(1), 1-13. <http://dx.doi.org/10.1007/s12371-010-0024-7>
- Dowling, R. (2013). Global geotourism: an emerging form of sustainable tourism. *Czech J. Tour*, 2(2), 59-79. <http://dx.doi.org/10.2478/cjot-2013-0004>
- Dowling, R., & Newsome, D. (Eds.). (2006). *Geotourism*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.4324/9780080455334>
- Dowling, R. & Newsome, D. (Eds.). (2018). *Handbook of Geotourism*. Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781785368868>
- Druguet, E., Passchier, C. W., Pennacchioni, G., & Carreras, J. (2013). Geoethical education: a critical issue for geoconservation. *Episodes*, 36(1), 11-18. <https://doi.org/10.18814/epiugs/2013/v36i1/003>
- Duarte, A., Braga, V., Marques, C., & Sá, A. A. (2020). Geotourism and territorial development: a systematic literature review and research agenda. *Geoheritage*, 12(3), 1-19. <https://doi.org/10.1007/s12371-020-00478-z>
- Durán, J.J., Carcavilla, L., & López-Martínez, J. (2005). Patrimonio Geológico: una panorámica de los últimos 30 años en España. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Geología)*, 100(1-4), 277-287. https://www.researchgate.net/profile/Luis-Carcavilla-2/publication/286919805_Patrimonio_geologico_una_panoramica_de_los_ultimos_30_anos_en_Espana/links/5ab21e6e0f7e9b4897c42a90/Patrimonio-geologico-una-panoramica-de-los-ultimos-30-anos-en-Espana.pdf

- Durán-Sánchez, A., Álvarez-García, J., & Del Río-Rama, M.C. (2015). La investigación en turismo activo: revisión bibliográfica (1975-2013). *ROTUR, Revista de Ocio y Turismo*, 8(1), 62-76. <https://doi.org/10.17979/rotur.2015.8.1.1296>
- Ellis, N. (2011). The Geological Conservation Review (GCR) in Great Britain—rationale and methods. *Proceedings of the Geologists' Association*, 122(3), 353-362. <https://doi.org/10.1016/j.pgeola.2011.03.008>
- Erikstad, L. (2013). Geoheritage and geodiversity management: the questions for tomorrow. *Proceedings of the Geologists' Association*, 124(4), 713-719. <https://doi.org/10.1016/j.pgeola.2012.07.003>
- Farsani, N.T., Coelho, C., & Costa, C. (2011). Geotourism and Geoparks as Novel Strategies for Socio-economic Development in Rural Areas. *International Journal of Tourism Research*, 13(1), 68-81. <https://doi.org/10.1002/jtr.800>
- Farsani, N.T., Coelho, C., Costa, C., & Amrikazemi, A. (2014). Geo-knowledge Management and Geoconservation via Geoparks and Geotourism. *Geoheritage*, 6(3), 185-192. <https://doi.org/10.1007/s12371-014-0099-7>
- Fornaro, A., & Fernandes, A. M. (2018). Geoparks: from conception to the teaching of geosciences. *Terrae Didactica, Campinas, SP*, 14(3), 330-338, 2018. <https://doi.org/10.20396/td.v14i3.8653533>
- Fuertes-Gutiérrez, I., Pérez Arlucena, M., González-Villanueva, R., Arias Ferrero, F., Hernández Paredes, R., De Miguel Ximénez, C.J., Escorihuela, J., Cuevas-González, J., & García-Aguilar, J.M. (2014). El valor didáctico del patrimonio geológico y el valor patrimonial de los recursos didácticos. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 22(1), 69-80. <http://hdl.handle.net/10045/42040>
- Fung, C. K., & Jim, C. Y. (2015). Unraveling Hong Kong Geopark experience with visitor-employed photography method. *Applied Geography*, 62, 301-313. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.05.014>
- Goenaga, X. (2006). La importancia de la investigación y de la transferencia de conocimiento en la estrategia de Lisboa. *Revista madri+d*, (38), 3. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7052920>
- Gordon, J.E. (2018). Geoheritage, geotourism and the cultural landscape: Enhancing the visitor experience and promoting geoconservation. *Geosciences*, 8(4), 136. <https://doi.org/10.3390/geosciences8040136>
- Gray, M. (2019). Geodiversity, geoheritage y geoconservation for society. *International Journal of Geoheritage and Parks*, 7(4), 226-236. <https://doi.org/10.1016/j.ijgeop.2019.11.001>
- Halim, S.A., Komoo, I., Salleh, H., & Omar, M. (2011). The geopark as a potential tool for alleviating community marginality. *Shima: the International Journal of Research into Island Cultures*, 5, 94-113. <https://www.shimajournal.org/issues/v5n1/g.-Halim-et-al-Shima-v5n1-94-113.pdf>
- Han, J.F., Wu, F., Tian, M., & Li, W. (2018). From geopark to sustainable development: heritage conservation and geotourism promotion in the Huangshan UNESCO Global Geopark (China). *Geoheritage*, 10(1), 79-91. <https://doi.org/10.1007/s12371-017-0227-2>
- Harimbo, D., Purwaningsih, Y., & Wardani, D. (2017). Utilization of geopark medium for resource based learning in Social Science to improve motivation and learning activity of junior high school students. In *International Conference on Teacher Training and Education 2017 (ICTTE 2017)*, 354-361. Atlantis Press. <https://dx.doi.org/10.2991/ictte-17.2017.40>
- Henriques, M.H., Pena dos Reis, R., Brilha, J., & Mota, T.S. (2011). Geoconservation as an emerging geosciences. *Geoheritage*, 3(2), 117-128. <https://doi.org/10.1007/s12371-011-0039-8>
- Herrera-Franco, G., Montalván-Burbano, N., Carrión-Mero, P., Apolo-Masache, B., & Jaya-Montalvo, M. (2020). Research trends in geotourism: a bibliometric analysis using the scopus database. *Geosciences*, 10(10), 379. <https://doi.org/10.3390/geosciences10100379>
- Herrera-Franco, G., Carrión-Mero, P., Montalván-Burbano, N., Caicedo-Potosí, J., & Berrezueta, E. (2022). Geoheritage and Geosites: a bibliometric analysis and literature review. *Geosciences*, 12(4), 169. <https://doi.org/10.3390/geosciences12040169>
- Hose, T.A. (2011). The English origins of geotourism (as a vehicle for geoconservation) and their relevance to current studies. *Acta geographica Slovenica*, 51(2), 343-359. <https://doi.org/10.3986/AGS51302>
- Ibáñez, J. J., Brevik, E. C., & Cerdà, A. (2019). Geodiversity and geoheritage: detecting scientific and geographic biases and gaps through a bibliometric study. *Science of the Total Environment*, 659, 1032-1044. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.443>

- Instituto Geográfico Nacional (IGN) de España. Centro de Descargas del Organismo Autónomo Centro Nacional de Información Geográfica. <https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/catalogo.do?Serie=CAANE>
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Proyecto Global Geosites. <https://www.igme.es/patrimonio/globalgeosites.htm#Esp>
- Justice, S. C. (2018). UNESCO global geoparks, geotourism and communication of the earth sciences: a case study in the Chablais UNESCO Global Geopark, France. *Geosciences*, 8(5), 149. <https://doi.org/10.3390/geosciences8050149>
- Kubalíková, L., & Kirchner, K. (2016). Geosite and geomorphosite assessment as a tool for geoconservation and geotourism purposes: a case study from Vizovická vrchovina Highland (eastern part of the Czech Republic). *Geoheritage*, 8(1), 5-14. <https://doi.org/10.1007/s12371-015-0143-2>
- Kubalíková, L., Kirchner, K., & Bajer, A. (2017). Secondary geodiversity and its potential for urban geotourism: a case study from Brno city, Czech Republic. *Quaestiones Geographicae*, 36(3), 63-73. <https://doi.org/10.1515/quageo-2017-0024>
- Larwood, J.G., Badman, T., & Mckeever, P.J. (2013). The progress and future of geoconservation at a global level. *Proceedings of the Geologists' Association*, 124(4) 720-730. <https://doi.org/10.1016/j.pgeola.2013.04.001>
- Maltrás-Barba, B. (2003). Los indicadores bibliométricos: fundamentos y aplicación al análisis de la ciencia. (No. 020.727 M261) Ediciones TREA.
- Martínez-Ibarra, E., Gómez-Martín, M.B., & Armesto-López, X.A. (2019). Climatic and socioeconomic aspects of mushrooms: the case of Spain. *Sustainability*, 11(4), 1030. <https://doi.org/10.3390/su11041030>
- Martini, G. (2009). Geoparks...a vision for the future. *Geologia Publicação Especial USP*, 5, 85-90. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9087.v5i0p85-90>
- Martínez-Frías, J., Mateo-Mederos, M^a E., & Lunar-Hernández, R. (2016). Los geoparques como áreas de investigación, geoeducación y geoética en geociencias planetarias: el geoparque de Lanzarote y Archipiélago Chinijo. *Geotemas*, 16(2), 343. ISSN 1576-5172. https://eprints.ucm.es/60141/1/JMFRIAS%20Oral_geoparques_Huelva.pdf
- Mathews, T.J. (2014). Integrating geoconservation and biodiversity conservation: theoretical foundations and conservation recommendations in a European Union context. *Geoheritage*, 6(1), 57-70. <https://doi.org/10.1007/s12371-013-0092-6>
- Melelli, L. (2014). Geodiversity: a new quantitative index for natural protected areas enhancement. *Geojournal of tourism and geosites*, 7(1), 13. http://gtg.webhost.uoradea.ro/PDF/GTG-1-2014/3_142_MELLELI_LAURA.pdf
- Meléndez-Hevia, G., Moreira, J.C., & Carcavilla-Urqui, L. (2017). Geoturismo: el paso de un recurso a un atractivo. *Terr@Plural*, Ponta Grossa, 11(2), 327-337. <http://dx.doi.org/10.5212/TerraPlural.v11i2.0010>
- Mukwada, G., & Sekhele, N. (2017). The potential of community-based geotourism in rural development in South Africa: the case of Witsie cave project. *Journal of Asian and African Studies*, 52(4), 471-483. <https://doi.org/10.1177%2F0021909615595991>
- Natural Earth. Mapamundi físico-político. <https://www.naturalearthdata.com/downloads/>
- Nieto, L.M. (2001). Geodiversidad: propuesta de una definición integradora. *Boletín Geológico y Minero*, 112(2), 3-11. https://aguas.igme.es/Boletin/2001/112_2-2001/1-ARTICULO%20%20GEODIVERSIDAD.pdf
- Nieto, L.M., Pérez-Lorente, F., Guillén-Mondéjar, F., & Díaz-Martínez, E. (2006). Estado actual de la legislación para la Geoconservación en España. *Trabajos de Geología (Universidad de Oviedo)*, (26), 187-201. <http://www.unioviedo.es/reunido/index.php/TDG/article/view/400>
- Nikolova, V., & Sinnyovsky, D. (2019). Geoparks in the legal framework of the EU countries. *Tourism Management Perspectives*, 29, 141-147. <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2018.11.007>
- Ólafsdóttir, R., & Tverijonaite, E. (2018). Geotourism: a systematic literature review. *Geosciences*, 8(7), 234. <https://doi.org/10.3390/geosciences8070234>

- Pérez-Umaña, D., & Quesada-Román, A. (2018). Una propuesta para la valoración de Geoparques en Costa Rica. *Anuário do Instituto de Geociências*, 41(3), 382-394. https://doi.org/10.11137/2018_3_382_394
- Posada Ayala, I. H., García Gastelum, A., Bruschi, V. M., & Téllez Duarte, M. A. (2014). Geodiversidad y paisaje: un análisis de su potencial en Baja California, México. *Investigaciones Geográficas*, (48), 19-40. <https://doi.org/10.5354/0719-5370.2014.36674>
- Prosser, C.D., Bridgland, D.R., Brown, E.J., & Larwood, J.G. (2011). Geoconservation for science and society: challenges and opportunities. *Proceedings of the Geologists' Association*, 122(3), 337-342. <https://doi.org/10.1016/j.pgeola.2011.01.007>
- Ramos, A. G., & Fernández, G. (2016). Geoconservación, geoturismo y espeleoturismo: análisis de dos sistemas cavernarios en argentina. *Pesquisas em Turismo e Paisagens Cársticas*, 9(1), 83-93. https://www.cavernas.org.br/wp-content/uploads/2021/07/ptpc_v9_n1_083-093.pdf
- Rapanelli, R. V., & Feger, J. E. (2018). Geodiversidad y turismo en las investigaciones académicas. *Estudios y perspectivas en turismo*, 27(3), 647-667. <https://www.redalyc.org/journal/1807/180757123013/180757123013.pdf>
- Rassios, A., Grieco, G., Batsi, A., Myhill, R., & Ghikas, D. (2016). Preserving the non-preservable geoheritage of the aliakmon river: a case study in geoeducation leading to cutting-edge science. *Bulletin of the Geological Society of Greece*, 50(1), 255-264. <https://doi.org/10.12681/bgsg.11726>
- Ren, F., Simonson, L., & Pan, Z. (2013). Interpretation of geoheritage for geotourism—a comparison of Chinese geoparks and national parks in the United States. *Czech Journal of Tourism*, 2(2), 105-125. <https://doi.org/10.2478/cjot-2013-0006>
- Reynard, E., & Brilha, J. (Eds.) (2018). *Geoheritage: assessment, protection, and management*. Elsevier.
- Ribas, Á. B. (2018). Aprender geología en un geoparque de montañas: sobrarbe-Pirineos (Huesca). *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 26(1), 92-98. https://www.researchgate.net/profile/Anchel-Belmonte-Ribas-2/publication/329034451_Aprender_geologia_en_un_geoparque_de_montanas_Sobrarbe-Pirineos_Huesca/links/5bf27a4fa6fdcc3a8de0f712/Aprender-geologia-en-un-geoparque-de-montanas-Sobrarbe-Pirineos-Huesca.pdf
- Ródenas Serra, P., Seguí-Pons, J., & Ruiz Pérez, M. (2021). Análisis bibliométrico del Journal of Transport Geography (1993–2020). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (90). <https://doi.org/10.21138/bage.3105>
- Ruban, D. A. (2015). Geotourism-A geographical review of the literature. *Tourism Management Perspectives*, 15, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2015.03.005>
- Ruban, D.A. (2017). Geodiversity as a precious national resource: a note on the role of geoparks. *Resour. Policy*, 53, 103–108. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.06.007>
- Ruban, D.A., & Yashalova, N.N. (2018). Geodiversity meanings in global geoparks: an empirical study. *Environmental Earth Sciences*, 77(22), 1-8. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7962-9>
- Salazar, A., Carcavilla, L., & Díez-Herrero, A. (2014). Geomorphological heritage and conservation in Spain. In *Landscapes and Landforms of Spain* (pp. 307-318). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8628-7_25
- Sánchez-Cortez, J.L. (2013). Los geoparques como entes de conservación vinculante: geodiversidad, biodiversidad y patrimonio cultural. *Nature and Conservation*, 6(1), 46-53. <https://doi.org/10.6008/ESS2318-2881.2013.001.0003>
- Sánchez-Cortez, J.L., & Simbaña-Tasiguano, M. (2018). Los geoparques y su implantación en América Latina. *Estudios Geográficos*, 79(285), 445-467. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201817>
- Selamoglu, M. (2021). An Awareness on Leadership and the Role of Women in Science. *International Journal of Research in Humanities and Social Studies*, 8(9), 1-4.
- Serrano, E., & Ruiz-Flaño, P. (2007). Geodiversity: a theoretical and applied concept. *Geographica helvetica*, 62(3), 140-147. <https://doi.org/10.5194/gh-62-140-2007>
- Simón, J.L., Catana, M.M., & Poch, J. (2011). La enseñanza de la Geología en el campo: un compromiso de los Geoparques reconocidos por la Unesco. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 19(1), 74-80. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4042978>

- Stoffelen, A., Groote, P., Meijles, E., & Weitkamp, G. (2019). Geoparks and territorial identity: A study of the spatial affinity of inhabitants with UNESCO Geopark De Hondsrug, The Netherlands. *Applied Geography*, 106, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.03.004>
- Swarna, K., Biswas, S. K., & Harinarayana, T. (2013). Development of geotourism in Kutch Region, Gujarat, India: an innovative approach. *Journal of Environmental Protection*, 4(12), 1360-1372. <https://doi.org/10.4236/jep.2013.412157>
- Thomas, M.F. (2012). A geomorphological approach to geodiversity – its applications to geoconservation and geotourism. *Quaestiones Geographicae*, 31(1), 81-89. <https://doi.org/10.2478/v10117-012-0005-9>
- Trejo-Castro, J.A., & Marcano-Navas, N. (2016). Ecoturismo y Geoturismo: alternativas estratégicas para la promoción del turismo ambiental sustentable venezolano. *Revista de Investigación*, 40(88), 202-228. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=3761/376147131011>
- Turner, S. (2006). Promoting UNESCO Global Geoparks for sustainable development in the Australian-Pacific region. *Alcheringa: An Australasian Journal of Palaeontology*, 30(S1), 351-365. <https://doi.org/10.1080/03115510609506872>
- Vasconcelos, C. (Ed.) (2016). *Geoscience Education: Indoor and Outdoor*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-43319-6>
- Vegas, J., Salazar, A., Díaz-Martínez, E., & Marchán, E. (Eds.) (2013). *Patrimonio geológico, un recurso para el desarrollo*. Instituto Geológico y Minero de España.
- Wang, L., Tian, M., & Wang, L. (2015). Geodiversity, geoconservation and geotourism in Hong Kong Global Geopark of China. *Proceedings of the Geologists' Association*, 126(3), 426-437. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pgeola.2015.02.006>
- Wang, Y., Wu, F., Li, X., & Chen, L. (2019). Geotourism, geoconservation, and geodiversity along the belt and road: a case study of Dunhuang UNESCO Global Geopark in China. *Proceedings of the Geologists' Association*, 130(2), 232-241. <https://doi.org/10.1016/j.pgeola.2019.01.004>
- Wimbledon, W.A.P., Ishchenko, A. A., Gerasimenko, N.P., Karis, L.O., Suominen, V., Johansson, C.E., & Freden, C. (2000). Proyecto Geosites, una iniciativa de la Unión Internacional de las Ciencias Geológicas (IUGS). La ciencia respaldada por la conservación. *Patrimonio Geológico: Conservación y Gestión*, 73. https://www.igme.es/patrimonio/publicaciones/Wimbledon_et_al_2000_espa%C3%B1ol.PDF
- Wojtowicz, B., & Wojtowicz, P. (2016). The prospects for the development of Geotourism in the Area of the Wadi Rum Desert. *Journal of Tourism and Hospitality Management*, 4(1), 1-14. <https://doi.org/10.17265/2328-2169/2016.02.001>
- Zecha, S., & Regelous, A. (2018). Promoting geodiversity education by using EarthCaching in National Geoparks. *Geoheritage*, 10(4), 637-643. <https://doi.org/10.1007/s12371-018-0280-5>
- Zouros, N. (2016). Global Geoparks Network and the new UNESCO global Geoparks programme. *Bulletin of the Geological Society of Greece*, 50(1), 284-292. <https://doi.org/10.12681/bgsg.11729>

Cita bibliográfica: Francos, M., Santasusagna Riu, A., Corvacho-Ganahin, O., & Plaza Gutiérrez, J. I. (2023). Política de cohesión y desequilibrios socioeconómicos interterritoriales en la Europa del Sur durante los últimos veinte años. Los casos de Piamonte, Comunidad Valenciana y Sicilia. *Investigaciones Geográficas*, (79), 87-107. <https://doi.org/10.14198/INGEO.22869>

Política de cohesión y desequilibrios socioeconómicos interterritoriales en la Europa del Sur durante los últimos veinte años. Los casos de Piamonte, Comunidad Valenciana y Sicilia

Cohesion policy and inter-territorial socio-economic imbalances in Southern Europe over the last twenty years. The cases of Piamonte, Comunidad Valenciana and Sicilia

Marcos Francos^{1, 2*} 
Albert Santasusagna Riu³ 
Oscar Corvacho-Ganahin⁴ 
Juan Ignacio Plaza Gutiérrez⁵ 

Resumen

La Unión Europea (UE) es una forma y proceso de integración supranacional y una comunidad política supraestatal de compleja articulación jurídica e instrumental que ha respondido históricamente a una serie de objetivos de interés en el ámbito territorial para los Estados miembros. Este estudio pretende dar a conocer algunos aspectos fundamentales del trabajo realizado por la UE a escala internacional y más concretamente en los países del sur de Europa. Dentro de esta labor que desempeña la UE, este estudio se centra en el análisis de la llamada política de cohesión y cómo esta influye en el desarrollo regional de determinadas zonas meridionales de Europa. La UE está compuesta por 27 países europeos entre los cuales existen claras disparidades socioeconómicas. Este escenario plural y diverso influye en la forma en que se concretan los fondos europeos en el territorio, y más concretamente en la Europa del Sur. Estudiar este proceso es fundamental para lograr los objetivos de desarrollo sostenible de la Agenda 2030 y dotar a las regiones de instrumentos propios que les hagan ser dinámicas y competitivas.

Palabras clave: Unión Europea; Política de cohesión; NUTS; Fondos FEDER; Fondos estructurales; Piamonte; Comunidad Valenciana; Sicilia.

Abstract

The European Union (EU) is a form and process of supranational integration. It is a supra-state political community of complex legal and instrumental articulation that has historically responded to a series of objectives of territorial interest to the member states. This study aims to shed light on some fundamental aspects of the work carried out by the EU on an international scale and more specifically

1 Departamento de Geografía, Facultad de Geografía e Historia, Universidad de Salamanca, Cervantes s/n, 37002, Salamanca, España. mfq@usal.es. * Autor para correspondencia

2 Centro de Investigación de Estudios Avanzados del Maule (CIEAM), Universidad Católica del Maule, Av. San Miguel 3605, 3466706, Talca, Chile.

3 GRAM (Grup de Recerca Ambiental Mediterrània), Departamento de Geografía, Facultad de Geografía e Historia, Universidad de Barcelona, Montalegre 6, 08001, Barcelona, España. asantasusagna@ub.edu

4 Departamento de Ciencias Históricas y Geográficas, Universidad de Tarapacá, 18 de Septiembre 2222, 1000000, Arica, Chile. ocorvacho@academicos.uta.cl

5 Departamento de Geografía, Facultad de Geografía e Historia, Universidad de Salamanca, Cervantes s/n, 37002, Salamanca, España. jip@usal.es

in the countries of southern Europe. Within this work carried out by the EU, our study focuses on the analysis of the so-called cohesion policy and how it influences regional development in certain southern areas of Europe. The EU is composed of 27 European countries among which there are clear socio-economic disparities. This plural and diverse scenario influences the way in which European funds are implemented in the territory, and more specifically in Southern Europe. It is essential to study this process in order to achieve the sustainable development objectives of the 2030 Agenda and to provide the regions with their own instruments so that they may be dynamic and competitive.

Keywords: European Union; Cohesion Policy; NUTS; FEDER Funds; Structural Funds; Piamonte; Comunidad Valenciana; Sicilia.

1. Introducción

El uso histórico del espacio geográfico es determinante para conocer los desequilibrios existentes en los territorios de la Unión Europea. La distancia entre países y regiones, además de factores físicos (ej. orografía y distancia) y humanos (ej. características sociales y comunicaciones), esboza un mapa plagado de desigualdades socioeconómicas (Mairal, 2008; Bouzarovski & Tirado, 2015; Maynou et al., 2015; Carlsen & Bruggemann, 2021; Vinci, 2021), dando lugar a espacios de alta accesibilidad y otros más aislados. La notable disparidad entre territorios europeos queda de manifiesto en indicadores como el Producto Interior Bruto (PIB), que muestra valores superiores en los países pertenecientes a la Unión Europea (en lo sucesivo, UE) que en los que no lo son -aunque estos últimos ocupen un territorio más extenso- (Ezcurra et al., 2004; Ferreira & Dionísio, 2016). Dentro de los países pertenecientes a la UE también existen desigualdades regionales. Dentro de estas se puede destacar diferencias en el PIB, en el valor agregado bruto (VAB) a precios básicos por persona empleada, renta primaria de los hogares, en estándar de poder adquisitivo a efectos de consumo (EPAC), esperanza de vida al nacer y la vulnerabilidad demográfica (EUROSTAT, 2014; Rodríguez-Domenech, 2016).

Para corregir estos desequilibrios socioeconómicos se vienen utilizando instrumentos específicos diseñados en el marco de la política de cohesión (Faludi, 2005, 2016a, 2018; Leonardi, 2005), siendo la UE la mayor impulsora de esta política desde una perspectiva internacional (Dabrowski & Graziano, 2016; Gänzle et al., 2019). La política de cohesión es conocida también como política regional (McCann & Ortega-Argilés, 2013; Bachter & Mendez, 2016). A su vez, también se califica como política estructural, resultando en una triple denominación (cohesión, regional, estructural) que describe y acota todas sus variables y objetivos (Plaza Gutiérrez, 2000, 2002). Esta política se centra en la inversión económica en los diferentes territorios tratando de aumentar su competitividad, la creación de puestos de trabajo, el desarrollo sostenible y la mejora de la calidad de vida (Comisión Europea, 2017). Dichas inversiones guardan relación, a su vez, con la Agenda 2030, definida a nivel internacional por la Organización de las Naciones Unidas (Berishvili, 2020; Silander, 2020). Para ello, la UE entrega esta inversión a las unidades territoriales estadísticas correspondientes (NUTS-2) que gestionan de manera individual para cada región dicha financiación en base a los ejes prioritarios marcados por cada una de ellas. Sus objetivos abordan las materias de empleo, innovación, educación, integración social y lucha contra el cambio climático a través de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS). El estudio de la dimensión regional tiene un gran protagonismo debido a la diversidad física de los países europeos, a la identificación de dinámicas regionales diferenciadas, a los distintos modelos de organización territorial existentes y a los problemas y diferentes soluciones que se producen, haciendo que el estudio a escala regional sea imprescindible a la hora de analizar los fondos destinados a cada región o a cada país y ver cómo éstos se materializan en la cohesión territorial (Yserte et al., 2007; Marqués et al., 2018). A su vez, este concepto de cohesión tiene dos dimensiones: cohesión económica y social por un lado y cohesión territorial por otro (Faludi, 2005; Davoudi, 2006; Van Well, 2012; Medeiros, 2016; Farinós Dasí, 2021).

La política de cohesión económica y social tiene como objetivo conseguir que el desarrollo socioeconómico de los países se lleve a cabo de manera equilibrada y hacer del conjunto de la UE un territorio más sólido y competitivo (Schönlau, 2016; Heinelt & Petzold, 2018). Para lograr dicho propósito trata de reducir las diferencias estructurales entre regiones y Estados miembros a través de los Fondos Estructurales y de Inversión Europeos (FEIE). Fundamentalmente, la política de cohesión se apoya, como instrumento principal para llevar a cabo su función, en el Fondo de Cohesión (FC). No obstante, la política regional, como política de inversión que pretende la creación de empleo, la competitividad, el crecimiento

económico, la mejora de la calidad de vida y el desarrollo sostenible, se lleva a cabo también a través de otros fondos (Inforegio, 2021), como son el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER en adelante) y el Fondo Social Europeo (FSE en adelante). El primero aporta financiación al desarrollo y al ajuste estructural de las economías regionales, al aumento de la competitividad y a la cooperación territorial en la UE. El segundo trata de ayudar a las políticas estatales a aumentar las tasas de ocupación y la productividad laboral y reducir la exclusión social y las diferencias de empleo entre las regiones (De Gómez, 2011; Roos, 2021).

Por otra parte, la llamada política de cohesión territorial trata de generar oportunidades para la ciudadanía, con el objetivo de aprovechar al máximo las características de las zonas donde se vive para que no existan desventajas en lo que respecta a los servicios públicos, la vivienda o las oportunidades de empleo por el hecho de vivir en una región y no en otra (Zonneveld & Waterhout, 2005; Faludi, 2016b). De esta manera la cohesión territorial apunta en la dirección de un desarrollo sostenible (Alexiadis, 2017; Demeterova et al., 2020; Inforegio, 2021). Los países de nueva adhesión con anterioridad a su ingreso en la UE recibieron fondos de otros instrumentos como los programas de asistencia y cooperación, pero que no son instrumentos específicos de la política de cohesión como tal reconocida en la UE. Para los países de nueva adhesión del sur y el este europeos se creó el programa MEDA (Plaza Gutiérrez, 2003). Con esta ampliación, y las siguientes, aumentó la población eurocomunitaria, aumentándose también el territorio adscrito a la UE. Este hecho influyó en las disparidades entre los países de mayor y los de menor PIB. Esto mismo apuntó Utrilla de la Hoz (2002) señalando que la ampliación crearía una brecha entre los países de la Unión cambiando las prioridades del conjunto y poniendo en riesgo las ayudas europeas.

En 2014 se inició un nuevo periodo de programación de la política de cohesión (2014-2020) en el cual se trató de cumplir con los objetivos de Europa 2020 (EUROSTAT, 2017). Algunas de las medidas propuestas se basaron en impulsar las pequeñas y medianas empresas (PYMES), en dar apoyo a la investigación y la innovación, en mejorar tanto el medio ambiente como el acceso a la tecnología digital, desarrollar nuevos productos y métodos de producción, respaldar la eficiencia energética y paliar el cambio climático, impulsar la educación y la capacitación y, por último, mejorar las conexiones de transporte con las regiones más remotas (Pasimeni & Pasimeni, 2016; Lafuente et al., 2020). Con todo ello lo que se pretendió es que la UE se convirtiera en un territorio más cohesionado, mejor articulado y que gracias a todo ello se crearan sinergias positivas entre los diversos países con un objetivo común: el avance de la UE. Su finalidad era generar un crecimiento sostenible, puestos de trabajo, abordar el cambio climático, la dependencia energética y reducir la pobreza y la marginación social (Comisión Europea, 2017). La evaluación de cumplimiento de los objetivos propuestos por la estrategia de Europa 2020 es, a día de hoy, aún una tarea pendiente. Por ello este tipo de estudios resultan muy novedosos, más aún teniendo en cuenta la etapa de profunda crisis socioeconómica generada por el episodio de COVID-19.

En el contexto descrito, existe otro instrumento de vital importancia para los años venideros, conocido en inglés como Next Generation EU (Próxima Generación UE, NGEU), con una dotación total de 750.000 millones de euros para los Estados Miembros. Este instrumento fue aprobado por el Consejo Europeo en julio de 2020, y significa para España una suma total de 140.000 millones de euros (mediante el Mecanismo para la Recuperación y la Resiliencia) y 12.000 millones (provistos en el fondo REACT-EU), además de 720 y 450 millones de euros adicionales a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) y el Fondo de Transición Justa (FTJ), respectivamente. Se trata, pues, de un escenario favorable para tratar de reconducir las consecuencias sociales y económicas producidas por la pandemia global (Hinarejos, 2020; Picek, 2021).

El presente estudio se ha realizado para la zona sur de la UE por diversos motivos. Primeramente, porque ha sido tradicionalmente considerada como una zona periférica, lo que ha hecho que las dinámicas regionales no se hayan manifestado con toda la intensidad patente en otros puntos mejor localizados del territorio propio de la UE (Petmesidou & Guillén, 2014; González-Begega & Luque-Balbona, 2015). Esta zona sur, además de periférica, hace frontera con el mar Mediterráneo y con el continente africano, lo que se ha traducido en que, al igual que muchas otras zonas fronterizas, hayan recibido menores inversiones y su dinamismo haya sido más complejo. Así como apuntan varios autores (Pattyn et al., 2018; Schoenefeld & Jordan, 2019; De la Fuente et al., 2021), es necesario evaluar las políticas públicas y ver si estas cumplen los objetivos marcados al inicio para cada periodo. En definitiva, el objetivo principal del estudio es evaluar si las políticas supranacionales generan desequilibrios territoriales y si se logra la consecución de los objetivos fijada para cada una de las regiones seleccionadas en este estudio al final de cada periodo analizado. Como objetivos específicos se pretenden evaluar los cambios temporales de la inversión a través de

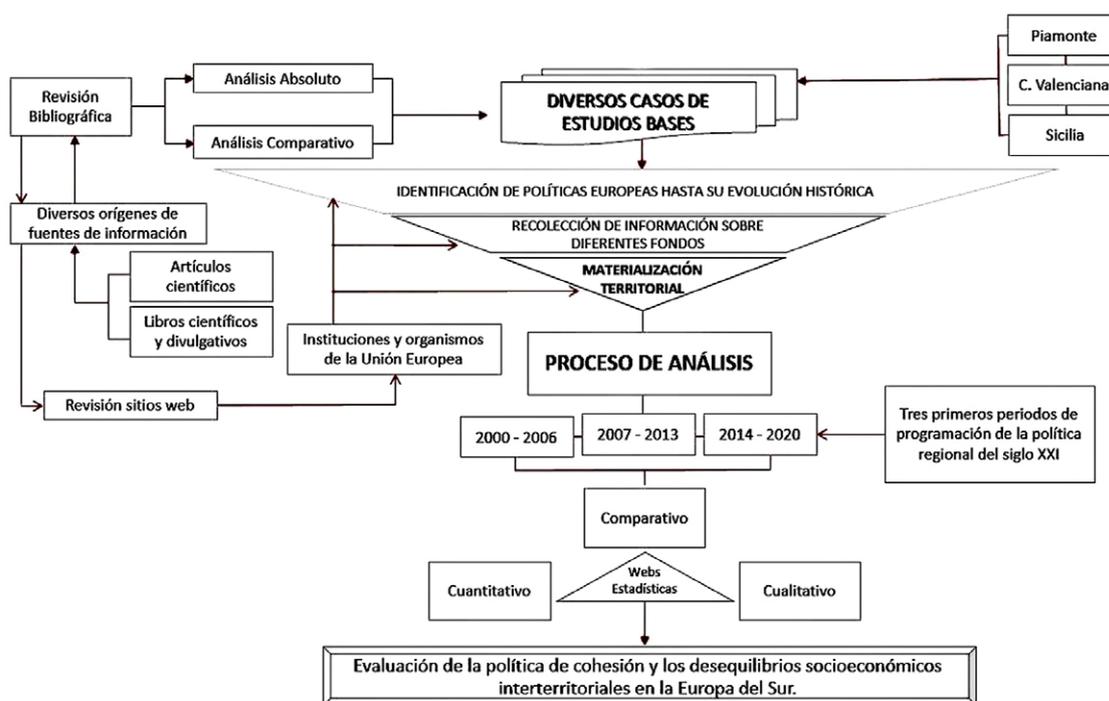
la política de cohesión durante sus tres últimos periodos para cada caso de estudio y entender los cambios espaciales de dicha inversión para las tres áreas de estudio en cada periodo analizado.

2. Metodología

2.1. Revisión bibliográfica y fuentes utilizadas

Para lograr los objetivos planteados, se ha llevado a cabo una revisión bibliográfica basada en el análisis absoluto y comparativo de varios casos de estudio (Figura 1). Éste ha abarcado desde la identificación de las políticas europeas hasta su evolución histórica, pasando por la recolección de información sobre los diferentes fondos y su materialización territorial para las tres regiones seleccionadas. En cuanto a las fuentes utilizadas, su procedencia es muy diversa. Primeramente, se ha llevado a cabo una revisión bibliográfica sobre el tema de estudio identificándose artículos y libros científicos y divulgativos publicados en las últimas tres décadas accesibles a través del portal Google Académico que han ayudado a conocer el funcionamiento de los mecanismos europeos para el desarrollo equitativo de las regiones. Además buena parte de la información existente en el presente estudio ha sido extraída de la información disponible en el sitio web de instituciones y organismos de la UE. Dentro de estas webs, una de las principales fuentes consultadas ha sido la página de la Comisión Europea, con el fin de conocer las diferentes políticas existentes y cómo estas han ido variando y se han materializado en el territorio con el paso de los años. También se ha utilizado el Atlas ESPON para observar la clasificación de las regiones y, específicamente en el caso de Sicilia, para analizar la clasificación que hace de las islas según la población de 2013. Asimismo ha sido consultada la página web de Inforegio, un sitio web oficial de la UE donde la información se centra en la política regional de cada país miembro. En dicha web también se ha podido recabar información sobre la política de cohesión y textos legislativos como los Fondos Estructurales y de Inversión europeos. Además, se ha recurrido a EUROSTAT para conocer los fondos destinados en cada caso y en cada momento y ver la finalidad de los mismos. Tanto en Inforegio como en EUROSTAT existe una gran cantidad de textos sobre la política de cohesión o política regional y los fondos de los que esta dispone además de una amplia y variada información de la desigualdad regional existente dentro de la UE y los mecanismos disponibles para favorecer el avance de las regiones menos desarrolladas. Además, se basan en una clara transparencia, ya que detallan la cantidad monetaria destinada para cada política y para cada fondo y en qué se gastan estas cantidades lo cual es trascendental para estudiar los desequilibrios territoriales.

Figura 1. Esquema del procedimiento metodológico



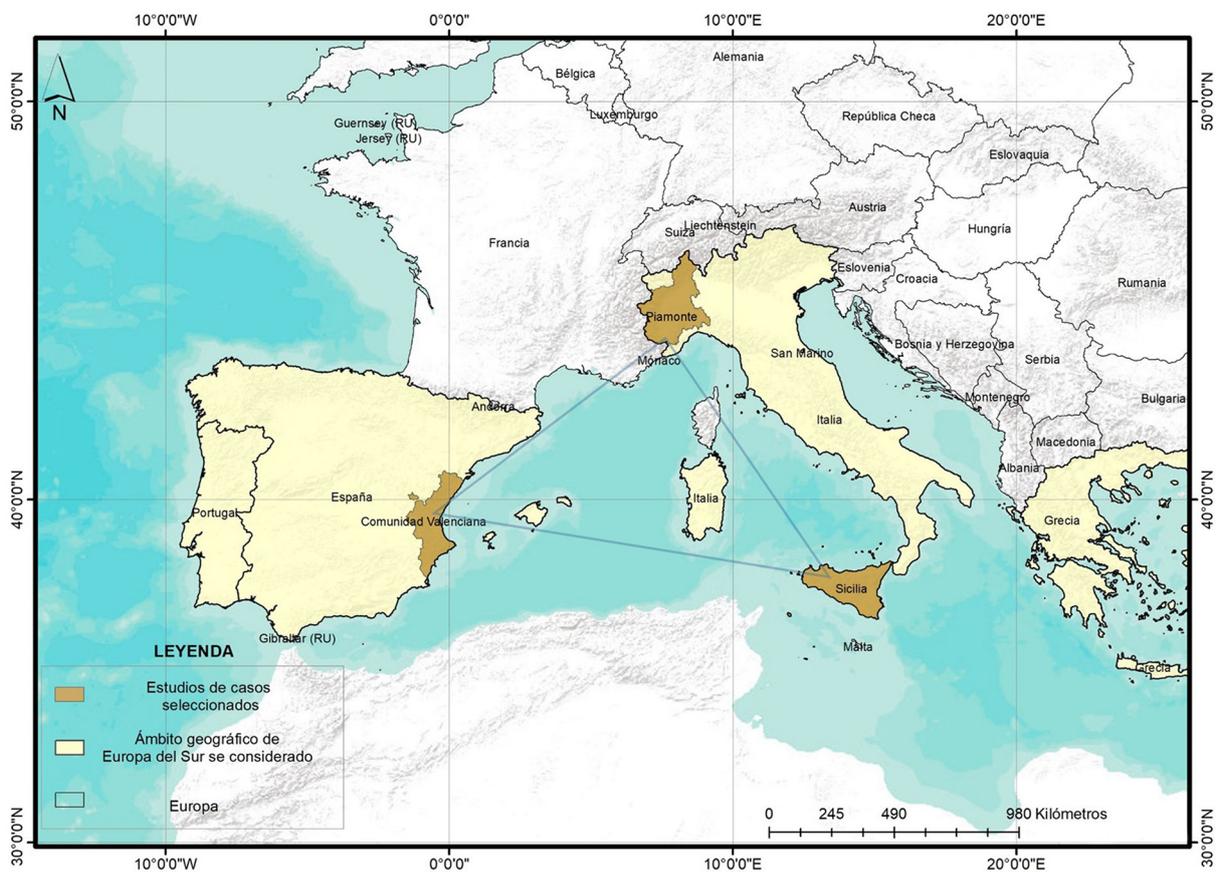
Elaboración propia

El análisis realizado se ha ceñido exclusivamente a los tres primeros periodos de programación de la política regional del siglo XXI (2000-2006, 2007-2013 y 2014-2020). Fue a fines del siglo XX cuando se introdujeron los Fondos de Cohesión y a principios del siglo XXI con el inicio del periodo 2000-2006 cuando se comenzaron a observar los resultados concretos de dichas inversiones y a dirigirse las prioridades de la UE hacia el crecimiento, el empleo y la innovación. Este análisis cuantitativo, cualitativo y comparativo se ha llevado a cabo a través de las estadísticas disponibles en diferentes webs, pero sobre todo en la de la UE en el apartado de cohesión y desarrollo regional en los distintos países y regiones de Europa y de las que están en los informes periódicos de la UE sobre la evolución socioeconómica de las regiones y en los Informes de Cohesión, del volumen de ayudas y fondos dirigidos hacia la Europa del Sur.

2.2. Áreas de estudio

Como ámbito geográfico de Europa del Sur se considera a Portugal, España, Italia y Grecia (Figura 2), que son los países que históricamente han recibido más inversión por su mayor tamaño, tanto demográfico como físico, y porque llevan más tiempo en la UE (García-Martínez, 2021).

Figura 2. Mapa de localización de las áreas de estudio



Elaboración propia

La UE creó con el Reglamento (CE) n°1059/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo lo que se conoce como “nomenclatura común de unidades territoriales estadísticas (NUTS)” con el fin de recopilar, generar y difundir estadísticas regionales de los espacios pertenecientes a la Unión. Estas estadísticas son de gran importancia para establecer los indicadores regionales y jerarquizar los espacios que componen la UE. A partir de ello se determinaron umbrales demográficos con los que jerarquizar las regiones siendo las NUTS-1 las que cuentan con entre 3 y 7 millones de habitantes; las NUTS-2 las que tienen entre 3 millones y 800.000 habitantes; y las NUTS-3 las regiones que tienen entre 800.000 y 150.000 habitantes (Fichas técnicas sobre la Unión Europea, 2022). Además de estos umbrales se tienen en cuenta también

la correspondencia con distintos niveles de organización político-administrativa de cada estado miembro (distrito administrativo, región, comunidad autónoma, provincia, área).

Para los estudios de caso se han elegido tres regiones diferenciadas dentro del territorio de la Europa del Sur (Figura 1): dos regiones italianas (Piamonte y Sicilia) y una española (Comunidad Valenciana). La selección de estos estudios de caso se basa en las siguientes consideraciones. Dichas regiones coinciden con NUTS-2 (Nomenclatura de Unidades Territoriales Estadísticas) las cuales, según se determinó en su origen, deben tener una población entre 800.000 y 3 millones de personas. No obstante, el incumplimiento de este requisito no es excluyente para ser considerada una región NUTS-2 (Luzón Benedicto, 2013). Se trata, pues, de tres regiones que se prestan a una comparación de interés académico, precisamente por formar parte de un mismo ámbito geográfico a escala europea (la llamada Europa del Sur), compartir su clasificación como NUTS-2 y formar parte de Estados miembros de la UE con cifras suficientemente análogas de PIB per cápita. Sin embargo, existen ciertas diferencias geográficas y socioeconómicas particulares entre ellas para que también puedan llegarse, a través de la presente investigación, a conclusiones específicas e individualizadas. Por ello, además de contar estas áreas de estudio con características comunes, también cuentan con diferencias (ej. país al que pertenecen, localización, características físicas, sociales e históricas) que hacen comparables las regiones e interesante su estudio desde una perspectiva regional. Por otra parte, es importante señalar que la existencia de información abierta, transparente y accesible sobre estas tres regiones permite un contraste de datos coherente con los objetivos del artículo.

2.2.1. Piamonte (norte de Italia)

La primera área de estudio es Piamonte. Esta región italiana se encuentra situada al noroeste de la península itálica. Posee un dinamismo urbano que se plasma en la concreción de lo que se conoce como Arco Mediterráneo, el cual engloba a esta región donde confluye con la conocida como “banana azul”. El Piamonte actúa como nexo con la zona centroeuropea y de esta manera recibe influencias positivas de ambas zonas (central y meridional europea), propiciando que su dinamismo sea bastante notorio. Piamonte es una zona fronteriza que limita por el oeste con Francia (perteneciente a la UE) y por el norte con Suiza (no perteneciente a la UE). La capital de esta región es Turín, lugar de nacimiento de la industria moderna según George (1962), donde actualmente están censados casi 900.000 habitantes. El dinamismo industrial, sumado a la importante población que alberga Turín y la localización de esta región (influencia del Arco Mediterráneo y de la Dorsal Europea), hacen que esta zona sea un importante polo económico, un vértice del célebre “trípode económico del noroeste italiano” (George, 1962).

2.2.2. Comunidad Valenciana (levante español)

La Comunidad Valenciana es una Comunidad Autónoma del levante español cuya capital es la ciudad de Valencia. Este territorio presenta una fuerte disimetría, ya que en la zona oriental aparecen las llanuras y en la occidental y el sur se elevan alineaciones montañosas que van desde el Sistema Ibérico hasta el mar Mediterráneo (López-Palomeque, 1988). Esta región del levante español tiene un carácter fundamentalmente costero, con un modelo productivo, histórico y actual, muy adaptado a los recursos, actividades y potencialidades de estas zonas litorales del Mediterráneo (actividades industriales, carácter exportador, agricultura intensiva, destacada actividad comercial y fuerte especialización turística). Se encuentra en el inicio, por el extremo oeste-suroeste del Arco Mediterráneo Europeo y refleja de manera clara la red de vías de comunicaciones desarrolladas paralelamente a la línea de costa, formando un continuo y siguiendo dicho arco.

2.2.3. Sicilia (sur de Italia)

Sicilia es la isla más grande del mediterráneo ocupando más de 25.000 km² y es una de las veinte regiones que conforman la República Italiana localizándose al sur del país. Desde un punto de vista demográfico, también es una de las mayores islas de la UE, según la clasificación que establece el Atlas ESPON (2013). La capital, Palermo, cuenta con más de 673.000 habitantes. Es una isla montañosa en su zona norte, donde se encuentran los Apeninos sículos y con relieves menos abruptos en la parte central y en el sur. Esta región italiana se encuentra situada prácticamente en la zona central del Mar Mediterráneo

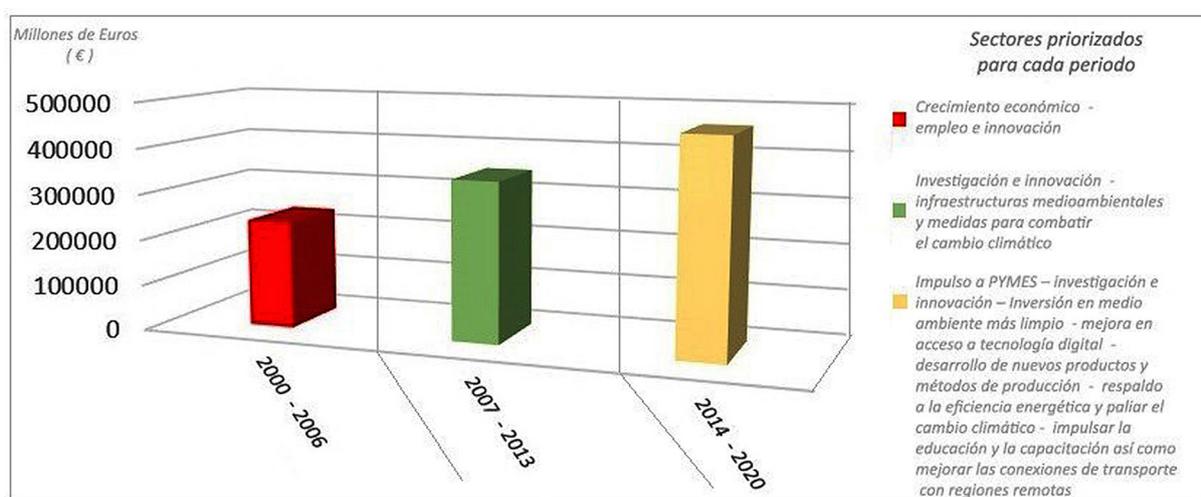
(Severo Giannini, 1984). Se caracteriza por su menor dinamismo y su perfil más rural y deprimido desde un punto de vista económico.

3. Resultados

Las actuaciones llevadas a cabo y los fondos, subvenciones e inversiones recibidos por parte de la UE son gestionados siguiendo el programa operativo para cada región, pero de manera acorde al marco estratégico nacional de referencia de cada país, que es quien lo gestiona. A continuación, se analizan cada caso de estudio seleccionado para la presente investigación, haciendo hincapié en la inversión total del FEDER, el establecimiento de ejes prioritarios y la distribución de la inversión en estos ejes.

Los Fondos Estructurales pertenecientes a la política de cohesión han tenido una tendencia ascendente desde su creación (Figura 3).

Figura 3. Representación gráfica de recursos destinados por parte de la UE para Fondos Estructurales y de Cohesión para el periodo comprendido entre los años 2000 a 2020



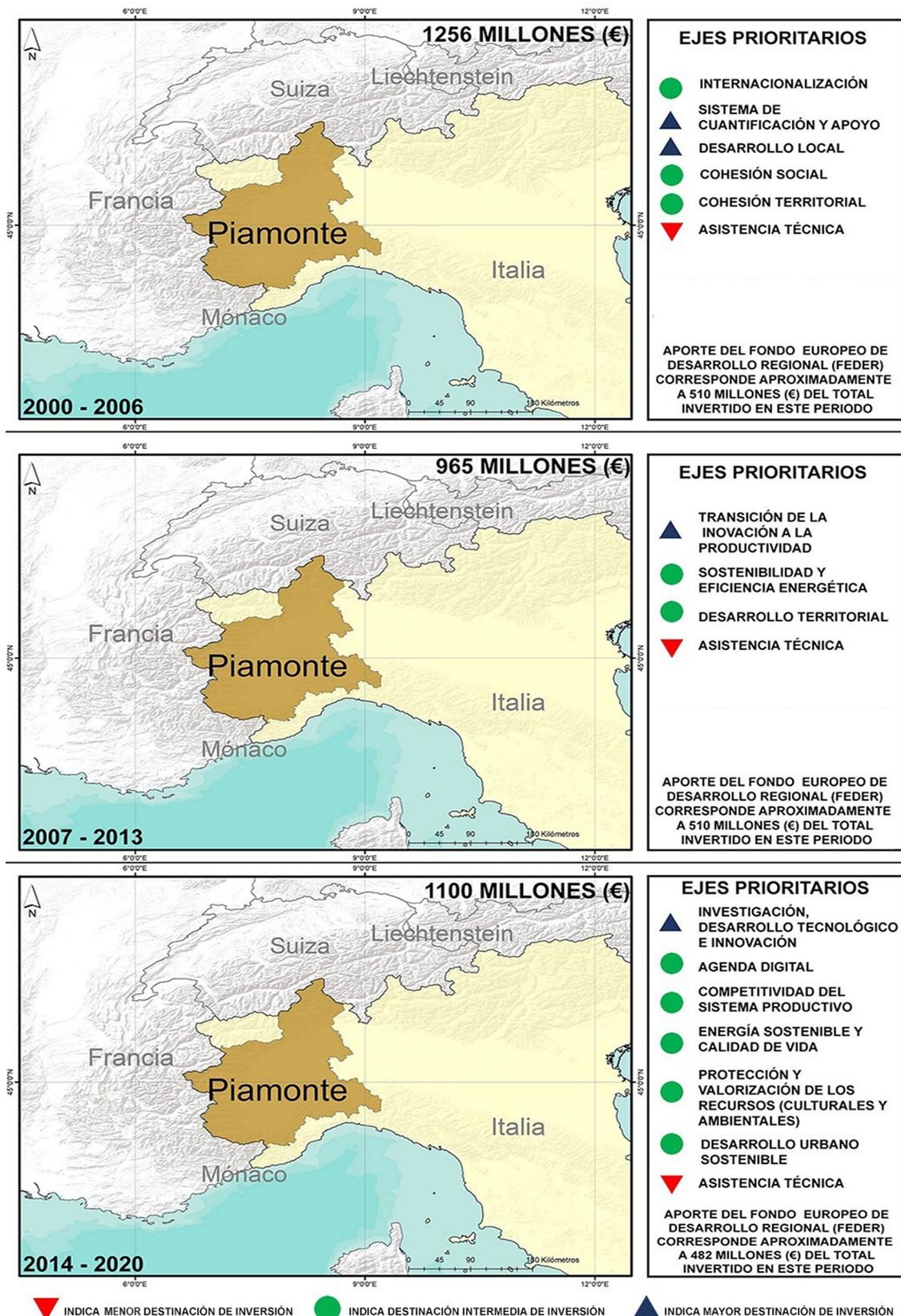
Elaboración propia

3.1. Piamonte

La contribución de los fondos invertidos por Piamonte para llevar a cabo sus ejes prioritarios en el periodo 2000-2006 ascendió a un total de 1.256 millones de euros, de los cuales casi 510 fueron provenientes del FEDER. Los ejes prioritarios para esta zona fueron los siguientes: internacionalización, sistema de cualificación y apoyo, desarrollo local y cohesión territorial, cohesión social y asistencia técnica. La mayor inversión de fondos europeos fue a parar al sistema de cualificación y apoyo y al desarrollo local, siendo la menor inversión la destinada a asistencia técnica (Figura 4).

En el periodo 2007-2013, la inversión total fue de 965 millones de euros, de los cuales provenían de instancias europeas casi 427 (Figura 4). Los ejes prioritarios de la región de Piamonte para el periodo 2007-2013 fueron los siguientes: transición de la innovación a la producción (46,2% de la inversión total), sostenibilidad y eficiencia energética (25,1% de la inversión total), desarrollo territorial (25,1% de la inversión total) y asistencia técnica (3,6% de la inversión total). El primero de estos ejes se centró en promover la innovación y la colaboración entre los centros de investigación en sectores punteros como la biotecnología o las energías alternativas para transmitirlo todo ello a la producción. El segundo pretendió sacar el máximo partido a las fuentes de energía, pero de manera sostenible y eficiente. El tercer eje trató de realizar programas de desarrollo territorial basados en el medio ambiente y la cultura para, mediante éstos, alcanzar el desarrollo y la rehabilitación urbana. El último eje buscó la eficiencia administrativa, la monitorización, la evaluación y el control. A nivel general en este periodo la inversión fue menor que en el periodo anterior y se redujo el número de ejes prioritarios.

Figura 4. Representación gráfica de inversión total y aporte del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), el establecimiento de ejes prioritarios y la distribución de la inversión para el caso de estudio de la región de Piamonte



Elaboración propia

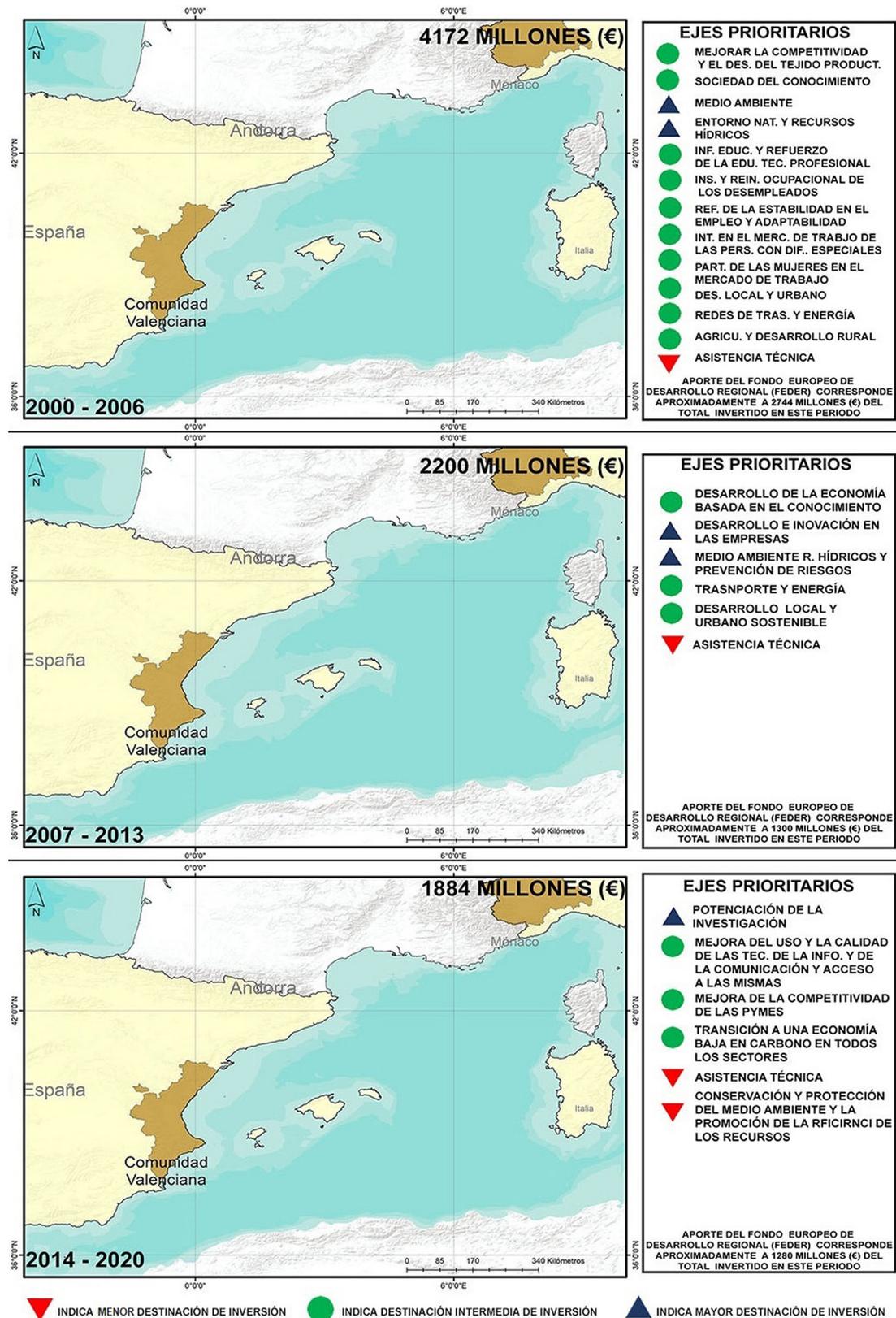
En cuanto al periodo 2014-2020, la inversión total ha sido de alrededor de 1.100 millones de euros, la mitad de ellos (482 millones) provenientes del FEDER de la UE. En este caso, se han previsto siete ejes prioritarios: investigación, desarrollo tecnológico e innovación; agenda digital; competitividad del sistema productivo; energía sostenible y calidad de vida; protección ambiental y valorización de los recursos (culturales y ambientales); desarrollo urbano sostenible y, finalmente, asistencia técnica (Figura 4). El 37% de la inversión total ha sido destinado al primer eje (investigación, desarrollo tecnológico e innovación), seguido del 22% para el tercero (competitividad del sistema productivo) y 20% para el cuarto (energía sostenible y calidad de vida). El resto de ejes han recibido menos del 10% de inversión (agenda digital, 9%; desarrollo urbano y sostenible, 5%; asistencia técnica, 4%), quedando en último lugar la protección ambiental y la valorización de los recursos (3%). Siendo un periodo afectado por la pandemia global (COVID-19), se ha llevado a cabo una reprogramación en 2020 que ha permitido reasignar acciones prioritarias en salud y crisis económica en los ejes establecidos. Si se comparan los periodos analizados, se observa cómo el dinero perteneciente a fondos europeos destinado a esta región ha sufrido una disminución considerable de la primera a la segunda etapa. No obstante, en la última etapa la inversión ha aumentado respecto la segunda, aunque sin lograr nuevamente la inversión europea de la primera. En cuanto a la inversión de los fondos europeos en esta región se puede apreciar cómo la menor cuantía monetaria la recibe la asistencia técnica y la mayor el desarrollo territorial y el tema relacionado con la energía y la innovación. Estos últimos se caracterizan por la necesidad de infraestructuras y, por lo tanto, de una mayor cuantía de dinero. En el periodo 2014-2020 Piamonte ha creado las condiciones para un ecosistema más inteligente, más sostenible e incluso con el ambicioso objetivo de mejorar la calidad de vida de sus ciudadanos mediante la consolidación de las redes de infraestructuras de innovación e investigación, la formación de nuevas competencias y las condiciones propicias para el desarrollo sostenible que actúan sobre el tejido económico y productivo.

3.2. Comunidad Valenciana

En el periodo 2000-2006, la contribución de los Fondos Estructurales superó los 2.744 millones de euros sobre un coste subvencionable global de 4.172 millones de euros para el Programa Operativo Integrado de la Comunidad Valenciana (de los cuales 1.428 millones de euros correspondieron a las Administraciones españolas implicadas). En este periodo se marcaron diversos ejes prioritarios de actuación: mejorar la competitividad y el desarrollo del tejido productivo, sociedad del conocimiento (innovación, I+D, sociedad de la información), medio ambiente, entorno natural y recursos hídricos, infraestructura educativa y refuerzo de la educación técnico profesional, inserción y reinserción ocupacional de los desempleados, refuerzo de la estabilidad en el empleo y adaptabilidad, integración en el mercado de trabajo de las personas con dificultades especiales, participación de las mujeres en el mercado de trabajo, desarrollo local y urbano, redes de transporte y energía, agricultura y desarrollo rural y asistencia técnica (Figura 5). De esta manera se observa cómo una importante parte de los fondos fue destinada a medio ambiente, entorno natural y recursos hídricos y para redes de transporte y energía. Los capítulos que menos fondos recibieron fueron la asistencia técnica y la inserción de mujeres en el mundo laboral (Figura 5). Esto puede deberse a que los dos primeros necesitan de una fuerte inversión para infraestructuras y tecnología que quizá los segundos no precisen. En este periodo los fondos invertidos en la Comunidad Valenciana se repartieron de tal manera que se observa cómo prácticamente tres cuartas partes de la inversión llevada a cabo en esta zona corrieron a cargo del FEDER, y en menor medida del FSE y del FEOGA (Fondo Europeo de Orientación y Garantía Agrícola).

Al programa operativo del periodo 2007-2013 se destinó un presupuesto total de 2.200 millones de euros (Figura 4), con una aportación de la UE mediante el FEDER que ha ascendido a 1.300 millones de euros, el 3,8 % de lo recibido en España por la política de cohesión (InfoREGIO, 2021). Los ejes prioritarios de este periodo fueron: desarrollo de la economía basada en el conocimiento (17% de la inversión total), desarrollo e innovación en las empresas (24% de la inversión total), medio ambiente, recursos hídricos y prevención de riesgos (27% de la inversión total), transporte y energía (22% de la inversión total), desarrollo local y urbano sostenible (8,5% de la inversión total) y asistencia técnica (1,5% de la inversión total). El primer eje se centró en la intensificación de la investigación, el desarrollo y la innovación (I+D+i), principalmente por las empresas y la utilización de las Tecnologías de la Información y la Comunicación (TIC) para el aumento de la productividad. El segundo eje trabajó sobre la asistencia y promoción de las empresas para su internacionalización y la iniciativa empresarial y para tratar de incrementar la inversión privada para mejorar la productividad de las empresas y que estas lleven a cabo una diversificación productiva.

Figura 5. Representación gráfica de inversión total y aporte del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), el establecimiento de ejes prioritarios y la distribución de la inversión para el caso de estudio de la región de la Comunidad Valenciana



Elaboración propia

En el tercer eje se pretendió la protección de la naturaleza y la biodiversidad, disminuir los riesgos asociados a los recursos hídricos (desbordamientos e inundaciones), a recuperar el suelo y utilizarlo en algo que ofrezca una plusvalía importante y por último a promover el desarrollo sostenible. El cuarto eje apostó por la mejora de las infraestructuras de transportes. En el quinto se promovió el desarrollo de zonas rurales y la oferta turística en estas áreas, y la promoción de la cohesión territorial con proyectos de regeneración urbana y rural en medianos y pequeños municipios. En el sexto y último eje se trató de optimizar la capacidad administrativa para la utilización de los fondos. La mayor inversión de la UE se destinó a medio ambiente, recursos hídricos y prevención de riesgos y a transporte y energía. En cuanto al eje prioritario que menos inversión de la UE recibió fue la asistencia técnica. Esto también ocurrió en esta misma comunidad autónoma en el anterior periodo.

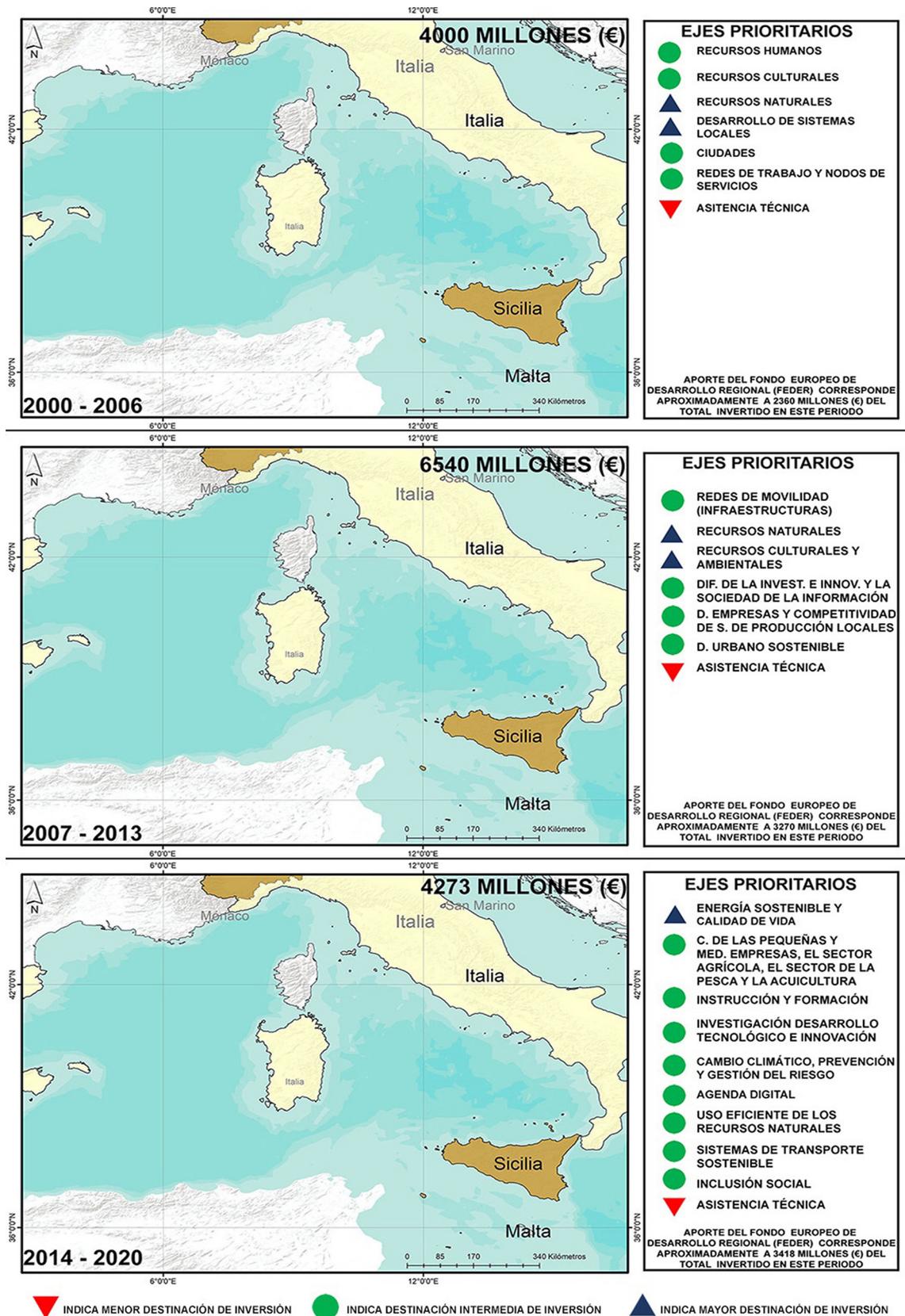
En el último periodo analizado (2014-2020), 1.884 millones de euros han sido presupuestados para la Comunidad Valenciana, de los cuales 1.280 (68%) provienen del FEDER y, el resto, como contribución de la administración nacional (32%). En la inversión de origen europeo, los datos actualizados tienen en cuenta también una categoría adicional de fomento de la reparación de la crisis y resiliencia proveniente de REACT-EU (Next Generation/NGEU), a raíz de la pandemia global, que asciende a 676 millones de euros (lo que supondría, en términos absolutos, más de la mitad de la inversión europea para esta etapa). Los ejes prioritarios en esta etapa han sido los seis siguientes (Figura 5): la potenciación de la investigación (61%); la mejora del uso y la calidad de las tecnologías de la información y de la comunicación y el acceso a las mismas (15%); la mejora de la competitividad de las PYMES (9%); la transición a una economía baja en carbono en todos los sectores (7%); la asistencia técnica (5%) y, finalmente, la conservación y protección del medio ambiente y la promoción de la eficiencia de los recursos (3%). Comparando la inversión realizada en esta región en los primeros dos periodos se pueden ver cómo los fondos destinados desde la UE disminuyeron, siendo estos menos de la mitad en el periodo 2007-2013 respecto al anterior periodo. Sin embargo, existe un aumento relativo de la inversión en la tercera etapa (2014-2020), motivada expresamente por la crisis sanitaria. Durante las dos primeras etapas, en la Comunidad Valenciana las mayores inversiones se centraron en el medio ambiente, los recursos hídricos y la prevención de riesgos y en transportes y energía. En esta región, debido al importante recorte en los fondos europeos recibidos entre la primera y la segunda etapa, desaparecieron algunos ejes que se consideraban prioritarios en el periodo 2000-2006, como por ejemplo la inserción y reinserción ocupacional de los desempleados o el refuerzo de la estabilidad en el empleo y adaptabilidad. No obstante, en el tercer periodo los ejes de mayor inversión cambian, y se sitúa en primer lugar la potenciación de la investigación.

3.3. Sicilia

En la región italiana de Sicilia la inversión europea en el periodo 2000-2006 fue superior a 4.000 millones de euros, centrados en siete ejes prioritarios: recursos naturales, recursos culturales, recursos humanos, desarrollo de sistemas locales, ciudades, redes de trabajo y nodos de servicios y asistencia técnica. La mayoría de la inversión se concentró en el desarrollo de sistemas locales y en los recursos naturales, destinando fondos bastante menos cuantiosos a la asistencia técnica (Figura 6). Casi un 59% de la inversión provino del FEDER y tan solo un 1,26% del Instrumento Financiero de Orientación de la Pesca (IFOP). Los otros dos fondos que destinaron parte de su dinero para financiar proyectos en esta región italiana fueron el FSE y el FEOGA, que aportaron en torno al 20% del total de la inversión de la UE en Sicilia. En este sentido se han introducido dos nuevos tipos de fondos muy necesarios en esta región por su carácter más rural y porque tiene una mayor importancia el sector primario en comparación con las otras regiones.

En el periodo 2007-2013 en el programa operativo para Sicilia la inversión rondó los 6.540 millones de euros, de los cuales procedieron de instancias europeas en torno a 3.270 millones. La distribución de la inversión y los ejes principales de este programa operativo, fueron los siguientes (Figura 6): 22% en redes de movilidad (infraestructuras), 24,5% para recursos naturales, 22,5% destinado a recursos culturales y ambientales, 5% en difusión de la investigación e innovación y la sociedad de la información, 13% desarrollo de empresas y competitividad de sistemas de producción locales, 11% en desarrollo urbano sostenible, mientras que en última instancia un 2% destinado a gobernanza, capacidad institucional y asistencia técnica. El primer eje trató de facilitar el acceso y la movilidad de personas, objetos y bienes tratando de respetar en todo momento el medio ambiente. El eje número 3 se dirigió a la promoción del turismo sostenible, y el 4 a la transferencia de la información científica. El quinto, sexto y séptimo incidieron en el desarrollo de las PYMES, la creación de infraestructuras regionales y mejorar la coordinación, comunicación, información del sector público y sus instituciones respectivamente.

Figura 6. Representación gráfica de inversión total y aportación del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), el establecimiento de ejes prioritarios y la distribución de la inversión para el caso de estudio de la región de Sicilia



Elaboración propia

En el último periodo analizado (2014-2020), la inversión total ascendió a 4.273 millones de euros, el 75% de la cual (aproximadamente, 3.418 millones) provino del fondo FEDER y el 25% de una cofinanciación nacional y regional de la administración italiana. Esta vez, se centraron en diez objetivos prioritarios: investigación, desarrollo tecnológico e innovación; agenda digital; competitividad de las pequeñas y medianas empresas, el sector agrícola y el sector de la pesca y la acuicultura; energía sostenible y calidad de vida; cambio climático, prevención y gestión del riesgo; uso eficiente de los recursos naturales; sistemas de transporte sostenible; inclusión social; instrucción y formación y, finalmente, asistencia técnica (Figura 6). De todos estos ejes prioritarios, el que ha recibido un mayor porcentaje de inversión es el correspondiente a energía sostenible y calidad de vida (25%), seguido de unas cifras parecidas para los sistemas de transporte sostenible (15%) y la promoción de la competitividad de las PYMES y otros sectores (15%). Seguidamente, se encuentra el eje relativo al uso sostenible de los recursos naturales (11%) y la investigación, desarrollo tecnológico e innovación (10%). El resto de categorías han recibido una inversión total menor al 10%, quedando en último lugar la asistencia técnica (2%). No obstante, es importante comentar que a raíz de la pandemia global (COVID-19), este programa operativo ha sido reprogramado en 2020 y 2021, con la introducción de acciones concretas a desarrollar en buena parte de los ejes mencionados relacionadas con la mejora del sistema sanitario, un aumento de las ayudas a empresas que han sufrido más el impacto económico de la pandemia y también acciones destinadas a garantizar el servicio escolar durante la crisis sanitaria. A grandes rasgos, se puede afirmar que la mayor parte de la inversión durante las dos primeras etapas analizadas se centró en los recursos naturales, en los recursos culturales y ambientales y en la instalación de redes de movilidad (infraestructuras) y la menor parte en gobernanza, capacidad institucional y asistencia técnica. En la tercera etapa (2014-2020) también se ha potenciado en los primeros lugares los ejes relativos a cuestiones energéticas, sistemas de transporte, promoción de PYMES y uso eficiente de los recursos naturales, dejando en posiciones más secundarias la inclusión social o la formación. Comparando los datos de la inversión europea llevada a cabo en esta región en los periodos 2000-2006 y 2007-2013 se ve cómo el dinero recibido de fondos europeos ha disminuido, y solamente ha experimentado un breve repunte en la última etapa (2014-2020). Esta disminución, a nivel general, no ha conllevado el descenso del número de ejes prioritarios establecidos por Sicilia, incluso al contrario: han aumentado en una unidad por cada etapa analizada.

4. Discusión de resultados

En cada periodo la cantidad de dinero destinada a estos fondos ha aumentado y al mismo tiempo se ha incrementado el número de países pertenecientes a la UE (y con ello el número de países que recibían dinero de estos fondos). Debido a esto, los países de mayor tradición en la UE han visto disminuidos los Fondos Estructurales recibidos a pesar de que estos aumentarían como se puede apreciar para los tres casos de estudio si se compara el último con el primer periodo analizado. Esta política regional, con el paso de los años, ha ido adquiriendo un carácter más integrador y territorial y no solo económico-social como tenía al principio (Mancha Navarro & Gallo Rivera, 2013). De esta manera se ha podido abarcar una mayor diversidad de lugares en la UE, pasando por las áreas más rurales, a las fronterizas, y desde estas a las industriales en declive hasta llegar a las urbanas actualmente en crisis. Como se ha señalado en los resultados, de manera general se ha pasado de aportar fondos principalmente para lograr un desarrollo económico de carácter más local a conseguir un desarrollo regional puntero en I+D+i y con una visión integradora y puesta en la sostenibilidad ambiental de las regiones. Esto coincide con lo señalado por los autores anteriores, que destacan que a lo largo de los años (especialmente entre 2000 y 2020) estos fondos europeos han sido progresivamente gestionados de una forma más proporcional y descentralizada pero sin limitar los objetivos internos de competitividad de la UE. Esta descentralización se aprecia de manera notoria en la inversión entregada a regiones periféricas como Sicilia en comparación con otra del mismo país como es Piamonte.

Numerosos hechos que individualizan la Europa del Sur del resto de Europa. Algunos de estos factores pueden ser las condiciones climáticas benignas, la insolación, su patrimonio, su riqueza pesquera del mar y el ser un foco de atracción turístico (López-Palomeque, 2000), así como tradiciones políticas diferenciadas respecto del norte europeo (Linz, 1980).

Existen algunos factores que influyen de manera negativa sobre el territorio de la Europa del sur, como por ejemplo su mayor distancia geográfica respecto a los centros de decisión europeos. Este aspecto se ve agravado por la orografía, que compartimenta el territorio y dificulta su correcta articulación. Sin

embargo, estas barreras físicas (excepto en el caso de los Alpes y los Pirineos) no han supuesto un límite fronterizo destacable gracias a los avances técnicos y tecnológicos que se han ido sucediendo y que han hecho que estos impedimentos puedan ser superados. A pesar de ello, esta orografía en algunos casos, como ocurre en Sicilia, dificulta la articulación del territorio. Por ello, como se aprecia en el apartado de resultados, ha existido una clara transición desde el primer periodo en el que la inversión se centró principalmente en el ámbito económico a unas inversiones en el segundo y tercer periodos centradas en mayor medida en la movilidad y el desarrollo urbano y regional de las infraestructuras hasta alcanzar el progreso de un transporte y un territorio mucho más sostenible. Según Puyol y Vinuesa (1995) la articulación del territorio de Europa se ha visto muy afectada por el tamaño de las unidades que lo configuran, el proceso histórico, la fragmentación política, los modelos de desarrollo, los contrastes económicos y por factores como las culturas, etnias, lenguas, etc. Esto hace de los tres casos de estudio tres ejemplos comparables y contrastados que muestran la diversidad regional existente en el sur de la UE y que permiten entender la evolución de la Política de cohesión durante los últimos veinte años.

En cuanto a los principales ejes que articulan el territorio de los países de la Europa del sur se deben destacar los siguientes: la denominada más coloquialmente “banana azul” y el “arco mediterráneo”. La “banana azul” (*Blue Banana*, en inglés), se extiende desde Londres hasta el norte de Italia (Milán) atravesando el valle del Rin y constituyéndose, así, una zona de gran dinamismo y crecimiento (Faludi, 2009; Brugman & Verbeke, 2018). Este corredor urbanizado, pero a pesar de ello discontinuo, enlaza diferentes países y también es conocido como “dorsal europea” o “megalópolis europea”, una zona de gran desarrollo industrial y financiero a nivel europeo y sede de macroproyectos puestos en marcha por la UE (Soria Cáceres, 2011). Por otro lado, existe la formación denominada “arco mediterráneo”, que converge con la banana azul en la zona del norte de Italia, en las regiones del Piamonte, la Lombardía y la Toscana. Este arco está compuesto por el territorio comprendido entre Valencia y Roma pasando por Barcelona, Marsella y Milán. Esta zona, históricamente, dio lugar a fuertes intercambios comerciales, culturales y sociales principalmente entre España e Italia (Durà & Oliveras, 2010; Soria Cáceres, 2011; Martí & García-Mayor, 2020).

La región de Piamonte durante los tres últimos periodos de política de cohesión ha recibido menos financiación. A consecuencia se ha reducido el número de ejes, priorizando algunos muy concretos como se señala en el apartado de resultados. Se puede constatar que las inversiones que Piamonte ha realizado durante el primer periodo estudiado han sido las que Comunidad Valenciana y Sicilia han priorizado durante los dos primeros periodos. Eso remarca el hecho de que muchas de las infraestructuras y parte del desarrollo en una región que se encuentra dentro de los ejes dinámicos de la UE se logren antes que en regiones más alejadas o incluso periféricas. La colaboración existente llevada a cabo por los territorios de la UE abarcados por este Arco parece que se ha de ceñir al ámbito científico, cultural, social, político y territorial a pesar de que las ayudas cada vez son menores (Soria Cáceres, 2011). Este hecho permite entender los motivos por los que en la región del Piamonte la inversión en industria y mejoras productivas, desarrollo económico y empresarial y mercado laboral sea menor ya que dicho desarrollo ya venía dado por su posición dentro de dichos ejes dinámicos que articulan y dinamizan el territorio de la UE. En la actualidad estos dos ejes han pasado a integrarse en un modelo más amplio y extenso conocido como el “pulpo rojo” (Metaxas & Tsavdaridou, 2013; Tóth et al., 2014) —nombre que responde a los diferentes corredores que, a modo de “tentáculos” orientados en distintas direcciones, amplían la cobertura territorial sobre otras zonas de Europa— o también denominado “pentágono” —debido a su forma—. Estos ejes dinámicos engloban una de las regiones analizadas en el presente estudio. Si bien es cierto, como se señala anteriormente, la inversión en Piamonte disminuyó del primer al segundo periodo analizado y aumentó ligeramente en el tercero, esta zona es una de las más dinámicas de la UE. La estrategia de Piamonte ha sido reducir el número de ejes a los cuales destinaban la inversión obtenida de la Política de cohesión y transitar de un desarrollo local a un desarrollo territorial aumentando las relaciones con su entorno inmediato y apoyando la I+D+i y la energía sostenible y la protección ambiental.

Castillo y Haarich (2013) apuntan que la Estrategia 2020 ha conseguido mejorar las condiciones de muchos territorios en lo relativo a la inclusión social y el empleo. No obstante, también consideran que deja de lado de manera clara aspectos de I+D, innovación y TIC a nivel local, así como temas relativos a la educación, energía y cambio climático, siendo necesario implementar medidas concretas en futuros periodos. Los autores apuntan que, con el paso de los años, la selección de ejes prioritarios a nivel europeo sigue siendo una cuestión abordada desde un punto de vista tradicional, e incorporar medidas innovadoras parece una tarea menos popular. Dichos autores apuntan que estos cambios propuestos a

través de fondos europeos deben favorecer un desarrollo urbano integrado (Comisión Europea, 2011). Las regiones más periféricas analizadas en el presente trabajo (Comunidad Valenciana y Sicilia) han requerido de mayores inversiones a lo largo del tiempo. La distancia hasta estos ejes de alto dinamismo europeo hacen que estas dos regiones deban invertir una mayor cantidad de recursos en aspectos como el desarrollo industrial y productivo, apoyo a las empresas, y las mejoras en las infraestructuras, las comunicaciones y los transportes que en otras regiones como Piamonte ya existían. A partir de proyectar futuros modelos de ciudad y generar este desarrollo urbano, las ciudades deben caminar hacia “ciudades inteligentes” (CINTEL, 2012) haciendo que el territorio sea mucho más dinámico, integrador, donde los cambios se materialicen de manera clara.

A partir del año 2000 y hasta 2006 se destinaron 235.000 millones de euros por parte de la UE para Fondos Estructurales y de Cohesión (Rodríguez García & Jiménez García, 2009). En el año 2000, la Estrategia de Lisboa priorizó el crecimiento económico, el empleo y la innovación como líneas a seguir por parte de la UE. En este periodo, debido a la adhesión de diez nuevos países, la población de la UE aumentó un 20%. Sin embargo, el PIB tan solo lo hizo un 5%. Entre los años 2007-2013 se destinaron 347.000 millones de Euros para Fondos Estructurales y de Cohesión (De Gómez, 2011; Villaverde Castro, 2012), de los cuales un 25% a investigación e innovación y un 30% a infraestructuras medioambientales y medidas para combatir el cambio climático. En este periodo se le dio mayor importancia a la transparencia, a la comunicación, y como se venía haciendo anteriormente, al crecimiento económico y el empleo (Inforegio, 2021). Para el periodo 2014-2020 la UE invirtió un total de 460.000 millones de euros en las regiones europeas ayudando a “impulsar las PYMES, respaldar la investigación y la innovación, invertir en un medio ambiente más limpio, mejorar el acceso a la tecnología digital, desarrollar nuevos productos y métodos de producción, respaldar la eficiencia energética y paliar el cambio climático, impulsar la educación y la capacitación así como mejorar las conexiones de transporte con las regiones remotas” (Inforegio, 2021). Se ha podido apreciar que con el paso de los años se ha prestado una mayor atención al desarrollo tecnológico sostenible y al cuidado del medio ambiente siendo la lucha contra el cambio climático uno de los ejes prioritarios en las tres regiones para el último periodo analizado. Autores como Ortiz (2014) y de las Heras (2015) señalan este mismo hecho apuntando la necesidad de mejorar las capacidades de adaptación a nivel regional frente a este cambio global.

5. Conclusiones

Como se ha observado en los tres casos de estudio la dotación económica recibida en cada una de las regiones es inferior en el periodo 2007-2013 que en el 2000-2006. Esta disminución de los fondos recibidos puede deberse a diversos factores. El primero de ellos es la incorporación de nuevos países a la UE, lo que hace que los países que más tiempo llevan, hayan recibido menores cantidades de dinero (Pujalte & Pedreño, 2020). Otro factor a tener en cuenta es la crisis económica sufrida a escala global que hace en algunos de los casos que se estanquen o por lo menos que no aumenten los presupuestos destinados a los fondos europeos. De esta manera se aprecia que, en general, también se ha reducido el número de ejes prioritarios: asimismo se observa que algunos de ellos han sido eliminados, y otros tantos se han reformulado, unido e integrado. Por otra parte, se constata un ligero repunte en la tercera etapa analizada (2014-2020). En los tres casos, la inversión europea vuelve a aumentar, aunque sin situarse en los niveles de inversión de la primera etapa. Las razones principales de este aumento relativo se deben, principalmente, a dos hechos: por una parte, la superación de la crisis del euro; por otra, la necesidad de reprogramar los objetivos y acciones de los programas operativos a raíz de la pandemia global de la COVID-19.

A partir del análisis de los tres casos de estudio realizados, se puede afirmar que la región de Sicilia es la que mayores inversiones recibe de instancias europeas, ya que se la clasifica como “región de convergencia”. La segunda región que más fondos recibe es Comunidad Valenciana, que se califica como “región *phasing-in*”, es decir, que se encuentra por encima del 75% de media de la renta de los países de la UE, pero que aún no ha alcanzado el dinamismo que sí tienen otras regiones. Por último, los fondos recibidos por Piamonte son menores respecto a los dos anteriores, ya que a esta se la considera una “región competitiva”.

Esta clasificación va íntimamente ligada al desarrollo de las regiones y a lo que se pretende con estos fondos (cohesión territorial, aumentar en dinamismo de las zonas más empobrecidas, etc.). La que más recibe, Sicilia, es una región de un dominio claramente rural, con una importante economía primaria

y caracterizada por su escaso dinamismo económico. Para contrarrestar este hecho, la UE le concede fondos sumamente cuantiosos. El caso contrario se encuentra en Piamonte, que, debido a su ubicación estratégica y mayor dinamismo, recibe una menor dotación económica en comparación con las otras dos regiones. En el conjunto general de la UE la finalidad del gasto de la inversión europea entre los periodos 2000-2006, 2007-2013 y 2014-2020 ha ido variando en su destino. En el primer periodo (2000-2006) la mayoría de los fondos se destinaron a recursos humanos, ayudas asociadas a las empresas y a infraestructuras. Parte de estos fondos se destinaron también (pero en menor medida) a medio ambiente, ayuda a las empresas y cultura, turismo y desarrollo urbano. Muy poco dinero llegó a la investigación e innovación y a otros ámbitos. En cuanto al segundo periodo de estudio (2007-2013) se aprecia cómo se continúa con una fuerte inversión en infraestructuras y recursos humanos, pero se pasa a invertir mucho más en investigación e innovación. Las ayudas asociadas a las empresas para su constitución y la formación de sus empleados disminuyen cuantiosamente y prácticamente desaparecen las ayudas a empresas para la ejecución de proyectos. En cambio, las inversiones para medio ambiente se mantienen y las destinadas a cultura, turismo y desarrollo urbano disminuyen o permanecen estables. En cuanto a la última etapa (2014-2020), se observa que en las tres regiones analizadas se destinan importantes porcentajes de inversión en investigación, desarrollo tecnológico e innovación, situándose como primer eje en dos de las tres regiones analizadas (Piamonte y Comunidad Valenciana). Por otra parte, también ganan un protagonismo indiscutible los ejes relacionados con la promoción de la sostenibilidad desde diferentes puntos de vista (energía, transición a una economía baja en carbono y uso sostenible de los recursos naturales).

Algunas de las inversiones que se han realizado en los últimos periodos analizados han ido destinadas a mejorar o construir más de 8.400 kilómetros de vía ferroviaria y alrededor de 5.100 kilómetros de carreteras, permitir el acceso a agua potable limpia a más de 20 millones de personas, ofrecer formación a más de 10 millones de personas al año, crear más de un millón de empleos y elevar un 5% el PIB per cápita de los países más recientes de la UE. Tanto en el periodo 2007-2013 como 2014-2020 se ha tendido más hacia el progreso, en este caso público y puntero, como es a la investigación y la innovación, en detrimento del sector privado. En este periodo las empresas a las que se les han recortado cuantiosamente las ayudas han entrado en una fase de seria decadencia. Curiosamente, este cambio en el año 2007 en el que el sector privado empresarial recibe menos ayudas, prácticamente coincide con la crisis financiera global que tuvo lugar en gran parte de los territorios de la UE. Esto puede significar que el sistema económico mundial estaba sustentado por el sector privado empresarial y que ese giro de privado a público ha sido el que ha hecho que se desplome la economía a nivel global. La UE, mediante este cambio de inversiones, parece pretender que este “renacer” económico se base en la innovación y la investigación, valores punteros en un país. De esta manera se percibe cómo los fondos que se han ido materializando a lo largo de los años han apostado, generalmente, por la proliferación de infraestructuras que articulen y vertebran el territorio europeo. Además, se ha ido insistiendo cada vez más en sectores punteros que redunden en un importante crecimiento de las regiones a medio y largo plazo, como es la innovación, la investigación y la promoción de la sostenibilidad. Es importante que se confíe en el crecimiento de los sectores más destacados, de esta manera los países mejorarán de manera exponencial a medio y largo plazo. No obstante, se considera que esta inversión debería aumentar; a pesar de que a corto plazo suponga un gasto considerable, a largo plazo supone un mayor beneficio. En este sentido, se cree que la inversión derivada de los NGEU puede contribuir específicamente y de forma muy positiva a este objetivo. En los tres casos de estudio analizados se han reducido los fondos destinados a cada región procedentes de políticas europeas durante los dos primeros periodos, aumentándose ligeramente en el tercero. En el caso de la Comunidad Valenciana y el Piamonte también se han reducido el número de ejes principales de actuación entre el primer y el segundo periodo. No obstante, los ejes de actuación en la tercera etapa o han aumentado (Piamonte y Sicilia) o se han mantenido (Comunidad Valenciana). La evolución de la inversión ha seguido una tendencia positiva. El Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), en general, debe aumentar sus inversiones, sobre todo las destinadas a la cohesión territorial y la integración y ayuda de las regiones más deprimidas para aumentar su radio de acción. De esta manera podría alcanzar territorios alejados de los centros de acción y zonas más deprimidas, como es el caso de Sicilia. Esta región italiana necesita de estos fondos ya que se encuentra alejada de los ejes de mayor dinamismo como el arco mediterráneo o la dorsal europea.

Todas las políticas que se han mencionado y concretamente en las que se ha centrado este trabajo tratan de llegar mediante sus inversiones a todos los países y regiones. Estas “pretensiones” tienen una debilidad, y es que se puede producir un desigual reparto de los fondos destinados por las diversas

políticas. Además de esto, puede ocurrir que dichas inversiones sean insuficientes para subsanar las deficiencias encontradas en un determinado lugar. El esfuerzo de la UE por generar la cohesión de sus territorios ha sido efectivo y aunque en algunas regiones queda mucho trabajo por realizar, y que cada zona tiene dinámicas contrastadas en términos generales se ha logrado dicha cohesión (Ruiz et al., 2020). Es necesario continuar con el estudio de la materialización de estos fondos para futuros periodos y ver si estas inversiones están siendo efectivas y cómo se han materializado en el territorio, teniendo en cuenta específicamente la evolución a corto y medio plazo de la recuperación económica post-pandemia y cómo los fondos NGEU contribuyen a este objetivo.

Financiación

El presente estudio se ha llevado a cabo en el marco de la investigación preliminar del proyecto PDI2021-126922NB-C21, concedido por el Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España.

Referencias

- Alexiadis, S. (2017). Territorial cohesion and prospects for sustainable development: A co-integration analysis. *Habitat International*, 68, 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2017.03.001>
- ATLAS ESPON. (2013). *Territorial Dimensions of the Europe 2020 Strategy*. <https://www.espon.eu/topics-policy/publications/evidence-briefs/espon-atlas-territorial-dimensions-europe-2020-strategy>
- Bachter, J., & Mendez, C. (2016). *EU Cohesion Policy and European Integration. The Dynamics of EU Budget and Regional Policy Reform*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315580630>
- Berishvili, N. (2020). Agenda 2030 and the EU on sustainable cities and communities. In C. Karlsson & D. Silander (Eds.), *Implementing Sustainable Development Goals in Europe* (pp. 150-161). Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781789909975.00013>
- Bouzarovski, S., & Tirado, S. (2015). The energy divide: Integrating energy transitions, regional inequalities and poverty trends in the European Union. *European Urban and Regional Studies*, 24(1), 69-86. <https://doi.org/10.1177/0969776415596449>
- Brugman, P., & Verbeke, A. (2018). The Persistent Relevance of Transborder (Focal) Regions: The Case of the European Blue Banana. In E. Haezendonck, & A. Verbeke, (Eds.), *Sustainable Port Clusters and Economic Development* (pp. 35-71). Palgrave Macmillan. <https://doi.org/10.4337/9781789909975.00013>
- Carlsen, L., & Bruggemann, R. (2021). Inequalities in the European Union - A Partial Order Analysis of the Main Indicators. *Sustainability*, 13(11), 6278. <https://doi.org/10.3390/su13116278>
- Castillo, J. D., & Haarich, S. N. (2013). Estudio sobre el “Desarrollo urbano sostenible cofinanciado por el FEDER en España 2014-2020: directrices estratégicas y prioridades de inversión”: informe final-estudio. https://ec.europa.eu/regional_policy/es/information/publications/studies/2013/estudio-sobre-el-desarrollo-urbano-sostenible-cofinanciado-por-el-feder-en-espana-2014-2020-directrices-estrategicas-y-prioridades-de-inversion
- CINTEL. (2012). *Ciudades Inteligentes: Oportunidades para generar soluciones sostenibles. Estudios Sectoriales*. Grupo Estrategia, Mercados Regulación y Política de la Industria TIC. <http://www.interactic.org.co/>
- Comisión Europea. (2011). *Propuesta de Reglamento sobre disposiciones específicas relativas al Fondo Europeo de Desarrollo Regional y al objetivo de “Inversión en crecimiento y empleo” y por el que se deroga el Reglamento CE nº 1080/2006*. COM(2011)614 final del 6.10.2011. http://ec.europa.eu/index_es.htm
- Comisión Europea (2017). http://ec.europa.eu/index_es.htm. Consultado el 01/04/2022.
- Dabrowski, M., & Graziano, P. R. (2016). Cohesion policy and Europeanisation. In S. Piattoni, & L. Polverari, (Eds.) *Handbook on Cohesion Policy in the EU* (pp. 79-91). Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781784715670.00018>
- Davoudi, S. (2006). Understanding territorial cohesion. *Planning Practice & Research*, 20(4), 433-441. <https://doi.org/10.1080/02697450600767926>
- De Gómez, L. A. S. (2011). Evolución histórica de la cohesión económica y social en la Unión Europea. *Revista de Estudios Empresariales*, 2, 4-28. <https://revistaselectronicas.ujaen.es/index.php/REE/article/view/589>
- De la Fuente, A., De Rus, G., Fernández, M., García, M. A., Jansen, M., Jiménez, S., Novales, A., Onrubia, J., Pérez Renovales, J., Sastre, E., & Sicilia, J. (2021). La evaluación de políticas públicas en España: antecedentes, situación actual y propuestas para una reforma. *FEDEA Policy Papers* 19-35. <https://documentos.fedea.net/pubs/fpp/2021/10/FPP2021-09.pdf>
- de las Heras, B. P. (2015). La adaptación al cambio climático en la Unión Europea: límites y potencialidades de una política multinivel. *Revista electrónica de estudios internacionales*, 29, 11-21.
- Demeterova, B., Fischer, T., & Schmude, J. (2020). The Right to Not Catch-Up – Transitioning European Territorial Cohesion towards Spatial Justice for Sustainability. *Sustainability*, 12(11), 4797. <https://doi.org/10.3390/su12114797>
- Durà, A., & Oliveras, X. (2010). Cooperación territorial y articulación del Arco Mediterráneo. *Papeles de Geografía*, 51-52, 94-104. <https://revistas.um.es/geografia/article/view/114431>

- EUROSTAT. (2014). Oficina Europea de Estadística. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=GDP_at_regional_level/es&oldid=198029
- EUROSTAT. (2017). Oficina Europea de Estadística. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/>
- Ezcurra, R., Gil, C., Pascual, P., & Rapún, M. (2004). Disparidades regionales en la Unión Europea: Un análisis desde la óptica de la desigualdad. *Economía Internacional: Nuevas Aportaciones*, 97-111. https://www.researchgate.net/profile/Pedro-Pascual-3/publication/28070213_Disparidades_regionales_en_la_Union_Europea_un_analisis_desde_la_optica_de_la_desigualdad/links/56eafb1808ae9dcdd82a6681/Disparidades-regionales-en-la-Union-Europea-un-analisis-desde-la-optica-de-la-desigualdad.pdf
- Faludi, A. (2005). La política de cohesión territorial de la Unión Europea. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 39, 11-30. <https://bage.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/download/497/468>
- Faludi, A. (2009). The Megalopolis, the Blue Banana, and Global Economic Integration Zones in European Planning Thought. In C. L. Ross (Ed.) *Megaregions. Planning for Global Competitiveness* (pp 18-34). Island Press.
- Faludi, A. (2016a). The territoriality of cohesion policy. In S. Piattoni, & L. Polverari (Eds.) *Handbook on Cohesion Policy in the EU* (pp. 491-505). Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781784715670.00048>
- Faludi, A. (2016b). EU territorial cohesion, a contradiction in terms. *Planning Theory & Practice*, 17(2), 302-313. <https://doi.org/10.1080/14649357.2016.1154657>
- Faludi, A. (2018). A historical institutionalist account of European spatial planning. *Planning Perspectives*, 33(4), 507-522. <https://doi.org/10.1080/02665433.2018.1437554>
- Farinós Dasí, J. (2021). Agenda Territorial Europea 2030: un marco político orientado a la acción para el objetivo de la cohesión territorial. *Ciudad y Territorio. Estudios Territoriales*, 53(208), 583-594. <https://doi.org/10.37230/CyTET.2021.208.17.2>
- Ferreira, P., & Dionísio, A. (2016). GDP growth and convergence determinants in the European Union: a crisp-set analysis. *Review of Economic Perspectives*, 16(4), 279-296. <https://doi.org/10.1515/revecp-2016-0017>
- Fichas técnicas sobre la Unión Europea (2022). La nomenclatura común de unidades territoriales estadísticas (NUTS). https://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/es/FTU_3.1.6.pdf
- Gänzle, S., Stead, D., Sielker, F., & Chilla, T. (2019). Macro-regional Strategies, Cohesion Policy and Regional Cooperation in the European Union: Towards a Research Agenda. *Political Studies Review*, 17(2), 161-174. <https://doi.org/10.1177/1478929918781982>
- García-Martínez, J. M. (2021). Consequences of structural adjustment policies in southern Europe. *Universitas-XXI*, 35, 183-202. <https://doi.org/10.17163/uni.n35.2021.09>
- George, P., (1962). *Geografía de Italia*. Moretón.
- González-Begega, S., & Luque Balbona, D. (2015). Crisis económica y deterioro de los pactos sociales en el Sur de Europa: los casos de España y Portugal. *Revista Internacional de Sociología*, 73(2), e013. <http://dx.doi.org/10.3989/ris.2014.03.17>
- Heinelt, H., & Petzold, W. (2018). The structural funds and EU cohesion policy. In H. Heinelt, & S. Münch (Eds.) *Handbook of European Policies. Interpretive Approaches to the EU* (pp. 134-155). Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781784719364.00015>
- Hinarejos, A. (2020). Next Generation EU: On the Agreement of a COVID-19 Recovery Package. *European Law Review*, 4, 451-452. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7570996>
- INFOREGIO. (2021). Política Regional de la UE. http://ec.europa.eu/regional_policy/index_es.cfm
- Lafuente, J. A., Marco, A., Monfort, M., & Ordóñez, J. (2020). Social Exclusion and Convergence in the EU: An Assessment of the Europe 2020 Strategy. *Sustainability*, 12(5), 1843. <https://doi.org/10.3390/su12051843>
- Leonardi, R. (2005). *Cohesion Policy in the European Union. The Building of Europe*. Palgrave Macmillan. <https://doi.org/10.1057/9780230503861>

- Linz, J. J. (1980). La frontera sur de Europa: tendencias evolutivas. *Reis: Revista Española de Investigaciones Sociológicas*, 9, 7-52. <https://doi.org/10.2307/40182949>
- López-Palomeque, F. (1988). *España II. Recursos y regiones*. Anaya
- López-Palomeque, F. (2000). El Patrimonio y las nuevas formas de turismo: ciudades y villas camineras jacobeanas. In L. López-Trigal (Ed), *Ciudades y villas camineras jacobeanas* (pp. 51-70). Servicio de Publicaciones de la Universidad de León.
- Luzón Benedicto, J. L. (2013). *Tipologías de regiones de la Unión Europea y otros estudios*. Universidad de Barcelona.
- Mairal, J. A. L. (2008). El Pirineo, un reto a las comunicaciones de la Unión Europea. In L. Silvan Sada (Ed.), *Fronteras y globalización: Europa-Latinoamérica* (pp. 213-224). Prensas Universitarias de Zaragoza.
- Mancha Navarro, T., & Gallo Rivera, M. T. (2013). Política Regional y cohesión europea: perspectivas 2014-2020. *Ekonomiaz*, 82, 169-198. <http://hdl.handle.net/10234/164602>
- Marqués, T. S., Saraiva, M., Santinha, G., & Guerra, P. (2018). Re-Thinking Territorial Cohesion in the European Planning Context. *International Journal of Urban and Regional Research*, 42(4), 547-572. <https://doi.org/10.1111/1468-2427.12608>
- Martí, P., & García-Mayor, C. (2020). The Huerta Agricultural Landscape in the Spanish Mediterranean Arc: One Landscape, Two Perspectives, Three Specific Huertas. *Land*, 9(11), 460. <https://doi.org/10.3390/land9110460>
- Maynou, L., Saez, M., Bacaria, J., & Lopez-Casanovas, G. (2015). Health inequalities in the European Union: an empirical analysis of the dynamics of regional differences. *The European Journal of Health Economics*, 16, 543-559. <https://doi.org/10.1007/s10198-014-0609-1>
- McCann, P., & Ortega-Argilés, R. (2013). Redesigning and Reforming European Regional Policy: The Reasons, the Logic, and the Outcomes. *International Regional Science Review*, 36(3), 424-445. <https://doi.org/10.1177/0160017612463234>
- Medeiros, E. (2016). Territorial Cohesion: An EU concept. *European Journal of Spatial Development*, 14(1), 1-30. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5141339>
- Metaxas, T., & Tsavdaridou, M. (2013). From 'Blue Banana' to 'Red Octopus' and the Development of Eastern and Southern European Cities: Warsaw and Lisbon. *Regional and Sectoral Economic Studies*, 13(1), 15-30. <https://www.usc.gal/economet/reviews/eers1312.pdf>
- Ortiz, J. L. (2014). Las líneas básicas de la política regional y de cohesión para el periodo 2014-2020. *Investigaciones Regionales-Journal of Regional Research*, 30, 199-223.
- Pasimeni, F., & Pasimeni, P. (2016). An Institutional Analysis of the Europe 2020 Strategy. *Social Indicators Research*, 127, 1021-1038. <https://doi.org/10.1007/s11205-015-1013-7>
- Pattyn, V., Van Voorst, S., Mastenbroek, E., & Dunlop, C. A. (2018). Policy Evaluation in Europe. In E. Ongaro, & S. Van Thiel (Eds.), *The Palgrave Handbook of Public Administration and Management in Europe* (pp. 577-593). Palgrave Macmillan.
- Petmesidou, M., & Guillén, A. M. (2014). Can the Welfare State as We Know It Survive A View from the Crisis-Ridden South European Periphery. *South European Society and Politics*, 19(3), 295-307. <https://doi.org/10.1080/13608746.2014.950369>
- Picek, O. (2021). Spillover Effects From Next Generation EU. *Intereconomics*, 55, 325-331. <https://doi.org/10.1007/s10272-020-0923-z>
- Plaza Gutiérrez, J. I. (2000). La política regional comunitaria: ¿una política solidaria? Definición de sus objetivos e instrumentos de actuación. Perspectivas de futuro y valoración crítica. In M. Samaniego Boneu, & C. García Nicolás (Eds.), *Europa solidaria. Actas del Seminario Intensivo. III Curso Superior de Historia de la Integración Europea. Cátedra Jean Monnet de Historia* (pp.75-112). Universidad de Salamanca.
- Plaza Gutiérrez, J. I. (2002). Orientaciones, conceptos e incertidumbres de la política regional europea para el siglo XXI. *Revista de Estudios Regionales*, 64, 43-73. <https://www.redalyc.org/pdf/755/75506402.pdf>

- Plaza Gutiérrez, J. I. (2003). La Unión Europea del Siglo XXI: una nueva proyección espacial del proceso de integración del continente europeo; un territorio ampliado. *Polígonos. Revista de Geografía*, 13, 109-127. <https://doi.org/10.18002/pol.v0i13.510>
- Pujalte, B. V., & Pedreño, M. H. (2020). El rol de Europa del Este en el principio de cohesión de la Unión Europea. Hacia una incompleta integración. *Áreas. Revista Internacional de Ciencias Sociales*, 40, 19-36. <https://doi.org/10.6018/areas.409421>
- Puyol, R., & Vinuesa, J. (1995). *La Unión Europea*. Síntesis.
- Rodríguez-Domenech, M. D. L. Á. (2016). Vulnerabilidad demográfica en las regiones europeas NUTS-2. El caso de Castilla-La Mancha. *Papeles de población*, 22(89), 165-200.
- Rodríguez García, J., & Jiménez García, M. (2009). Evolución de la política regional de la Unión Europea. Incidencias sobre España. In V. Bote Gómez, L. Escot Mangas, J. A. Fernández Cornejo, & A. Fernández Díaz (Eds.), *Pensar como un economista: homenaje al profesor Andrés Fernández Díaz* (pp. 333-364). Delta.
- Roos, M. (2021). Controlling the Purse: How the European Parliament Shaped Social Policy Through the European Social Fund. In M. Roos, M. (Ed.), *The Parliamentary Roots of European Social Policy* (pp. 247-278). Palgrave Macmillan. https://doi.org/10.1007/978-3-030-78233-7_7
- Ruiz, S. P., Calvo, M. A. M., & Sánchez, R. S. (2020). Evolución de la cohesión interna y el desarrollo socioeconómico: un análisis comparativo a escala de país en la Unión Europea. *Revista de economía mundial*, 55, 97-120. <https://doi.org/10.33776/rem.v0i55.3821>
- Severo Giannini, M. (1984). *Las Regiones en Italia*. Madrid: Cívitas.
- Schoenefeld, J. J., & Jordan, A. J. (2019). Environmental policy evaluation in the EU: between learning, accountability, and political opportunities? *Environmental Politics*, 28(2), 365-384. <https://doi.org/10.1080/09644016.2019.1549782>
- Schönlau, J. (2016). The European Committee of the Regions and EU Cohesion Policy. In S. Piattoni, & L. Polverari (Eds.), *Handbook on Cohesion Policy in the EU* (pp. 156-169). Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781784715670.00024>
- Silander, D. (2020). The EU and Agenda 2030. In C. Karlsson, & D. Silander (Eds.), *Implementing Sustainable Development Goals in Europe* (pp. 1-13). Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781789909975.00005>
- Soria Cáceres, C.H. (2011). La consolidación del Arco Mediterráneo. Un espacio de relaciones y oportunidades históricas entre España e Italia. *Diacronie. Studi di Storia Contemporanea*, 5(1), 1-14. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3646112>
- Tóth, G., Kincses, A., & Nagy, Z. (2014). The changing economic spatial structure of Europe. *Norsk Geografisk Tidsskrift – Norwegian Journal of Geography*, 68(5), 301-309. <https://doi.org/10.1080/00291951.2014.963665>
- Utrilla de la Hoz, A. (2002). Impacto de la ampliación de la UE en las Comunidades Autónomas. Repercusiones presupuestarias. *Economía Industrial*, 344, 47-62. http://repositori.uji.es/xmlui/bitstream/handle/10234/136068/Impacto_de_la_ampliaci%C3%B3n_Utrilla.pdf?sequence=1
- Van Well, L. (2012). Conceptualizing the Logics of Territorial Cohesion. *European Planning Studies*, 20(9), 1549-1567. <https://doi.org/10.1080/09654313.2012.708021>
- Villaverde Castro, J. (2012). La política de cohesión europea 2014-2020 y las regiones españolas. *Cuadernos de Información Económica*, 226, 97-104. <https://repositorio.unican.es/xmlui/bitstream/handle/10902/16889/Pol%C3%ADticaCohesi%C3%B3nEuropea.pdf?sequence=3>
- Vinci, I. (2021). Cities and regional disparities in the European Union: evolving geographies and challenges for Cohesion Policy. *Urban Research & Practice*, 14(4), 350-371. <https://doi.org/10.1080/17535069.2021.1958252>
- Yserte, R. G., Navarro, T. M., & Roura, J. R. C. (2007). La Política Regional y de Cohesión en la Unión Europea: veinte años de avance y un futuro nuevo. *Investigaciones Regionales-Journal of Regional Research*, 10, 239-266. <https://www.redalyc.org/pdf/289/28901010.pdf>
- Zonneveld, W., & Waterhout, B. (2005). Visions on territorial cohesion. *The Town Planning Review*, 76(1), 15-27. <https://www.jstor.org/stable/40112627>

Cita bibliográfica: Binimelis Sebastián, J. & Ordinas Garau, A. (2023). Distancia y dirección como parámetros formales en la evaluación de mapas mentales. Los resultados de su aplicación a las islas Baleares (España) en la percepción de los futuros maestros. *Investigaciones Geográficas*, (79), 109-126. <https://doi.org/10.14198/INGEO.22311>

Distancia y dirección como parámetros formales en la evaluación de mapas mentales. Los resultados de su aplicación a las Islas Baleares (España) en la percepción de los futuros maestros

*Distance and direction as formal parameters in evaluating mental maps.
The results of their application to the Balearic Islands (Spain)
from the perspective of future primary school teachers*

Jaume Binimelis Sebastián^{1*} 
Antoni Ordinas Garau² 

Resumen

El estudio del conocimiento geográfico de escolares, estudiantes y futuros maestros a través del análisis de mapas mentales ha sido, desde siempre, una de las principales líneas de trabajo de la Geografía cognitiva. En este trabajo se incide de nuevo en ello, con el estudio de mapas mentales elaborados por estudiantes universitarios del grado de Maestro en Educación Primaria sobre las Islas Baleares. En concreto, la aportación tiene como objetivo abordar, con una metodología cuantitativa (análisis de conglomerados y distancia taxonómica), parámetros formales (distancia entre islas y la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca) como indicadores de la precisión con los que han sido realizados. Los resultados obtenidos validan la metodología utilizada y ponen de manifiesto que ambas variables, aparentemente independientes, están correlacionadas, lo que supone un peldaño más en una investigación más vasta sobre una metodología válida para el análisis de los mapas mentales que pretende demostrar la interrelación entre forma y contenido en las imágenes mentales de los estudiantes.

Palabras clave: parámetros formales; mapas mentales; Islas Baleares; distancia entre islas; dirección angular.

Abstract

Studies of the geographical knowledge of schoolchildren, students and future primary school teachers, based on the use of mental maps, has always been a principal field of research in cognitive geography. This study also explores this issue by assessing mental maps drawn up by undergraduate students in the Balearic Islands studying for a degree in primary school education. More specifically, through quantitative methods (a cluster analysis and taxonomic distance), it seeks to use formal parameters (the distance between the archipelago's islands and the angular direction of the smaller islands in relation to Mallorca) as indicators of the precision with which the mental maps were drawn. The results obtained validate the chosen methodology and they show that both apparently independent variables are in fact correlated. This represents yet another step forward in much wider research into a valid methodology for analysing mental maps, aimed at demonstrating the interrelationship between form and content in students' mental images.

Keywords: formal parameters; mental maps; Balearic Islands; distance between islands; angular direction.

1 Departamento de Geografía, Universitat de les Illes Balears, España. jaume.binimelis@uib.es. Autor para correspondencia

2 Departamento de Geografía, Universitat de les Illes Balears, España. antoni.ordinas@uib.es

1. Introducción

Los últimos años han sido prolíficos en la reflexión sobre el papel de la Geografía en el ámbito educativo y del conocimiento, en general. Sin embargo, algunos indicadores ponen de manifiesto la escasa presencia de geógrafos entre los docentes de Educación Secundaria Obligatoria, el escaso interés de los futuros maestros de Educación Primaria hacia una disciplina que consideran memorística y poco interesante o su despreocupación ante la disminución de horas lectivas de la materia (de Miguel, 2018). Como contrapunto, ese mismo autor, recuerda otra serie de indicadores que demuestran su relevancia en la actualidad. Lo mismo señala Murphy (2018), en un libro reivindicativo de la Geografía como ciencia para la comprensión del mundo actual, donde enseña esa contradicción entre el escaso calado que deja en la ciudadanía y su importancia real, sobre todo con la irrupción de las tecnologías de la información geográfica. En general, estas fallas se atribuyen al papel secularmente poco significativo que ha jugado la Geografía en el sistema educativo de nuestro país (Rodríguez-Doménech, 2015).

Esas inquietudes han dado pie al nacimiento de un grupo de investigación interesado en el conocimiento geográfico del alumnado en diferentes estadios de la Educación obligatoria y universitaria (Binimelis, et al., 2018). Desde el grupo de investigación, se explora la relación entre Geografía y Educación, sobre todo desde el estudio y análisis de mapas mentales de futuros maestros, estudiantes y escolares, como nuevo reto científico (Binimelis et al., 2021). También, se ha diseñado un proyecto que tiene como objetivo estudiar la visión que sobre España tienen los futuros maestros de diversas universidades (García-González et al., 2021). En resumen, la adquisición de conocimientos y habilidades geográficas entre estudiantes y escolares está marcando su agenda. Para ello, se ha hecho uso del mapa mental y de test de respuesta múltiple como herramientas para su diagnóstico, métodos encasillados bajo la etiqueta de Geografía cognitiva (Portugali, 2018).

En esta investigación se insiste en esta temática profundizando en el análisis de diversas variables formales de los mapas mentales, algo escasamente desarrollado en la bibliografía conocida. En concreto, se analiza la distancia entre islas de los mapas mentales del archipiélago balear realizados por estudiantes del Grado de Maestro en Educación Primaria, además de la desviación en la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca de esos mismos croquis. La distorsión que las imágenes mentales reflejan en relación a la realidad no deja de ser una vía de estudio, poco desarrollada en los trabajos en los que se analizan esbozos cartográficos de estudiantes y escolares como herramienta de diagnóstico del conocimiento geográfico.

Desde los años sesenta del pasado siglo se asistió al nacimiento y desarrollo irregular de lo que se denominó Geografía de la Percepción. Los autores que la han cultivado tienen como denominador común la reivindicación de la dimensión subjetiva, en la relación del hombre con el territorio, un hombre de racionalidad limitada que no solamente responde a estímulos económicos. El mapa mental sobre las percepciones espaciales de los individuos (hitos, sendas y áreas de una ciudad, percepción del tiempo atmosférico, preferencias residenciales) ha constituido una de las herramientas más comúnmente aprovechadas por quienes han cultivado esta vía de reflexión en la ciencia geográfica. En general, el geógrafo reúne una muestra significativa de mapas mentales de naturaleza individual para buscar, tras su análisis, los lugares comunes del colectivo sometido a encuesta cartográfica (Gould & White, 1974).

En la medición del conocimiento geográfico adquirido se han seguido metodologías y técnicas diversas que incluyen desde test de criterios múltiples, localización de hitos a través de mapas mudos y elaboración de mapas mentales. Entre sus tópicos más importantes destaca la indagación sobre el conocimiento y el razonamiento geográfico a través de las imágenes que los individuos guardan en sus mentes (Portugali, 2018).

Esta es una línea de investigación de gran tradición, sobre todo en Estados Unidos en los años ochenta y noventa del siglo pasado (Saarinen, 1987; Saarinen & Maccabe, 1995; Nishimoto, 2012) y también en el Reino Unido. Los británicos también han mostrado su inquietud hacia los conocimientos que su juventud atesora sobre su territorio. Hacen hincapié en el hecho que el desconocimiento de la Geografía propia incide en su escasa conciencia nacional, más acentuado entre los escolares de Educación Primaria (Catling, 2009). Wiegand (1995; 1998), como único autor o en colaboración con Stiell (Wiegand & Stiell, 1996, 1997a, 1997b), utilizó mapas mentales en sus artículos de investigación sobre el mundo y las islas británicas, en la creencia que son un material de alto valor que sirven para investigar el desarrollo del conocimiento y de la comprensión espacial de escolares, estudiantes y futuros maestros, siendo su análisis y clasificación claves en la mejora de la acción docente (Wiegand, 1998).

Este tema ha merecido la atención de trabajos recientes, ya sea con visiones sobre el conocimiento geográfico de lugares distantes y del mundo, en general, o sobre el conocimiento de los lugares de pertenencia y su ordenación jerárquica. Reynolds y Vintereck (2016) realizan un estudio sobre escolares de Suecia y de Australia, con una metodología basada en mapas mentales, una lista de lugares conocidos y una última de países que gustan o disgustan. En sus conclusiones, recomiendan a los docentes que desarrollen con su alumnado ejercicios que conecten con su mundo de emociones. Hennerdal (2016) analiza cómo cambia con el tiempo la habilidad para localizar nombres geográficos en mapas en Arvika (Suecia), a tenor de los cambios sociales acontecidos y recomienda a las escuelas hacerse eco de este tipo de estudios para indagar en fórmulas de mejora. Las investigaciones sobre la jerarquía de los lugares también han dado lugar a indagaciones sobre métodos de estudio y actividades escolares para obtener mejores resultados académicos en el desarrollo del conocimiento geográfico (Storey, 2005). Por su parte, Kelly (2005) entrevista, hace encuestas y recoge dibujos o esquemas de escolares (del ciclo K2), concluyendo que éstos desarrollan sus propias geografías (*children's geographies*) y los educadores necesitan ser conscientes de su existencia si pretenden guiar a los alumnos hacia la Geografía académica más convencional. De reciente actualidad, el proyecto *Meaningful maps* es remarcable, basado en el uso de mapas mentales realizados por escolares de 7 a 11 años del Reino Unido para evaluar su progreso en las habilidades cartográficas y en el conocimiento geográfico, así como su sentido del lugar, reflexionando sobre los aspectos afectivos que explican los croquis dibujados y las razones culturales subyacentes a los mismos (Vujakovic et al., 2018). En un brillante estado de la cuestión, Scoffham (2019) se hace eco de todo este debate y, centrándose en los escolares, analizó cuándo asimilan el concepto de país, qué lugares conocen, cómo los conocen, qué factores inciden en ese conocimiento y qué sienten hacia los mismos. Por otra parte, recientemente el mapa mental ha sido usado por historiadores para estudiar las circunstancias políticas y sociales que dan lugar a un cambio en la percepción sobre el mundo en distintos momentos históricos (Holmén, 2018).

Por tanto, la reflexión sobre la adquisición de conocimientos geográficos es una temática desarrollada en otros contextos académicos, aunque nunca tomados del todo en consideración en la Geografía española. No existen iniciativas sólidas encaminadas a hacer uso del mapa mental como instrumento de diagnóstico del conocimiento geográfico de escolares y estudiantes en España, a excepción de algún episodio puntual (Boira et al., 1994). Por otra parte, tampoco la Geografía de la Percepción ha tenido un gran recorrido en España (Vara, 2008). Su decaimiento en el mundo anglosajón coincide con su desarrollo en España desde finales de los años setenta. Considerada un paradigma puente, entre el cuantitativismo y la Geografía humanística, ha tenido escasa incidencia en nuestro país (Marrón-Gaite, 1999). No obstante, por su importancia en el ámbito de la Didáctica de la Geografía, destacan algunos trabajos en los que se usan mapas mentales para corroborar la visión distorsionada que tienen dichos estudiantes sobre el mundo y cuáles son sus grandes problemas ambientales (Morales et al., 2015), o también dibujos de recorridos urbanos con los que impugnan la secuencia piagetiana del aprendizaje geográfico (Jerez & Morales, 2021) así como ejercicios de intervención educativa en centros escolares de Educación Primaria, con el objetivo de romper el método tradicional en la enseñanza de rudimentos cartográficos (Jerez et al., 2019). Finalmente, esta misma vía ha dado sus frutos en el ámbito latinoamericano, donde destaca un trabajo en el que se demuestra que los espacios de recreación y esparcimiento estructuran el espacio vivido de los niños en Bahía Blanca (Argentina) (Pinassi & Seguí, 2016).

En el estudio de los mapas mentales, la medida de la distorsión del perfil y el examen de los caminos recorridos para su construcción han atraído mucha menos atención en la literatura geográfica que el análisis de su contenido. No obstante, en la bibliografía sobre esta materia hay publicaciones dedicadas al estudio de representaciones espaciales de grandes realidades geográficas (pequeña escala) y, también, aquellas otras imágenes mentales de los espacios cotidianos de sus autores (navegación en su espacio vivido). En ambas tipologías, de escalas alejadas, se observan distorsiones entre la imagen mental y la realidad representada.

En el primer grupo se halla el estudio de Waterman y Gordon (1984). Con el uso del ordenador, digitalizaron los croquis de un mapa de Israel, de dónde seleccionaron 8 puntos de referencia que se compararon con su localización real, para evaluar la distorsión. Por otra parte, Sanders y Porter (1974) analizaron la distorsión del perfil de África en 16 puntos (separados entre ellos por 11,5°, marcando así 16 direcciones diferentes), en mapas realizados por 26 estudiantes de Primero de Geografía de la Universidad de Minnesota y con 44 estudiantes que estaban realizando una materia de geografía en la Universidad de Dar es Salaam, usando para el ello el análisis factorial de componentes principales.

Como ejemplo del segundo grupo, Peake y Moore (2004), para quienes la cartografía cognitiva es una forma de organización interna de la información observada y también de los recuerdos del pasado experimentado, realizaron un estudio basado en los movimientos cotidianos de 15 estudiantes. Con el uso de GPS y GIS, registraron sus movimientos realizados durante 7 días y buscaron las similitudes y diferencias con el dibujo o croquis del recuerdo sobre esos mismos movimientos. A gran escala, descubren que se sobrestima lo próximo y se subestima lo más distante.

Desde la Psicología ambiental, ha existido gran interés en conocer los procesos cognitivos que dan lugar a dichas distorsiones. Tversky (1992) asevera que éstas se deben a errores sistemáticos introducidos por los tres procesos seguidos en la cognición espacial. Por una parte, a la organización jerárquica de nuestras imágenes espaciales, la perspectiva cognitiva manejada y, por último, a los puntos de referencia tomados en consideración.

En trabajos coetáneos, se comparó, previa digitalización, el tamaño y el perímetro de las islas representadas de los mapas mentales con su tamaño y perímetro real, con el propósito de abordar el análisis de la forma de los mapas mentales (artículo ahora en revisión), aspecto éste poco trabajado en el contexto de la escasa bibliografía al uso como se pone de manifiesto en un reciente y vasto (Geografía, Psicología, estudios urbanos...) trabajo bibliométrico sobre los mapas mentales (Hátlová & Hanus, 2020).

Existen, no obstante, otros indicadores sobre peculiaridades relevantes de la forma de los esbozos cartográficos sobre el archipiélago balear. Por ello, este ejercicio se ha centrado en la distancia entre islas y en la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca, tomada como punto de referencia. El trabajo tiene como objetivo abordar con una metodología alternativa esos aspectos formales de los mapas mentales como indicadores de la precisión con la que sus autores los han retenido en su memoria.

Todas estas aportaciones (tanto la presente como las coetáneas y anteriores) son piezas de un mismo puzzle, formando parte de una investigación más vasta cuya hipótesis plantea la interrelación entre forma y contenido en los mapas mentales. Los ejercicios en los que se les utiliza como indicadores del conocimiento geográfico de alumnos y estudiantes o de la ciudadanía en general, pocas veces han tenido en cuenta las características formales de estos esbozos. En este trabajo se profundiza en este aspecto, introduciendo parámetros formales alternativos, con la idea final de establecer el vínculo entre forma (parámetros formales) y contenido (sobre todo, topónimos citados).

2. Metodología

Para el desarrollo de la investigación (Figura 1) se trataron los mapas mentales realizados por el alumnado del Segundo curso de Maestro en Educación Primaria del año académico 2016-2017 en la Universidad de las Islas Baleares, aunque no en su totalidad, como si se hizo en ejercicios anteriores (Binimelis & Ordinas, 2018). En este caso, se gestionaron solamente 136 mapas, es decir, la cartografía del estudiantado realizada en horizontal en un Din A-4 (Mapa A, Figura 1), además de descartar, para el análisis de la dirección angular, aquellos esbozos en los que no se representaba más que la isla mayor (133 mapas). Se consideró que, aunque es posible realizar un ejercicio correcto en un Din A-4 en vertical, casi siempre la observación del resultado obtenido indica que las dimensiones del receptáculo han condicionado la calidad del mapa dibujado (Mapa B, Figura 2). Su utilización hubiera generado muchas dudas, que se han querido evitar suprimiendo de la muestra los mapas que habían nacido, ciertamente, limitados por la posición del papel (Figura 2). Distinta consideración tuvo, en su momento, la valoración de los topónimos citados, la medida de la superficie de las islas o la evaluación de su perfil (cabos, bahías y demás concavidades y convexidades que dan singularidad a las cinco mayores islas del archipiélago), cuyo análisis no estaba condicionado por el receptáculo en el que se incluyó el croquis.

Para el tratamiento de la información proporcionada por los mapas mentales, así como en la obtención de resultados, en el trabajo se ha seguido una metodología cuantitativa apoyada en la utilización de los SIG (Figura 1). Se comparó la distancia real entre las islas y, además, se halló el ángulo que forman cada una de las islas menores con Mallorca, desde sus respectivos *centroides*, permitiendo el manejo de ARCGIS la realización de todas estas medidas. Para la toma de distancias y ángulos, evidentemente, se ha considerado la posición relativa de las islas que forman el archipiélago en un sistema de coordenadas cartesianas (UTM) y siendo la finalidad última la confrontación de realidad con el esbozo mental cognitivo,

se ha concluido que la distorsión que la esfericidad del planeta introduce es claramente insignificante. Con ello se consiguieron otros dos indicadores sobre su ubicación y su posición relativa.

Figura 1. Metodología desarrollada

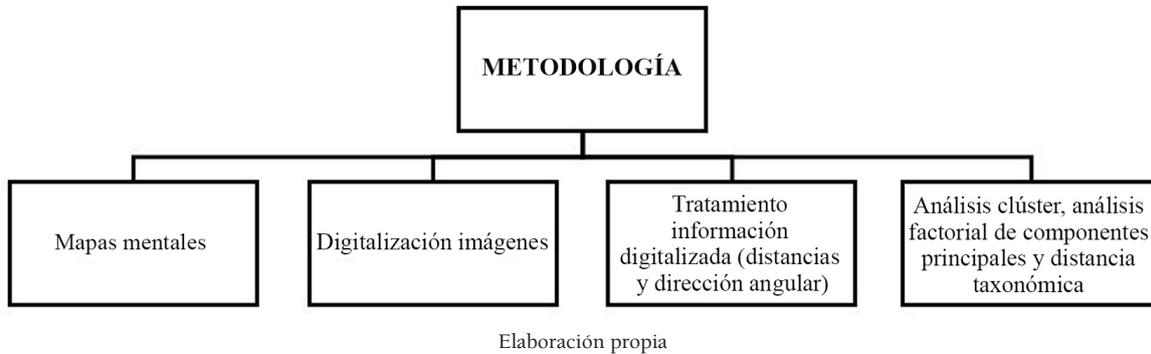
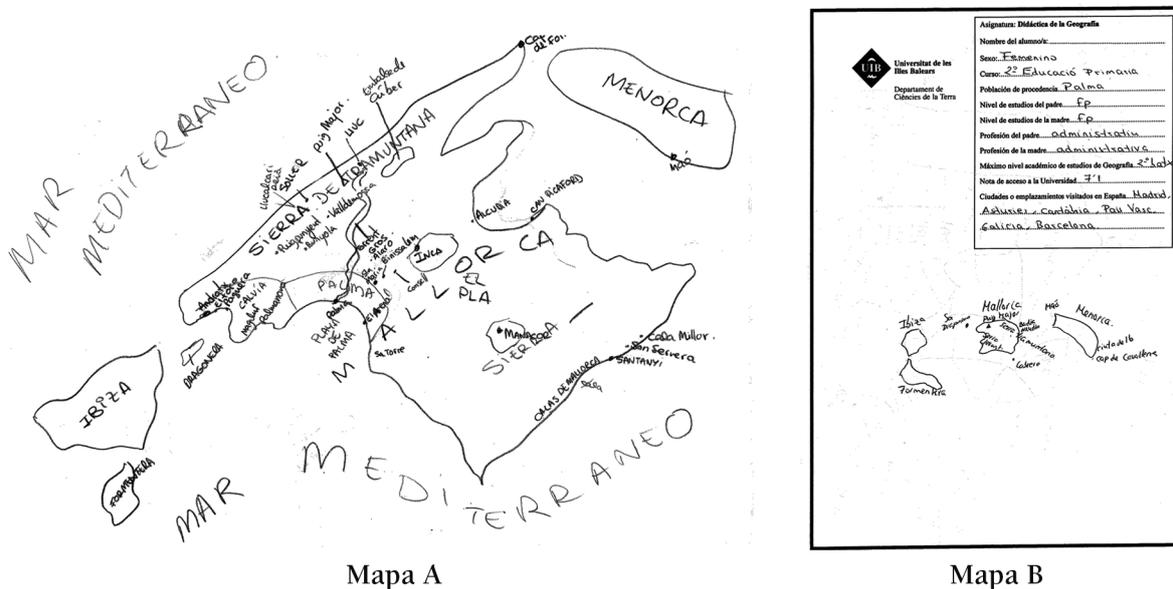


Figura 2. Mapas aceptados (Mapa A) y mapas descartados (Mapa B)

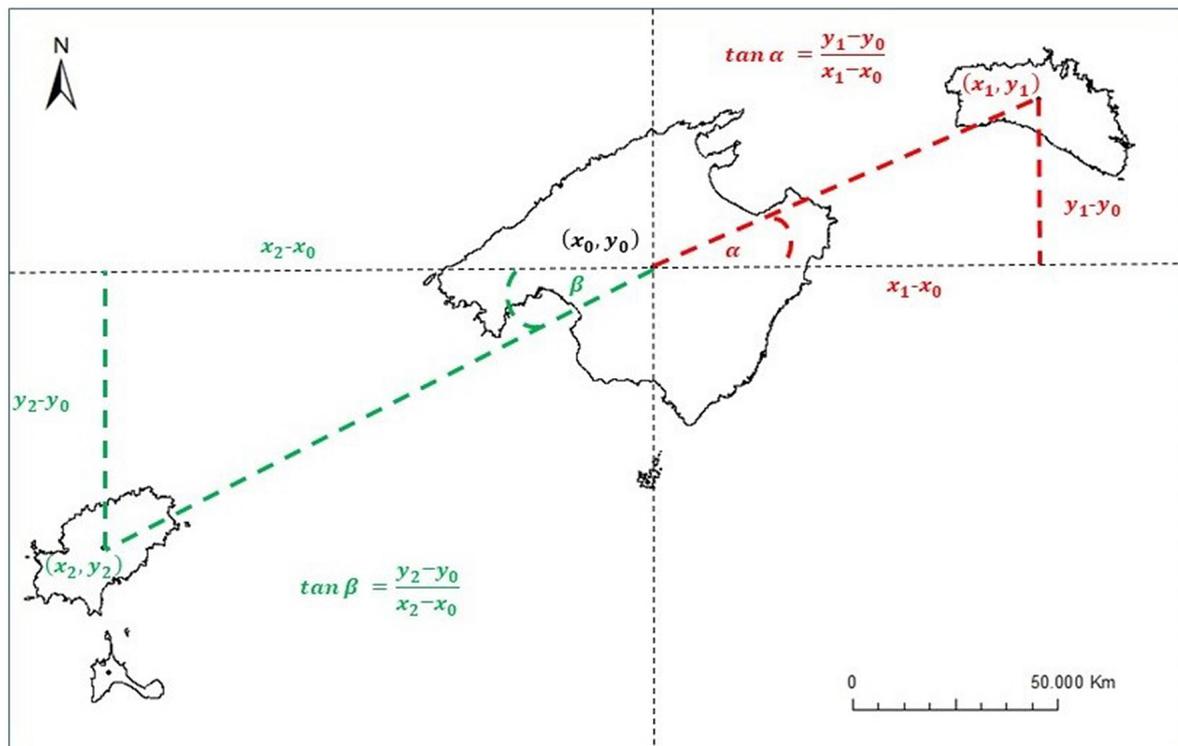


Fuente: ejemplos de mapas mentales realizados por alumnado de segundo curso de maestro en Educación Primaria del año académico 2016-17 en la Universidad de las Islas Baleares

Para el cálculo de la distancia métrica, primero fue necesario digitalizar cada uno de los croquis y para ello se utilizó el programa ARCGIS, lo que permitió convertir los mapas digitalizados en puntos (“*features to point*”), consiguiendo con ello registrar el valor y coordenadas de los *centroides* de cada isla. A continuación, el archivo de cada esbozo fue duplicado para después hallar las distancias de un conjunto de puntos entre sí (“*distance analyse*”). Finalmente, esa matriz de distancias percibidas de cada esbozo cartográfico, fue lo que se comparó con la distancia real entre las islas.

La información obtenida en el tratamiento de las imágenes digitalizadas con ARCGIS también permitió calcular la dirección angular de cada isla menor respecto a Mallorca, la isla mayor. Es decir, considerando las coordenadas del *centroide* de cada isla, se calculó su dirección angular respecto al *centroide* de Mallorca. Para ello, en primer lugar, se obtuvo la tangente (Figura 3) que relaciona la diferencia en las abscisas con la diferencia en las ordenadas. El resultado obtenido dio pie a la medición del arco tangente de forma que, según fuera el signo de las diferencias entre ordenadas y abscisas, se podía saber si la isla menor se hallaba en el primer, segundo, tercer o cuarto cuadrante. En consecuencia, se mantuvo el resultado si se hallaba en el primero, se sumaron 180° si se situaba el segundo o en el tercero y se sumaron 360° si se ubicaba en el cuarto cuadrante. Los resultados conseguidos para cada uno de los mapas mentales se contrastaron con la dirección angular real de las islas menores respecto a Mallorca.

Figura 3. Procedimiento metodológico seguido en el hallazgo de la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca



Elaboración propia

En el análisis de la distancia entre islas, como también en el estudio de la dirección angular de las islas menores respecto a la isla mayor, se ha optado, en primer lugar, por el uso del análisis de conglomerados para la clasificación de los mapas. La matriz de información sobre la diferencia al cuadrado de las distancias entre islas y después, la desviación al cuadrado en la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca, fue la base para la ejecución de dos análisis clúster de tipo jerárquico con el programa SPSS (*IBM SPSS Statistics 25*), seleccionando el método Ward y la distancia euclídea al cuadrado como parámetro para medir la distancia entre los valores de los distintos individuos. Por otra parte, el análisis Factorial de Componentes Principales es una técnica que tiene como objetivo la condensación y síntesis de un gran volumen de datos (García de León, 1988). Este procedimiento ha permitido la representación gráfica de los clústeres obtenidos en los dos análisis de conglomerados al reducir el número de variables (10 y 4, respectivamente) a solamente dos que explicaron un alto porcentaje de la varianza total en ambos casos (sólo se han considerado los dos primeros factores).

Por último, para la evaluación de la exactitud del esbozo cartográfico se optó por la confrontación de la realidad con la representación gráfica mental de cada alumno participante. Para ello, se ha escogido el mismo método en ambos casos. El procedimiento es una distancia taxonómica cuyo resultado es un indicador informativo de la comparación de cada imagen mental con el modelo real, método que se ha retomado del ámbito de la Geografía rural.

La distancia taxonómica es el nombre que se ha dado al método aplicado para obtener un indicador final del grado de exactitud sobre la distancia entre islas (calculada a través de la distancia entre *centroides*) y la dirección angular. Para este cometido, se ha empleado una distancia taxonómica que mide la diferencia entre las distancias métricas y angulares reales de las islas con esas mismas medidas para cada uno de los esbozos cartográficos estudiados. Las distancias métricas absolutas se han convertido en distancias relativas (porcentaje). Mientras, la dirección angular de cada isla respecto a Mallorca ha sido medida en grados. Cada mapa mental obtuvo un total de 10 valores que calibraban la distancia para cada uno de los 10 pares de islas (Mallorca-Menorca, Mallorca-Ibiza, Mallorca-Formentera, Mallorca-Cabrera, Menorca-Ibiza, Menorca-Formentera, Menorca-Cabrera, Ibiza-Formentera, Ibiza-Cabrera, Formentera-Cabrera), además de 4 valores sobre la ubicación angular de las islas menores en relación a la isla mayor.

Se ha transpuesto al estudio el uso del índice de combinación de cultivos de Weaver, para obtener un indicador único que califique el grado de aproximación a las distancias y direcciones angulares reales de cada uno de los mapas. Fue utilizado por el autor en el área del Middle West de Estados Unidos para definir las regiones agrícolas atendiendo a la combinación de cultivos que en ella se daban (Castelló-Puig, 1984, 248). En realidad, el método mide el grado desajuste entre una distribución real y otra ideal. Fue aprovechado también en temas no específicamente agrarios (Estébanez & Bradshaw, 1979).

En este caso se ha aplicado para contrastar la distribución de los valores indicativos del grado de precisión alcanzado en el trazado del mapa mental de las Islas Baleares, cotejando la distancia entre islas y la dirección angular de las islas menores en relación a Mallorca, con el mapa real. Para operar, se convirtieron los datos absolutos en datos relativos (porcentajes) en el caso de las distancias entre islas, y se mantuvieron los valores angulares en grados en el caso de la dirección angular de las islas menores en relación a Mallorca. Para ambos casos, se aplicó la siguiente formulación:

$$W = \sqrt{[\sum((DI-DR)^2)] / n}$$

En este ejercicio DI serían los valores de la distribución ideal (en porcentaje, en el caso de la distancia entre islas, o sus valores absolutos en el caso de la dirección angular) y DR los valores de la distribución real. Mientras que n, es el número total de mapas escrutados.

El indicador obtenido da una calificación del mapa, de tal forma que los valores más bajos serán los de los mapas más precisos por su proximidad al mapa real, y los valores más altos serán indicativos de inexactitud o distanciamiento de la realidad.

La técnica, con algunas variaciones, sustenta buena parte del modelo que Kostrowicki y Szyrmer (1991) usaron en su proyecto de definición de las tipologías agrícolas.

3. Resultados

3.1. Comparación entre realidad e imagen percibida

En primer lugar, se ha estudiado la relación entre las medidas de la realidad y las propias de la percepción. La medida de la distancia entre islas y de la desviación angular de las islas menores respecto a Mallorca, han deparado resultados sorprendentes.

Realmente, las mayores distancias entre islas se producen entre Mallorca y Menorca con las dos Pitiusas y las medias de las distancias percibidas en los bocetos cartográficos repiten ese mismo patrón. Sin embargo, la distancia media percibida es mayor que la real entre Mallorca y Menorca, así como también entre Menorca y Ibiza, Formentera y Cabrera, e incluso entre Ibiza y Formentera. Cabrera, por otro lado, es captada como más próxima a las dos Pitiusas entre los autores de los bocetos, por término medio, y más distante de Mallorca. Menorca se distingue más remota respecto al resto de las islas, a excepción de Cabrera, donde coinciden distancia real y distancia percibida. Mientras, las Pitiusas se reconocen con un mayor alejamiento entre ellas, más cercanas a Cabrera y con una distancia media de percepción coincidente a su distancia real con Mallorca (Tabla 1).

Tabla 1. Diferencia entre distancia real y distancia media percibida

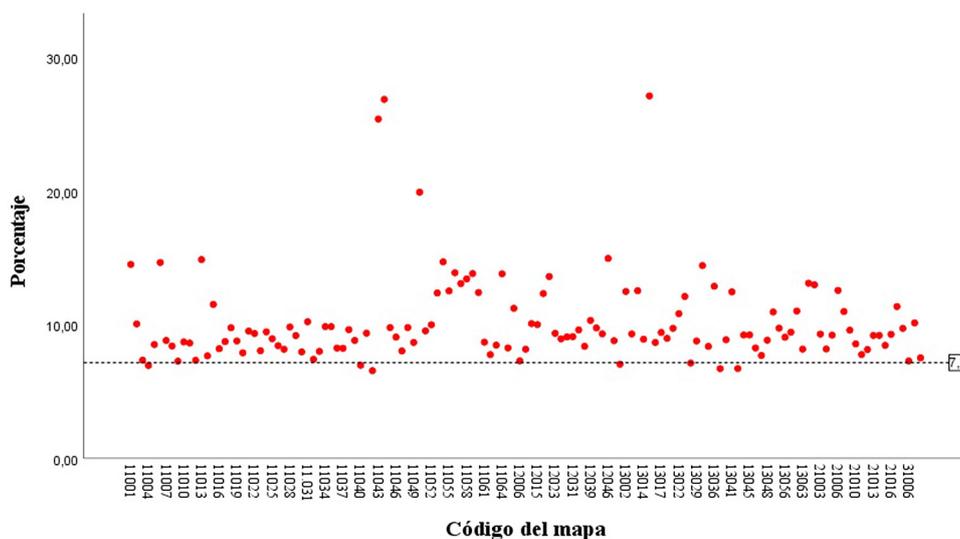
	Distancia real	Distancia percibida	Diferencia
Mallorca-Menorca	7,19%	10,15%	-2,95%
Mallorca-Ibiza	10,52%	10,53%	-0,01%
Mallorca-Formentera	11,59%	11,02%	0,57%
Mallorca-Cabrera	3,69%	4,33%	-0,64%
Menorca-Ibiza	17,70%	20,05%	-2,35%
Menorca-Formentera	18,67%	19,87%	-1,20%
Menorca-Cabrera	9,36%	9,36%	0,00%
Ibiza-Formentera	2,15%	3,41%	-1,25%
Ibiza-Cabrera	9,35%	5,71%	3,65%
Formentera-Cabrera	9,77%	5,57%	4,20%

Elaboración propia

En definitiva, se constata algo que ya ha sido planteado como hipótesis en otros ámbitos estudiados. Se sobredimensionan las distancias más próximas, como se observa en el caso de la distancia entre Mallorca y Menorca y Mallorca y Cabrera, como también entre Ibiza y Formentera. Y se subestiman las distancias más remotas o incluso se coincide con la distancia real (Mallorca con las islas Pitiusas o Menorca con Cabrera o las Pitiusas con Cabrera). El patrón, conocido en la literatura sobre el tema (Tversky, 1992), no se cumple, sin embargo, en las distancias medias percibidas entre Menorca y las dos Pitiusas, las más separadas.

Tomando como ejemplo el caso de la distancia entre Mallorca y Menorca, casi todos los bocetos mantienen una distancia relativa mayor que en la realidad, salvo algunas excepciones de croquis coincidentes, o, en los que incluso se ha subestimado esa distancia (Figura 4).

Figura 4. Distribución de las distancias percibidas entre Mallorca y Menorca (en porcentaje) y su ubicación respecto a la distancia real (7,2% del total de distancias entre islas)



Elaboración propia

Tabla 2. Diferencia entre la dirección angular real y las direcciones angulares medias percibidas (en grados)

	Dirección angular real	Dirección angular percibida	Diferencia
Menorca	23,75°	35,24°	-11,5°
Ibiza	207,163°	207,05°	0,11°
Formentera	216,87°	215,01°	1,86°
Cabrera	268,9°	262,22°	6,68°

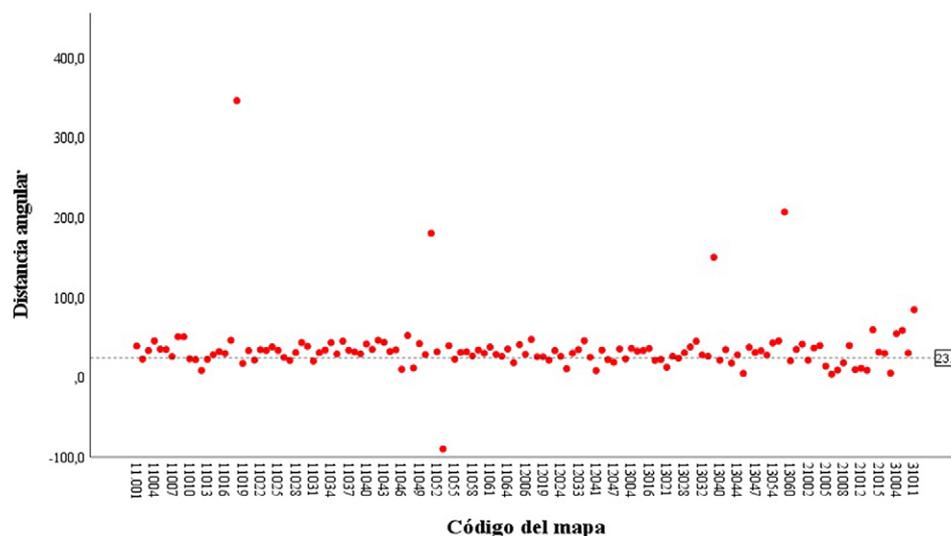
Elaboración propia

La dirección angular percibida de las islas menores respecto a Mallorca muestra una mayor diferencia con la dirección angular real en los casos de Menorca y de Cabrera. Menorca presenta una diferencia entre la dirección angular real y la dirección angular percibida media de -11,5°. Mientras que para Cabrera esa diferencia es de 6,7°, inferior a la de Menorca, aunque también significativa. Con las Pitiusas, las diferencias son menores, muy próximas a la realidad (0,11° para Ibiza y 1,86° en Formentera) (Tabla 2). Se trata de patrones generales resultado de la casuística individual del conjunto de bocetos cartográficos. Para el caso de Menorca, son mayoría los bocetos con una dirección angular desde Mallorca superior a la real, dándose también algunas situaciones muy divergentes. Mientras tanto, en sólo 17 casos la dirección angular percibida prácticamente coincide con la realidad (Figura 5).

Las medias obtenidas ofrecen un patrón en la diferenciación de la realidad con la percepción insular reflejada en los bocetos cartográficos. Menorca aparece como la isla más distante sobre el resto de islas del archipiélago y con una desviación pronunciada respecto la dirección angular que en realidad mantiene con Mallorca. Mientras, las Pitiusas mantienen una distancia métrica y una desviación angular percibidas

casi coincidentes con la realidad. Por último, Cabrera, la menor de las islas es la que, después de Menorca, mantiene una distancia y una desviación angular más apartada del modelo real.

Figura 5. Distribución de las distancias angulares de Menorca respecto a Mallorca en los diferentes esbozos cartográficos y su ubicación respecto a la distancia angular real (23,7°)



Elaboración propia

3.2. La clasificación de los mapas según la distancia entre islas

En el análisis de componentes principales se ha operado con las diferencias porcentuales al cuadrado entre las distancias de los esbozos cartográficos y la distancia real. Se realizó como punto de apoyo para la representación gráfica de los clústeres del análisis de conglomerados. De acuerdo con este análisis de componentes principales (Tabla 3) el primer factor se define por el peso de la diferencia de las distancias entre islas respecto a las distancias que mantienen en la realidad. Es decir, aquellos mapas con un gran peso en el primer factor mantienen una diferencia sustancial en las distancias entre islas en relación a la distancia real. Este primer factor tiene un peso del 46,6% en la varianza total. El segundo factor, se define, solamente, por la distancia entre las Pitiusas (Ibiza y Formentera) y la distancia del conjunto de islas con Cabrera, ofreciendo un peso negativo en el resto de distancias. Por tanto, el factor define los esbozos que presentan mayor exactitud respecto a la distancia entre las islas mayores, aunque con un alejamiento sustancial entre Ibiza y Formentera y del conjunto de islas con Cabrera. De hecho, muchos de los mapas con un mayor peso en este segundo factor, se caracterizan por la ausencia de Cabrera que tiene un peso del 32,33% de la varianza acumulada. Por todo ello, al primer factor se le ha denominado *Percepción distanciada respecto a la realidad*, y el segundo factor lo se ha denominado *Alejamiento o ausencia de Cabrera*.

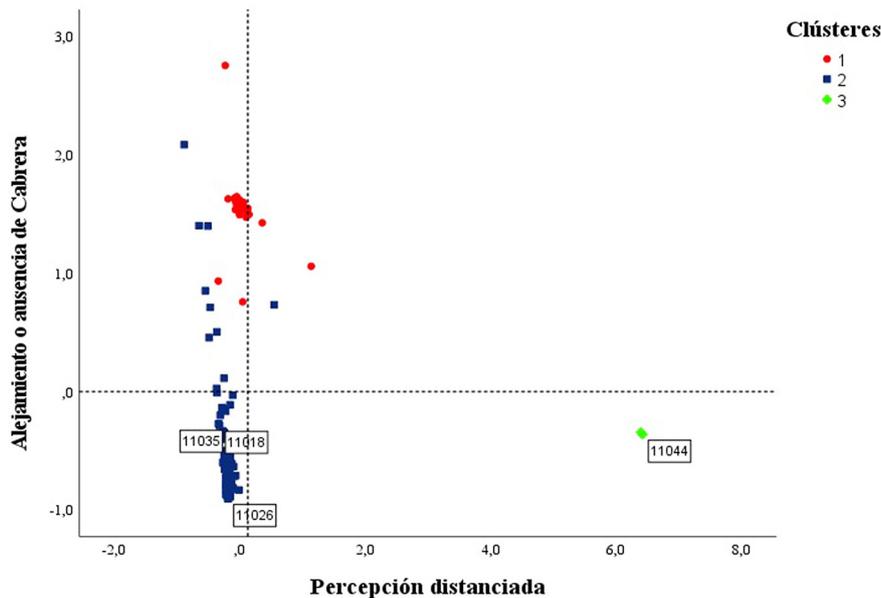
Tabla 3. Análisis de Componentes Principales. Matriz de Puntuaciones factoriales

	<i>Percepción distanciada respecto a la realidad</i>	<i>Alejamiento o ausencia de Cabrera</i>
Mallorca-Menorca	0,884	-0,412
Mallorca-Ibiza	0,849	-0,476
Mallorca-Formentera	0,880	-0,369
Mallorca-Cabrera	0,403	0,452
Menorca-Ibiza	0,886	-0,422
Menorca-Formentera	0,937	-0,093
Menorca-Cabrera	0,756	0,598
Ibiza-Formentera	0,150	0,250
Ibiza-Cabrera	0,774	0,555
Formentera-Cabrera	0,779	0,581

Elaboración propia

Por otra parte, el análisis de conglomerados ha deparado tres clústeres diferenciados (Figura 6). El primero, formado fundamentalmente por bocetos con valores negativos próximos a 0 en el factor 1 (*Percepción distancia respecto a la realidad*) y esbozos con valores positivos en el factor 2 (*Alejamiento o ausencia de Cabrera*) (33 mapas que equivalen a un 24,8% del total), reúne, por tanto, los mapas cuya distancia entre las islas se asemeja a la real, a excepción de Cabrera, ausente o alejada del archipiélago. El segundo clúster se localiza, en general, en una nube de puntos con carga negativa en ambos factores y recoge, en consecuencia, un conjunto de bocetos cuyas islas mantienen unas distancias precisas respecto a la realidad (97 mapas y un 72,9% del total). El último clúster está formado por escasos individuos (3 individuos, 2,3%), caracterizados por presentar un alejamiento radical de la realidad en las distancias observadas entre islas, siendo esta inexactitud favorecida por la ausencia de varias de ellas (Formentera y Cabrera).

Figura 6. Análisis de conglomerados de las distancias entre islas



Elaboración propia

3.3. La clasificación de los mapas según las desviaciones en la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca

El análisis de componentes principales ha reducido las desviaciones en las direcciones angulares de las islas menores respecto a Mallorca a dos factores (Tabla 4). El primero, que explica un 37,5% de la varianza, se define por la *Desviación en la dirección angular de Pitiusas y Cabrera*. Por tanto, aquellos mapas con un signo negativo o cercano a 0 serán los más próximos a la realidad. Mientras que el factor 2, que explica un 26,5% de la varianza total, viene definido por el mayor peso de la *Desviación en la dirección angular de Menorca* en relación a la isla mayor. En consecuencia, los esbozos con un peso negativo en este factor serán los que presenten una silueta con una menor desviación angular de Menorca respecto a la isla mayor.

Tabla 4. Análisis de Componentes Principales. Matriz de Puntuaciones factoriales

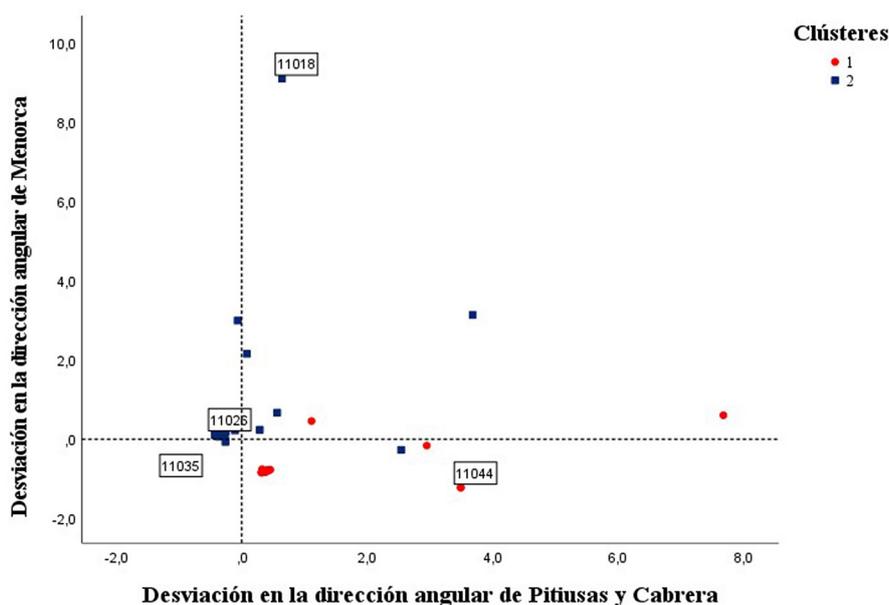
	<i>Desviación en la dirección angular de Pitiusas y Cabrera</i>	<i>Desviación en la dirección angular de Menorca</i>
Menorca	0,01	0,9
Ibiza	0,74	0,29
Formentera	0,81	-0,01
Cabrera	0,55	-0,40

Elaboración propia

La clasificación de los esbozos cartográficos presenta dos categorías (Figura 7). El primer clúster reúne un total de 34 mapas mentales (25,6%), formando gran parte de estos una nube con un valor positivo en el factor 1 y negativo en el factor 2, caracterizados por una ligera desviación en la dirección angular

de Pitiusas y de Cabrera en relación a Mallorca, aunque mantienen una mayor precisión en el caso de Menorca. Mientras que, en el segundo clúster, formado por un total de 99 mapas (74,4%), se concentra en una nube de puntos con valores ligeramente negativos en el factor 1 y mayoritariamente positivos en el factor 2 y, en general, próximos a 0 en ambos factores, cuya característica común es su exactitud en la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca. Por otra parte, en ambos clústeres existen varios individuos polarizados, alejados de la realidad desde el punto de vista de la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca, al manifestar una percepción muy distorsionada respecto al modelo real (Mapa 11018 del clúster 2 y Mapa 11044, del clúster 1 en las Figuras 9 y 10).

Figura 7. Análisis de conglomerados de las desviaciones angulares percibidas



Elaboración propia

3.4. La relación entre distancia entre islas y dirección angular

Los análisis de conglomerados han clasificado los esbozos cartográficos según sea su adecuación a la realidad de la distancia entre islas y, por otro lado, la dirección angular de las islas menores respecto a la isla mayor, Mallorca. Ambas clasificaciones definen dos propiedades formales de la cartografía obtenida y analizada. Las imágenes mentales del alumnado participante han sido clasificadas desde parámetros diferentes, de acuerdo a las características formales del mismo. Por una parte, si las distancias observadas entre islas eran proporcionales a las distancias reales y, por otro, si la dirección angular entre las islas menores y Mallorca coincidía o difería en relación a la dirección angular real. En principio, ambas características formales son independientes entre sí.

Tabla 5. Tablas cruzadas entre los resultados de ambos análisis de conglomerados

Clústeres (dirección angular)	Clústeres (distancia entre islas)			Total
	1	2	3	
1	30	1	3	34
2	3	96	0	99
Total	33	97	3	133

Elaboración propia

Sin embargo, los esbozos cartográficos analizados son el resultado de la imagen mental impresa del estudiantado participante. Las tablas cruzadas de ambos indicadores (Tabla 5) ofrecen otra clasificación que permite el cálculo de la *chi cuadrada de Pearson* que es igual a 113,47, un valor con una $p=0,00$, cumpliéndose que $p<0,05$, por tanto, un resultado significativo desde el punto de vista estadístico. Este

resultado demuestra que ambas características formales están interrelacionadas. Así, aunque la habilidad para el dibujo pueda jugar un papel importante, la interrelación de ambas variables pone de manifiesto que quienes mejor ejecutan los mapas, a su vez, guardan las distancias más proporcionadas y mantienen una mayor precisión en la dirección angular de las islas menores respecto a la isla mayor.

3.5. La evaluación de los mapas según el método de la distancia taxonómica

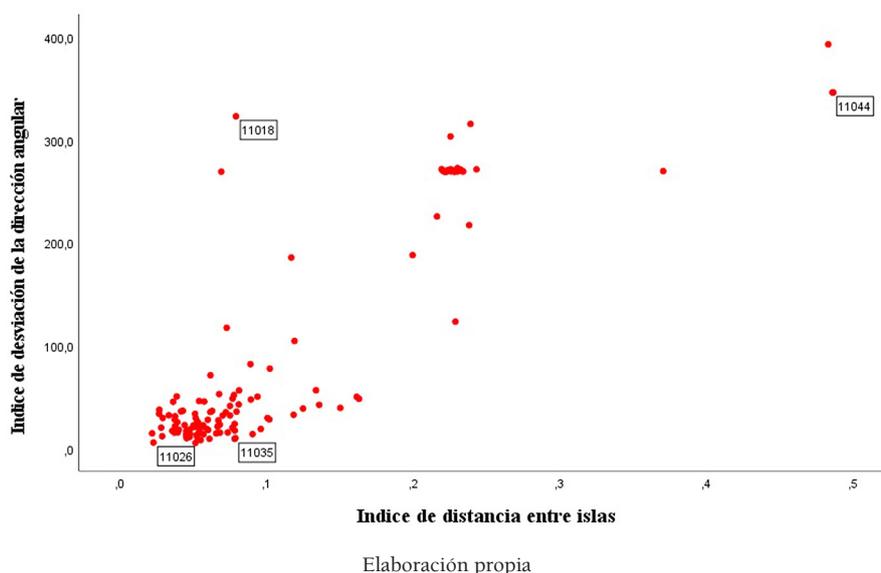
El método de la distancia taxonómica ha permitido obtener un índice con el que se ha estimado la exactitud y precisión de los esbozos cartográficos al suministrar la valoración del grado de similitud de los croquis con la realidad. Los mapas mentales que obtienen los valores menores a cero son los que presentan un grado de exactitud mayor. Este índice se ha aplicado tanto a la distancia entre islas, como a las desviaciones de la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca.

Las dos variables constituyen por ellas mismas una medida del grado de exactitud de los mapas mentales. Son dos indicadores de la precisión de la imagen mental del alumnado participante, constituyéndose, por tanto, en otro parámetro del conocimiento geográfico demostrado. Los resultados obtenidos dividen los mapas mentales entre aquéllos más próximos a la realidad de los más apartados, ya sea desde la perspectiva de la distancia entre islas y, por otra, de la dirección angular de las islas menores en relación a Mallorca.

Ambos indicadores están correlacionados entre sí. De hecho, la correlación de Pearson es igual a 0,88, con un grado de significación estadística igual a $p=0$ que es inferior a $p<0,05$. Se confirma, pues, que los aspectos formales son indicadores interrelacionados del conocimiento geográfico retenido.

Por otra parte, el diagrama de dispersión de ambos índices (Figura 8) clasifica los mapas mentales según la valoración obtenida en ambos. Los mapas más aislados son los que responden a situaciones polarizadas de desviación angular o de distanciamiento exagerado y no proporcionado a la realidad. A su vez, un grupo mayoritario se halla en el extremo inferior izquierda, en torno a los valores más bajos de ambos índices (se ha señalado la posición de los mapas reproducidos que también fueron escogidos de ejemplo en las clasificaciones precedentes a partir de análisis de conglomerados).

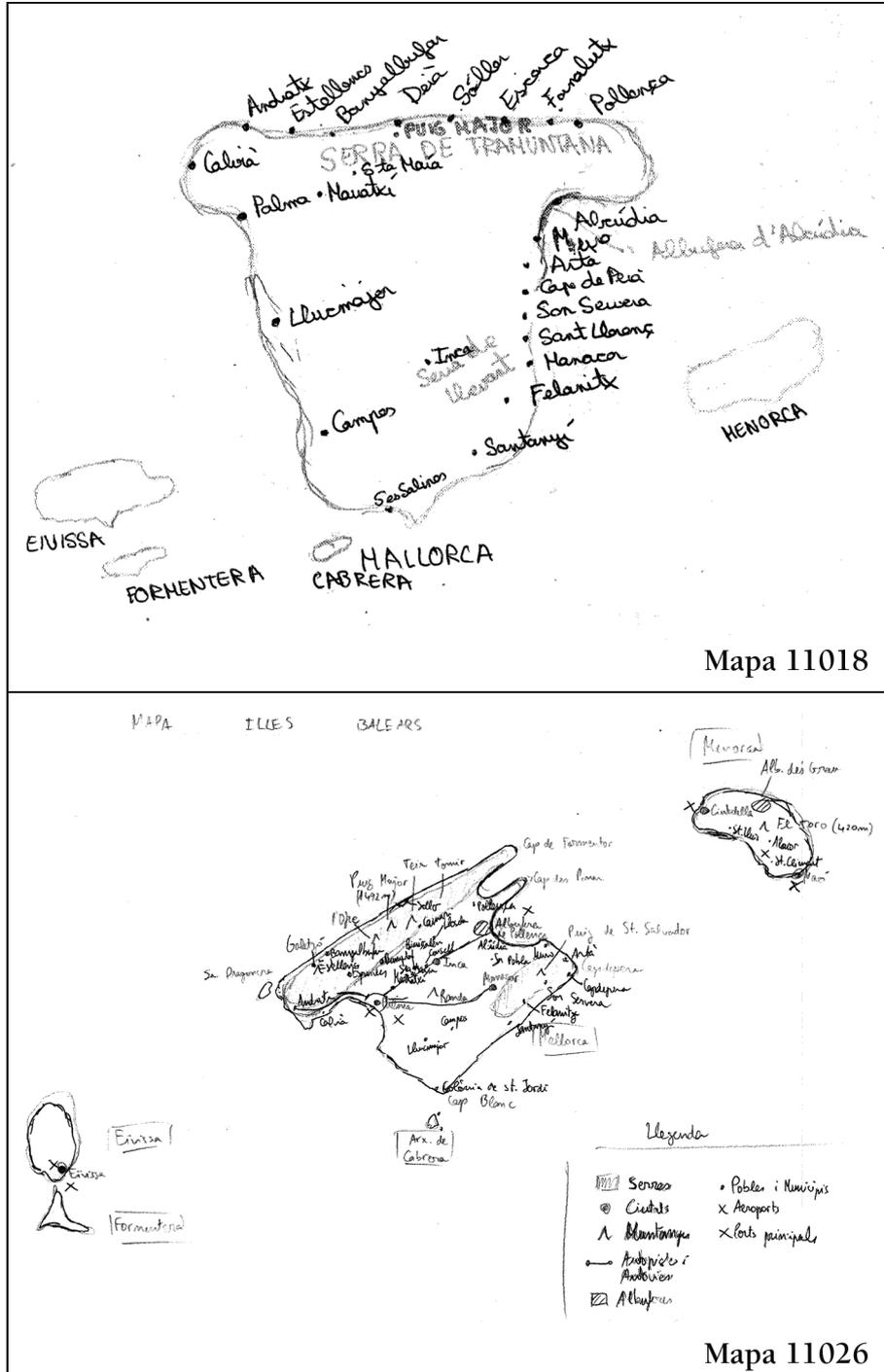
Figura 8. Diagrama de dispersión de los mapas mentales según los valores obtenidos en el índice de distancia entre islas y según el índice de desviación de la dirección angular



El mapa 11018 (Clúster 2 en Análisis de distancias entre islas y Clúster 2 en Análisis de dirección angular) presenta valores muy altos en el índice de desviación de la dirección angular y altos en el índice de distancia entre islas. Esa desviación angular se produce, sobre todo, en el caso de la isla de Menorca. Los mapas 11026 y 11035 (Clúster 2 en Análisis de distancias entre islas y Clúster 2 en Análisis de dirección angular) reúnen valoraciones muy bajas en los dos índices empleados. Se trata de esbozos cartográficos de gran riqueza formal y de contenidos. Sus distancias entre islas son muy proporcionadas a la realidad.

Por último, el mapa 11044 (Clúster 3 en Análisis de distancia entre islas y Clúster 2 en Análisis de dirección angular) presenta valores muy altos en ambos índices, en un mapa claramente inexacto definido por la desubicación de las islas y también la ausencia de Formentera y de Cabrera (Figuras 9 y 10).

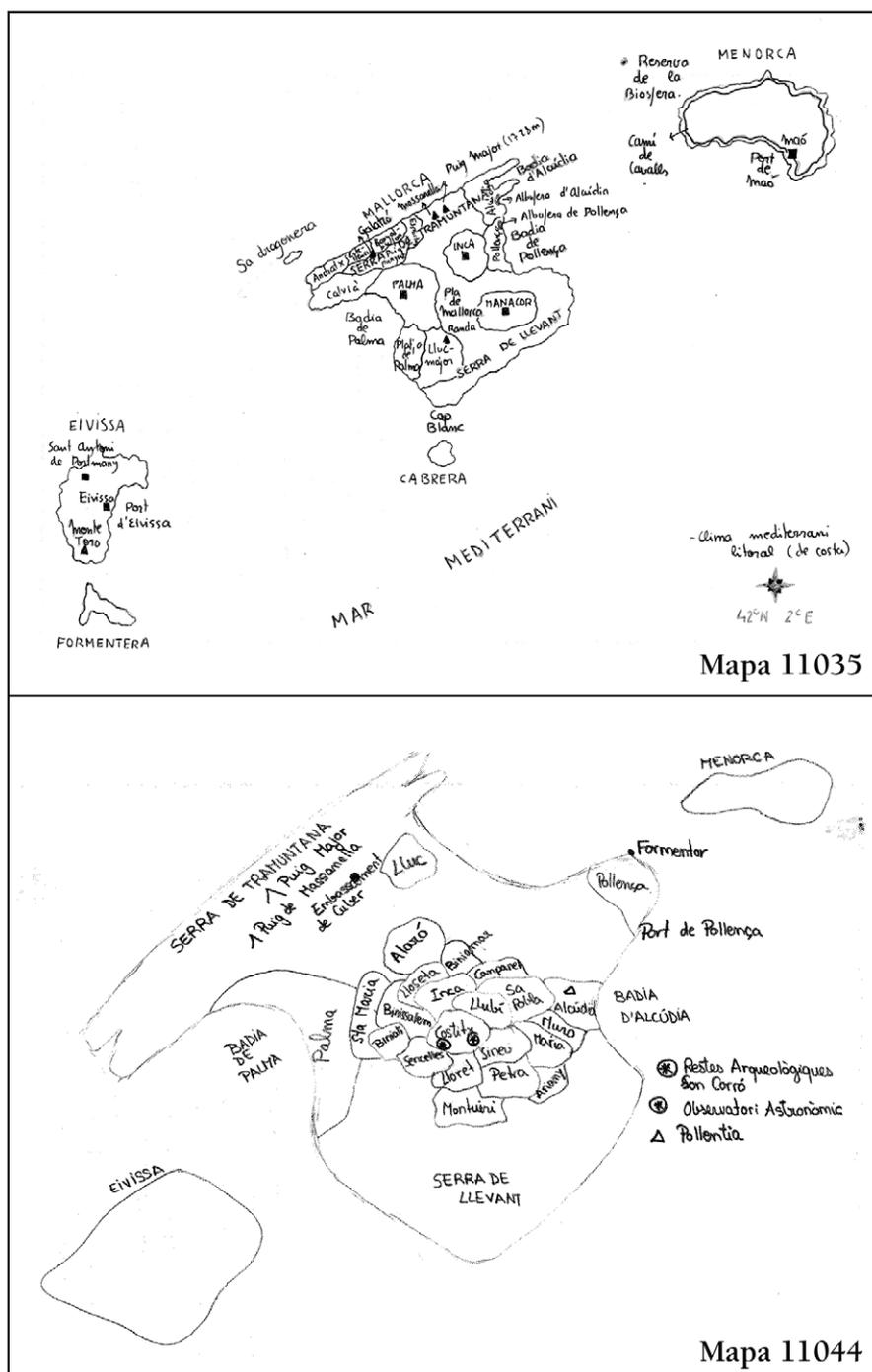
Figura 9. Ejemplos de mapas mentales representativos³



Fuente: mapas mentales 11018 y 11026 realizados por alumnado de segundo curso de maestro en Educación Primaria del año académico 2016-17 en la Universidad de las Islas Baleares

3 En cada una de las gráficas en las que se clasifican los mapas mentales, aparecen siempre etiquetados los cuatro ejemplos elegidos para su visualización.

Figura 10. Ejemplos de mapas mentales representativos



Fuente: mapas mentales 11035 y 11044 realizados por alumnado de segundo curso de maestro en Educación Primaria del año académico 2016-17 en la Universidad de las Islas Baleares

Esta última clasificación ha permitido la evaluación de los esbozos cartográficos a partir de la puntuación en ambos índices, que proporcionan información sobre la precisión o exactitud formal de los croquis analizados.

4. Discusión

Este ensayo representa una profundización en un ámbito temático en el que ya han aparecido algunos artículos y otros están en prensa. Básicamente se ha indagado en la alfabetización geográfica de futu-

ros maestros de Educación Primaria (Binimelis & Ordinas, 2018) y también en escolares que finalizan Educación Primaria (Binimelis et al., 2021). Por tanto, el trabajo se sitúa en ese cruce de caminos entre una temática recurrente, los conocimientos mínimos en Geografía, y el uso de los mapas mentales como instrumento para su indagación, fuente de información que se ha utilizado desde la eclosión de lo que se denomina Geografía cognitiva. En definitiva, se han retomado un campo de estudio, la alfabetización geográfica con mapas mentales, que tuvo su momento más álgido en el mundo anglosajón en la segunda mitad de la década de los ochenta (Saarinen, 1987) hasta la segunda mitad de los años noventa (Saarinen & Maccabe, 1995; Saarinen et al. 1996; Wiegand & Stiell, 1997a, 1997b) y ha persistido hasta la actualidad (Vujakovic et al., 2018).

No obstante, hasta día de hoy la mayoría de iniciativas en el campo de la alfabetización geográfica se habían detenido en el análisis de los nombres de lugar etiquetados en la cartografía realizada por el alumnado participante en pruebas de conocimientos mínimos. Sin embargo, este ejercicio se adentra en el terreno del análisis del propio dibujo o esbozo. De hecho, se miden y estudian dos indicadores geométricos de la cartografía mental, la distancia entre islas y la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca. Sin lugar a dudas, las nuevas tecnologías de la información geográfica han facilitado el procesamiento de la información, gran ventaja con la que no contaron los pioneros en este tipo de ejercicios (Saarinen et al., 1996; Wiegand & Stiell, 1996; 1997a; 1997b). Sin embargo, a pesar de la utilización de paquetes de cartografía automática (digitalización de los mapas mentales con *Arc Map 10,5*), conseguir la información no ha dejado de ser una operación de arduo trabajo artesanal. No obstante, los hallazgos obtenidos contribuyen a reactivar la reflexión sobre la alfabetización geográfica, buscando nuevas fórmulas para su análisis.

Existe escasa literatura cuyo objetivo haya sido el estudio de los aspectos formales de los mapas mentales y el análisis de sus distorsiones en relación a la realidad representada (Sanders & Porter, 1974; Waterman & Gordon, 1984; Tversky, 1992; Peake & Moore, 2004). No obstante, si se puede constatar que cada una de los trabajos consultados crea su propia metodología, adaptada a la escala y a sus objetivos. La aportación que aquí se presenta también ha desarrollado una metodología propia, adaptada al hecho insular, por tratarse de un archipiélago. Este planteamiento dificulta los estudios comparativos al no existir una metodología de análisis con capacidad para ser usada de forma universal. Probablemente, la escasez de referencias dedicadas al estudio de la precisión o exactitud formal de los mapas mentales explica la dispersión metodológica a la que se ha hecho referencia.

En primer lugar, ambos indicadores (distancia entre islas y desviación en la dirección angular de las islas menores respecto a la isla mayor) teóricamente independientes entre sí, en este estudio están interrelacionados. Por una parte, el cálculo de la Chi cuadrado de Pearson (Tabla 5) para las categorías que los dos análisis de conglomerados han generado, así lo manifiesta. Además, la correlación de Pearson entre el índice de distancias entre islas y el índice de dirección angular es alta (0,88) y significativa estadísticamente, consolidando, a partir de otra vía estadística, algo que ya se había constatado: las dos características formales analizadas de los croquis del estudiantado participante están correlacionadas.

En segundo lugar, las vías seguidas para la evaluación del grado de precisión y exactitud de estos aspectos formales de los ejercicios cartográficos analizados, como han sido el análisis de conglomerados y, la distancia taxonómica, han demostrado su gran utilidad para ese objetivo. En el caso de ésta última, se ha transpuesto al ámbito de la Geografía cognitiva un índice, cuyo uso más frecuente se dio en el campo de la Geografía de la agricultura (Castelló-Puig, 1984; Estébanez & Bradshaw, 1979).

Por otra parte, ambos indicadores han puesto de manifiesto que la mayor distorsión (en distancia y en desviación angular) se produce entre elementos próximos, corroborando, en parte, algo ya observado en el estudio de Peake y Moore (2004). En este caso, las mayores distorsiones se producen entre Mallorca y Menorca (distancia y desviación angular), Mallorca y Cabrera o también Ibiza y Formentera. Sin embargo, las distorsiones en las distancias entre Menorca y las Pitiusas son también importantes, a pesar de estar alejadas en el contexto balear.

Con este ejercicio se ha alcanzado un nuevo peldaño en la búsqueda de una metodología analítica válida para la evaluación del conocimiento geográfico desde el estudio de los esbozos cartográficos de estudiantes y escolares. En este sentido, se corrobora que no solamente los aspectos evidentes del conocimiento geográfico (lugares etiquetados o con topónimo) a través del uso de cartografía mental, son válidos como diagnóstico del estado del conocimiento de los individuos, también los aspectos formales de ese tipo de cartografía son demostrativos de la imagen mental construida desde el conocimiento que

el tránsito por los diversos niveles del sistema educativo y la experiencia cotidiana aportan. En esta y en otras contribuciones (en fase de revisión) se trabaja desde la convicción que el conocimiento locacional (la correcta colocación de topónimos sobre un mapa) y la elaboración del mapa desde la información registrada en la memoria, están claramente relacionados. En este ensayo se ha constatado que dos indicadores tan, aparentemente, independientes como la distancia entre islas y la dirección angular, están interrelacionados. Se demuestra que los mapas cuyas distancias entre islas más se acercan a la realidad son también mapas con desviaciones de la dirección angular de las islas menores en relación a Mallorca poco significativas. En resumen, quienes mejor representan las Islas Baleares con una distancia entre islas adecuada son también quienes mejor las ubican angularmente en relación a Mallorca. Todo ello tomando la realidad como modelo o patrón al que compararse. Esta es la contribución de este trabajo al debate sobre la relación entre forma y contenido de los mapas mentales, y que constituye a éstos últimos en herramientas de gran utilidad para el diagnóstico del conocimiento geográfico de estudiantes y de ciudadanos, y no como meros ejemplos de las habilidades artísticas de sus autores (Bell, 2004).

5. Conclusiones

Esta investigación tenía como objetivo clasificar y evaluar los mapas mentales sobre las Islas Baleares realizados por estudiantes universitarios del Grado de Maestro en Educación Primaria, según el grado de corrección con la que habían ubicado las islas en el archipiélago (distancia) y la precisión en la dirección angular de las islas menores respecto a la isla mayor (desviación angular). De hecho, el ejercicio forma parte de un conjunto en donde se ha evaluado la información bajo un prisma cuantitativo, convirtiendo en parámetros e indicadores lo que, en principio, es el dibujo en forma de croquis de las Islas Baleares sobre un papel Din A-4.

En el trabajo se ha testado la gran utilidad del análisis de conglomerados y de la distancia taxonómica como métodos para clasificar y evaluar los esbozos cartográficos analizados. Estos métodos (el segundo basado en una metodología muy al uso en el ámbito de la Geografía rural) han permitido ordenar, clasificar y evaluar el rigor de los mapas mentales en dos de sus parámetros formales. El uso del GIS (digitalización de los mapas mentales con ARCGIS) ha permitido el desarrollo de esta investigación porque facilita el análisis, aunque para ello se precisa de una fase previa de ardua tarea artesanal, única vía para la obtención de los datos necesarios para su ejecución posterior.

En el estudio, además de clasificar los mapas mentales, se demuestra que la distancia entre islas y la desviación en la dirección angular de las islas menores respecto a Mallorca, los dos parámetros analizados, están interrelacionados. La correlación de Pearson arroja un resultado muy alto e indiscutible (0,88), además de obtener la significación estadística pertinente. Ello nos lleva a concluir que quienes localizan con precisión las islas en el conjunto insular desde la óptica de la distancia entre elementos, también trazan con exactitud la posición angular de los elementos en relación al punto de referencia considerado (la isla mayor). Todo ello, contribuye, con un dato más, a la constatación de la hipótesis planteada. Según ésta, no solamente el conocimiento locacional es demostrativo del conocimiento geográfico de los autores de los mapas mentales, también lo son los aspectos formales del croquis.

Referencias

- Bell, S. (2004). Exploring geographic knowledge through mapping. *Prairie Perspectives*, 8, 89-100.
- Binimelis, J., & Ordinas, A. (2018). Alfabetización en Geografía y mapas mentales: Los conocimientos mínimos entre los estudiantes universitarios de Educación Primaria. *Cuadernos Geográficos*, 57(1), 330-351. <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v57i1.5528>
- Binimelis, J., García de la Vega, A., García, J.A., Gómez, A., Gómez, I., Jerez, Ó., Ordinas, A., Rodríguez, M.A., Rodríguez, M., Serrano, Ó., & Varela, R. (2018). Alfabetización en Geografía y mapas mentales. Nacimiento de un proyecto interuniversitario de educación y geografía de la percepción (pp. 429-439). In A. García de la Vega (Ed.), *Contribución didáctica al aprendizaje de la geografía*. Madrid: AGE y UAM.
- Binimelis, J., Ordinas, A., & Ruiz, M. (2021). Assessing geography knowledge in primary education with mental map analysis: a Balearic Islands case study. *Educational Studies*. <https://doi.org/10.1080/03055698.2021.1922877>
- Boira, J.S., Reques, P., & Souto, X.M. (1994). *Espacio subjetivo y geografía: orientación teórica y praxis didáctica*. Nau llibres.
- Castelló-Puig, A. (1984). Los usos del suelo en la comarca de Monegros. *Argensola: Revista de Ciencias Sociales del Instituto de Estudios Altoaragoneses*, (98), 231-268.
- Catling, S. (2009). Thinking of Britain in children's geographies. *Primary Geography*, Autumn, 16-19.
- de Miguel, R. (2018). Geografía y tiempo contemporáneo: educación geográfica y enseñanza de las ciencias sociales para el mundo global. *REIDICS. Revista de Investigación en Didáctica de las Ciencias Sociales*, (2), 36-54.
- Estébanez, J. E., & Bradshaw, R. P. (1979). *Técnicas de cuantificación en Geografía*. Tebar Flores.
- García de León, L. (1988). *Generalidades del análisis de cúmulos y del análisis de componentes principales*. Instituto de Geografía.
- García-González, J. A., Gómez-Gonçalves, A., Gómez-Trigueros, I. M., & Binimelis, J. (2021). Geographic literacy in Spain with mental maps. *Journal of Geography in Higher Education*, 1-21. <https://doi.org/10.1080/03098265.2021.2001643>
- Gould, P., & White, R. (1974). *Mental Maps*. Penguin.
- Hátlová, K., & Hanus, M. (2020). A systematic review into factors influencing sketch map quality. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(4), 271. <https://doi.org/10.3390/ijgi9040271>
- Hennerdal, P. (2016). Changes in place location knowledge: a follow-up study in Arvika, Sweden, 1968 and 2013. *International Research in Geographical and Environmental Education*, 25(4), 309-327. <https://doi.org/10.1080/10382046.2016.1207991>
- Holmén, J. (2018). Changing mental maps of the Baltic Sea and Mediterranean regions. *Journal of Cultural Geography*, 35(2), 230-250. <https://doi.org/10.1080/08873631.2017.1401405>
- Jerez, M., & Morales, A. J. (2021). Mapas personales y cartografía escolar: capacidades del alumnado de primer ciclo de Educación Primaria. *Educación Siglo XXI*, 39(2), 371-394. <https://doi.org/10.6018/educatio.410771>
- Jerez, M., Morales, A., & Souto, X.M. (2019). Las competencias docentes para favorecer el aprendizaje cartográfico en Educación Primaria. In M. Pug, M. Ferreras-Listán, & O. Moreno (Coords.), *Innovación e investigación en la formación inicial del profesorado de Infantil y Primaria desde las didácticas de las ciencias experimentales y sociales* (pp. 31-52). Octaedro.
- Kelly, A. (2005). Exploring Children's Geographies at Key Stage Two. *International Research in Geographical and Environmental Education*, 14(4), 342-347. <https://doi.org/10.1080/10382040608668369>
- Kostrowicki, J., & Szyrmer, J. H. (1991). *Agricultural typology guidelines*.
- Marrón-Gaite, M. J. (1999). La Geografía del comportamiento y de la percepción. Aportaciones a la investigación y a la enseñanza de la geografía. *Didáctica Geográfica*, (3), 85-108. <https://didacticageografica.agegeografia.es/index.php/didacticageografica/article/view/152>
- Morales, A. J., Caurín, C., & Souto, X. M. (2015). Percepción del mundo: mapas mentales y problemas socioambientales. *Didáctica Geográfica*, (14), 91-108. <https://didacticageografica.age-geografia.es/index.php/didacticageografica/article/view/262>

- Murphy, A. (2018). *Geografía ¿Por qué importa?*. Alianza Editorial.
- Nishimoto, S. (2012). Evaluating Mental Maps [unpublished master thesis]. University of Oregon.
- Peake, S., & Moore, T. (2004). Analysis of distortions in a mental map using GPS and GIS. In *16th Annual Colloquium of the Spatial Information Research Centre* (pp. 75-84). <http://hdl.handle.net/10523/718>
- Pinassi, C. A., & Seguí, M. (2016). Representación del espacio urbano en alumnos de primaria de la ciudad de Bahía Blanca (Argentina). Un análisis a partir de mapas mentales. *Boletín De La Asociación De Geógrafos Españoles*, (72). <https://doi.org/10.21138/bage.2344>
- Portugali, J. (2018). History and theoretical perspectives of behavioral and cognitive geography. In D.R. Montello (Ed.), *Handbook of behavioral and cognitive geography* (pp. 16-38). Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781784717544.00007>
- Reynolds, R., & Vinterek, M. (2016). Geographical locational knowledge as an indicator of children's views of the world: research from Sweden and Australia. *International Research in Geographical and Environmental Education*, 25(1), 68-83. <https://doi.org/10.1080/10382046.2015.1106205>
- Rodríguez-Domenech, M. Á. (2015). La geografía en la LOMCE ¿una ocasión perdida?. *Boletín de la Asociación De Geógrafos Españoles*, (67). <https://doi.org/10.21138/bage.1831>
- Saarinen, T.F. (1987). Centering of mental maps of the world (Paper series 87-7). Department of Geography and Regional Studies. University of Arizona.
- Saarinen, T.F., & Maccabe, C.L. (1995). World patterns of geographic literacy based on sketch map quality. *Professional Geographer*, 47(2), 196-204. <https://doi.org/10.1111/j.0033-0124.1995.00196.x>
- Saarinen, Th., Parton, M., & Billberg, R. (1996). Relative size of continents on world sketch maps. *Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization*, 33(2), 37-48. <https://doi.org/10.3138/F981-783N-123M-446R>
- Sanders, R.A., & Porter, P.W. (1974). Shape in Revealed Mental Map. *Annals of the Association of American Geographers*, 64(2), 258-267. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.1974.tb00975.x>
- Scoffham, S. (2019). The world in their heads: children's ideas about other nations, peoples and cultures. *International Research in Geographical and Environmental Education*, 28(2), 89-102. <https://doi.org/10.1080/10382046.2019.1529712>
- Storey, C. (2005). Teaching Place: Developing Early Understanding of 'Nested Hierarchies'. *International Research in Geographical and Environmental Education*, 14(4), 310-315. <https://doi.org/10.1080/10382040508668364>
- Tversky, B. (1992). Distortions in cognitive maps. *Geoforum*, 23, 131-138. [https://doi.org/10.1016/0016-7185\(92\)90011-R](https://doi.org/10.1016/0016-7185(92)90011-R)
- Vara, J.L. (2008). Cinco décadas de Geografía de la percepción. *Ería*, 77, 371-384.
- Vujakovic, P., Owens, P., & Scoffham, S. (2018). Meaningful Maps: What can we learn about 'sense of place' from maps produced by children?. *Society of Cartographers Bulletin*, 51, 9-19.
- Waterman, S., & Gordon, D. (1984). A quantitative-comparative approach to analysis of distortion in mental maps. *Professional Geographer*, 36(3), 326-337. <https://doi.org/10.1111/j.0033-0124.1984.00326.x>
- Wiegand, P. (1995). Young children's freehand sketch maps of the world. *International Research in Geographical y Environmental Education*, 4(1), 19-28. <https://doi.org/10.1080/10382046.1995.9964956>
- Wiegand, P. (1998). Children's Free Recall Sketch Maps of the World on a Spherical Surface. *International Research in Geographical and Environmental Education*, 7(1), 67-83, <https://doi.org/10.1080/10382049808667559>
- Wiegand, P., & Stiell, B. (1996). Children's estimations of the sizes of the continents. *Educational Studies*, 22(1), 57-68. <https://doi.org/10.1080/0305569960220105>
- Wiegand, P., & Stiell, B. (1997a). Mapping the place knowledge of teachers in training. *Journal of Geography in Higher Education*, 21(2), 187-198. <https://doi.org/10.1080/03098269708725424>
- Wiegand, P., & Stiell, B. (1997b). The development of children's sketch maps of the British Isles. *The Cartographic Journal*, 34(1), 13-21. <https://doi.org/10.1179/caj.1997.34.1.13>

Cita bibliográfica: Moreno Muñoz, D., Espejo Marín, C., & García Marín, R. (2023). La actividad pesquera extractiva en la Región de Murcia (España) 1987-2020. *Investigaciones Geográficas*, (79), 127-151. <https://doi.org/10.14198/INGEO.21992>

La actividad pesquera extractiva en la Región de Murcia (España) 1987-2020

The extractive fishing activity in Murcia Region (Spain) 1987-2020

Daniel Moreno Muñoz^{1*} 

Cayetano Espejo Marín² 

Ramón García Marín³ 

Resumen

La pesca extractiva es una actividad con gran tradición en las zonas litorales de España desde que el ser humano las ha ido ocupando a lo largo de la historia. Desde la incorporación de España a la Comunidad Económica Europea, en 1986, este sector ha vivido transformaciones de gran relevancia. Este estudio tiene como objetivo analizar el sector pesquero de captura en la Región de Murcia desde 1987 hasta la actualidad. Para ello se ha recopilado y tratado la información estadística básica: censo de barcos, trabajadores empleados, o cantidad y valor de la pesca desembarcada. Los resultados reflejan una regresión en el número de embarcaciones y de empleados en el sector, mientras que el volumen y precio de las capturas presentan fluctuaciones interanuales, como consecuencia de la reestructuración de la flota pesquera, y una tendencia al alza del valor de las capturas. Conviene destacar la idoneidad de llevar a cabo análisis similares en otros territorios con el fin de conocer la situación actual de la pesca en España.

Palabras clave: pesca extractiva; pescadores; embarcaciones; sector económico; Región de Murcia.

Abstract

Extractive fishing is an activity with a long tradition in the coastal areas of Spain dating back to the first human settlements that arose there. Since the incorporation of Spain into the European Economic Community in 1986, this sector has undergone highly relevant transformations. This study seeks to analyze the capture fisheries sector in the Region of Murcia from 1987 to the present day. To do this, basic statistical information has been compiled: census of boats, workers employed, or quantity and value of landed fish. The results reflect a regression in the number of boats and employees in the sector, while the volume and price of catches show year-on-year fluctuations, as a result of the restructuring of the fleet, and an upward trend in the value of catches. It is worth highlighting the advisability of carrying out similar analyses in other territories in order to determine the current situation of fishing in Spain.

Keywords: extractive fishing; fishermen's; boats; economic sector; Murcia Region.

1. Introducción

El mar ocupa un lugar destacado como fuente de recursos naturales del mundo (Salvà, 1987; Worm & Branch, 2012). La pesca, desde sus orígenes, constituye la actividad extractiva que dota al ser humano de los recursos alimenticios que facilitan las aguas continentales y marinas (Pauly et al., 2002). Se realiza a través de todo tipo de ingenios, artilugios y técnicas para conseguir capturas y se puede convertir en un modo de vida para las poblaciones de los territorios costeros (Jiménez & García, 2019). Es una actividad esencial para la alimentación de la población mundial (Latunji & Adetoun, 2017); y según

1 Departamento de Ciencias Sociales, Filosofía, Geografía y Traducción e Interpretación, Área de Análisis Geográfico Regional, Universidad de Córdoba, España. gt2momud@uco.es. * Autor para correspondencia

2 Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, España. cespejo@um.es

3 Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, España. ramongm@um.es

indica la FAO (2020), la pesca proporciona cerca del 20% del aporte de proteínas a 3.000 millones de personas aproximadamente, porcentaje que se puede elevar hasta el 50% en los países costeros. Según el citado organismo, la pesca artesanal y de bajura involucra en torno al 90% de la actividad pesquera mundial, con más de 200 millones de trabajadores activos en el sector. Estas pesquerías costeras tienden a compartir ciertas características, como la movilidad de los pescadores, la alta competencia entre los mismos o la incertidumbre en las capturas (Chakalall et al., 2007). No obstante, también presentan notables diferencias. Por ejemplo, en los Estados en desarrollo estas modalidades realizan una importante contribución a la hora de reducir la pobreza (Crespo & Nava, 2020), pero también entrañan problemas de índole legal con la pesca furtiva (Oumarous et al., 2016), mientras que en las naciones desarrolladas la flota de bajura es la más numerosa, pero la que menos volumen de capturas desembarca.

La pesca tiene una gran importancia socioeconómica en los países de fuerte tradición marítima. Actualmente, según El Informe del Sector Pesquero Español de 2021, España ocupa el primer lugar en volumen de pesca de los que forman la Unión Europea. En 2020, los barcos españoles desembarcaron un total de 922.473 toneladas métricas (Tm) de pescados y mariscos, que suponen en torno al 20% del total Comunitario. Además, generó el 20,6% del empleo en el sector, con 31.473 tripulantes de los 152.331 censados. Sin embargo, se advierte que el número de embarcaciones y trabajadores está disminuyendo considerablemente en los últimos años (CEPESCA, 2021). Según los datos del Censo de la Flota Pesquera Operativa del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2020) y el citado Informe, España cuenta con 8.972 barcos pesqueros, de ellos 8.674 faenan en caladeros nacionales, y de estos 7.216 son de artes menores, por lo que constituyen la flota más numerosa. Este grupo aporta el 40% de las capturas, mientras que los 107 buques que operan en aguas no españolas de la Unión Europea contribuyen con el 4% de los desembarcos. Por otra parte, el volumen de pesca de los 191 barcos que faenan en caladeros internacionales asciende al 56% del total.

La actividad pesquera marina se realiza en todas las Comunidades Autónomas españolas con litoral (Compán, 1976; Roselló, 1986; Salvà, 1989). Si bien el número de embarcaciones y el de activos ocupados en este sector presentan contrastes entre unas y otras. Todas ellas guardan como semejanza común el predominio de la pesca costera o litoral mediante la flota de bajura (Molinero, 1993; Moreno, 2018).

La pesca en la Región de Murcia ha constituido desde la antigüedad una importante actividad socioeconómica (Peñalver et al., 2017). Los municipios litorales con Cofradía de Pescadores (Águilas, Mazarrón, Cartagena y San Pedro del Pinatar) tienen una fuerte vinculación con la actividad pesquera, siendo tradicionalmente uno de sus motores de desarrollo (Martínez & Moreno, 2013). Pese a ello, en las últimas décadas ha ido perdiendo importancia en favor de otras actividades del sector terciario. Puede afirmarse que localidades donde la actividad pesquera tenía un papel relevante en sus economías, en la actualidad se han convertido en turísticas. No obstante, y en general, la pesca sigue siendo esencial para las economías locales de muchos territorios (Khakzad, 2018), dada la demanda de productos marinos por parte de la sociedad. Además, hay que tener en cuenta que por cada empleo en el mar se pueden llegar a generar hasta 4 indirectos tras la llegada de las capturas a un puerto (Molina & García, 2015).

De acuerdo con Piñero-Antelo y Lois-González (2018), en España no existe una tradición investigadora hacia la pesca desde el punto de vista de la Geografía, algo ya advertido en la década de 1970 por Benito (1975), quien lo achaca a los problemas estadísticos, mientras que Suárez (1979) considera que principalmente se investigan fenómenos en tierra firme. En los trabajos sobre Geografía de España destacan las aportaciones realizadas por Plans (1970), Barceló y Salvà (1984), Roselló (1986), Compán (1989) y Lois-González (2001). Conviene señalar investigaciones como las realizadas por Kruiderink (1967) sobre la pesca mediterránea en España, las de Compán, que analiza en el sector en España (1976) y en Andalucía (1983), la de Arija (1978) para Cantabria, la de Pérez y Romani (1983) sobre Galicia y sus puertos (pesca y tráfico marítimo), la de Fernández et al. (2015) para Asturias; así como otros estudios a distintas escalas: Castellón (Viruela, 1985), Garrucha (Almería) (Ortega & Zoido, 1972), y Porto do Son (La Coruña) (Calo, 1978).

Desde la entrada de España en la Comunidad Económica Europea en 1986, los estudios sobre la pesca tienen un impulso, y se suman a la Geografía los realizados desde ciencias como el Derecho o la Economía, como el realizado por González-Laxe en 1988 sobre la economía del sector pesquero. Destacan los dedicados a la pesca en las costas alicantinas (Oliver, 1999), y a las estrategias económicas y sociales entre los pescadores de Asturias (Sánchez, 1999). Dos trabajos analizan la evolución de la pesca a finales del siglo XX en España y en Galicia (Pérez, 1999), y en Galicia y Noruega (Bjorn & Lois-González, 2000). En los últimos años también se tiende a la investigación del patrimonio pesquero (Alegret, 2013; Jiménez & García, 2019), su vinculación con el turismo (Pardellas & Padín, 2013; Herrera-Racionero et al., 2018; Miret-Pastor

et al., 2020; Caamaño-Franco et al., 2021), la evolución y modificación de la Política Pesquera Común (PPC) de la Unión Europea (UE) (García, 2004; González-Laxe, 2010; Suris & Varela, 2011; Piñeiro-Antelo, 2015) su relación con la gestión de áreas costeras (Barragán, 2004 y 2010; Barragán et al., 2008; Felicidades-García & Piñeiro-Antelo, 2018), la incorporación del desarrollo local de la PPC de la UE a través de los denominados Grupos de Acción Local Pesqueros (GALP) (Felicidades-García & Piñeiro-Antelo, 2017; Felicidades-García & Piñeiro-Antelo, 2019; Piñeiro-Antelo et al., 2019; Piñeiro-Antelo & Lois-González, 2019), llegando a comparaciones entre España e Irlanda (Piñeiro-Antelo, Felicidades-García & O'Keeffe, 2018), el funcionamiento económico de los grandes puertos españoles (Díaz, 2003; Morales, 2004; Medal & Sala, 2011), y el papel de las cofradías de pescadores en la mejora y difusión de la cultura pesquera (Florido, 2003; Franquesa, 2005; Cervera, 2010; González, 2015; Alegret, 2016; Alegret, 2017).

La hipótesis de partida recae en que dadas las transformaciones socioeconómicas acaecidas en los últimos años a todas las escalas, en las zonas costeras donde la pesca ha sido una actividad económica predominante, está perdiendo relevancia frente a otros sectores productivos. Este hecho tiene su reflejo en la reducción de barcos pesqueros y por tanto de la población dedicada a esta actividad. Con este trabajo se pretende el análisis de la actividad pesquera en la Región de Murcia como estudio de caso con el fin de conocer su desarrollo desde finales de la década de 1980 y su situación actual. Para ello se analizan cuatro variables estadísticas básicas: la evolución del número de embarcaciones, del censo de pescadores, del volumen de pesca desembarcada y de su valor. Para completar el estudio se han recopilado los datos que aportan cada una de las cofradías de pescadores con las que cuenta la Región de Murcia.

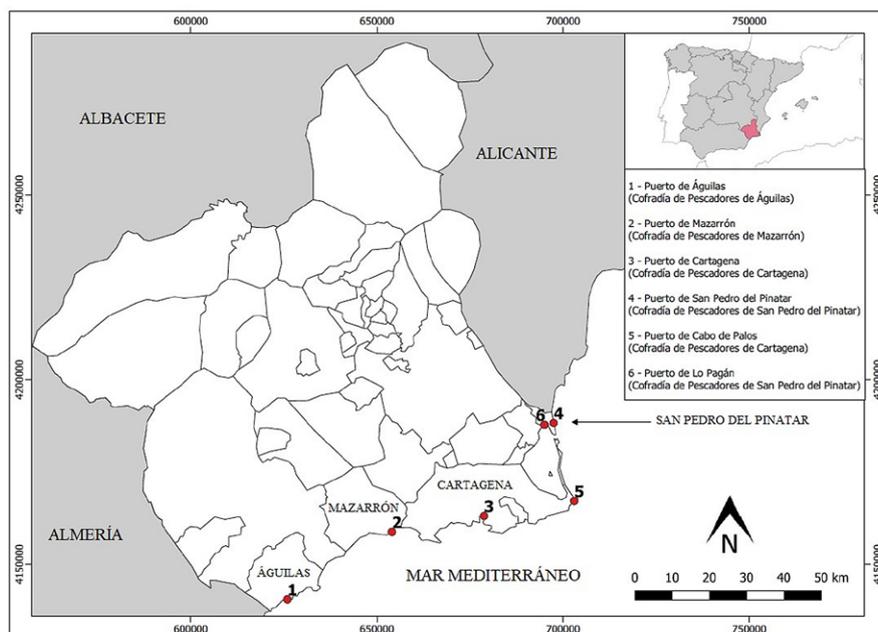
2. Metodología

2.1. Área de Estudio

La Región de Murcia (España) se localiza en el Sureste de la Península Ibérica. Ocupa una extensión de 11.313 km² y está limitada al norte por la provincia de Albacete, al oeste por las de Granada y Almería, al este por Alicante, y al sur por el Mar Mediterráneo.

La actividad pesquera se localiza en su litoral. Cuatro son municipios con puerto pesquero y por tanto con Cofradía de Pescadores (Águilas, Mazarrón, Cartagena y San Pedro del Pinatar). En el término de Mazarrón se desarrolla en la entidad de población de Puerto de Mazarrón; en San Pedro del Pinatar existe un puerto pesquero en la pedanía de Lo Pagán (Mar Menor) y otro en la propia cabecera municipal; y Cartagena también cuenta con infraestructuras portuarias, además de en la propia ciudad, en Cabo de Palos (Figura 1).

Figura 1. Área de estudio



Fuente: Base Topográfica Nacional 1:100.000 y 1:1.000.000 del Instituto Geográfico Nacional (IGN), límites municipales (IGN).
Elaboración propia

2.2. Datos y métodos

La realización de este estudio requiere de un enfoque metodológico adecuado. Según Stake (2006), existen dos grandes formas de enfocar una investigación: una orientada a las mediciones y otra a la experiencia, es decir, una cuantitativa y otra cualitativa, y ambas enriquecen la comprensión de la realidad analizada. Y de acuerdo con Salkind (2009), el análisis de los datos debe proporcionar una imagen amplia del fenómeno que interesa explicar, sin olvidar que entender la naturaleza descriptiva de un acontecimiento es tan importante como entender el fenómeno en sí mismo, por la razón de que no es posible evaluar ni apreciar los avances que se han logrado sin entender el contexto en el que tuvieron lugar tales sucesos. En este sentido, y según citado autor, el tipo de investigación desarrollado en este estudio queda enmarcado en la categoría de “no experimental” y subcategorías: descriptiva, histórica, correlacional y cualitativa.

En primer lugar se efectuó una revisión bibliográfica acerca de la actividad pesquera. Este hecho resulta fundamental para conocer cuáles han sido las investigaciones precedentes y ayudar en la discusión de resultados. Seguidamente, para analizar el número de pescadores, embarcaciones y el volumen y el valor de la pesca desembarcada se recurrió a los Anuarios Estadísticos de la Región de Murcia, publicados entre 1987 y 2020. En ellos se aportan los datos por cofradías de pescadores (Águilas, Mazarrón, Cartagena y San Pedro del Pinatar). Por tanto, es necesario mencionar que todo lo relativo al puerto de Cabo de Palos y al de Lo Pagán queda dentro de la estadística referente acerca de la cofradía de la que dependen (Cartagena y San Pedro del Pinatar respectivamente). Además, los datos desglosados por especies de moluscos y crustáceos tan solo se recopilan desde el año 2008, mientras que los de peces si están disponibles desde 1987. Por su parte, los datos de inmigración en el sector, edad media de los trabajadores y de características técnicas de la flota (potencia, arqueo y eslora media) fueron obtenidos a través de las cofradías de pescadores, ya que no están recopilados en los anuarios regionales.

Finalmente, y con el fin de obtener una visión más profunda de la realidad del sector, se realizó un trabajo de campo en el que se entrevistaron 118 pescadores (46 armadores, 57 activos y 15 jubilados) sobre cuestiones relativas a la empleabilidad en el sector, la incidencia de políticas europeas, el devenir de la pesca, el precio de venta de las capturas, etc. Las entrevistas se efectuaron de forma presencial entre febrero de 2017 y diciembre de 2020, y tuvieron lugar en las instalaciones de los puertos pesqueros de la Región de Murcia y en las sedes de las cofradías de pescadores. De ellas 95 fueron de forma individualizada, mientras que el resto se hicieron de forma grupal en 4 grupos de 5 pescadores y en otro de 3. Asimismo, se llevaron a cabo salidas a bordo de embarcaciones pesqueras con el fin de tener un conocimiento más exhaustivo de cómo se desarrolla la actividad. En este sentido, podría decirse que se ha realizado un “trabajo de mar”.

3. Resultados

3.1. La estructura de la flota pesquera en la Región de Murcia

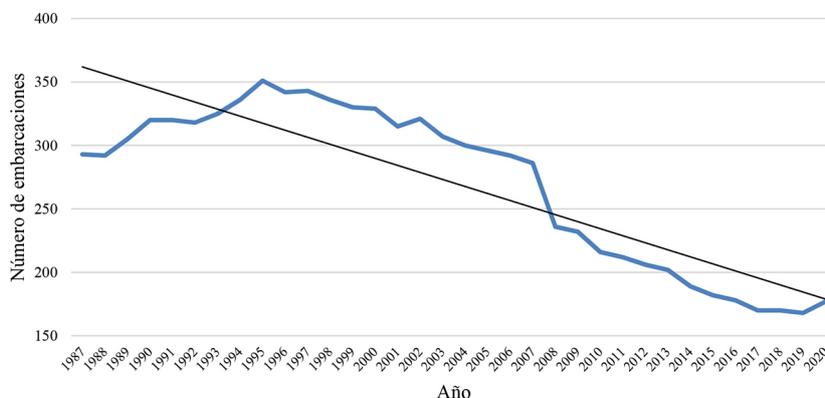
En 1987 la Región de Murcia contaba con 271 embarcaciones pesqueras. Más de tres décadas después, en el año 2020, esta cifra baja a 177, lo que supone una reducción de la flota en algo más de un tercio (34,3%). No obstante, la regresión es de más de la mitad (50,4%) si se comparan los datos de 1995 con los de 2020 (Figura 2). Procede mencionar que los datos actuales evidencian que la significación de la flota pesquera murciana es escasa en el contexto nacional, ya que tan solo suponen el 2% del total de la española y solo supera en número de embarcaciones a la comunidad autónoma de Cantabria.

Los datos evidencian que la reducción del número de embarcaciones es una constante en la Región de Murcia en los últimos 25 años. En este sentido, procede indagar en las causas que han propiciado este hecho:

- El encarecimiento del precio del gasóleo: el valor de los productos derivados del petróleo marca las pautas de la economía global. La pesca no queda ajena a su repercusión debido a que el encarecimiento de los combustibles conlleva unos mayores gastos a los armadores (Villauriz, 2020). Sin embargo, no pueden elevar el precio de las capturas, ya que se marca en función de la coyuntura del mercado, lo que genera una permanente incertidumbre económica.
- La consolidación del turismo y la construcción como pilares básicos de las economías de los municipios litorales: es una causa fundamental para entender la regresión del número de barcos y de pescadores. Al demandarse a finales de la década de 1990 y el comienzo del siglo XXI grandes cantidades de mano de obra fruto del modelo productivo basado preferentemente en la edificación de

viviendas en zonas litorales, esto provoca que muchos trabajadores decidan optar por otros oficios que les garantizan una mayor estabilidad económica (Pianelo, 2012; Moreno, 2019).

Figura 2. Evolución de la flota pesquera en la Región de Murcia (1987-2020)



Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

- Las medidas marcadas por la Unión Europea (UE): este Organismo juega un papel esencial en la pesca, ya que desde la Política Pesquera Común (PPC) se marcan las directrices para el desarrollo de la actividad (González-Laxe, 2015). En 2002 se aborda una reforma cuyo objetivo fundamental fue asegurar un futuro sostenible para el sector pesquero, garantizando puestos de trabajo e ingresos estables para los pescadores, atender a los consumidores y preservar al mismo tiempo el frágil equilibrio de los ecosistemas marinos. La reforma introdujo la gestión a largo plazo de las actividades pesqueras, mediante planes plurianuales de recuperación para las poblaciones que se encontraban por debajo del umbral biológico de seguridad y planes plurianuales de gestión para las demás poblaciones.

Una de las normativas de la reforma de la PPC de 2002 es el Reglamento (CE) n° 2370/2002 por el que se establece una medida comunitaria urgente para el desguace de buques pesqueros. Así, los armadores próximos a su jubilación que saben que sus hijos no van a continuar en la actividad o no se dedican a ella ven con agrado la recepción de unos recursos económicos elevados. Estas ayudas se han mantenido vigentes hasta la actualidad, incluso con la reforma de 2013, por lo que el número de embarcaciones sigue disminuyendo, a la par que los patrones se van jubilando. En este sentido, esta medida resulta decisiva para entender la reducción del número de barcos en la Región de Murcia, tal y como manifiestan dos antiguos armadores encuestados:

Yo desguacé el barco ante la gran cantidad de dinero recibida. Yo me iba a jubilar y mis dos hijos trabajan en otro sitio, ¿qué iba a hacer con el barco? Mejor desguazarlo y ganar dinero para mi jubilación. (Entrevista 46. Antiguo armador de Águilas. Fecha: 16/02/2018)

Mi hijo prefirió enrolarse en otro barco a seguir de armador, así se complica menos la cabeza. Es lógico, ser armador es muy duro y a pesar de ser pescador prefiere tener su sueldo en función de las capturas, lo que le da para vivir. (Entrevista 12. Antiguo armador de Mazarrón. Fecha: 23/06/2017)

Además, la UE busca conseguir un desarrollo sostenible de los recursos marinos, por lo que ha acordado el número de días de faena pesquera, lo que conlleva un conflicto de intereses con los pescadores y muchos armadores, que ha llevado a que se planteen paralizar la actividad de su embarcación ante los pocos días de trabajo al año. Por ello, en algunos puertos pueden verse mensajes reivindicativos pidiendo ceses de miembros de la Comisión Europea de Pesca.

- Envejecimiento de la población dedicada al sector: los jóvenes no tienen interés en dedicarse a la actividad pesquera por su mala imagen social, la incertidumbre en el salario y la dureza en el oficio (Herrera-Racionero et al., 2018; Moreno, 2018). Este hecho está provocando una subida de la edad media de los trabajadores del sector, que supera los 45 años en todas las cofradías pesqueras de la Región de Murcia.
- Incertidumbre en el salario: tal y como afirman Sánchez (1999) y Rubio-Ardanaz (2003), la pesca es una actividad en la que no se puede contar con un salario fijo, sino que depende del volumen

de capturas desembarcado y su precio en la subasta. Por ello, muchos pescadores deciden dejar el sector y buscar nuevas oportunidades en otros oficios cuyas rentas a final de mes están aseguradas.

- Percepción de la pesca como un trabajo de baja condición por parte de la sociedad: los pescadores consideran que su oficio no está bien visto por parte de los ciudadanos a pesar de ser esencial (Díaz, 2013). Por ello, abandonan el sector para buscar un puesto de trabajo con mejor reputación, y con menos riesgos laborales y económicos.

Estas causas han provocado que la flota pesquera de la Región de Murcia muestre una modificación reciente en cuanto a las características técnicas de potencia del motor, su eslora media y su arqueado, que indica el tamaño de un buque a partir de su volumetría. En el año 2020, la potencia total de los motores de los barcos era de 11.516 kW, la eslora media de 11,02 metros y un arqueado total de 2.682 GT. Si estos datos se comparan con los de 2010 (potencia de motor total de 13.435 kW, eslora media de 11,96 metros y arqueado total de 3.277 GT) se hace evidente la incidencia de la PPC en el ajuste estructural de la flota. Además, existen diferencias entre los distintos puertos regionales debido al predominio de un tipo u otro de embarcaciones (Tabla 1).

Tabla 1. Características técnicas de la flota pesquera en la Región de Murcia (2020)

Puerto	Potencia (kW)	Arqueo (GT)	Eslora media
Águilas	2.573	728,7	11,68
Cartagena	3.115	634,1	12,86
Mazarrón	4.742	874,2	14,16
San Pedro del Pinatar	1.086	445	9,12
Total regional	11.516	2.682	11,96

Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

La flota en la Región de Murcia puede dividirse en función de la modalidad de pesca (artes menores, cerco, arrastre y palangre). Por artes menores se entienden aquellas embarcaciones cuya eslora no supera los 12 metros, en la que faenan entre 2 y 3 pescadores empleando aparejos de anzuelo, redes y nasas (López & Espeso, 2020). Los barcos de cerco son de mayor tamaño y emplean una red con la que envuelven las capturas, además de utilizar un pequeño bote auxiliar, lo que en el argot de los pescadores murcianos se conoce como “bote de la luz”, cuyo fin es alumbrar el agua y atraer los peces, así como a ayudar al calado del arte. Por su parte, el arrastre opera con grandes redes sobre el fondo marino, mientras que los palangreros emplean artes de pesca selectivos con anzuelos.

Como se ha visto, el número de embarcaciones en la Región de Murcia se ha reducido considerablemente en los últimos años. Este hecho, como es lógico, se observa al desglosar los barcos en función de su modalidad de pesca.

Actualmente, la modalidad predominante en el territorio estudiado son las artes menores, cuya aportación total en el año 2020 es del 72,8% (casi 3 de cada 4 embarcaciones). San Pedro del Pinatar es el puerto pesquero que registra mayor cantidad de estos barcos, debido a su proximidad y actividad en el Mar Menor. Desde el año 2002 la disminución de esta modalidad es una constante (Figura 3). La caída más pronunciada corresponde al periodo 2007-2008, ya que en un solo año disminuye de 213 a 171 (-19,7%). Este hecho tiene una relación directa con las ayudas de la Unión Europea concedidas para la paralización definitiva de la actividad, así como con el envejecimiento de la población del sector.

Los barcos de cerco y arrastre muestran un comportamiento similar durante el periodo analizado. Desde finales de la década de 1980 a mediados de los 90 estas modalidades muestran un gran auge, fruto de la demanda de especies como sardina, boquerón, jurel, gambas, langostas y otros crustáceos, lo que hace que los descendientes de los pescadores sigan con la tradición familiar, buscando rentas económicas en el barco propio. También se dieron casos de adquisición de barcos de segunda mano que se ofrecían a buen precio. La reducción de barcos de ambas modalidades desde hace algo más de dos decenios hasta la actualidad guarda una estrecha relación con los factores explicados anteriormente: el envejecimiento de los ocupados en el sector pesquero, la situación de bonanza del sector de la construcción y las ayudas por parte de la UE al desguace de embarcaciones. Así, por ejemplo, en lo que confiere al cerco, la caída más pronunciada se da entre 2005 y 2008, cuando pasa de 36 a 24. Es decir, se retiran de la actividad justamente un tercio (-33,3%). Además, es preciso mencionar que el arrastre muestra una tendencia regresiva derivada

de causas fundamentalmente políticas, pues, tal y como ha quedado constatado, la pesca de arrastre es la más nociva para el medio marino, ya que, además de agotar los recursos pesqueros, destruye grandes praderas de posidonia e incluso arrecifes naturales de los que existen en las aguas del Mediterráneo (El Zrelli et al., 2020). Por ello, las medidas que se marcan desde la Unión Europea son más duras para este tipo de actividad pesquera que para otras. Además, su eliminación constituye una reivindicación por parte de movimientos en defensa de la Naturaleza. En este sentido, cada vez son más las zonas del litoral de la Región de Murcia protegidas, lo que merma el espacio de pesca de los arrastreros, dificultando la consecución de capturas. No obstante, y a pesar de estas cuestiones, esta modalidad es la segunda en importancia en el contexto regional con una contribución del 12,9%. Sobre este hecho destaca la opinión de un armador de Águilas y que guarda similitudes con las de otros entrevistados de Mazarrón y Cartagena:

Los armadores de arrastre nos vemos muy perjudicados por las decisiones que se toman en Bruselas, cada vez nos limitan más los días de pesca. Es comprensible que se protejan los fondos marinos, pero solo pedimos que nos dejen faenar de forma tradicional como hemos hecho toda la vida. (Entrevista 94. Armador de arrastre de Águilas. Fecha: 14/01/2020)

Por último, los palangreros hoy en día tan solo computan el 2,9% de las embarcaciones de la Región de Murcia. La dificultad de conseguir capturas mediante esta técnica (muy selectiva), unido a los factores mencionados en líneas anteriores para otras modalidades de pesca, explican la situación actual. En el año 2000 se registraban 19 barcos de palangre, mientras que a día de hoy tan solo son 5. La regresión durante estos años es de -73,7%, (casi 3 de cada 4 palangreros han sido retirados). Este hecho es explicado por los armadores de este tipo de embarcaciones:

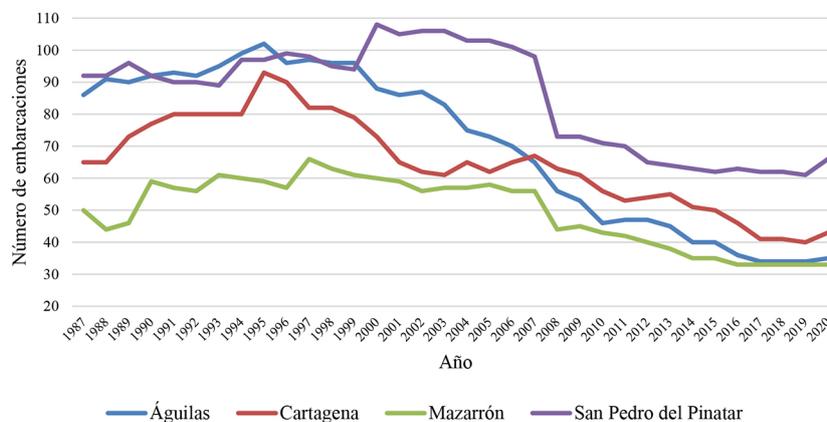
Faenar en un palangrero no es fácil. Creo que esta modalidad de pesca se acabará perdiendo próximamente. Los pescadores prefieren trabajar en barcos de cerco o arrastre, donde las capturas pueden ser más abundantes y ganar más dinero. (Entrevista 64. Armador de palangrero de Cartagena. Fecha: 07/03/2019)

El palangre es selectivo, no hace daño al medio. De hecho, deberían de potenciarlo, pero la componente económica es muy importante, y las pocas capturas que conseguimos se pagan muy mal en la lonja. (Entrevista 33, Armador de palangrero de San Pedro del Pinatar. Fecha: 11/12/2017)

Las directrices que emanan de la PPC tienen por objetivo que la flota pesquera faene de la forma más sostenible posible (González-Laxe, 2015). Es decir, conseguir una alta selección de especies y tallas, un bajo nivel de capturas incidentales y un bajo porcentaje de descartes, calidad en las capturas y menores niveles de contaminación a través de las embarcaciones. No obstante, todas las modalidades pesqueras en la Región de Murcia están desde hace ya dos décadas en una paulatina regresión. En este sentido, los barcos de artes menores y el palangre son los más selectivos a la hora de capturar las especies, pero no parece que en la actualidad vaya a cambiar la tendencia a un ciclo de incremento de embarcaciones, sino todo lo contrario.

Por otro lado, la flota pesquera de la Región de Murcia presenta una evolución distinta en cada uno de los puertos regionales (Figura 3). No obstante, todos ellos muestran, como es lógico, una paulatina pérdida de embarcaciones a raíz de la incidencia de la PPC.

Figura 3. Evolución del número de embarcaciones en las cofradías pesqueras de la Región de Murcia (1987-2020)



Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

En la actualidad es San Pedro del Pinatar el puerto con mayor número de embarcaciones (66) y, por consiguiente, el que más peso tiene dentro de la flota pesquera regional (37,3%). Le siguen en importancia Cartagena (43), Águilas (35) y Mazarrón (33). En todos ellos los barcos de artes menores son los que mayor incidencia tienen, aunque existen contrastes. Por ejemplo, en San Pedro del Pinatar suponen la práctica totalidad de su flota pesquera (95,2%), mientras que en Cartagena representan el 67,4% de sus embarcaciones, en Águilas el 62,8% y en Mazarrón el 48,4%.

No obstante, es conveniente analizar la significación de los tipos de embarcación de cada puerto pesquero en el contexto regional (Tabla 2).

Tabla 2. Significación de las embarcaciones según modalidad y puerto en el contexto regional (2020)

Puerto	Artes Menores	Cerco	Arrastre	Palangre
Águilas	22 (17,1%)	3 (15%)	9 (39,1%)	1 (20%)
Cartagena	29 (22,5%)	4 (20%)	7 (30,4%)	3 (60%)
Mazarrón	16 (12,4%)	11 (55%)	6 (26,1%)	0 (0%)
San Pedro del Pinatar	62 (48%)	2 (10%)	1 (4,3%)	1 (20%)
Total regional	129 (100%)	20 (100%)	23 (100%)	5 (100%)

Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

Tal y como se observa, las artes menores se localizan fundamentalmente en San Pedro del Pinatar (48% del total regional), mientras que en los otros puertos regionales, pese a ser en cada uno de ellos la modalidad que más barcos registra, la significación no es tan elevada. En la localidad mencionada se llegaron a registrar 92 embarcaciones de artes menores en 2007 lo que significa una reducción del 32,7% en tan solo 14 años al registrarse 62 en 2020.

En lo que al arrastre se refiere, Águilas es el puerto regional por excelencia debido a la cercanía de un escarpe submarino con destacada presencia de gamba roja, especie de gran valor en el mercado capturada con esta técnica, de ahí que los pescadores lo denominen como el “oro rojo de Águilas”. No obstante, hoy tan solo son 9 los arrastreros en la localidad, cifra inferior a los 30 que se registraron en 1983, según datos aportados por la cofradía de pescadores. Además, la retirada de este tipo de barcos ha supuesto que la relevancia con respecto a otros puertos sea inferior que hace varias décadas.

Por su parte, Mazarrón es el puerto donde se registran más de la mitad de los barcos de cerco de la Región de Murcia (55%), con una amplia distancia respecto a las otras localidades. La razón es sencilla, existe una fuerte tradición de este tipo de embarcaciones fruto de la riqueza en especies pelágicas existente en la Bahía homónima. No obstante, al igual que ocurre con el arrastre en Águilas, hace dos décadas contaba con un mayor número de barcos de esta modalidad (22 en 2002) y una mayor aportación en el contexto regional.

En lo que respecta a los palangres, son los que menos incidencia tienen. En este sentido, Cartagena cuenta con el 60% de las embarcaciones (3), mientras que las otras dos restantes se reparten entre Águilas y San Pedro del Pinatar.

Finalmente, en lo que confiere a las características técnicas de la flota pesquera actual, existen diferencias entre los distintos puertos pesqueros. No obstante, todos guardan la semejanza de haber disminuido la potencia y el arqueo en los últimos años debido a la PPC. Hoy en día la potencia media de los barcos de la Región de Murcia es de 65,06 kW, estando tres puertos por encima de ella: Águilas (73,5 kW), Cartagena (72,4 kW) y especialmente Mazarrón, que sobresale con 143,6 Kw, gracias a la mayor concentración de cerqueros. En el lugar opuesto está San Pedro del Pinatar con 16,45 kW, debido a la preponderancia de las embarcaciones de artes menores.

En lo referido al arqueo, la media regional es de 15,1 GT, estando por encima de ella Mazarrón con 26,5 GT y Águilas (20,8 GT). Por su parte, tanto Cartagena como San Pedro del Pinatar presentan valores inferiores, con 14,7 GT y 6,7 GT respectivamente. Este hecho, como ocurre con la potencia, guarda relación con el tipo de barcos predominantes en cada puerto.

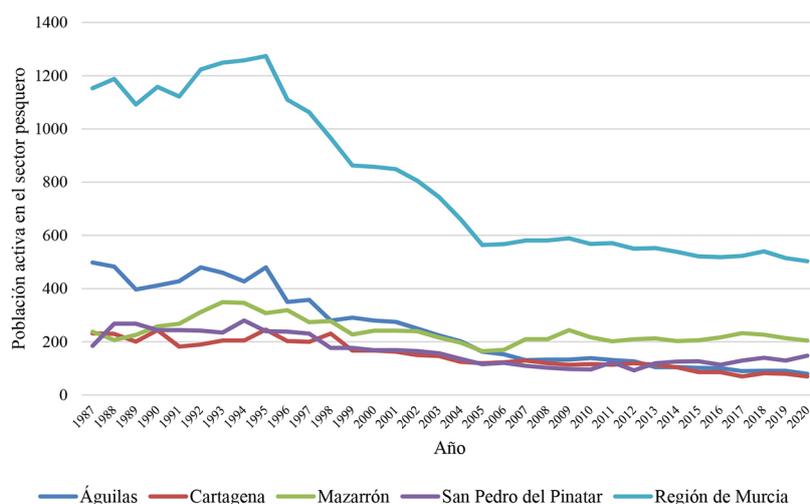
3.2. La población activa en el sector pesquero de la Región de Murcia

Uno de los aspectos clave para analizar la actividad pesquera es el número de trabajadores en el sector. En la Región de Murcia faenan en el año 2020 un total de 503 pescadores que suponen una significación

muy baja (1,6%) respecto al total nacional. Esta cifra es muy inferior a las constatadas a finales de la década de 1980 y mediados de los 90. Así, desde 1995, cuando se alcanza el mayor contingente de población activa en la pesca (1.274), la reducción de pescadores ha sido de más de la mitad (-60,5%).

Esta disminución viene provocada por el auge que viven otros sectores económicos de la Región, especialmente el de la construcción, sin olvidar otras actividades como la agricultura intensiva, que demanda abundante mano de obra debido a la ampliación de los cultivos de regadío, y en especial de la superficie cultivada en invernaderos (Torres & Gadea, 2010). El crecimiento de estas actividades anima a los jóvenes a buscar oportunidades laborales en ellas, dejando de lado la pesca (Pianelo, 2012), oficio en el que como ya se mencionó la obtención de recursos económicos es incierta. No obstante, desde mediados de la primera década de este siglo el número de pescadores se ha mantenido más o menos constante (Figura 4).

Figura 4. Evolución de la población activa en el sector pesquero en la Región de Murcia y en las distintas Cofradías de Pescadores (1987-2020)



Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

Como es lógico, los distintos puertos pesqueros muestran una tendencia similar a la del contexto regional, en la que la regresión es la tónica general. Sin embargo, existen diferencias entre ellos y durante el periodo de análisis se ha producido un reposicionamiento en el grado de importancia de cada uno.

Figura 5. Pescador remendando en Águilas



Fotografía de los autores

Actualmente es Mazarrón el que cuenta con un mayor número de personas activas en el sector pesquero (41,9% del total regional), debido los 11 barcos de cerco y a los 6 de arrastre censados, que

requieren una mayor cantidad de mano de obra. Así, en esta localidad faenan una media de 6,2 trabajadores por embarcación, cifra muy superior a la media regional que es de 2,8. Conviene destacar que durante el periodo 2005-2009 incrementa de forma sustancial su número de pescadores, en contraposición al resto de puertos regionales que sufren una regresión, pasando de 165 efectivos en 2005 a 244 en 2009. Este hecho, según los encuestados, es debido a que el sector de la construcción comienza su declive y los pescadores que decidieron pocos años atrás abandonar su empleo opten de nuevo por volver a la actividad pesquera.

Es preciso resaltar el caso de Águilas, que hasta el año 2005 fue el puerto que más pescadores aportaba al total regional, llegando a los 480 en 1995, si bien hoy en día tan solo son 80 (15,9% del total de la Región de Murcia). Es decir, una disminución del 83,4% en un cuarto de siglo. Las causas de esta regresión, según los pescadores aguileños, se asemejan a las del contexto regional: la vitalidad de la agricultura de regadío intensivo en el campo aguileño, el impulso del sector de la construcción y los servicios, el envejecimiento de la población dedicada a la pesca, el desguace de embarcaciones y el agotamiento de los caladeros pesqueros próximos a su costa.

Por su parte, Cartagena y San Pedro del Pinatar no han tenido una regresión tan fuerte como la de Águilas. De hecho, en el segundo de los casos existe una tendencia al alza en los últimos años, pasándose de 98 pescadores en 2010 a los 148 en la actualidad. Las causas de este fenómeno recaen en la regresión del sector de la construcción en torno al Mar Menor que ha propiciado la vuelta a la pesca de antiguos marineros, así como algunas personas que se dedican por vez primera en esta actividad económica debido a que hay trabajo durante todo el año, tal y como afirma un armador:

En San Pedro del Pinatar están volviendo muchos que trabajaban antes en la pesca. Ya no se construyen esos resorts cerca del Mar Menor y saben que en la mar no va a faltar trabajo, aunque no sabes lo que puedes llegar a ganar en un mes. (Entrevista 17. Pescador de San Pedro del Pinatar. Fecha: 12/07/2017)

El grado de envejecimiento de los pescadores es uno de los aspectos más preocupantes en la actualidad. Este hecho queda constatado con la media de edad de los trabajadores, cifrada en 45,5 años. No obstante, es conveniente desglosarla por grupos de edad y en función de las distintas cofradías pesqueras (Tabla 3).

Tabla 3. Trabajadores por grupos de edad en las distintas cofradías pesqueras y en el total de la Región de Murcia en el año 2020 (%)

Cofradía de Pescadores	<35 años	36-49 años	> 50 años
Águilas	9,6	73,8	16,6
Cartagena	13,1	65,2	21,7
Mazarrón	10,8	68,6	20,6
San Pedro del Pinatar	11,4	63	25,6
Región de Murcia	11,2	67,4	21,4

Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

La mayor parte de los pescadores de la Región de Murcia tienen edades comprendidas entre los 36 y los 49 años, siendo algo más del 20% los que cuentan con una edad superior a los 50 años, mientras que los menores de 35 años representan el 11,2%. Este fenómeno es similar en todas las cofradías de pescadores regionales, si bien existen ciertas diferencias. Por ejemplo, uno de cada cuatro pescadores en San Pedro del Pinatar es mayor de 50 años, lo que contrasta con Águilas, donde representan el 16,6%, si bien esta localidad muestra el menor porcentaje de activos menos de 35 años (9,6%). Los trabajadores en el sector se muestran preocupados ante la necesidad de mano de obra joven que garantice la continuidad en el tiempo de esta actividad esencial para el abastecimiento de la población. En este sentido, los propietarios de las embarcaciones evidencian la dificultad que encuentran a la hora de encontrar pescadores que faenen en sus barcos, ya que los más jóvenes suelen durar muy poco en el oficio debido a su búsqueda constante de un empleo mejor, tal y como atestigua un armador de cerco de Mazarrón:

Soy armador de un barco de cerco, necesito entre 8 y 11 pescadores para que se pueda salir a faenar. Mis trabajadores son mayores. He dado la oportunidad de trabajar a jóvenes, pero se van a los pocos meses. Algunos de ellos se fueron incluso tras periodos de ganar mucho dinero ante la dureza de tener

que estar faenando alejados de casa durante una semana entera cuando nos vamos para la zona de Castellón o Altea. (Entrevista 48. Armador de cerco de Mazarrón. Fecha: 20/02/2018)

El grado de envejecimiento mencionado se manifiesta en el día a día en los puertos de la Región de Murcia. No solo al ver los pescadores, sino que también es frecuente observar a jubilados reparando redes de pesca, ya que la gran mayoría de las personas enroladas en los barcos no saben remendar, o incluso ayudando a desembarcar las capturas. De este modo, siguen ligados al oficio y entablan relaciones con los pescadores en activo (Figuras 6 y 7). Este hecho queda manifestado en la información recopilada en dos entrevistas a pescadores ya jubilados:

Los pescadores somos cada vez más viejos, no hay gente joven que quiera ser pescador. Recuerdo la década de los 90 cuando muchos nos enrolamos por cuestiones familiares y porque no teníamos tantas posibilidades de formación. Ahora deciden estudiar y trabajar en otros lugares mucho más cómodos, y es lo normal, yo preferiría que mis hijos trabajasen en sitios mejores, pues este es muy sacrificado y desgasta muchísimo. (Entrevista 52. Pescador de Cartagena. Fecha 17/03/2018)

Yo voy todos los días al muelle a ver qué han sacado los barcos, remiendo para varias embarcaciones porque sus armadores me lo piden, y algunas veces clasifico el pescado. Todo esto me sirve para mantenerme activo dentro del sector, aunque ya esté jubilado, porque sin la mar y la pesca yo no sé vivir, es lo único que he conocido. (Entrevista 93. Pescador jubilado de Mazarrón. Fecha 16/07/2020)

Figura 6. Pescador jubilado repara una red de pesca en Puerto de Mazarrón



Fotografía de los autores

Figura 7. Pescadores jubilados ayudan a clasificar el pescado en Puerto de Mazarrón



Fotografía de los autores

Otra de las características del sector pesquero en la Región de Murcia es la inserción laboral de mano de obra extranjera. Las dificultades existentes a la hora de buscar pescadores entre la población local

conlleva la búsqueda de trabajadores de otras nacionalidades. Este hecho ha cogido fuerza en los últimos años, llegando a compararse con el fenómeno que se produce en el sector agrícola de los campos litorales de la Región de Murcia, tal y como revelan dos armadores:

Cada vez es más frecuente que los barcos lleven inmigrantes trabajando. Ellos vienen a buscarse la vida a España y los españoles no quieren este trabajo como pasa con el campo. Aquí se necesita gente, especialmente en los barcos de cerco, por lo que cada vez va a ser más frecuente ver a barcos con la mayoría de trabajadores inmigrantes. (Entrevista 5. Pescador de Águilas. Fecha: 26/04/2017)

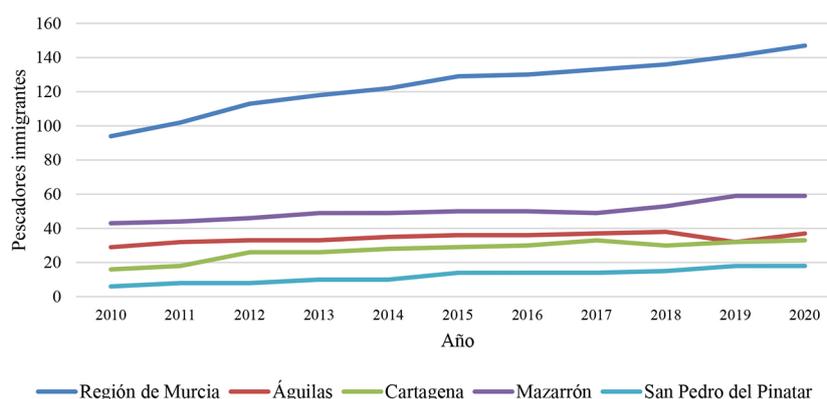
En mi embarcación (cerco) faenamos 9, de los que 6 son africanos. Antigamente en los barcos era muy raro ver a personas extranjeras. Hoy es lo normal, pero esto es un síntoma muy malo, porque no hay población local que quiera trabajar y la pesca se puede acabar perdiendo porque es impensable que los inmigrantes vayan a ser armadores, más que nada porque no saben siquiera el tiempo que van a estar en el país. Ellos prefieren ser asalariados, aunque aquí se cobra en función de las capturas. (Entrevista 94. Armador de cerco de Mazarrón. Fecha: 16/07/2020)

En el año 2020 se registran un total de 147 pescadores inmigrantes en la Región de Murcia (94 en 2010), lo que supone un 29,2% del total. Su procedencia radica fundamentalmente en el continente africano, siendo Marruecos (84), Argelia (22), Mali (16) y Senegal (10) los países que más aportan. También se emplean algunos latinoamericanos originarios de Ecuador y Colombia, y es preciso destacar el hecho de que ningún trabajador posea la nacionalidad de algún país europeo.

La tendencia actual del sector hace presagiar que cada vez serán más los inmigrantes enrolados en las distintas embarcaciones pesqueras de la Región de Murcia. Así lo demuestra el crecimiento de este colectivo en los últimos años. De acuerdo con González-Laxe (2019), la facilidad de ser contratados en la pesca, el trato recibido por parte de los armadores y su grado de adaptación son factores que propician esta orientación actual de la actividad pesquera en relación a su población activa.

En la actualidad, Mazarrón es el caso que más población activa extranjera emplea con 59 inmigrantes (40,1% respecto al total regional) (Figura 8). La razón es sencilla, en este lugar predominan las embarcaciones de cerco, que necesitan una mayor cantidad de mano de obra que otras modalidades. Le siguen Águilas y Cartagena con 37 y 33 respectivamente. No obstante, en estas localidades los inmigrantes dedicados a la pesca suponen casi la mitad de los pescadores censados (46,2% y 47,3%). Por su parte, San Pedro del Pinatar es con diferencia el lugar que menos aporta con 18 inmigrantes enrolados en sus barcos censados, ya que como se ha visto en un apartado anterior son fundamentalmente de artes menores y la tripulación suele estar compuesta por miembros de una misma familia.

Figura 8. Evolución de los pescadores inmigrantes en la Región de Murcia y en sus puertos pesqueros (2010-2020)



Fuente: Cofradías de Pescadores de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

Por último, y desde una perspectiva de género, es necesario mencionar que no existen mujeres dedicadas a la pesca propiamente dicha. La actividad pesquera en la Región de Murcia es considerada como un “trabajo de hombres”, por lo que han quedado ajenas a ella. Por ejemplo, las cónyuges de los pescadores se han dedicado fundamentalmente a otros oficios en tierra firme como la agricultura y el sector servicios principalmente, o incluso siendo amas de casa “por obligación” ante la necesidad de hacerse cargo de los hijos por la ausencia temporal del marido cuando se iba a faenar a otros territorios y no volvían a casa durante

una o varias semanas (Moreno, 2019). En este sentido, la presencia de las mujeres en el sector se limita a los cargos que ocupan en las cofradías de pescadores. No obstante, sí que trabajan de forma indirecta, ya que existen empleadas en distintos negocios de pescadería, pero no computan para las estadísticas regionales.

3.3. Volumen y valor de pesca desembarcada en la Región de Murcia

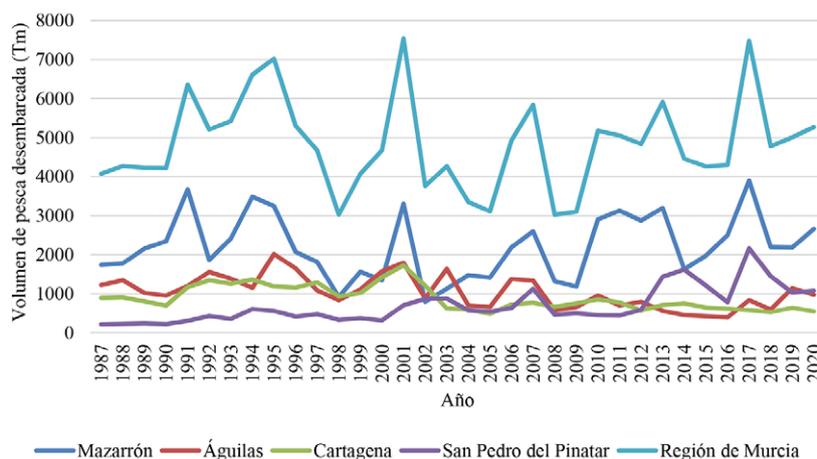
La obtención de recursos pesqueros está condicionada por diversos factores, como el estado de la mar, que puede disminuir los días de faena pesquera, la dificultad de encontrar determinadas especies que en otros tiempos fueron relativamente abundantes y las vedas temporales para la reposición de los caladeros, así como al factor “suerte”, ya que cuando salen a faenar no tienen garantizada la consecución de recursos. No obstante, tal y como afirma Oliver (1999), los pescadores han intentado controlar el medio en aras de conseguir capturas, especialmente a través de la utilización de radares que detectan el pescado. Todo ello queda reflejado en las siguientes opiniones de un pescador mazarronero y otro de Águilas:

El barco que lleve mejor radar es el que más posibilidades tiene de capturar más cantidad de pescado. Sin embargo, esto es solo una parte de los factores que influyen, pues es necesario que el patrón conozca bien las aguas donde se faenan, el estado del mar y tener un poco de suerte. Puedes tener el mejor dispositivo, pero si no tienes suerte y te diriges a lugares equivocados es imposible tener una buena jornada de pesca. (Entrevista 15. Pescador de Mazarrón. Fecha: 23/06/2017)

Hoy día los radares nos ayudan mucho. Creo que sin ellos la obtención de capturas sería mucho menor. Los pescadores más mayores consideran que los que hemos pescado toda la vida con el radar no sabríamos faenar sin estos aparatos, mientras que ellos conseguían capturas sin radares y sin ayudas. (Entrevista 40. Pescador de Águilas. Fecha: 16/02/2018)

A pesar de las innovaciones tecnológicas, la cantidad de pesca desembarcada en la Región de Murcia presenta oscilaciones durante el periodo analizado (1987-2020), que ponen de manifiesto la incertidumbre con la que viven las personas que se dedican a esta actividad (Figura 9). Las variaciones varían desde las 7.023 Tm desembarcadas en el año 1995 a las 3.026 de 2008, obteniendo una media de 4.853 Tm anuales. En este sentido, los desembarcos siguen el mismo patrón desde el inicio de la serie, por lo que puede afirmarse que pese a que en los últimos años han mejorado los medios de detección de las especies, así como la mayor capacidad extractiva de las embarcaciones, los pescadores murcianos no tienen la certeza de conseguir capturas en el día a día, llegando a estar durante varias semanas sin ganar nada de dinero, según varios encuestados, debido a que cuando salen a faenar no detectan pescado y, por tanto, no llegan a calar los artes.

Figura 9. Evolución de la pesca desembarcada en la Región de Murcia y en los distintos puertos regionales expresado en Tm



Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

El peso de las capturas desembarcadas en la Región de Murcia respecto al total nacional es escaso, tan solo significaron el 0,3% en el año 2020. Al ser una pesca de bajura, unido a la mayor longitud de costa de las comunidades autónomas mediterráneas y la existencia de grandes buques de altura en las regiones atlánticas españolas explican que este porcentaje sea tan bajo y que solo Islas Baleares presente datos similares.

La pesca desembarcada no se reparte de manera homogénea a lo largo de la costa murciana, sino que se observan diferencias entre los cuatro puertos regionales (Figura 9). Pese a la fuerte tradición y vocación pesquera existente en el litoral de la Región de Murcia, factores como el predominio de embarcaciones de cerco y arrastre en puertos como Mazarrón y Águilas, en contraposición a San Pedro del Pinatar, donde prevalecen los barcos de artes menores, o la riqueza de los caladeros locales que atraen embarcaciones de otras regiones limítrofes, explican este desequilibrio espacial.

La lonja de Mazarrón es el lugar de la Región de Murcia donde se desembarca una mayor cantidad de capturas. Lidera la estadística prácticamente durante todos los años (salvo 2000 y 2003 que lo hizo Águilas), y en muchos de ellos con una amplia diferencia respecto a otros puertos pesqueros. Incluso en años como 2012 y 2010 los desembarcos significaron más de la mitad del total regional con un 59,4% y un 56,2% respectivamente. Es por ello que, si se observan los datos de toda la serie, los desembarcos en este puerto significan casi la mitad de los de la Región de Murcia (45,6%). Las razones que explican este hecho recaen en que Mazarrón posee la mayor flota de cerco regional, modalidad que consigue un mayor volumen de capturas, así como la riqueza de la Bahía de Mazarrón en especies pelágicas como el boquerón (*Engraulis encrasicolus*), sardinas (*Sardina pilchardus*) o jurel (*Trachurus trachurus*).

Por su parte, los puertos de Águilas y Cartagena se han ido turnando, prácticamente durante todos los años, la segunda y la tercera posición respecto al volumen de capturas desembarcadas, lo que se traduce en un 21,6 y 18,4% del total regional. Sin embargo, desde el año 2012 es San Pedro del Pinatar el que se ha consolidado como segundo puerto en importancia en función del volumen de pesca desembarcada. Pese a ser un lugar donde predominan las embarcaciones de artes menores (menor capacidad extractiva) que faenan en aguas del Mar Menor, existe una tendencia de desembarcos en esta lonja de barcos de cerco de otras localidades, e incluso de la provincia de Alicante, derivado de las mejores cotizaciones que alcanzan los productos por su demanda en bares y restaurantes.

Tabla 4. Significación total de las capturas desembarcadas en los puertos pesqueros de la Región de Murcia (1987-2020)

Puerto	Tm	(%)
Mazarrón	75.064	45,6
Águilas	35.646	21,6
Cartagena	30.308	18,4
San Pedro del Pinatar	23.707	14,4
Total Regional	164.725	100

Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

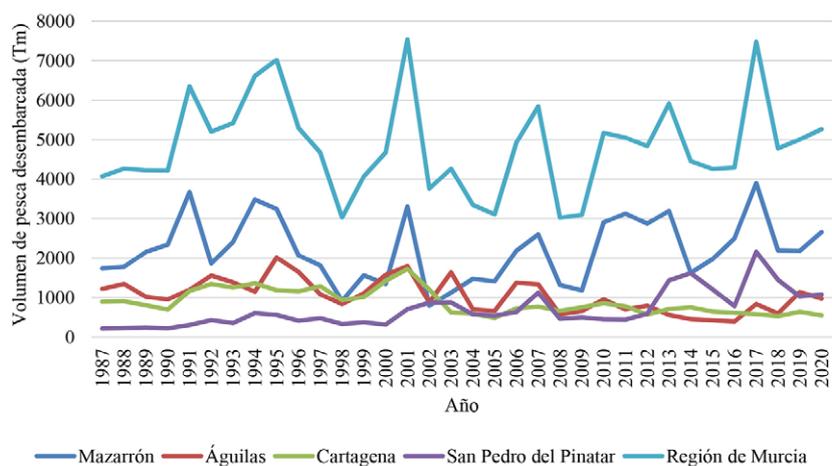
En relación al volumen de pesca desembarcada, es preciso indagar en el valor que adquiere al ser vendida en las lonjas de la Región de Murcia para tener una visión más detallada de la situación del sector. El valor de la pesca desembarcada ha fluctuado a lo largo del periodo 1987-2020 (Figura 10). A pesar de las variaciones, en el conjunto de estas tres décadas existe una tendencia al alza de los precios. Los datos de 2017 presentan el máximo absoluto con 17.786.407 €, mientras que el mínimo se da en 1987 (8.041.593 €). El valor de las capturas en la Región de Murcia es insignificante en el contexto nacional, ya que en el conjunto español supera ampliamente los 2.000 millones de euros en los últimos años.

La venta de los productos en la lonja se realiza mediante el método de subasta a la baja, donde los subastadores fijan el precio de partida en función de la información disponible de otras lonjas de referencia (por cercanía o relevancia respecto a la especie correspondiente) y a la oferta disponible. Es decir, el precio de los desembarcos en las distintas lonjas pesqueras está interrelacionado entre todas ellas, jugando los intermediarios (personas que compran en la lonja y venden el producto en otros mercados) un papel decisivo al ser los que condicionan el comportamiento de los precios, su variabilidad y oscilación diaria en primera venta, sin tener en cuenta factores absolutos de demanda ni de calidad del producto. En otras palabras, obedece a estrategias especuladoras (García, 2004).

Los pescadores consideran que los precios han aumentado por la mayor demanda, ya que se trata de un alimento cuyas propiedades nutritivas son muy amplias. No obstante, ese incremento de pedidos se produce en navidades y en meses de verano. En ambos casos el precio se encarece de forma sustancial. Además, las mejoras en los medios de transporte hacen que las mercancías adquiridas en la lonja lleguen

más frescas a regiones del interior, y en un tiempo menor, por lo que existe un número de intermediarios más elevado que hace décadas, y que compran en las lonjas pesqueras de la Región de Murcia.

Figura 10. Evolución del valor (€) de la pesca desembarcada en la Región de Murcia (1987-2020)



Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

El valor de las capturas presenta diferencias entre los distintos puertos regionales. Como tónica general, se advierte que las fluctuaciones son una constante, especialmente en tres de ellos (Águilas, Cartagena y Mazarrón), mientras que San Pedro del Pinatar se ha mantenido más o menos constante con una tendencia al alza. No obstante, para conocer de forma más detallada la situación es preciso obtener el valor medio de la Tm (Tabla 5).

Tabla 5. Total de capturas desembarcadas y valor en la Región de Murcia y en sus distintos puertos pesqueros

Puerto	Tm	Precio (€)	Valor Medio (€)
Mazarrón	75.064	102.977.953	1.372
Águilas	35.646	111.944.029	3.140
Cartagena	30.308	119.164.695	3.932
San Pedro del Pinatar	23.707	74.045.664	3.123
Total regional	164.725	408.132.341	2.478

Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

Tal y como se observa en la Tabla 5, tres de los puertos de la Región de Murcia (Cartagena, Águilas y San Pedro del Pinatar) están por encima del valor medio regional (2.478 € la Tm). En contraste con estos datos, Mazarrón presenta un precio medio de los desembarcos netamente inferior (1.372 € la Tm), a pesar de ser el lugar donde mayor número de desembarcos se realizan. Las causas de este hecho recaen en que al existir una oferta de productos tan elevada el precio baja de forma considerable. Además, también juega un papel decisivo el tipo de especies capturadas, ya que en Mazarrón predominan los peces fundamentalmente. En este sentido, muchos barcos mazarroneros de cerco buscan faenar en las proximidades de la lonja de San Pedro del Pinatar y, en caso de conseguir capturas, venderlas allí ante los mejores precios de venta, y volver a la localidad en una furgoneta alquilada, tal y como atestigua un armador de Mazarrón:

En Mazarrón se desembarcan grandes cantidades de pescado que se vende muy mal si se comparan con otras lonjas pesqueras. Últimamente, si faenamos por la zona de Cabo de Palos o Comunidad Valenciana, solemos desembarcar en San Pedro del Pinatar, o incluso en la zona de Alicante. Eso sí, la lonja de Mazarrón es un espectáculo visual muchos días cuando se llena de cajas de boquerón, alacha, bonitos o albacoretas. (Entrevista 19. Armador de Mazarrón. Fecha: 23/06/2017)

Interesa también analizar el tipo de especies capturadas. Durante el periodo analizado se han desembarcado un total de 152.300 Tm de peces, lo que supone el 92,4% del total de las capturas. Un volumen más escaso lo presentan los moluscos 7.067 Tm (4,3%) y los crustáceos con 5.385 Tm (3,3%).

El volumen de peces desembarcado en las distintas lonjas regionales en el periodo 1988-2020 es superior al 90%, por lo que su evolución muestra un comportamiento similar al número de desembarcos totales en cada año. Es decir, se producen ciclos progresivos y regresivos. El valor de este grupo de especies varía en función de la cantidad de producto capturado. No obstante, la evolución de los precios muestra una tendencia alcista. En este sentido, el mayor valor medio de la Tm se constata en 2020, a pesar de la crisis provocada por la Covid-19, momento en el que las 5.031 Tm adquieren un precio total de 13.458.841,85 €.

La tendencia al incremento de los precios queda constatada al comparar los datos del 2016 con los del 2000. En ese último año señalado se desembarcan un total de 4.154 Tm, cifra similar a la de 2016 (4.115 Tm), y son vendidas por un valor total de 8.065.294 €, siendo el precio total de las de 2016 de 10.956.350,17 €.

Por su parte, tanto moluscos como crustáceos presentan cifras de desembarcos mucho más modestas que la de los peces, debido a la mayor dificultad para su captura. No obstante, tanto moluscos como crustáceos adquieren un valor mucho más elevado debido a la menor cantidad de capturas y la alta demanda en bares y restaurantes, sobre todo en fechas señaladas como Navidad y Semana Santa.

Si se detallan las capturas según puertos, se observa como los peces son los predominantes en todos ellos (Tabla 6). Sin embargo, existen diferencias en función del tipo de especie: Mazarrón sobresale en el volumen de peces desembarcados, mientras que Águilas lo hace en crustáceos y Cartagena en moluscos. Como es lógico, este hecho es debido a la naturaleza de la flota pesquera. Así, Águilas es por excelencia el puerto donde los barcos de arrastre han tenido una mayor incidencia, en Mazarrón destaca el cerco y en Cartagena las artes menores juegan un papel decisivo, especialmente las que tienen su base en Cabo de Palos.

Tabla 6. Volumen de pesca desembarcada (Tm) según grupos de especies en la Región de Murcia y sus puertos pesqueros

Puerto	Peces	Crustáceos	Moluscos
Águilas	31.193	2.954	2.960
Cartagena	25.637	1.967	2.497
Mazarrón	72.519	889	1.299
San Pedro del Pinatar	22.951	321	311
Total regional	152.300	5.358	7.067

Fuente: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2021. Elaboración propia

Respecto a los peces, múltiples son las especies que se desembarcan en la Región de Murcia. Destacan en volumen de capturas la alacha (*Sardinella aurita*) (21.648 Tm), el jurel (12.648 Tm), la caballa (*Scomber scombrus*) (11.231 Tm), la melva (*Auxis thazard thazard*) (11.918 Tm) y el boquerón (15.347 Tm). El precio de la Tm de cada especie varía en función de las demandas en los mercados y de su abundancia o escasez en determinada época del año. En este sentido, a lo largo del periodo analizado, los desembarcos de alacha resaltan en todos en los puertos de la Región de Murcia, mientras que de forma más detallada, en Águilas y Mazarrón lo hace el boquerón y la sardina, en Cartagena el jurel y la caballa y en San Pedro del Pinatar la dorada (*Sparus aurata*).

En cuanto al valor medio de la Tm, el boquerón ha llegado a alcanzar en los últimos años valores que rondan 6.000€ en la lonja de Mazarrón y en la de Águilas, mientras que la alacha apenas llega a los 500€. Es por ello que los pescadores suelen faenar en época estival buscando el boquerón o la sardina, dada su demanda para los chiringuitos de playa, bares y restaurantes. Por su parte, en la lonja de Cartagena destacan los desembarcos de pez espada (*Xiphias gladius*), una especie cuyo valor medio de Tm supera los 7.000€, derivado de su captura con embarcaciones de palangre. En San Pedro del Pinatar son la lubina (*Dicentrarchus labrax*) y el magre (*Lithognathus mormyrus*) los peces que alcanzan cotas de precio medio más elevadas, ya que suelen ser capturados en el Mar Menor y se trata de un aliciente para los consumidores.

No obstante, el pescado de más valor de cuantos se desembarcan es el chanquete (*Aphia minuta*), ya que tan solo puede ser capturado durante un mes al año mediante la técnica de jábega rebajada (Figura 11) con las embarcaciones de artes menores, y tiene una cuota de 18.200 kg para toda la Región. Esta especie, muy cotizada por bares y restaurantes dada su excepcional calidad, llega a venderse a más de

40.000 euros la Tm. Por ello, son cada vez más los barcos de artes menores los que solicitan el permiso para poder capturarlo ante los elevados beneficios económicos que reporta.

Figura 11. Barco faenando con jábega rebajada para capturar chanquete



Fotografía de los autores

Los crustáceos y los moluscos no son tan variados como los peces. De los primeros destaca la gamba roja (*Aristeus antennatus*), ya que entre 2008 y 2020 se han desembarcado un total de 748 Tm de las 1.537 Tm del total regional en ese periodo. Es decir, prácticamente la mitad de los crustáceos capturados son de esta especie (48,6%). Sin embargo, sus desembarcos se realizan fundamentalmente en los puertos de Águilas (320 Tm) y Cartagena (282 Tm). Destaca el primero de ellos también en el valor adquirido al ser subastada, ya que es considerada como el “oro rojo” de la localidad, debido a su alta calidad y elevada cotización en el mercado. Así, el precio medio de la Tm ha oscilado entre los 27.465,28€ de 2013 y los 41.806,27€ de 2016, mientras que en Cartagena el máximo se alcanza en 2008 con 36.332,92€ y en Mazarrón lo hace también en 2016 con 38.195,76€. Otros crustáceos que pueden resaltarse en estos puertos son la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) y las cigalas (*Nephrops norvegicus*), y si bien el volumen desembarcado no es tan grande su valor llega a ser igual de elevado o incluso mayor que el de la gamba roja. Además, en Cartagena destacan los desembarcos de langostas (*Palinurus elephas*), cuyo precio medio de la Tm consigue valores comprendidos entre los 30.000 y los 40.000€ la Tm.

En San Pedro del Pinatar apenas se desembarca esta especie, pero destaca el langostino del Mar Menor (*Penaeus kerathurus*) como la predominante (148 Tm capturadas entre 2008 y 2020), así como la que mayor valor adquiere, ya que el valor medio de la Tm ha llegado a los 60.664,45€ en 2008 y suele fluctuar entre los 40.000 y los 50.000€. Es muy cotizado por los mercados debido a su rico sabor y al escaso periodo de capturas (dos meses en primavera y uno en otoño). Su captura se realiza con un arte de pesca especial llamado charamita, una forma de captura absolutamente selectiva, o con la langostinera (Ballesteros et al., 2018).

En relación a los moluscos, los desembarcos de pulpo (*Octopoda*) son los más destacados en Cartagena (569 Tm), Mazarrón (246 Tm) y Águilas (236 Tm), si bien su valor medio no es tan alto como el que alcanzan los calamares (*Teuthida*). El precio medio de la Tm de esta especie supera todos los años los 15.000€, llegando en algunos de ellos a rebasar los 20.000€, mientras que el valor medio queda entre los 7.000€ y los 10.000€ la Tm. Por su parte, en San Pedro del Pinatar despunta la sepia (*Sepiida*) con 66 Tm vendidas en la lonja de la localidad de las 86 Tm totales de moluscos en el periodo 2008-2020. Su valor no presenta fuertes variaciones interanuales, ya que el precio medio de la Tm oscila entre los 7.370,63€ de 2012 y los 5.670,42€ de 2016.

4. Discusión

La pesca en los últimos años ha experimentado transformaciones significativas en cuanto a las cifras de las variables a tener en cuenta a la hora de analizar el sector. La reducción del número de embarcaciones y el de pescadores ha sido una constante en la Región de Murcia. Este declive fue advertido por

Lois-González (2001) para el conjunto nacional, evidenciando una reducción del número de trabajadores en el sector, pasándose de 117.000 en 1987 a 60.800 en 1998, y para Andalucía por López y Santiago (1995). Estos datos se contraponen a los de la Región de Murcia, ya que desde 1987 a 1995 la tendencia es de aumento de pescadores, alcanzando el máximo histórico con 1.274, y disminuyendo de forma considerable en el trienio 1996-1998, momento en el que se registran 996 trabajadores. Desde 1987 hasta la actualidad, la reducción ha sido del 56,4%, cifra inferior a la del conjunto nacional (73,1%).

En relación a los pescadores se da uno de los principales problemas que tiene el sector en la Región de Murcia, que no es otro que el grado de envejecimiento de empleados. La edad media de los activos es de 45,5 años y, según los datos y corroborado por los encuestados, no existen por el momento indicios de que vaya a disminuir; al contrario, la tónica es de que seguirá en aumento, ya que los jóvenes deciden buscar otros empleos. En Galicia, Cabeza (2021) advierte también de forma reciente la existencia de este fenómeno. La falta de atractivo del sector para los jóvenes se ha debatido extensamente en los últimos años, y el origen del problema se ha atribuido principalmente a la mala imagen del sector. Pero la falta de atractivo se debería sobre todo a las duras condiciones del trabajo y a la inestabilidad del sector. No obstante, la tendencia relativamente reciente de emplear a inmigrantes, africanos especialmente, como parte de la tripulación de los barcos ante la poca predisposición de la población local joven, puede hacer que esta dinámica cambie, pues por lo general son personas jóvenes las que llegan con el fin de conseguir una vida más próspera lejos de su país de origen. En este sentido, cada vez son más los pescadores de otras nacionalidades que se ven faenando en los distintos puertos regionales, fenómeno que también se observa en otros lugares de España. Por ejemplo, en Cambados (Galicia) destacan los de nacionalidad peruana y senegalesa (Piñeiro-Antelo, Durán & Santos, 2018), mientras que en Castellón (Comunidad Valenciana) lo hacen marroquíes y argelinos (Llorca & Tejedor, 2002). En la Región de Murcia, en caso de seguir esta dinámica, lo más previsible será que sigan adentrándose en la pesca miembros del colectivo africano, ya que es el grupo migratorio más numeroso y el que suele ocupar también empleos en el sector primario.

Por otra parte, no existen mujeres dedicadas a la pesca, en contraposición a otras Comunidades Autónomas como Galicia o Cantabria, donde las mujeres han sido un elemento clave que ha dado fuerza a los eslabones de la cadena mar-industria, y donde han desarrollado todo su trabajo (Rodríguez, 2020), pese a que la mar es considerada un lugar tradicionalmente de hombres (Fløysand & Sæther, 2007). Actualmente, no se evidencian indicios de que puedan enrolarse como trabajadoras en una embarcación. Este hecho ha sido corroborado por algunos armadores que, además, consideran que prefieren emplear a hombres en sus barcos ante la dureza del oficio. Esto choca con uno de los objetivos que busca la PPC, como es la igualdad de oportunidades de empleabilidad en el sector para hombres y mujeres, aunque la búsqueda de la diversificación sectorial debería favorecer la adopción de actuaciones que contribuyan a aumentar el liderazgo y participación de la mujer y a integrarlas en el denominado *blue growth* o crecimiento azul.

Procede en este momento mencionar que los GALP juegan un papel muy importante a la hora de cumplir con algunos objetivos de la PPC en el marco del desarrollo local de las áreas costeras. Tal y como afirman Piñeiro-Antelo et al. (2019), los proyectos financiados se enmarcan dentro de acciones que priorizan la dinamización del sector pesquero y la valorización del patrimonio cultural del mar. De esta manera, los pescadores pueden seguir explotando sus habilidades y conocimientos profesionales manteniendo las redes sociales vinculadas a las actividades pesqueras.

Por otro lado, la pérdida de embarcaciones en la Región de Murcia es evidente desde 2007, constándose una regresión del 39,4%. Este hecho no es una singularidad del territorio, sino que también es extrapolable al resto de autonomías españolas litorales. La PPC llevada a cabo entre 2007 y 2013, donde se pretendía reducir la capacidad en torno a un 15% de arqueo y potencia, buscaba alcanzar el equilibrio deseable entre la capacidad de la flota y los recursos naturales disponibles, proteger y valorizar los recursos y el medio ambiente, así como apoyar la competitividad y viabilidad económico-financiera del sector. Este hecho conllevó la paralización definitiva de la actividad de muchos barcos ante la edad cercana a la jubilación de muchos armadores, que deciden no renovar ni modernizar su embarcación. Estas medidas, junto a otras directrices emanadas de la PPC, según los entrevistados, son las que están frenando el desarrollo de la pesca y la están sumiendo en un declive, pese a ser una actividad absolutamente necesaria para la sociedad. Además, la adquisición de una embarcación, especialmente de cerco o de arrastre, tiene unos costes bastante elevados que los pescadores que actualmente no son armadores no están dispuestos a asumir a pesar de la existencia de subvenciones. En este aspecto, es preciso advertir que en el sector pesquero de la Región de Murcia están entrando grandes empresas que poseen barcos de estas modalidades

y ninguno de sus tripulantes son armadores, sino simples trabajadores. Este hecho ha provocado que los que faenaban para los buques de sus padres u otros que han sido desguazados hayan seguido ligados a la pesca enrolándose como trabajadores de esas grandes empresas.

Respecto a las capturas, estas han ido oscilando durante el periodo analizado, al igual que sus precios, si bien estos se mantienen al alza. En este sentido, y con el fin de garantizar la sostenibilidad de los caladeros, se imponen vedas temporales de paralización de la actividad para reponer las zonas de pesca. Así, a lo largo del año, la flota pesquera de las distintas modalidades permanece, por lo general, un mes amarrada a puerto sin poder salir a faenar, si bien existe la posibilidad de que en los próximos años este periodo sea mayor (dos meses). Además, uno de los objetivos de la PPC es la mejora en el rendimiento económico de los desembarcos. En muchos casos es insuficiente, dados los gastos a los que tiene que hacer frente un armador. Además, existen diferencias de valor de determinados productos en las distintas lonjas. Esto provoca que en los últimos años barcos de Águilas o Mazarrón busquen desembarcar sus capturas en San Pedro del Pinatar o incluso faenen en aguas de la Comunidad Valenciana, donde obtienen mayores rentas con las ventas. Por último, recientemente se han prohibido los descartes. Es decir, todas las capturas deben ser desembarcadas, incluidas las sujetas a cuotas, con el fin de eliminar el despilfarro y favorecer una mayor selectividad a la hora de faenar y una mayor fiabilidad de los datos sobre capturas.

5. Conclusiones

La actividad pesquera en la Región de Murcia es un sector estratégico y esencial, dada la tradicional generación de empleo y la generación de oferta de productos del mar para satisfacer las necesidades alimenticias de la población. Pero en la actualidad no vive su mejor momento, ya que existe una tendencia regresiva en los últimos años en cuanto al número de embarcaciones y de pescadores, constatándose así la hipótesis de partida. Sin embargo, la investigación evidencia que el valor adquirido por los productos desembarcados en las distintas lonjas del territorio muestra una tendencia alcista, si bien existen unas especies con unas cotizaciones más altas que otras y diferencias en los distintos puertos regionales.

Varios son los factores que desencadenan esta situación que vive el sector (biológicos, sociales, políticos y económicos). La aplicación de la PPC debería ayudar a paliar la misma, ya que busca incrementar el atractivo de la actividad mediante un aumento de los empleos de alta calidad, asegurar la viabilidad de las zonas costeras a través de la promoción del crecimiento económico, y facilitar la transición hacia un modelo de pesca sostenible. Pero, estos resultados no han llegado a la Región de Murcia. En este sentido, la creación de sistemas integrados de formación marítima-pesquera, que realzaran la cualificación de los trabajos y mejoraran la empleabilidad de las personas a medio y largo plazo, como el establecimiento de normas y mecanismos para impulsar mejores condiciones de trabajo, ayudarían a mantener el empleo en el sector y beneficiarían a las regiones costeras, tal y como recogen algunos informes sobre la PPC.

Por todo lo extraído de la investigación, se puede deducir que el devenir del sector pesquero en la Región de Murcia no es halagüeño en lo que respecta al número de trabajadores y al de embarcaciones, ya que no parece tener atisbo de crecimiento en los próximos años, es más la tendencia es regresiva. Esto contrasta con los datos de valor de la pesca desembarcada que a pesar de los contrastes interanuales tiende al alza y alcanza mayores cotizaciones. En este sentido, la renovación de la mano de obra y frenar el descenso del número de barcos son retos que el sector debe afrontar. En los últimos años se han aplicado algunas medidas de diversificación, como actuaciones y programas de turismo pesquero (Molina, 2013; Pardellas & Espejo, 2013; Moreno, 2021). Pero, tal y como se ha constatado en las entrevistas, muy pocos son los armadores que han decidido acometer obras en sus barcos para adaptarlos a los turistas, a pesar de estar subvencionados gracias al GALP existente en la Región de Murcia. Es decir, esta vía no parece tener éxito en este territorio. Por último, en búsqueda de la sostenibilidad de las especies marinas se aplican políticas de vedas temporales, reducción de días de pesca, y se fijan cuotas de desembarcos de las diferentes especies, si bien en la actualidad están prohibidos los descartes. Esto también marcará el futuro del sector. La razón es sencilla, si se siguen recortando los días de faena, y las compensaciones económicas por parte de la UE no son, a criterio de los pescadores, suficientes, cada vez serán más los que abandonen el oficio y busquen otros empleos. No obstante, son las órdenes marcadas desde la PPC las que determinan esta reducción del esfuerzo pesquero y la búsqueda de una mejor venta en la lonja. Sin embargo, esto merma, como es lógico, las posibilidades de conseguir capturas, ya que no todos los días se consiguen, y provoca

malestar en el colectivo de pescadores debido a que su sueldo depende del volumen de pesca que desembarquen y del precio que adquieran las distintas especies en la subasta.

Finalmente, análisis similares podrían ser aplicados a otros territorios con el fin de conocer la situación actual de la pesca en España, ya que sus repercusiones socioterritoriales son amplias. En este sentido, con un enfoque similar al empleado en la investigación podrían analizarse algunas cuestiones que en esta pesquisa no se han examinado en profundidad como la incidencia de la población inmigrante, el papel de la mujer, o la importancia de los GALP a la hora de diversificar el sector y gestionar el desarrollo local costero, además de la posibilidad de aunar pesca y turismo, dando a conocer y valorizar el oficio de pescador y el patrimonio, material e inmaterial, ligado a esta actividad económica fundamental.

Referencias

- Alegret, J.L. (2013). Del patrimonio natural de los peces a patrimonio cultural del pescado: El Espai del Peix de Palamós. *Revista Andaluza de Antropología*, (4), 33-54. <http://dx.doi.org/10.12795/RAA.2013.i04.03>
- Alegret, J.L. (2016). Les confraries de pescadors a Espanya. In J.L. Sánchez (Coord.), *La pesca a la Mediterrània* (pp. 47-54). Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alicante.
- Alegret, J. L. (2017). Las cofradías de pescadores en España. In J. Nadal i Farreras (Ed.), *La ciudad y el mar. Estudios sobre una relación sólida en un medio líquido* (pp. 281-289). ICRPC, Documenta Universitaria.
- Arija, F. (1978). Pesca marítima en Cantabria. *Geographicalia*, (2), 115-151.
- Barceló, B., & Salvà, P. (1984). La actividad pesquera. In V. Bielza de Ory (Ed.), *Geografía General II* (pp. 181-196). Taurus.
- Ballesteros, G.A., Belmonte, F., & Sánchez, M.A. (2018). Las encañizadas del Mar Menor (Murcia, SE España): ejemplo de recuperación de un modelo de pesca sostenible y respetuoso con la biodiversidad marina y el paisaje. *Cuadernos Geográficos de la Universidad de Granada*, 57(3), 222-242. <http://doi.org/10.30827/cuadgeo.v57i3.5986>
- Barragán, J.M. (2004). *Las áreas litorales de España: Del análisis geográfico a la gestión integrada*. Ariel.
- Barragán, J.M. (2010). La gestión de los espacios y los recursos costeros en España: Políticas e instituciones de una legislatura (2004-2008). *Estudios Geográficos*, 71(268), 39-65. <http://doi.org/10.3989/estgeogra.0450>
- Barragán, J.M., Chica, J.A., & Pérez, M.L. (2008). Iniciativa andaluza (España) para la gestión integrada de las zonas costeras (GIZC). *Revista de Geografía Norte Grande*, (41), 5-22. <http://doi.org/10.4067/S0718-34022008000300001>
- Benito, J. (1975). La pesca marítima en España y su estudio geográfico. *Estudios Geográficos*, 36(138-139), 31-62.
- Bjorn, K., & Lois-González, R.C. (2000). Aspectos regionales de las pesquerías de Galicia y Noruega. *Ería*, (51), 69-78.
- Caamaño-Franco, I., Pérez-García, A., & Andrade-Suárez, M. (2021). Female entrepreneurship and marine tourism: Innovative practices on the coastline. In J. Rodrigues (Eds), *Innovation and entrepreneurial opportunities in community tourism* (pp.172-190). IGI Global. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-4855-4.ch010>
- Cabeza Pereiro, J. (2021). El empleo en el sector de la pesca en el ámbito gallego. In F. Fernández (Coord.), *El empleo en el sector de la pesca en el ámbito gallego* (pp. 279-296). J.M. Bosch Editor.
- Calo, F. (1978). *La Cultura en un Pueblo Marino: Porto do Son*. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Santiago de Compostela.
- CEPESCA (2021). *Informe del sector pesquero español 2020*. Confederación Española de Pesca.
- Cervera, Á. (2010). Percepción cooperativa de las cofradías de pescadores: un estudio empírico. *REVESCO. Revista de Estudios Cooperativos*, (103), 7-32. <http://revistas.ucm.es/index.php/REVE/article/view/REVE1010440007A/18581>
- Chakalall, B., Mahon, R., McConney, P., Nurse, L., & Oderson, D. (2007). Governance of fisheries and other living marine resources in the Wilder Caribbean. *Fisheries Research*, 87, 92-99. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.06.009>
- Compán, D. (1976). La pesca marítima en España. *Cuadernos Geográficos de la Universidad de Granada*, (5-6), 87-176.
- Compán, D. (1983). *La pesca marítima en Andalucía* [Doctoral thesis, Universidad de Granada]. Repositorio Institucional de la Universidad de Granada.
- Compán, D. (1989). La pesca. In J. Bosque & J. Vilá (Dirs.), *Geografía de España* (pp. 503-589). Planeta.
- Crespo, J.M., & Nava, J.D. (2020). Configuración territorial de la pesca comercial ribereña en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Estado de Campeche (México). *Estudios Geográficos*, 81(288), e040. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.202055.055>

- Díaz, J.A. (2003). Los puertos de interés general del Estado de Galicia ante el reto del s. XXI. Luces y sombras de una política portuaria dinamizadora de los espacios litorales. *Xeográfica*, (3), 53-78. <http://www.udc.es/iuem/documentos/monografias/puertosSxxi.pdf>
- Díaz, L. (2013). *Apuntes de la actividad marítima y de las pesquerías en Águilas a través del tiempo*. Grafidemar.
- El Zrelli, R., Rabaoui, L., Roa-Hureta, R., Gallai, N., Castet, S., Grégoire, M., Bejaoui, N., & Courjault-Radé, P. (2020). Economic impact of human-induced shrinkage of *Posidonia* oceanica Meadows on coastal fisheries in the Gabes Gulf (Tunisia, Southern Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 155, 1-9. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111124>
- FAO (2020). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. La sostenibilidad en acción*. Roma, Italia: FAO. <http://www.fao.org/publications/sofia/2020/es>
- Felicidades-García, J., & Piñeiro-Antelo, M.Á. (2017). Competitividad, Sostenibilidad y Diversificación en la Fachada Atlántica de la Península Ibérica: La Gestión Local del Fondo Europeo de Pesca (2007-2013). *Revista de Estudios Andaluces*, 34(1), 350-379. <http://dx.doi.org/10.12795/rea.2017.i34.12>
- Felicidades-García, J., & Piñeiro-Antelo, M.A. (2018). El desarrollo local participativo en las áreas de pesca. Modelos territoriales de los GALP del Atlántico Norte. In J.A. Márquez (Dir.), *Sistemas productivos con anclaje territorial* (pp. 43-56). Universidad de Huelva.
- Felicidades-García, J., & Piñeiro-Antelo, M.A. (2019). El papel de la Política Pesquera Común en la promoción de la cooperación entre zonas de pesca. Diversidad regional en España. In J.A. Márquez & J. Llamas (Dirs.), *Hélices y anclas para el desarrollo local* (pp. 465-475). Diputación Provincial de Huelva.
- Fernández, F., Herrera, D., & Olay, D. (2015). Actividad pesquera y puertos pesqueros en Asturias. *Ambienta: la revista del Ministerio de Medio Ambiente*, (111), 88-101. http://mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_AM/PDF_AM_Ambienta_2015_111_88_101.pdf
- Florido, D. (2003). La virtualidad de las Cofradías de Pescadores en Andalucía. *Zainak*, (25), 37-57. https://idus.us.es/bitstream/handle/11441/25906/file_1.pdf;jsessionid=E48E2601FE142064BF014E2EA023E9C8?sequence=1
- Fløysand, A., & Sæther, A. (2007). Globalización, comunidades pesqueras y construcción de género: el caso de Muros (Galicia). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (45), 31-48. <https://bage.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/view/638/592>
- Franquesa, R. (2005). *Las cofradías en España: papel económico y cambios estructurales*. Universitat de Girona y Ayuntamiento de Palamós.
- García, S. M. (2004). Recherche halieutique et gestion des pêches. *Aquatic Living Resources*, 17(2), 91-94. <https://doi.org/10.1051/alr:2004026>
- González, J.M. (2015). El papel de las cofradías de pescadores en la consecución de la pesca sostenible. *Ambienta: la revista del Ministerio de Medio Ambiente*, (111), 64-72. http://mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_AM/PDF_AM_Ambienta_2015_111_64_72.pdf
- González-Laxe, F. (1988). *La economía del sector pesquero*. Espasa.
- González-Laxe, F. (2010). Dysfunctions in common fishing regulations. *Marine Policy*, 23, 182-188. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.06.003>
- González-Laxe, F. (2015). Cuestiones biológicas y económicas para explicar ciertas incongruencias de la política pesquera de la Unión Europea. *CICIMAR Oceanides*, 30(2), 13-25. <http://dx.doi.org/10.37543/oceanides.v30i2.148>
- González-Laxe, F. (2019). Pescadores migrantes. Análisis de su dinámica e integración social. *Estudios de Economía Aplicada*, 37(3), 18-30. <http://doi.org/10.25115/eea.v37i3.2770>
- Herrera-Racionero, P., Miret-Pastor, L., & Lizcano, E. (2018). Viajar con la tradición: los pescadores artesanales ante la pesca-turismo en la Comunidad Valenciana (España). *Cuadernos de Turismo*, (41), 279-293. <http://doi.org/10.6018/turismo.41.327031>
- Jiménez, C., & García, J.J. (2019). Enhancing of the cultural fishing heritage and development of tourism: A case study in Isla Cristina (Spain). *Ocean & Coastal Management*, (168), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.10.023>

- Khakzad, S. (2018). Promoting coastal communities through cultural tourism: the case of fishing communities in Brunswick County, North Carolina. *Journal of Heritage Tourism*, 13(5), 455-471. <http://doi.org/10.1080/1743873X.2017.1391272>
- Kruiderink, A. (1967). Algunos aspectos de la pesca mediterránea en España. *Estudios Geográficos*, 28(106), 89-113.
- Latunji, S., & Adetoun, K. (2017). Small-scale fisheries in the context of traditional post-harvest practice and the quest for food and nutritional security in Nigeria. *Agriculture & Food Security*, 6(1), 1-19. <http://doi.org/10.1186/s40066-017-0110-z>
- Llorca, M., & Tegedor, J. (2002). Inmigración en la pesca en el puerto del Grao de Castellón. *Papers: Revista de Sociología*, (66), 187-197. <https://doi.org/10.5565/rev/papers/v66n0.165>
- Lois-González, R.C. (2001). La pesca. In A. Gil & J. Gómez (Coords.), *Geografía de España* (pp. 425-439). Ariel.
- López, G., & Espeso, P. (2020). Pesca artesanal, patrimonio cultural y educación social. El pescador murciano como transmisor cultural. *Revista Murciana de Antropología*, (27), 11-32. <http://dx.doi.org/10.6018/rmu/427471>
- López, D., & Santiago, F.J. (1995). La pesca en Andalucía: una aproximación. *Baética: Estudios de Arte, Geografía e Historia*, (17), 145-166. <http://doi.org/10.24310/BAETICA.1995.v017.616>
- Martínez, C., & Moreno, D. (2013). La pesca como recurso turístico en Mazarrón (Murcia). *Estudios Turísticos*, (196), 113-134.
- Medal, A., & Sala, R. (2011). Análisis de la eficiencia y liderazgo de los puertos españoles por áreas geográficas. *Revista de Estudios Regionales*, 91, 161-182. <http://www.revistaestudiosregionales.com/documentos/articulos/pdf1164.pdf>
- Miret-Pastor, L., Molina-García, A., García-Aranda, C., & Herrera-Racionero, P. (2020). The connection between recreational fishing and the traditional fishing sector in the emerging area of marine tourism: challenges and opportunities for diversification with European Fisheries Funds (EFF). *ICES Journal of Marine Science*, 77(6), 2369-2374. <http://doi.org/10.1093/icesjms/fsz150>
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2020). Registro general de la flota pesquera. <http://www.mapa.gob.es/es/pesca/temas/registro-flota/>
- Molina, A. (2013). *Diagnóstico estratégico de la actividad Pesca-turismo en España*. Universidad Politécnica de Madrid y Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. [https://www.mapa.gob.es/es/pesca/temas/diversificacion/Diagnostico%20Pesca-turismo%20en%20Espa%C3%B1a%20\(UPM\)_tcm30-286139.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/pesca/temas/diversificacion/Diagnostico%20Pesca-turismo%20en%20Espa%C3%B1a%20(UPM)_tcm30-286139.pdf)
- Molina, A., & García, C. (2015). *Análisis económico de la diversificación pesquera y acuícola*. Universidad Politécnica de Madrid y Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. https://www.mapa.gob.es/es/pesca/temas/diversificacion/analiseconomicodeladiversificacionpesqueraacuicola_tcm30-290383.pdf
- Molinero, F. (1993). Lógica espacial del sistema productivo: el declive de las actividades agrarias y pesqueras. In R. Méndez & F. Molinero (Coords.), *Geografía de España* (pp. 371-378). Ariel.
- Morales, A. (2004). Trascendencia territorial del puerto de Cartagena. *Investigaciones Geográficas*, 33, 107-118. <http://doi.org/10.14198/INGEO2004.33.04>
- Moreno, D. (2018). *La actividad pesquera en la Bahía de Mazarrón y el turismo marino como propuesta de desarrollo* [Doctoral thesis, Universidad de Murcia]. Repositorio Institucional de la Universidad de Murcia. <http://digitum.um.es/digitum/handle/10201/60419>
- Moreno, D. (2019). *La pesca en la Bahía de Mazarrón: pasado, presente y futuro*. Ayuntamiento de Mazarrón.
- Moreno, D. (2021). El desarrollo del turismo marino en España: Diferencias regionales. *Cuadernos de Turismo*, (48), 69-94. <http://doi.org/10.6018/turismo.492671>
- Oliver, M. (1999). Faenando la Mar: Pesca en las Costas Alicantinas. In A. Montes (Ed.), *Antropología de la Pesca: Debates en el Mediterráneo* (pp. 229-236). Universidad de Murcia.
- Ortega, N., & Zoido, F. (1972). Garrucha: la pesca de bajura en un pequeño puerto mediterráneo. *Estudios Geográficos*, 33(127), 313-354.

- Oumarous, M., Lakhnigue, A., Ben, A., Houssa, R., Charouki, N., Maloudi, M., & Bekkali, M. (2016). Artisanal fishery of small pelagic: diagnosis and prospectos. Case of Moroccan Atlantic Center. *International Journal of Advanced Research*, 4(7), 1372-1386. <https://doi.org/10.21474/IJAR01/978>
- Pardellas, X., & Espejo, C. (2013). Turismo pesquero. In E.A. del Valle Tuerro & D. López Olivares (Coords.), *La actividad turística española en 2012* (pp. 41-48). Ed. Universitaria Ramón Areces.
- Pardellas, X. X., & Padín, C. (2013). La nueva demanda combinada de turismo litoral y turismo pesquero: motivaciones y efectos. *Cuadernos de Turismo*, (48), 247-262. <http://revistas.um.es/turismo/view/177551>
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T., Sumaila, R., Walters, C.J., Watson, R., & Zeller, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418, 689-695 (08 August 2002). <https://doi.org/10.1038/nature01017>
- Peñalver, J., María Dolores, E., Bermúdez, L., Romero, E., & Martínez, M. (2017). *Las pesquerías artesanales en la Región de Murcia. El chanquete*. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Pérez, M.L. (1999). Evolución reciente de la pesca en España y Galicia. In *Professor Joan Vilà Valentí: el seu mestratge en la geografia universitària* (pp. 1.201-1.212). Universitat de Barcelona.
- Pérez, M.L., & Romani, R. (1983). *Galicia y sus puertos: pesca y tráfico marítimo*. Universidade de Santiago de Compostela.
- Pianelo, L. (2012). *Flota pesquera de Águilas 1939-2011*. FG Graf.
- Piñeiro-Antelo, M.Á. (2015). A política pesqueira común e as comunidades costeiras de Galicia: visións desde a xeografía. [Doctoral thesis, Universidade de Santiago de Compostela]. Repositorio Institucional de la Universidade de Santiago de Compostela. <https://minerva.usc.es/xmlui/handle/10347/13709>
- Piñeiro-Antelo, M. Á., Durán, F. R., & Santos, X. M. (2018). Inmigración peruana y pesca en el puerto de Cambados (Galicia): una perspectiva de género. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (76), 218-246. <http://doi.org/10.21138/bage.2521>
- Piñeiro-Antelo, M.Á., Felicidades-García, J., & O'Keeffe, B. (2018). Multifunctional fishing areas in policy and practice. A comparative analysis of Spain and Ireland. In V. Paül i Carril, R.C. Lois-González, J.M. Trillo & F. Haslam (Coords.), *Infinite rural systems in a finite planet: bridging gaps towards sustainability* (pp. 123-130). Servizo de Publicacións e Intercambio Científico da USC.
- Piñeiro-Antelo, A., & Lois-González, R.C. (2018). La investigación de la actividad pesquera y marítima: un análisis a través de las revistas españolas de Geografía (1950–2015). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (77), 315-334. <http://doi.org/10.2113/bage.2543>
- Piñeiro-Antelo, M.Á., Felicidades-García, J., & Lois-González, R.C. (2019). Fisheries policy for sustainable development: Coastal models and limitations derived from participation and power organisation in Atlantic FLAGs in Spain and Portugal. *European Society for Rural Sociology*, 59(1), 44-65. <https://doi.org/10.1111/soru.12228>
- Piñeiro-Antelo, M.Á., & Lois-González, R.C. (2019). The role of european fisheries funds for innovation and regional development in Galicia (Spain). *European Planning Studies*, 27(12), 2394-2410. <https://doi.org/10.1080/09654313.2019.1635996>
- Plans, P. (1970). *Geografía de España*. Magisterio Español.
- Rodríguez, E. (2020). La situación profesional de la mujer en el sector de la transformación y manufactura de productos pesqueros y acuícolas. In N.M. Martínez & E. Rodríguez (Eds.), *Análisis jurídico del trabajo de la mujer en la pesca* (pp. 317-348). J.M. Bosch Editor.
- Roselló, V.M. (1986). La pesca. In M. de Terán, L. Solé & J. Vilá (Coords), *Geografía General de España* (pp. 339-359). Ariel.
- Rubio-Ardanaz, J.A. (2003). La antropología de la pesca, campo y oportunidades para la investigación antropológica: perspectivas desde el formalismo, sustantivismo y materialismo. *Zainak. Cuadernos de Antropología-Etnografía*, (25), 237-257. <https://www.eusko-ikaskuntza.eus/es/publicaciones/la-antropologia-de-la-pesca-campo-y-oportunidades-para-la-investigacion-antropologica-perspectivas-desde-el-formalismo/art-9060/>
- Salkind, N.J. (2009). *Exploring Research*. Pearson Education.

- Salvà, P. (1987). *La pesca*. Síntesis.
- Salvà, P. (1989). La actividad pesquera. In V. Bielza de Ory (Coord.), *Territorio y sociedad en España II, Geografía Humana* (pp. 209-223). Taurus.
- Sánchez, J.O. (1999). Estrategias Económicas y Sociales entre los Pescadores de Asturias. In A. Montes (Ed.), *Antropología de la Pesca: Debates en el Mediterráneo* (pp. 237-261). Universidad de Murcia
- Stake, R.E. (2006). *Evaluación comprensiva y evaluación basada en estándares*. Graó.
- Suárez, J.L. (1979). El espacio marítimo en la Geografía Humana, Geocrítica. *Cuadernos de Críticos de Geografía Humana*, Año IV(20), marzo de 1979.
- Suris, J.C., & Varela, M.M. (2011). Efectos de la política estructural pesquera sobre la flota comunitaria en el periodo 2000-2008. *Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 230, 87-118.
- Torres, F & Gadea, E. (2010). Inserción laboral de los inmigrantes, estructura etno-fragmentada y crisis económica. El caso del Campo de Cartagena (Murcia). *Sociología del Trabajo*, 69, 61-81. <https://recyt.fecyt.es/index.php/sociologiatrabajo/article/view/55823>
- Villauriz, A. (2020). Importancia de la pesca y la acuicultura en España. *Mediterráneo económico*, (33), 309-317. <http://www.publicacionescajamar.es/publicacionescajamar/public/pdf/publicaciones-periodicas/mediterraneo-economico/33/me-33-15-villauriz.pdf>
- Viruela, R. (1985). *La actividad pesquera en el Grau de Castelló*. Universidad de Valencia y Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació.
- Worm, B., & Branch, T.A. (2012). The future of fish. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(11), 594-599. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2021.07.005>

Cita bibliográfica: Fansa Saleh, G., & Pérez Cueva, A. J. (2023). El sistema de meskat en la cuenca del río Hammam (Sousse, Túnez): un ejemplo de gestión del agua como recurso y riesgo. *Investigaciones Geográficas*, (79), 153-178. <https://doi.org/10.14198/INGEO.22833>

El sistema de meskat en la cuenca del río Hammam (Sousse, Túnez): un ejemplo de gestión del agua como recurso y riesgo

The Meskat system in Hammam river watershed (Sousse, Tunisia): an example of water management as a resource and risk

Ghaleb Fansa Saleh^{1*} 
Alejandro J. Pérez Cueva² 

Resumen

El *meskat* es un sistema de cosecha de agua (*water harvesting*) muy extendido en la región del Sahel de Túnez. Como otros sistemas de zonas semiáridas, busca incrementar la cantidad de agua disponible para los cultivos, mediante sectores de producción de escorrentía (*impluvium*) y sectores de distribución del agua para riego esporádico (*mankaa*). Pero, a menudo, en un ambiente mediterráneo las precipitaciones presentan un carácter torrencial: son a la vez un recurso hídrico y un riesgo de erosión. Por ello, estos sistemas tienen que adaptarse a las condiciones climáticas, topográficas y litológicas locales. En el caso del *meskat* son diseños “a medida”, con un frágil equilibrio entre el máximo aprovechamiento del recurso hídrico y el mínimo riesgo de erosión.

Este trabajo se aborda mediante técnicas de análisis espacial con SIG, una contextualización ambiental, sobre todo geomórfica, y una cuantificación de sus características topográficas básicas (altitudes, desniveles y pendientes). Para ello se ha realizado una cartografía detallada de sistemas, y una cuantificación topográfica y de usos del suelo a partir de un muestreo aleatorio de puntos. Con ello, se ha cuantificado el grado de presencia y la ratio producción/riego. Se pretende reconocer la existencia de tipologías de diseños y sus características más relevantes.

Se trata de sistemas con soluciones adaptadas al medio, con una amplia variabilidad, pero con tipologías reconocibles, básicamente sistemas ubicados en vaguada y en glacis. A la vez, es un tipo de sistema con una rápida y reciente transformación, tanto de los propios usos del suelo como de los mismos cultivos.

Palabras clave: *Meskat*; recolección de agua; gestión de agua; Túnez; Sousse; cuenca de Hammam.

Abstract

Meskat is a widespread *water harvesting* system in the Sahel region of Tunisia. Like other systems in semi-arid zones, it attempts to increase the amount of water available for crops, through runoff production sectors (*impluvium*) and water distribution sectors for sporadic irrigation (*mankaa*). However, often, in a Mediterranean environment, rainfall can be torrential: it is both a water resource and a risk of erosion. Therefore, these systems have to be adapted to local climatic, topographic and lithological conditions. In the case of *meskat*, they are “made to measure” designs, with a fragile balance between the maximum use of the water resource and the minimum risk of erosion.

This study is based on spatial analysis techniques with GIS, an environmental contextualization, especially geomorphic, and a quantification of its basic topographic characteristics (altitudes, altitude difference and slopes). To do this, a detailed mapping of systems has been carried out, together with a

1 Universitat de València, España. Ghaleb.Fansa@uv.es. * Autor para correspondencia

2 Universitat de València, España. Alejandro.Perez@uv.es

topographic and land use quantification from a random sampling of points. In this way, the degree of presence and the production/irrigation ratio have been quantified. It seeks to recognize the existence of different types of designs and their most relevant characteristics.

The initial hypothesis is confirmed that these are systems with solutions adapted to the environment, with wide variability, but with recognizable typologies, basically systems located in thalweg and glacis. At the same time, it is a type of system with a rapid and recent transformation, both of the land uses and the crops themselves.

Keywords: *Meskat*; water harvesting; water management; Tunisia; Sousse; Hammam watershed.

1. Introducción

El *meskat* es una técnica de cosecha de aguas propia de los sistemas agrícolas de secano, en el que se diseñan sistemas para la captación de agua en laderas y su distribución posterior en los campos de cultivo (Fourati et al., 2016a). Dentro del espacio cultivado se produce un mayor o menor aprovechamiento hídrico, en función de las características climáticas y geomórficas del territorio. Pero suele ser habitual que exista una componente de riesgo que puede llegar a ser importante y que coexiste con el aprovechamiento del agua como recurso. Este riesgo depende, sobre todo, del carácter torrencial de las lluvias (Chouari, 2020). La adaptación al riesgo hídrico determina soluciones específicas, que deben integrarse en el diseño de estos sistemas de cosecha de agua.

Tanto el grado de riesgo que tienen que solucionar los sistemas o el grado de recurso que quieren aprovechar, así como el tipo de soluciones empleadas y su nivel de aplicación, dependen de dos variables climáticas, la pluviosidad general y la torrencialidad de las lluvias, algo muy variable en el ámbito Mediterráneo. La hipótesis inicial es que se trata más de casos de “diseño a medida” que de “tipos de sistemas”: la casuística puede llegar a ser muy grande. Con todo, es posible detectar elementos de comparación que permitan proponer unas tipologías de sistemas de *meskat*.

En este trabajo el sector estudiado es toda la cuenca del Oued el Hammam, que tiene unos 220 km² y representa un 20% de todo el *meskat* de la gobernación de Sousse, (a partir de los datos del *Centre National des Etudes Agricoles* (2008), según Ben Salem et al. (2013).

1.1. Objetivos

El trabajo pretende contrastar, mediante una metodología distinta a las empleadas hasta el momento, las características cuantitativas del *meskat* aportadas por la bibliografía, referentes al grado o porcentaje de presencia, a su grado de transformación reciente, y a la ratio entre sectores de cosecha de agua para producir escorrentía y de sectores de aprovechamiento de esta escorrentía.

Entre los objetivos concretos de la metodología aplicada, basada en un muestreo aleatorio de puntos y una cartografía detallada de sistemas, está la definición de usos del suelo de la cuenca hidrográfica estudiada, y el reconocimiento y cuantificación de las características topográficas básicas del *meskat* (alturas, desniveles y pendientes).

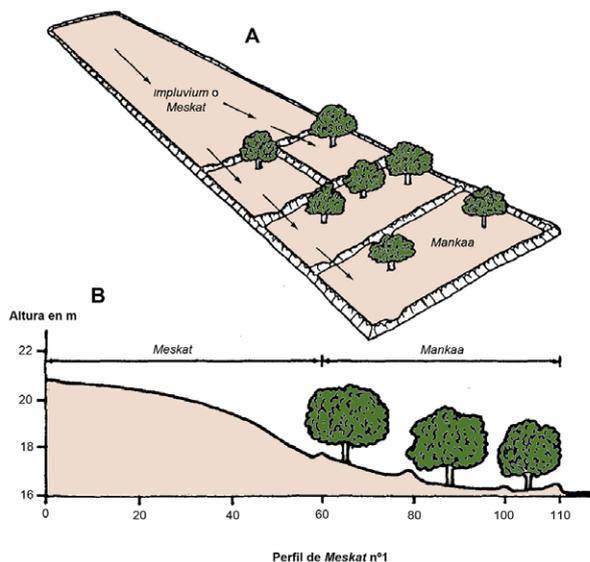
Con ello se pretende definir tipologías y subtipologías de sistemas de *meskat* en el conjunto de la cuenca y formular hipótesis sobre sus características y diferencias.

1.2. Características del *meskat*

El *meskat* es un sistema tradicional de gestión del agua de lluvia en sectores semiáridos de Túnez (El Amami, 1983; Reij, 1991; Ennabli, 1993; Fleskens et al., 2005) para el cultivo de olivos en secano. Se extiende en un sector litoral del centro del país, cercano a Sousse, Monastir y Mahdia, en la región denominada *Sahel* (Fourati et al., 2016a). El sistema persigue incrementar la cantidad de agua que reciben las parcelas cultivadas mediante la separación entre una zona superior de producción de agua, no cultivada, y otra inferior donde se aprovecha el agua. La primera genera agua de arroyada bajo condiciones de lluvias de cierta intensidad. Esta arroyada es dirigida hacia la zona del olivar, y repartida en cascada. Es un espacio llamado *mankaa*, dividido mediante taludes de tierra sobrelevada (Figura 1).

El área de captación es inseparable de la plantación (Figura 2): *meskat* y *mankaa* pertenecen al mismo título de propiedad (Despois, 1955).

Figura 1. Planta (A) y perfil (B) de los principales elementos del sistema *meskat*: el *meskat* en sentido estricto o *hamada* (sector de captación) y el *mankaa* (sector de riego)



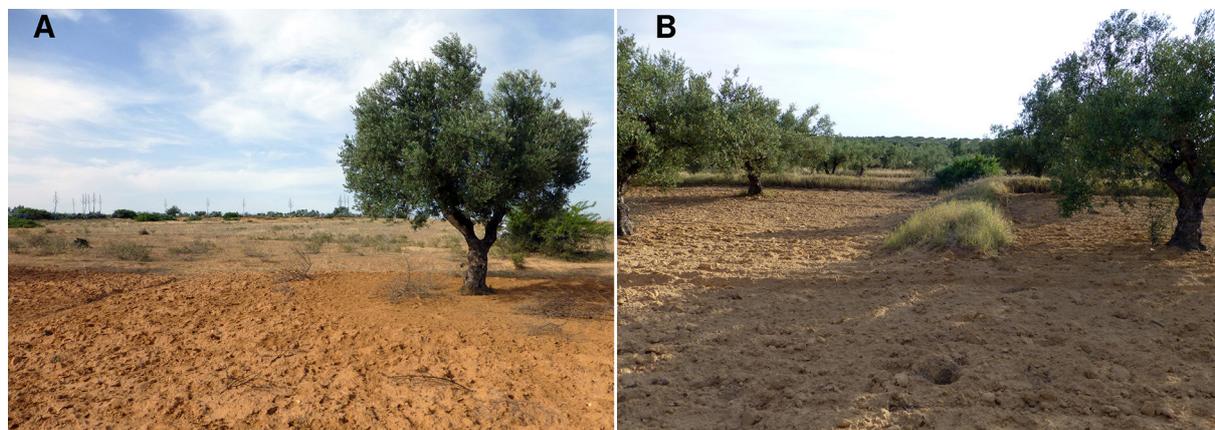
Fuente: Reij et al. (1988). Elaboración propia

En múltiples casos, la zona de captación dispone de acequias diagonales a la pendiente. Estas acequias facilitan la producción y evacuación de la escorrentía, y están orientadas de manera que permitan que el agua no acabe perdiéndose en otro campo vecino y que sea aprovechada en los *mankaa* correspondientes. Las acequias, normalmente simples zanjas de escasa profundidad, están labradas directamente en la tierra sin ningún tipo de protección o revestimiento. No suelen necesitar excesiva labor de mantenimiento para cumplir su cometido.

Por su parte, la zona de aprovechamiento del agua, el *mankaa*, siempre se divide, mediante taludes de tierra sobrelevada, o *tauabi* (plural de *tabia*), en compartimentos rectangulares, denominados localmente *sanadik* (en singular *sanduk*), que se traduce como “cajas”. Dichas superficies están conectadas entre sí a través de aliviaderos llamados *manafes* (plural de *manfas*) (Figura 3).

Aunque su localización se reduce a pequeños sectores de Túnez, Argelia, Libia y Marruecos, se trata de una técnica específica que aparece en todas las clasificaciones y tipologías de técnicas de cosecha de agua (*water harvesting*) (Despois, 1955; El Amami, 1977; El Amami y Chaabouni, 1981; Prinz, 1999; Berndtsson, 1999; Oweis et al., 2001; Prinz y Malik, 2002; Oweis y Hachum, 2003 y 2009; Oweis et al., 2004; Rutherford, 2000; Omrani y Ouessar, 2008; Ouessar et al., 2012; Jebari et al., 2015; Berndtsson et al., 2016; Yazar y Ali, 2016; Ben Salem et al., 2020).

Figura 2. Un sistema de *meskat* en Oued el Hammam. A) el contacto entre la zona de captación “*meskat*” y la de recepción “*mankaa*”, B) la zona de *mankaa* donde se observan los primeros compartimentos



Fotografías de los autores

Figura 3. Aliviadero (*manfas*) en un sistema de *meskat* en Oued el Hammam

Fotografía de los autores

En la actualidad, también se considera que el *meskat* es un sistema de control de la erosión, y que su reciente deterioro es un factor de incremento de estos procesos (Ben Salem et al., 2013; Fourati et al., 2016b).

1.3. Contexto histórico y ambiental

El *meskat* se considera una técnica antigua en Túnez, que tuvo una gran extensión desde la época romana (Ben Salem et al., 2013). Hasta 1984, esta técnica cubría 300.000 ha (Tobbi, 1994). Según Abdo y Eldaw (2004) el sistema es uno de los métodos más antiguos empleados en cosecha de agua, y ha sido principalmente utilizado en el Magreb, especialmente en Túnez, Marruecos y el noroeste de Libia.

En Túnez es una técnica utilizada exclusivamente en los sectores semiáridos del “*Sahel tunecino*”, sector de tránsito entre las montañas del norte, con clima mediterráneo, y el sur desértico. El *Sahel* de Túnez es un área de contacto entre la región del Tell en el norte, con un fuerte carácter mediterráneo, y la región sahariana en el sur (Sahtout et al., 2015). Dentro de esta franja esteparia, el *meskat* ocupa sobre todo el sector norte, el menos seco. Este sector pertenece al clima de transición al clima mediterráneo, con tendencia semiárida (Henia & Omrane, 2008). La topografía es suave, formada principalmente por colinas bajas y mesetas y llanuras costeras (Mehdouani, 2003).

1.4. Distribución espacial y evolución reciente

En la región de Sousse, el sistema *meskat* es preponderante como técnica de cultivo, ya que en la actualidad ocupa unas 44.000 ha, es decir, el 40,5% del área (108.500 ha) (*Centre National des Etudes Agricoles*, 2008).

En la gobernación de Sousse, la principal extensión del *meskat* se localiza en las delegaciones de M’Saken (60,6%) y Kalaa Kebira (30,3%). La primera de ellas está situada entre las cuencas del Oued Hamdoun y el Oued El Hammam. La delegación de Kalaa Kebira se sitúa en la cuenca de El Hammam y al norte de ella. Una característica común de estas delegaciones es que son extensas y están situadas en las partes bajas y medias de las cuencas, que son justamente las que presentan mayor densidad de olivar de *meskat*. En cambio, las delegaciones del norte (Bou Fichta, Enfidha, Hergla, etc.) y del interior (Kondar, Sidi El Hani, etc.) no registran presencia de *meskat*, ni tampoco las delegaciones periurbanas de Sousse (Hammam Sousse, Sousse Riadh, etc.), en las que prácticamente ha desaparecido. En una posición intermedia están las delegaciones de pequeña extensión, como Akouda (2,7%) o Kalaa Sghira (2,6%).

El paisaje del *meskat* es el resultado de un trabajo antiguo de los campesinos, con procesos actuales de degradación. El olivar ocupó las partes más bajas de las colinas para aprovechar la escorrentía, y en el presente la población urbana está ocupando las colinas en búsqueda de un paisaje natural. Sin embargo, el sistema *meskat* sigue siendo el componente esencial de la organización territorial, de la producción de aceite de oliva y de los paisajes suburbanos y rurales en el *Sahel tunecino*.

En la zona de estudio, el espacio urbano muestra una expansión entre 1994 y 2015, en detrimento de las zonas agrícolas, lo que ha afectado al *meskat*. Este crecimiento de la población fue acompañado por una densificación de carreteras y caminos agrícolas (Fourati et al., 2016b).

Los nuevos caminos interrumpen el funcionamiento del sistema *meskat*, e incluso llegan a provocar su desaparición. Cambia el equilibrio entre captación y uso de la escorrentía, aumentan las superficies impermeables y se incrementa el riesgo de inundación (Majdoub et al., 2015).

Uno de los mayores cambios que ha afectado al sistema *meskat* en la cuenca de Oued Laya-El Hammam es la implantación de olivos y árboles frutales en detrimento de la zona de captación. Esta práctica se ha acelerado desde la década de 1960 (Houimli, 2008), lo que ha aumentado la inestabilidad del medio y ha reducido la eficiencia del sistema. Alrededor del 40% de las zonas de captación se han reconvertido en nuevas plantaciones (Fourati et al., 2016b).

Ben Salem et al. (2020), en la cuenca contigua del Oued Hamdoun, señala estos mismos procesos de degradación (expansión de áreas urbanas, densificación de la red viaria y nuevas plantaciones en las zonas de captación) como las principales causas de deterioro del sistema tradicional *meskat*.

2. Metodología

Para cuantificar el grado de presencia y las características del *meskat* en la zona de estudio se ha seguido una metodología fundamentalmente cuantitativa y cartográfica con técnicas de análisis espacial de SIG. La metodología ha seguido estos pasos:

2.1. Análisis del grado de presencia, distribución espacial y características topográficas

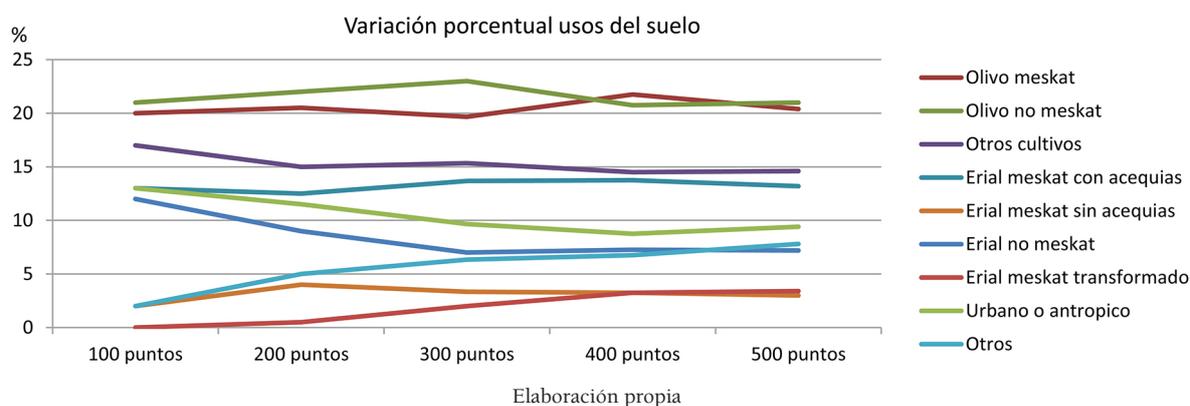
Uno de los objetivos de este análisis es cuantificar la extensión del *meskat* en la cuenca, diferenciando entre las dos partes del sistema, los sectores cultivados (olivar) y los que proporcionan agua a los cultivos, así como su grado de presencia frente a otros usos del suelo. Para ello, se ha realizado un muestreo aleatorio de puntos en toda la cuenca del Oued el Hammam, a efectos de determinar los usos del suelo en la cuenca con técnicas de fotointerpretación. Cada uno de los puntos analizados se ha ubicado sobre imágenes de Google Earth. En función del grado de dificultad a la hora de definir el uso del suelo, se ha utilizado una o varias imágenes de la serie histórica. En el caso de algunos usos, como el de “erial *meskat* transformado”, ha sido esencial recurrir a dicha serie histórica.

Los tipos de usos del suelo identificados han sido: 1) Erial de *meskat* con acequias (EMA). 2) Erial de *meskat* sin acequias (EMS). 3) Erial de *meskat* transformado (EMT). 4) Erial no *meskat* (ENM). 5) Olivo *meskat* (OM). 6) Olivo no *meskat* (ONM). 7) Otros cultivos (OC). 8) Urbano (U) y 9) Otros usos (O) (Tabla 3).

Se ha realizado una verificación parcial mediante trabajo de campo de una selección aleatoria de puntos, a efectos de comprobar si la fotointerpretación se había realizado correctamente.

Para decidir la cantidad definitiva de puntos de muestreo se ha ido incrementando la cantidad de muestreo de 100 en 100 puntos. Se ha seguido la evolución de los porcentajes hasta que estos han tendido a estabilizarse (en torno a los 500 puntos) (Figura 4). Los datos utilizados en la investigación son los resultantes de la fotointerpretación, corregidos en su caso por el trabajo de campo.

Figura 4. Variación de los porcentajes de uso de suelo en la cuenca del Oued El Hammam conforme se incrementan los puntos de muestreo



Para analizar la distribución espacial del *meskat* se ha realizado una cartografía de sus puntos (OM+E-MA+EMS+EMT) y se ha elaborado un mapa de calor (Figura 11). A estos puntos caracterizados como *meskat* (40% de los 500 de muestreo, es decir, 200 puntos) se les ha asignado valores de altitud y pendiente.

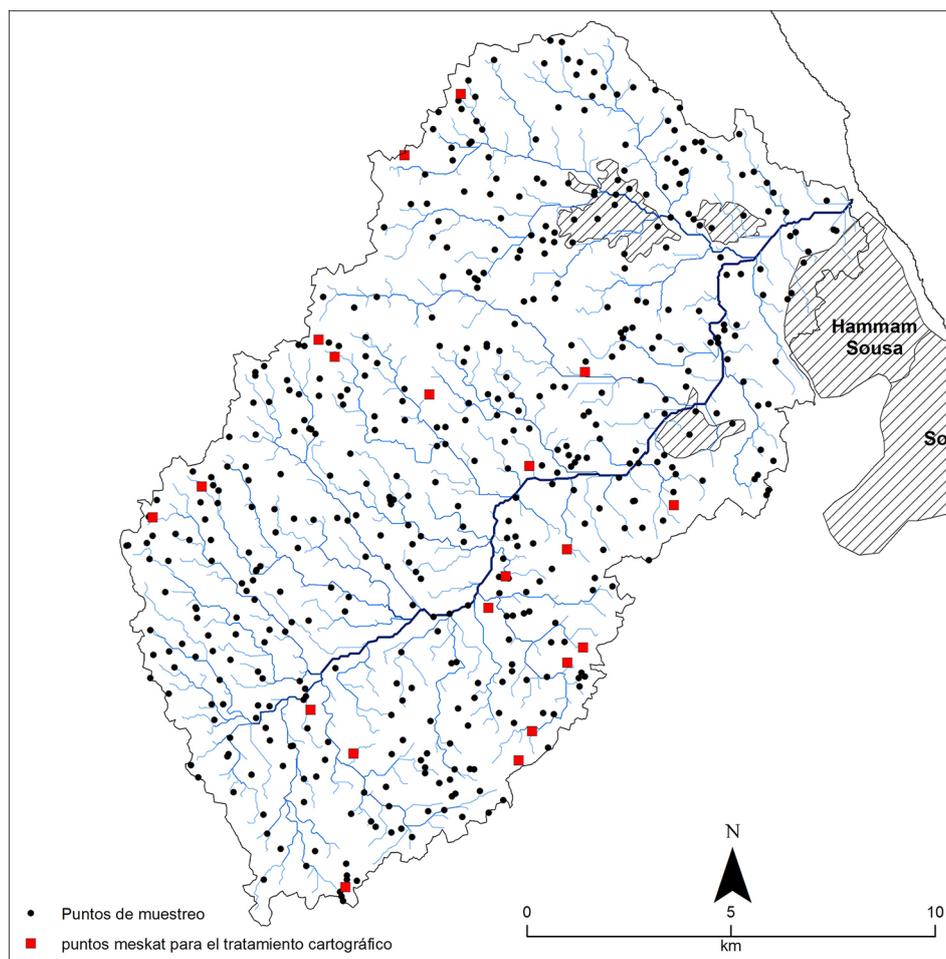
2.2. Estudio de casos y caracterización tipológica

Los objetivos de esta fase son a) realizar una caracterización geomórfica (tipologías geomórficas) y topográfica (alturas y pendientes) de los sistemas de *meskat*, b) contrastar la ratio *impluvium/mankaa* con otra metodología diferente a las utilizadas habitualmente y c) analizar las diferencias existentes en dicha ratio según tipologías geomórficas.

A efectos de realizar un tratamiento cartográfico detallado, se ha escogido aleatoriamente mediante SIG el 10% del total de los “puntos *meskat*” (20 puntos), tanto de la zona de recolección de agua como de la zona cultivada. Estos 20 puntos escogidos se emplazan en 16 sistemas *meskat*, que han sido cartografiados y caracterizados geomórficamente (Figura 5). Para esta caracterización se ha utilizado los conceptos: glacis, glacis con vaguadas, vaguada, vaguada con cauce y casos mixtos.

Para cada caso se han cuantificado las superficies (total, *impluvium*, *mankaa* y demás usos), las alturas medias (del *mankaa* y del *impluvium*), los desniveles máximos (a partir de la altura máxima del *impluvium* y la mínima del *mankaa*), los desniveles medios (a partir de las alturas medias del *impluvium* y *mankaa*) y las pendientes medias (del *mankaa* y del *impluvium*). Se ha calculado también el porcentaje dedicado al sistema *meskat* respecto al total (descartando la superficie de “otros usos”), la ratio *impluvium/mankaa*, y el porcentaje del *impluvium* transformado respecto al *impluvium* total (Tabla 4).

Figura 5. Ubicación espacial de los 20 puntos seleccionados para tratamiento cartográfico de sectores con sistemas de *meskat* en la cuenca del Oued El Hammam



Elaboración propia

2.3. Área de estudio

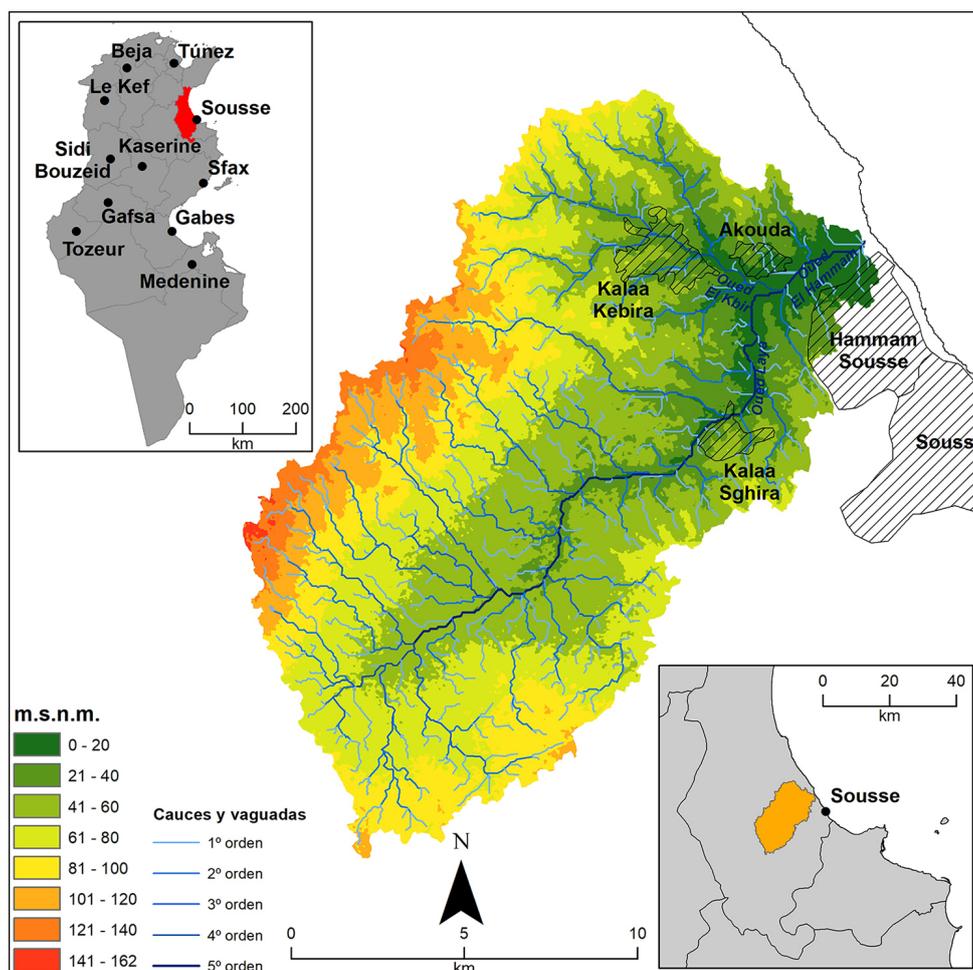
El área de estudio comprende, total y exclusivamente, la cuenca del Oued El Hammam, de 219'9 km², situado al oeste de la ciudad de Sousse. Se emplaza en 9 de las 17 delegaciones que conforman la gobernación de Sousse, principalmente en Kalaa Sghira, Kalaa Kebira y M'Saken (Tabla 1). Este cauce está formado por dos grandes tributarios: el Oued Laya y Oued el Kibir, que confluyen al sur de la población de Akouda (Figura 6).

Tabla 1. Porcentaje y km² de presencia en la cuenca del Oued El Hammam de diferentes delegaciones de la Gobernación de Sousse

Delegación	Área (km ²)	%
Akouda	6,0	2,7
Hammam Sousse	10,6	4,8
Kalaa Kebira	48,5	22,1
Kalaa Sghira	69,5	31,6
M'saken	42,7	19,4
Sidi El Heni	27,9	12,7
Sousse Médina	1,3	0,6
Sousse Riadh	8,8	4,0
Sousse Sidi Abdelhamid	4,4	2,0
Gobernación de Sousse	219,9	100

Elaboración propia

Figura 6. Localización de la cuenca de Oued el Hammam



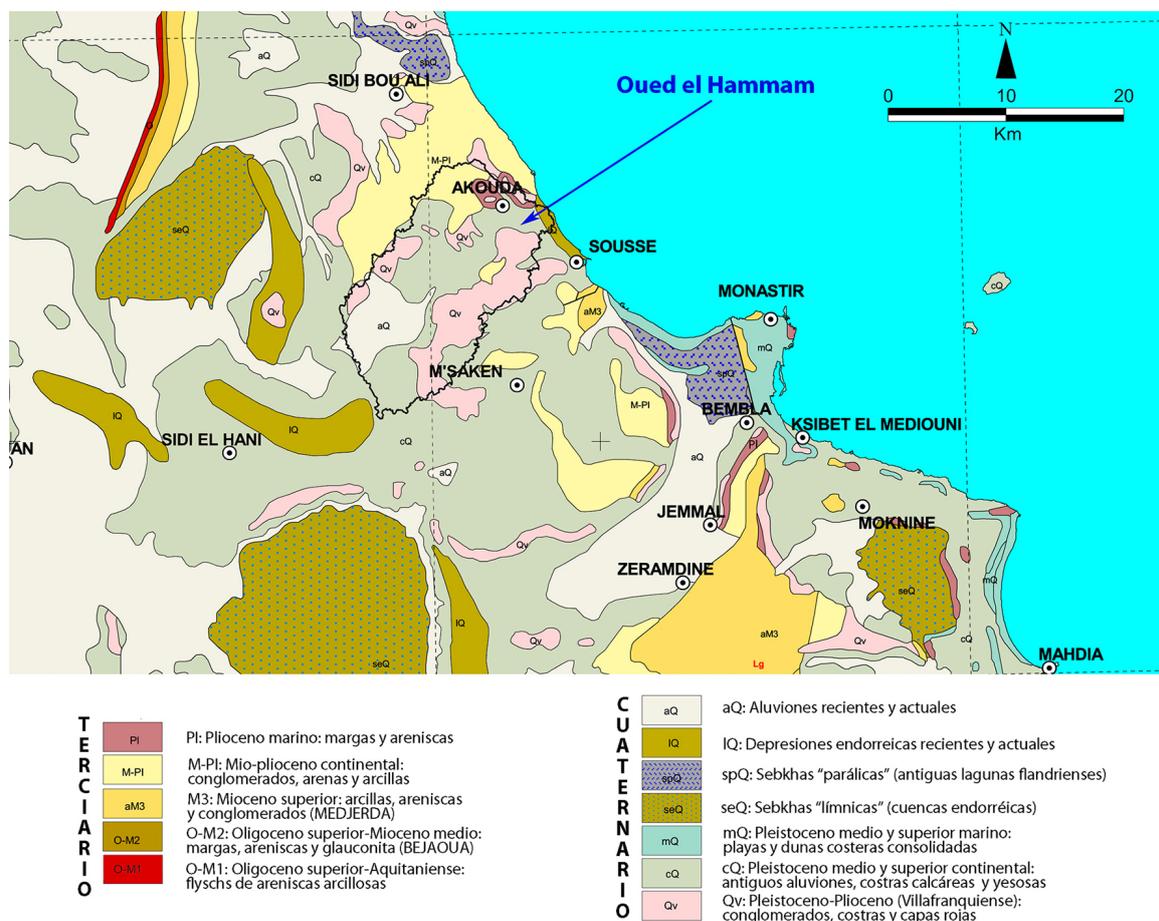
Elaboración propia

2.3.1. Geología y relieve

El marco geológico de la región de Sousse se encuadra en la evolución alpina del país, aunque con algunas particularidades. El principal elemento diferencial es el basamento de la plataforma pelágica que se extiende ente los golfos de Hammamet y Gabes, que determina una forma convexa entre dos costas ovaladas (Hezzi, 2014). Sus materiales forman un zócalo diferente al de otros sectores estructurales del país, pero forman parte también de las primeras fases de sedimentación del orógeno del Mar de Tethys. Este basamento responde de modo diferente a las últimas tensiones tectónicas distensivas pliocenas que hundien la costa mediterránea, configuran su perfil ovalado y propician la formación de un relieve de llanuras y colinas de materiales recientes. Al hundirse en menor medida, logra conservar afloramientos de los materiales más antiguos, que, aun así, se retrotraen solo al Mioceno. La secuencia cronológica y paleoambiental de los principales afloramientos (Figura 7) está formada por:

- Margas, areniscas, areniscas arcillosas, en facies marina (O-M1, O-M2).
- Arcillas, areniscas y conglomerados del Mioceno superior (aM3) y mioplioceno (M-PI), en facies continental.
- Margas y areniscas pliocenas en facies marina (PI). Su relativa dureza da lugar a colinas que destacan hasta unos 50 m por encima de las vaguadas de alrededor.
- Materiales del plio-pleistoceno (Villafranquiense, Qv), constituidos por conglomerados, costras calcáreas y estratos rojos arcillosos. La dureza de las costras calcáreas contribuye a que estos materiales constituyan los elementos más elevados.
- Materiales del Pleistoceno medio y superior (cQ, en facies continental, y mQ, en facies marina).
- Materiales recientes de las *sebkhas* límnicas actuales (seQ) y depósitos fluviales (aQ), que ocupan el fondo de los valles y partes bajas de los glaci.

Figura 7. Esquema geológico de la región de Sousse y alrededores

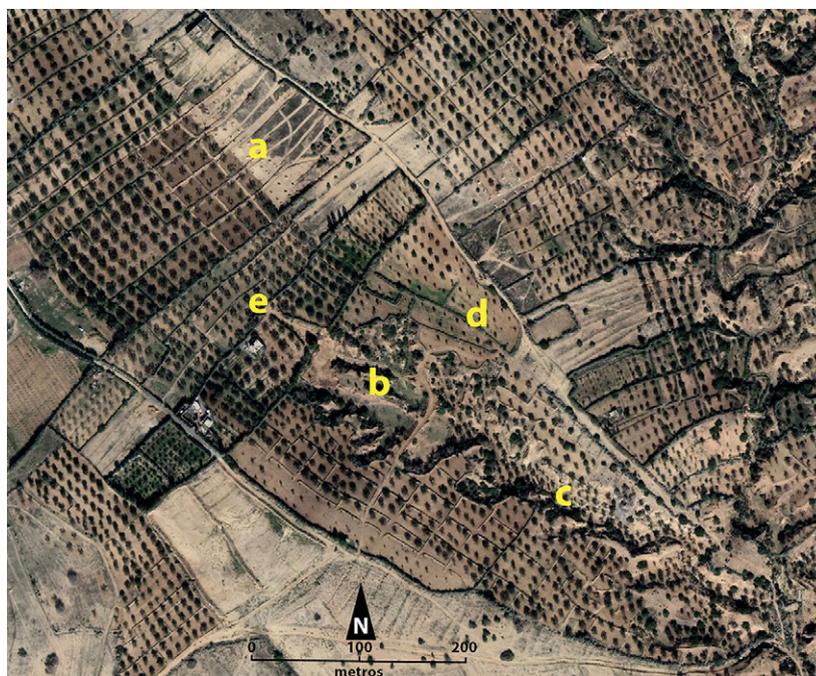


Fuente: Mapa geológico de Túnez 1:500.000, Ben Haji et al. (1985). Elaboración propia

La red fluvial actual sufre un proceso de encajamiento, que da lugar a cárcavas en los fondos de valle y en las vaguadas de los glaciares, es decir, en los sectores topográficos que concentran la escorrentía. Las cárcavas afectan sobre todo a los materiales cuaternarios más recientes, no tanto a los plioleístocenos (Qv). Esto es debido en buena medida a que los materiales recientes presentan menor dureza y ausencia de encostramientos que protejan de la erosión. Pero también obedece a que los materiales más antiguos afloran en los sectores más elevados y en las divisorias de agua, es decir, justamente donde se genera la arroyada. Los materiales cuaternarios más recientes afloran en las partes más bajas, aquellas en las que se concentra la arroyada.

El *meskat* ha coexistido siempre en equilibrio frágil con este tipo de erosión. En la actualidad este equilibrio es todavía más frágil, debido al parcial abandono de sus técnicas y defensas, por lo que puede apreciarse un progreso de las cabeceras de las cárcavas en un ejemplo claro de erosión acelerada remontante (Figura 8).

Figura 8. Progreso por erosión remontante de la cabecera de una cárcava en un valle de fondo plano ocupado por *meskat*., en la cuenca del Oued el Ghars. Se observa: a) sistema *meskat* de eriales con acequias, b) cárcava de erosión remontante, c) olivos de *meskat* en un sector degradado por erosión, d) erial transformado al no ser ya útil, e) estructuras parcelarias de *meskat* cortadas por la cárcava



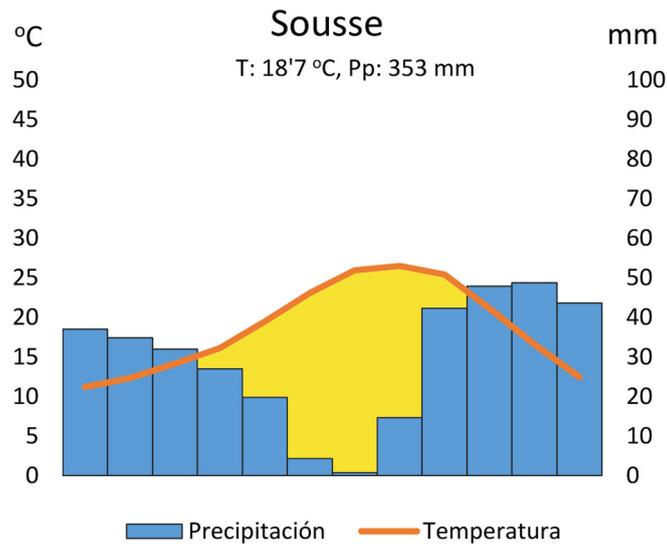
Elaboración propia

2.3.2. Climatología

El sector de Sousse ocupa la parte menos seca de la franja esteparia tunecina. Es una zona de transición al clima mediterráneo, con lluvias totales anuales entre 300 y 400 mm (El Melki, 2008) y temperaturas medias anuales cercanas a 19°C (El Melki & Charabi, 2008). El diagrama ombrotérmico de Sousse (Figura 9) muestra un tipo de clima semiárido con tendencia mediterránea (seis meses áridos, de abril a septiembre) y con influencia marítima. Las temperaturas medias mensuales de verano, por ejemplo, apenas superan los 25°C (julio, 25,9°C; agosto, 26,4°C) y agosto es el mes más caluroso. Las lluvias otoñales e invernales son las más abundantes, acumulando el 70% de la lluvia anual total (El Amri et al., 2016).

Este rasgo de lluvias otoñales más abundantes que las de primavera es característico de las costas N del Mediterráneo occidental, pero también se produce en la costa oriental de Túnez. El impacto pluviométrico de los grandes temporales ocasionados por DANAs es capaz de generar regímenes pluviométricos estacionales con predominio de precipitaciones otoñales. La intensidad y el volumen de la precipitación de estos grandes temporales supone un factor de riesgo de erosión en los frágiles sistemas de *meskat* (Chouari, 2020), a la vez que un recurso imprescindible.

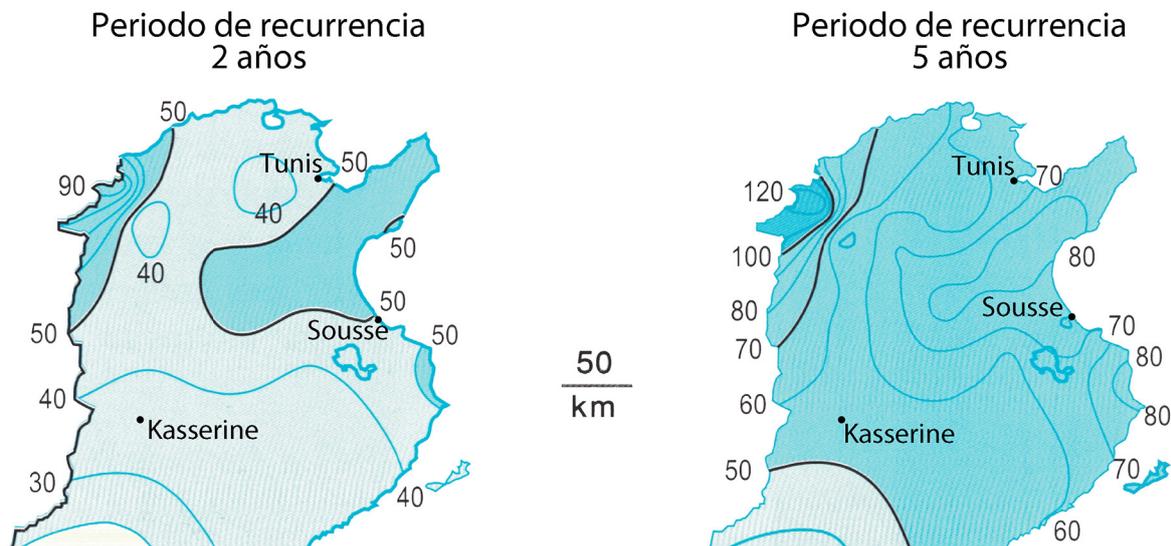
Figura 9. Diagrama de Gausson para la estación meteorológica forestal de Sousse



Fuente: Sahtout et al. (2015). Elaboración propia

En la Figura 10 se observa que los valores de lluvias máximas diarias con un retorno de 2 años están entre 40 y 50 mm, y con un periodo de retorno de 5 años, entre 50 y 70 mm (Ben Sakka & Bougrara, 2008). Los registros máximos tunecinos de precipitaciones diarias más copiosas se dan en Sousse (con más de 350 mm) (Hlaoui, 2008).

Figura 10. Precipitaciones máximas diarias para periodos de recurrencia de 2 y 5 años en la mitad septentrional de Túnez



Fuente: Ben Sakka y Bougrara (2008). Elaboración propia

3. Resultados

Se referirán principalmente a la distribución, grado de presencia, tipologías, características topográficas y transformaciones recientes del *meskat* de la cuenca del Oued El Hammam.

3.1. Usos del suelo

El muestreo aleatorio de 500 puntos ofrece una descripción aproximada de los principales usos del suelo existentes en la zona de estudio (Tabla 2).

Tabla 2. Presencia del *meskat* y otros usos del suelo, así como principales asociaciones de usos en la cuenca del Oued El Hammam, a partir de un muestreo aleatorio de 500 puntos

Tipo de uso		Puntos	Porcentaje
Olivo <i>meskat</i>	OM	102	20,4
Erial <i>meskat</i> con acequias	EMA	66	13,2
Erial <i>meskat</i> sin acequias	EMS	15	3,0
Erial <i>meskat</i> transformado	EMT	17	3,4
Meskat	OM+EMA+EMS+EMT	200	40,0
Olivo no <i>meskat</i>	ONM	105	21,0
Otros cultivos	OC	73	14,6
Cultivo no <i>meskat</i>	OC+ONM	178	35,6
Erial no <i>meskat</i>	ENM	36	7,2
Urbano	U	47	9,4
Otros	O	39	7,8
No cultivado	ENM+U+O	122	24,4%
Total		500	100%

Elaboración propia

Se observa una gran presencia del olivar como uso agrícola predominante, pues más del 40% de la superficie de la cuenca pertenece a dicho cultivo. Si se suman las zonas de captación vinculadas al olivo de *meskat*, el porcentaje asciende a más del 60% de la superficie total. En definitiva, se trata de un paisaje agrícola con más del 75% de la superficie la cuenca dedicada al cultivo.

3.2. Distribución espacial y grado de presencia del *meskat*

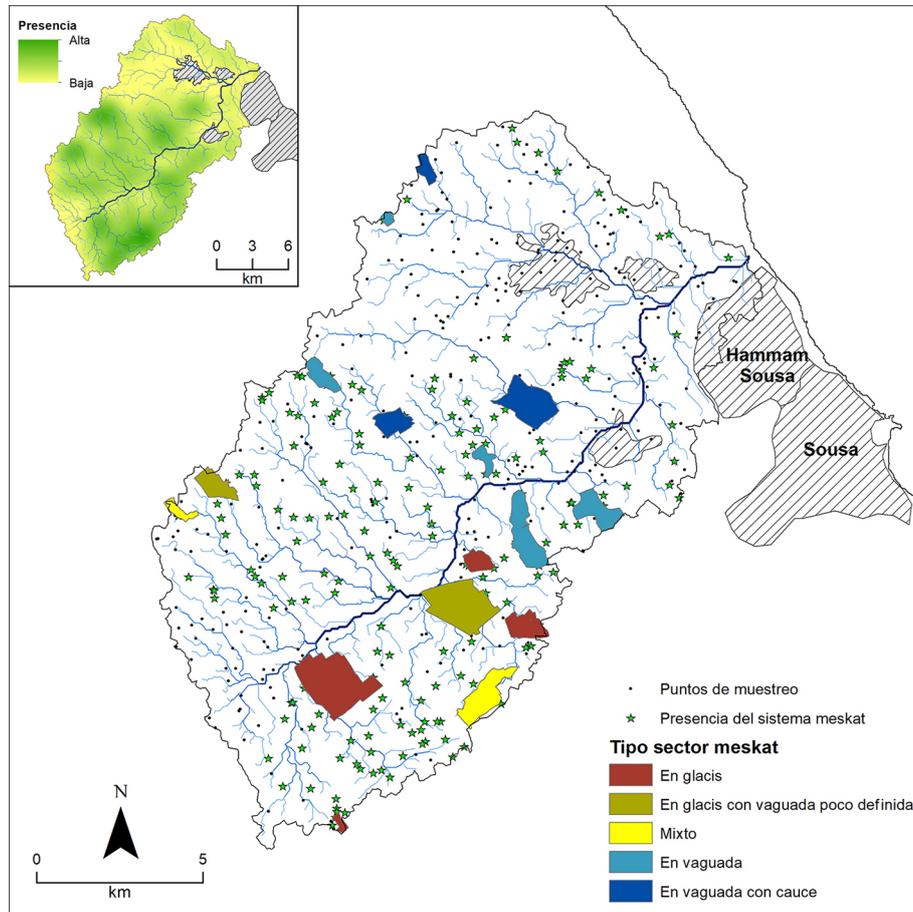
A partir de los resultados de la fotointerpretación se ha cartografiado una agrupación de los usos perteneciente al sistema *meskat* (OM, EMA, EMS y EMT) con el fin de evaluar su presencia en la cuenca de Oued el Hammam (Tabla 2).

El sistema *meskat* se concentra en las partes media y alta de la cuenca. En la parte baja (tercio nororiental) es donde hay menos concentración, debido principalmente a la gran expansión urbanística de los núcleos de Akouda, Kalaa Kebira y Kalaa Sghira, dada su cercanía del área metropolitana de Sousse. Además, como se destaca en el subapartado de tipologías de sistemas, en la parte nororiental de la cuenca los sistemas de *meskat* se estructuran en vaguadas y tienen más sectores de “erial no *meskat*”, mientras que en la mitad sudoccidental se extienden sobre el glacis y tienen menos limitaciones geomórficas (Figura 11). La densidad baja de forma notable en la cabecera de la cuenca, correspondiente a la delegación de Sidi el Hani, lo que concuerda con los datos ofrecidos por el Centro Nacional de Estudios Agrícolas en 2008, ya que la actividad agrícola de dicha delegación se centra en la agricultura cerealística. En términos generales, el 40% de la superficie de la cuenca pertenece al sistema *meskat*, cifra muy similar a la presentado por Ben Salem et al. (2013), que estiman en el 40,5% la superficie dedicada al *meskat* en toda la región de Sousse.

En cuanto a la ratio entre la superficie dedicada a la captación de agua y la plantada con olivos (*impluvium*/cultivo), El Amami (1983) dice que su valor histórico, cuando se implanta el sistema en tiempos romanos, es de (2:1) (dos tercios de *impluvium* por 1 de cultivo). Reij et al. (1988) señalan que a principios del S.XX la ratio ya está por debajo del umbral de eficiencia (1'5:1). Estos autores también indican que, debido al aumento de demanda de tierra, en los años 80's esta relación es aún más baja (0,7:1), debido a ampliación gradual de las zonas cultivadas a expensas de las zonas de captación.

En los datos obtenidos a través de la fotointerpretación de puntos de muestreo la ratio está muy cercana del uno, es decir, las dos partes básicas del sistema ocupan la misma extensión (Tabla 3). Sin embargo, los resultados obtenidos de la cartografía detallada (Tabla 4) demuestran que esta ratio varía ampliamente en función del sector cartografiado (entre 0,35:1 hasta 2,22:1), aunque el promedio se sitúa en (1,20:1).

Figura 11. Presencia del *meskat* en la cuenca de Oued el Hammam (mapa de calor), y tipologías según ambiente geomórfico de los 16 sectores de *meskat* estudiados



Elaboración propia

Tabla 3. Aproximación a la ratio entre la zona de captación y la de cultivo en el sistema *meskat* de Oued el Hammam

Tipo de uso	Asociaciones de usos	Puntos	Porcentaje
Olivo <i>meskat</i>	OM	102	51%
Erial <i>meskat</i>	EMA+EMS+EMT	98	49%
Sistema <i>meskat</i>	OM+EMA+EMS+EMT	200	100%

Elaboración propia

3.3. Tipologías geomórficas (estudio de casos)

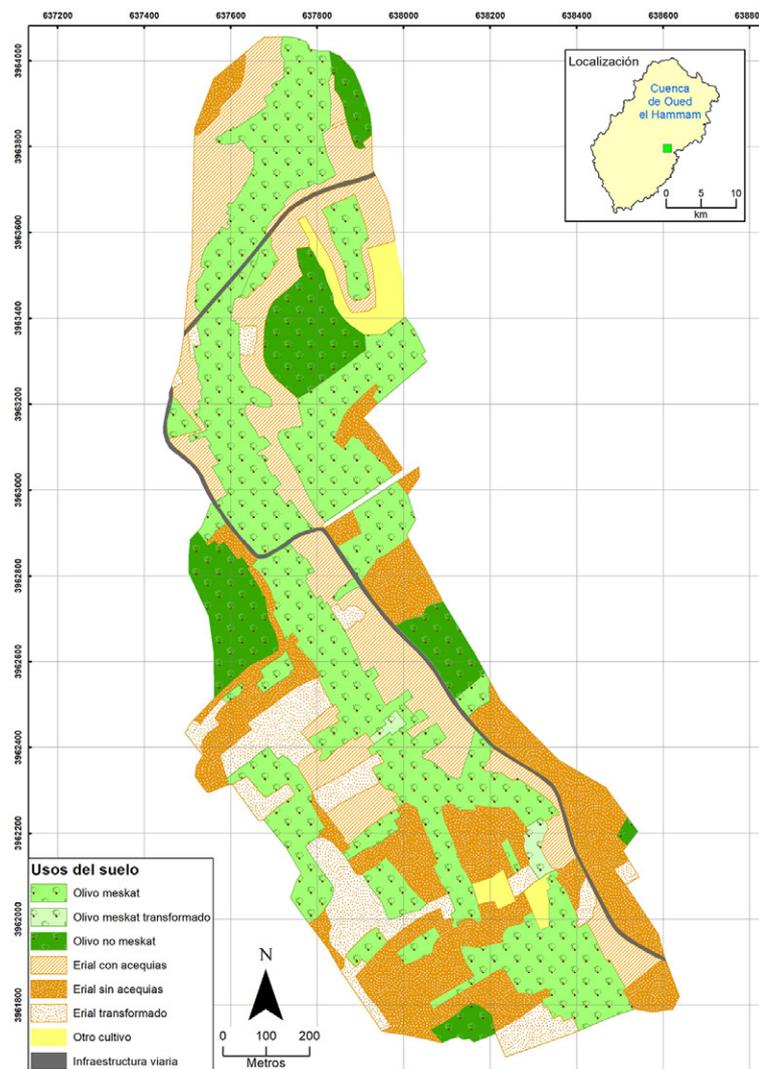
Se ha realizado una aproximación tipológica a los de sistemas de *meskat*, a partir de la cartografía detallada de una muestra de ellos.

De los diferentes criterios que podrían emplearse, se han elegido como base fundamental el geomórfico, pues permite explicar de modo sencillo y lógico las características morfológicas de los sistemas, así como su estructura espacial interna. La propuesta tipológica que se presenta tiene dos grandes grupos, los sistemas desarrollados en glacis y los que se ubican en vaguadas claramente delimitadas. Los tipos y subtipos definidos son los siguientes:

- a) *Meskat* en vaguada: Su característica esencial es que presentan una simetría espacial en la distribución de los dos elementos: el erial en los márgenes de la vaguada y el cultivo en el eje central. Su delimitación es sencilla, pues los límites del sistema coinciden con la divisoria de aguas de la vaguada. Frecuentemente se ocupan toda la vaguada, indistintamente de su tamaño (Figura 12, Shabit al-Tlalma y Anexos 1, 2, 3 y 4), pero en ocasiones las vaguadas pueden estar compartimentadas en varios sectores de *meskat* contiguas separadas por otros usos (Anexo 4).

- b) **Meskat en vaguada con cauce:** Se trata de un subtipo del *meskat* en vaguada, con sus mismas características, en el que aparece un cauce en todo o parte de su eje central. Este cauce puede ser previo al diseño de los sistemas (que en tal caso son independientes en cada margen) o estar producido por la erosión acelerada reciente que destruye los campos de olivos del eje de la vaguada (Figura 8 y Anexos 5, 6 y 8).
- c) **Meskat en glacis:** La distribución de los elementos del *meskat* no se estructura en torno a un eje lineal, sino que constituye un mosaico aparentemente desordenado (Figura 13). Por ejemplo, en un mismo plano de pendiente pueden alternarse secuencias de erial/cultivo varias veces. La delimitación de los sistemas es difícil, pues no guarda relación con divisorias fluviales en todos los lados. En este tipo, para delimitar los sectores de estudio se ha recurrido a considerar la contigüidad o separación de los sistemas o a elementos ajenos, como la red viaria (Anexos 7, 9 y 10).
- d) **Meskat en glacis con vaguada:** Es una modalidad del anterior tipo básico, que aparece en sectores de glacis con topografía ondulada. En él empiezan a apreciarse elementos de organización longitudinal, como en el *meskat* en vaguada, pero la diferencia estriba en que no se produce la simetría longitudinal erial/cultivo que hace que los campos de olivos del *meskat* estén siempre en el eje central y nunca en la periferia (Anexos 11 y 12). Además, la dirección de flujo del agua no siempre va perpendicular a la vaguada: pueden aparecer sistemas con flujos del agua casi paralelos a las incipientes vaguadas.

Figura 12. Ejemplo de cartografía detallada de sector de *meskat* en vaguada “Shabit al-Tlalma”



Elaboración propia

Figura 13. Ejemplo de cartografía detallada de sector de *meskat* en glacis “Hanshir Ghánib”



Elaboración propia

- e) **Mixto:** En realidad, no se trata de un tipo, sino de una situación en la que pueden aparecer contiguos los tipos anteriormente descritos, en vaguada y glacis. Se trata de una situación que muestra claramente la transición paulatina que se produce entre los glacis poco ondulados, los glacis ondulados, con vaguadas incipientes, y las vaguadas bien delimitadas (Anexos 13 y 14).

3.4. Características topográficas

Se han obtenido algunos rasgos topográficos del *meskat* a partir de los sectores cartografiados en detalle. Se trata de parámetros aproximados, pues para obtener parámetros más precisos hubiese sido necesaria una cuantificación exhaustiva de numerosos sistemas individuales, a escala de propiedad.

Tabla 4. Resultados de superficies y ratios *impluvium/mankaa* de los sectores seleccionados de *meskat*, en la cuenca del Oued El Hammam, obtenidos a partir del análisis cartográfico

Nombre	Sector	Superficie total (ha)	Superficie Erial (ha)	Superficie Olivo <i>meskat</i> (ha)	Superficie Otros usos (ha)	% Superficie sistema sobre total	% Erial transformado sobre total erial	Ratio <i>impluvium/mankaa</i>
As-sabbaghin-Sur	V	30,0	15,2	12,9	1,9	93,5	23,7	1,18
Cabecera Oued al-Bashir	V	11,4	5,3	6,1	0	100	7,6	0,86
Hanshir As-snab	V	53,4	24,9	23,7	4,9	90,9	2,7	1,05
Shabit al-Tlalma	V	135,2	63,5	53,0	18,6	86,2	16,9	1,20
Shabit Oued al-Battoum	V	93,8	50,2	41,4	2,2	97,7	5,3	1,21
As-sabbaghin-Norte	Vc	160,2	79,7	70,9	9,6	94	18,9	1,12
Cabecera Oued Bou Tram	Vc	31,6	12,9	13,7	5,0	84,2	5,4	0,94
Hanshir As-snab/Oued al-Ghars	Vc	64,0	27,6	24,4	12,0	81,3	12,0	1,13
An-nagr	G	43,9	30,2	13,6	0	100	0	2,22
Hanshir Bashir	G	13,3	5,9	7,4	0	100	0	0,80
Hanshir Ghánib	G	289,8	152,2	133,3	4,3	98,5	7,4	1,14

Sabbalet Dorgham	G	76,3	46,3	28,8	1,3	98,4	13,2	1,61
Hanshir At-tawila-2	Gv	67,5	17,5	50,0	0	100	2,8	0,35
Hanshir Oued Laia	Gv	233,9	111,8	116,4	5,8	97,5	9,8	0,96
An-nawwalat	Mixto	128,9	80,0	46,8	2,2	98,3	2,2	1,71
Hanshir At-tawila-1	Mixto	27,0	13,2	9,9	4	85,3	62,2	1,34
Total		1460	736	652	72		10,3	1,13

Los tipos de sectores de *meskat* son: (V) vaguada, (Vc) vaguada con cauce, (G) glacis, (Gv) glacis con vaguada y Mixto.

Elaboración propia

- 1) El **desnivel medio** entre erial y cultivo en los sectores analizados muestra unos valores muy moderados (no superan los 7,5 m). En general, el desnivel medio en los *meskat* de glacis es algo inferior al del *meskat* en vaguada (Tabla 5). Puede darse el caso de valores inversos en algún sector de glacis.
- 2) El **desnivel máximo** de cada uno de los sectores estudiados, medido como la diferencia entre la altura máxima del erial y la mínima del olivo. Sus valores, también moderados, indican que los conjuntos de sistemas contiguos (y en ocasiones con conectividad hídrica) tienen poco desnivel global, para garantizar unas pendientes mínimas que permitan que el agua fluya, pero no demasiado grandes para que no exista excesivo riesgo de erosión.
- 3) Las **pendientes medias**, por lo tanto, también son bajas, sea las del olivo como las del erial. En general se sitúan entre el 4% y el 8% en el cultivo y entre el 4% y el 7% en el erial (Figura 14). Como se puede observar, los valores de pendiente de la parte cultivada del *meskat* son casi idénticos a los del erial. Esto es debido a varios factores: a) el erial llega en muchas ocasiones a la parte alta de las lomas, de pendientes casi nulas, b) el erial no puede disponerse en zonas de fuertes pendientes, pues implicaría un riesgo de erosión inasumible, c) un incremento peligroso de la pendiente en la parte del cultivo puede paliarse con rebordes más altos de las parcelas y *manfas* más reforzadas y d) no siempre el cultivo se beneficia de las bajas pendientes de la parte baja de las laderas y del fondo de las vaguadas, pues pueden haber cauces que impidan que se establezca allí.

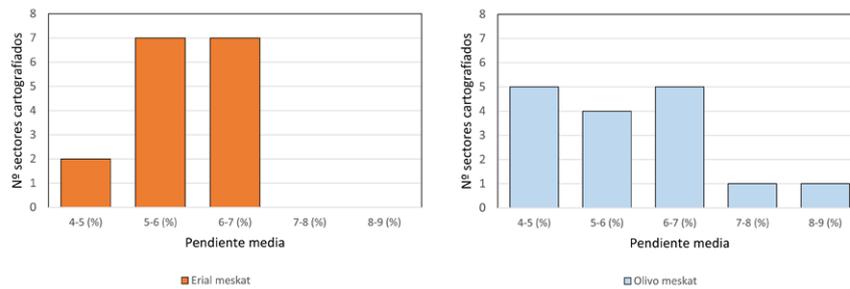
Tabla 5. Características topografías del *meskat* de la cuenca del Oued El Hammam, obtenidas a partir del análisis cartográfico de los sectores seleccionados

Nombre	Sector	Altura media Olivo <i>meskat</i> (m)	Altura media Erial (m)	Desnivel medio sistema (m)	Alitud min. Olivo <i>meskat</i> (m)	Alitud max. Erial (m)	Desnivel max. (m)	Pendiente media Olivo <i>meskat</i> (%)	Pendiente media Erial (%)
As-sabbaghin-Sur	V	38,2	41,7	3,4	31	50	19	6,0	6,6
Cabecera Oued al-Bashir	V	87,2	91,3	4,1	80	98	18	5,7	6,4
Hanshir As-snab	V	125,4	125,6	0,2	108	142	34	5,9	5,9
Shabit al-Tlalma	V	50,4	55,2	4,8	31	73	42	4,9	5,6
Shabit Oued al-Battoum	V	43,2	48,4	5,2	26	68	42	6,0	6,6
As-sabbaghin-Norte	Vc	39,8	47,3	7,5	24	65	41	7,3	6,4
Cabecera Oued Bou Tram	Vc	80,9	88,1	7,2	65	98	33	8,2	6,3
Hanshir As-snab/Oued al-Ghars	Vc	72,9	76,9	4,0	63	99	36	6,4	6,0
An-nagr	G	45,4	49,1	3,6	37	58	21	4,5	5,1
Hanshir Bashir	G	94,5	97,1	2,6	78	101	23	6,4	5,6
Hanshir Ghánib	G	61,6	64,5	2,8	46	81	35	4,9	4,9
Sabbalet Dorgham	G	68,0	66,8	-1,2	54	82	28	5,7	6,4
Hanshir At-tawila-2	Gv	123,3	124,7	1,3	106	135	29	4,8	4,6
Hanshir Oued Laia	Gv	48,4	52,0	3,6	34	63	29	6,5	5,9
An-nawwalat	Mixto	74,6	81,9	7,3	60	104	44	5,1	5,5
Hanshir At-tawila-1	Mixto	131,4	135,6	4,2	115	147	32	4,7	5,5

Los tipos de sectores de *meskat* son: (V) vaguada, (Vc) vaguada con cauce, (G) glacis, (Gv) glacis con vaguada y Mixto

Elaboración propia

Figura 14. Histogramas de frecuencia de las pendientes del cultivo y del erial en diferentes sectores estudiados con sistemas de *meskat* en la cuenca del Oued El Hammam



Elaboración propia

3.5. Transformaciones recientes

El principal problema que afronta el sistema *meskat* en la región del *Sahel* tunecino es la transformación (Tabla 6). Es un proceso que ocurre también en cuencas vecinas, como la del Wadi Hamdoun (Ben Salem et al., 2020). En las partes bajas de Oued el Hammam, dicha transformación está motivada por la saturación del área metropolitana y la disponibilidad de suelo urbanizable a un precio relativamente bajo. En el resto de la cuenca, las causas son diferentes: la baja atracción que supone la actividad agrícola entre los jóvenes y la posibilidad de conseguir un empleo menos sacrificado hace que la dedicación prestada a las tareas de campo sea a tiempo parcial. El mantenimiento de la parte del *mankaa* del sistema *meskat*, requiere tareas no mecanizadas y poco compatibles con esta modalidad de dedicación, lo cual lleva a los agricultores a transformar la parte de captación “erial” a través de implantar nuevos olivos en ella y allanar la parte baja, eliminando así los compartimentos que retenían el agua, ya que no les llegará lo que aportaba la zona de captación.

Tabla 6. Distribución porcentual de los diferentes tipos de Erial *meskat*

Tipo de uso	Asociaciones de usos	Puntos	Porcentaje
Erial <i>meskat</i> con acequias	EMA	66	67,3%
Erial <i>meskat</i> sin acequias	EMS	15	15,3%
Erial <i>meskat</i> transformado	EMT	17	17,3%
Conjunto de erial <i>meskat</i>	EMA+EMS+EMT	98	100%

Elaboración propia

Los datos que arroja la fotointerpretación de puntos aleatorios, reflejan de forma aproximada la transformación que sufre la parte de captación del sistema *meskat*. El 17,3% de los puntos han coincidido con Erial transformado. Ese porcentaje, atendiendo a la ratio de “zona de captación/cultivo” se traduce, más o menos, en el doble de superficie transformada, ya que modificar la zona de captación convierte inmediatamente, el olivo del *meskat* en un campo de olivo ordinario: cualquier modificación de la conectividad repercute en el funcionamiento del sistema.

Los resultados de la cartografía de los sectores de *meskat* dan cifras algo diferentes, ya que se llega a identificar algunos sectores sin transformación en su erial y otros con más del 60% transformado, es decir, apuntan a la gran variabilidad espacial de estas características. No obstante, los valores medios ponderados (en función de la superficie de erial de cada sector) dan un valor similar, en torno al 10,3%.

4. Discusión de resultados

En el *meskat* de Sousse se observan unos rasgos y procesos equivalentes a los genéricos de la **gestión de las aguas de arroyada en laderas**. Para conseguir el recurso hídrico, uno de los problemas existentes es controlar la erosión y la pérdida de suelo, que depende de factores ambientales, como las pendientes, el tipo de litologías o la torrencialidad de la lluvia. Pero también está el problema de la concentración de la escorrentía, que exigen técnicas para romper la conectividad hídrica.

Los factores ambientales son determinantes: delimitan la relación recurso/riesgo y condicionan el tipo de soluciones técnicas a adoptar. Una de las principales claves de los diseños de soluciones concretas es

la de gestionar la conectividad de los flujos de agua cuando se pasa de la zona recolectora (las laderas) a las zonas de distribución inferiores, con menores pendientes de cultivo (piedemontes y glacis, base de las laderas, vaguadas...). En tales casos, el agua concentrada en las laderas puede ser considerada como un recurso. Interpretar las laderas como generadoras naturales de escorrentía y disponer técnicas para aprovechar esta agua es la base del sistema *meskat*.

Hay un “umbral” pluviométrico en el que se pasa de considerar las laderas como ámbitos apropiados para utilizar el agua *in situ*, a un ámbito poco apropiado que es mejor utilizar como *áreas de captación*. El *meskat* de Sousse, con una pluviometría sobre 350 mm anuales es paradigmático. Por debajo de esas cantidades, las laderas ya no pueden “servir” más que para generar escorrentías aprovechables, las laderas e interfluvios ya no se cultivan y las acequias solo tienen la función de recolectar la escorrentía.

En las técnicas de cosecha de agua, el **clima** actúa como factor condicionante, limitante o incluso como factor clave. Actúa desde múltiples procesos y morfologías (temperaturas, evapotranspiración, aridez, pluviometría media anual, valores y frecuencias de la precipitación intensa, torrencialidad extrema, etc.). En el *meskat* sus elementos más importantes son la precipitación media y la intensidad de la precipitación. La primera actúa como factor limitante, tanto en máximos como en mínimos, y la segunda como factor condicionante. La base de la estrategia de los sistemas de *meskat* es la intensidad de la precipitación, necesaria para generar arroyada superficial: se intenta aprovechar al máximo, a la vez que se esquivan los problemas que la torrencialidad de la lluvia genera.

En general la **litología** es un factor condicionante, pero pocas veces determinante. La mayor parte de las veces es un factor que modula otros factores ambientales. El carácter arcilloso de las laderas de las zonas de captación del *meskat* en Sousse, por ejemplo, es un factor que ayuda a su presencia y funcionalidad.

La **gestión del agua como riesgo o recurso (R/R)** de los sistemas de cosecha de agua es básicamente “pasiva”. En ellos, las claves de la gestión R/R del agua están en el propio diseño del sistema (estrategia ambiental, elección de emplazamientos, dimensiones, tipos de elementos utilizados, utilización de refuerzos contra la erosión, hasta la misma decisión de utilizar o no un sistema y cuál de ellos). En el *meskat* de Sousse el diseño del sistema tiene que cumplir un doble objetivo: generar escorrentía al máximo en las zonas de captación e intentar que no llegue nada de ella a los barrancos colectores o a las partes bajas de los cultivos. Se trata de estrategias contradictorias, que sólo pueden complementarse con una proporción perfecta y experimentada entre captación de agua y área cultivada (aparte de otros elementos “menores”, como el tamaño de las cajas, la altura de los rebordes, la nivelación del suelo, el correcto diseño de los aliviaderos, etc.). Si no se consigue esto, o si se produce algún cambio ambiental o antrópico, la consecuencia es el grave aumento del riesgo de erosión (incisión, acaravamiento y erosión remontante de la red fluvial colectora). El *meskat* de la cuenca estudiada, por ejemplo, se ve afectado por la expansión urbana y por fenómenos crecientes de erosión remontante. Esto último denota una mayor producción de escorrentía no controlada, que está estrechamente relacionada con la desintensificación del uso agrícola del suelo.

5. Conclusiones

- Los sistemas de cosecha de agua se definen como conjunto de estrategias, medidas, técnicas, usos del suelo, etc., que buscan aumentar el *input* hídrico para cualquier tipo de aprovechamientos (agrícolas, ganaderos, aprovisionamiento de agua potable...). Ese es su objetivo y, por tanto, consideran el agua como un recurso. Sin embargo, la gestión tradicional del agua en medios semiáridos va más allá. No solo considera el agua como recurso; sabe que también puede ser un riesgo. Y gestionar una escorrentía que tenga la doble componente es algo mucho más complejo y difícil.

- Un 40% de la extensión de la cuenca del Oued El Hammam está dedicada al cultivo de olivos con el sistema *meskat*. Este sistema se fundamenta en los principios básicos de la gestión de la arroyada generada por las laderas: captación en la parte superior inculca y aprovechamiento en la inferior. También se enfrenta a los mismos problemas de erosión, por reconectividad hídrica en casos de precipitaciones intensas. Y también ofrece soluciones equivalentes: rotura de la conectividad mediante cajas que acumulan el agua y refuerzos en los puntos de conexión entre caja y caja.

- La ausencia de litologías duras en todo el valle (salvo las costras calcáreas) no facilita que se articulen otros sistemas de defensa (como, por ejemplo, paredes de piedra). La eficiencia de la gestión del agua, por tanto, no se basa en disponer de sistemas de defensa “duros” contra la erosión, sino en sistemas equilibrados entre la producción de agua y su uso, que son necesariamente soluciones frágiles y *ad hoc*, muy sensibles a cambios ambientales y de usos del suelo.

- En la cuenca del *oued* El Hammam, se distinguen claramente dos tipologías de soluciones: a) las que se articulan en torno a vaguadas bien delimitadas, con *impluvium* en los interfluvios y partes altas de las laderas, y olivar en las partes bajas y en el fondo de la vaguada (si no existe un colector fluvial); b) las que se sitúan en glacis, dispuestas en mosaico, sin una estructura de la distribución espacial de partes altas y bajas tan definida como en el caso anterior, en las que la zona de captación de un sistema puede empezar aguas abajo de la zona de distribución de otro.

- Con la metodología empleada, el grado de presencia del *meskat* en la cuenca del *oued* El Hammam se cifra en torno al 40%, similar a la ofrecida por la bibliografía más reciente. El sistema se concentra en las partes media y alta de la cuenca, y ha disminuido en la baja debido principalmente a la gran expansión urbanística de ciudades cercanas a Sousse.

- La ratio erial/cultivo está muy cercana a la unidad, es decir, las dos partes básicas del sistema ocupan la misma extensión. Esta ratio varía ampliamente en función del sector cartografiado (entre 0,35:1 hasta 2,22:1). Estos datos, resultado de la aplicación de dos metodologías cartográficas diferentes, también son similares a los ofrecidos por la bibliografía reciente.

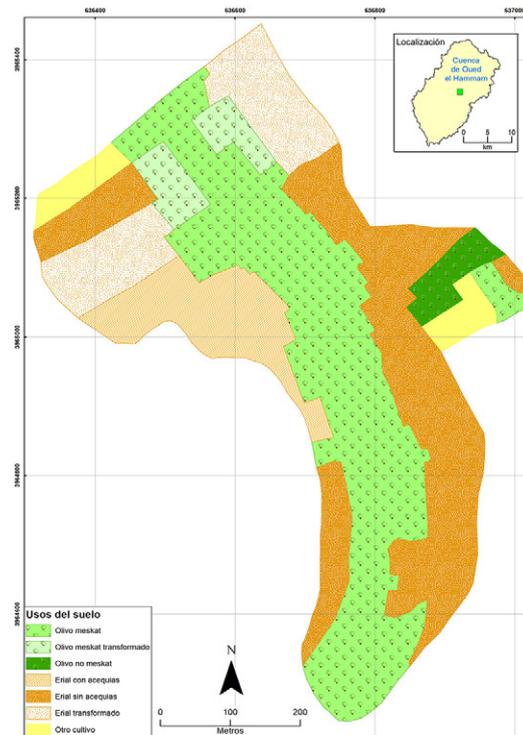
- Las características topográficas del *meskat* analizado están acordes con la hipótesis previa de gestión R/R equilibrada. Se necesitan unos desniveles y pendientes mínimos entre la zona productora de escorrentía y la zona de cultivo, pero sus valores no pueden ser demasiado elevados, so pena de incrementar el riesgo. Los desniveles entre las zonas de erial y de cultivo suelen ser inferiores a 10 m, y las pendientes están entre el 4% y el 8%

- La transformación reciente del *meskat* ha sido bastante elevada. El 17,3% de los puntos han coincidido con erial transformado, lo que se traduce en el doble de superficie alterada, dado que cualquier modificación de la conectividad repercute en el funcionamiento conjunto del sistema. La cartografía de sectores de *meskat* da resultados muy variables, con sectores sin cambio del erial y otros con más del 60% transformado.

En definitiva, la interpretación del sistema *meskat* debe hacerse en clave de adaptación eficiente al medio natural, con el doble objetivo de aprovechar al máximo las escorrentías generadas por las lluvias torrenciales y de minimizar el riesgo de erosión.

Anexos

Anexo I. Sistema de *meskat* en sector de vaguada “As-sabbaghin-Sur”



Elaboración propia

Anexo 2. Sistema de meskat en sector de vaguada “Cabecera Oued al-Bashir”



Elaboración propia

Anexo 3. Sistema de meskat en sector de vaguada “Hanshir As-snab”



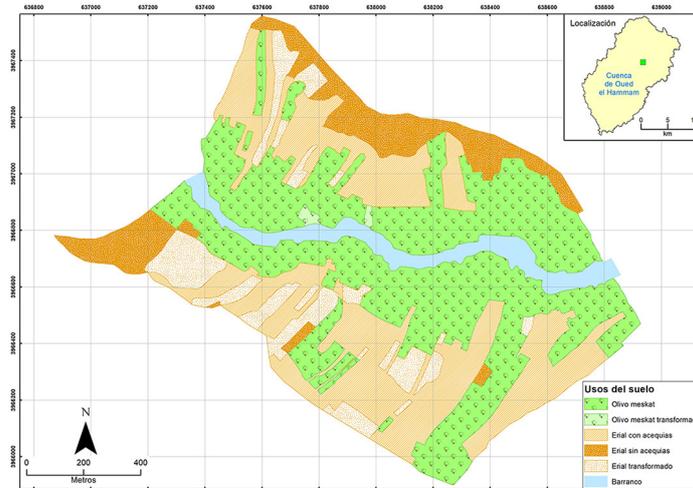
Elaboración propia

Anexo 4. Sistema de meskat en sector de vaguada “Shabit Oued al-Battoum”



Elaboración propia

Anexo 5. Sistema de *meskat* en sector de vaguada con cauce “As-sabbaghin-Norte”



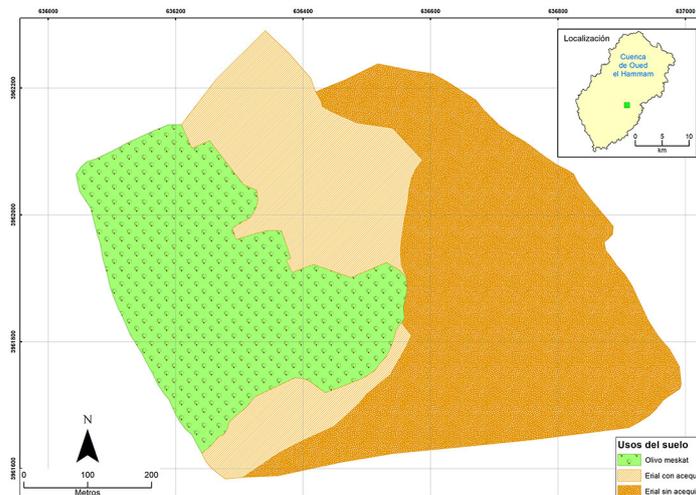
Elaboración propia

Anexo 6. Sistema de *meskat* en sector de vaguada con cauce “Hanshir As-snab/Oued al-Ghars”



Elaboración propia

Anexo 7. Sistema de *meskat* en sector de glacis “An-nagr”



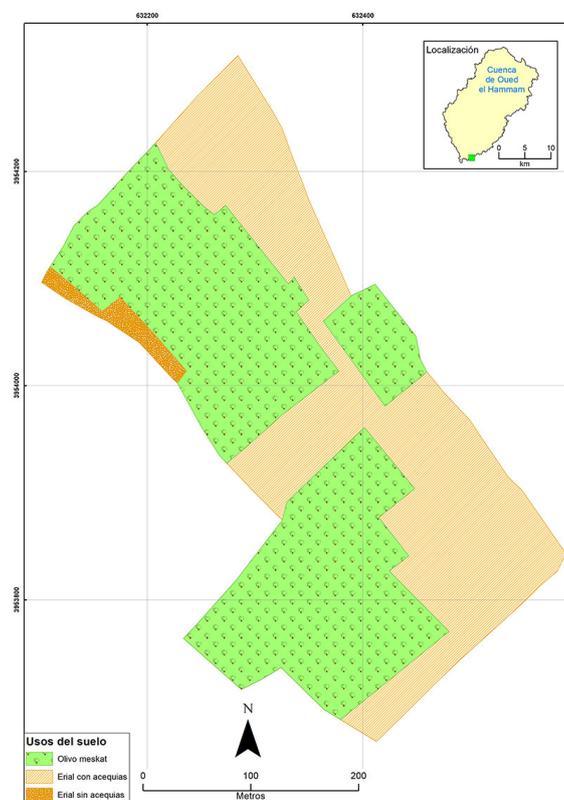
Elaboración propia

Anexo 8. Sistema de meskat en sector de vaguada con cauce “Cabecera Oued Bou Tram”



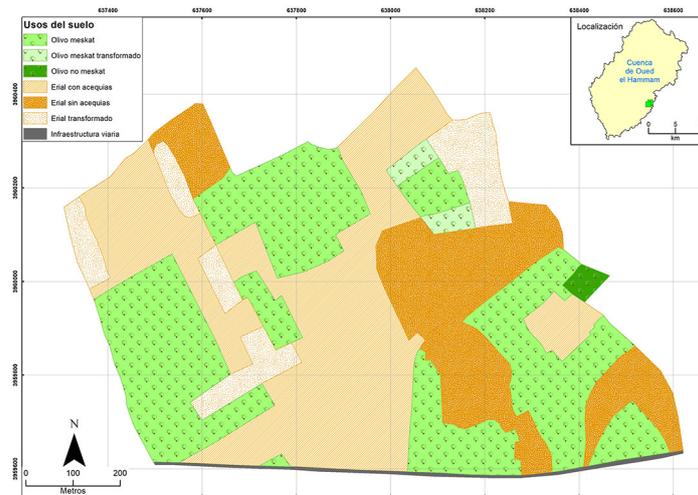
Elaboración propia

Anexo 9. Sistema de meskat en sector de glaciés “Hanshir Bashir”



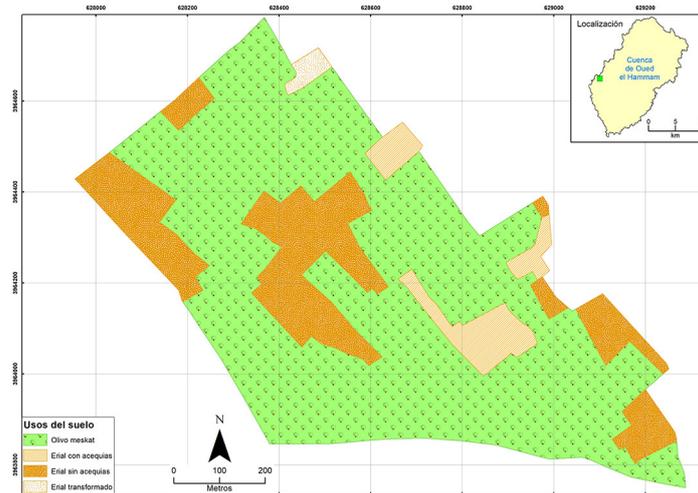
Elaboración propia

Anexo 10. Sistema de *meskat* en sector de glacis “Sabbalel Dorgham”



Elaboración propia

Anexo 11. Sistema de *meskat* en sector de glacis con vaguada “Hanshir At-tawila-2”



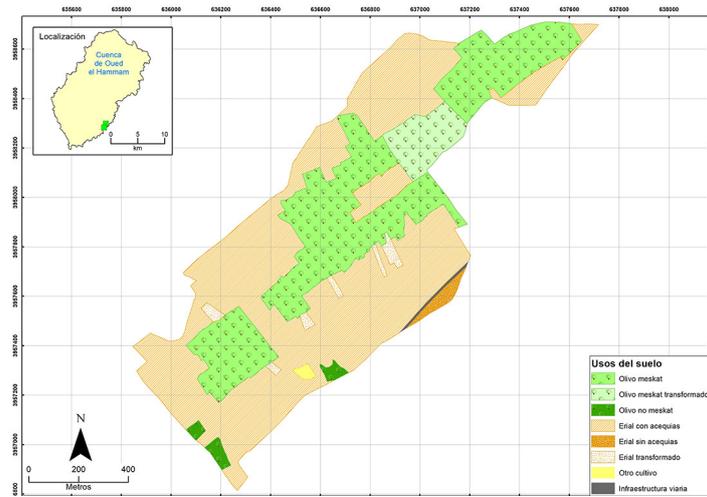
Elaboración propia

Anexo 12. Sistema de *meskat* en sector de glacis con vaguada “Hanshir Oued Laia”



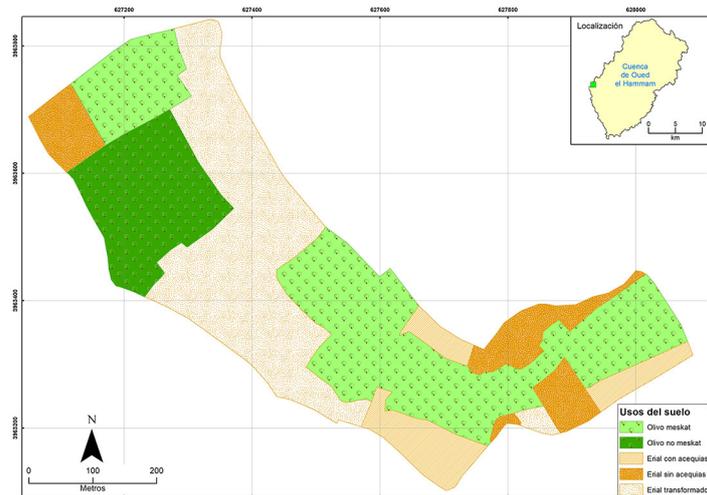
Elaboración propia

Anexo 13. Sistema de meskat mixto "An-nawwalat"



Elaboración propia

Anexo 14. Sistema de meskat mixto "Hanshir At-tawila-1"



Elaboración propia

Referencias

- Abdo, G.M., & Eldaw, A.K. (2004). Water Harvesting Experience in the Arab world, Regional Workshop on Management of Aquifer Recharge and Water Harvesting in Arid and Semi-Arid Regions of Asia. In *Proceedings of Regional Workshop on Management of Aquifer Recharge and Water Harvesting in Arid and Semi-Arid Regions of Asia* (pp. 79-99).
- Ben Haji, A., Jedoui, Y., Dali, T., Ben Salem, N., & Memmi, L. (1985). *Carte géologique de la Tunisie à 1/500.000*. Office National des Mines, Service Géologique National, Tunisie.
- Ben Sakka, M., & Boughrara, L. (2008). Pluies journalières maximales selon différentes périodes de retour. In L. Henia (Dir.), *Atlas de l'eau en Tunisie* (pp. 22-23). Université de Tunis, Fac. des Sciences Humaines et Sociales, Unité de Recherche GREVACHOT.
- Ben Salem, A., Majdoub, R., M'Sadak, Y., & Khelifi, S. (2013). Importance of the Meskat System and its Landscape Insertion through the Olive Groves of Sousse Region (Tunisian Sahel). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 4(2), 396-400.
- Ben Salem, A., M'Nassri, S., Asma, E. A., Bouaziz, R., & Majdoub, R. (2020). Evaluation of Meskat System Functionality as Water Harvesting at Wadi Hamdoun Watershed (Sousse, Tunisia) Using the Geographic Information System. *Applied Environmental Research*, 42(1), 58-70. <https://doi.org/10.35762/AER.2020.42.1.5>
- Berndtsson, R. (Ed.). (1999). *Proceedings of the international seminar rain water harvesting and management of small reservoirs in arid and semiarid areas*. Department of Water Resources Engineering, Lund Institute of Technology, Lund University Sweden.
- Berndtsson, R., Jebari, S., Hashemi, H., & Wessels, J. (2016). Traditional irrigation techniques in MENA with a focus on Tunisia. *Hydrological Sciences Journal*, 61(7), 1346-1357. <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1165349>
- Centre National des Etudes Agricoles. (2008). Etude d'impact des travaux de conservation des eaux et du sol dans le gouvernorat de Sousse. *Rapport de la première phase* (pp. 51-52). CRDA Sousse Tunisie.
- Chouari, W. (2020). Pluviométries exceptionnelles et occupation des sols mal maîtrisée: l'exemple d'inondations des 23 et 29 septembre 2016 dans le Sahel de Sousse (Tunisie centre-orientale). *La Houille Blanche*, 1, 50-59. <https://doi.org/10.1051/lhb/2019062>
- Despois, J. (1955). *La Tunisie Orientale. Sahel et Basse Steppe*. Publications de l'Institut des Hautes Études de Tunis. Presses Universitaires de France.
- El Amami, S. (1977). *The use of runoff waters for agriculture in Tunisian arid Zones. Study case of water management of meskats in the Sahel of Sousse [Tunisia]*. Cahiers du CRGR, Tunisia, 7.
- El Amami, S. (1983). Changing concepts of water managements in Tunisia. *Impact of Science on Society*, 1, 57-64.
- El Amami, S., & Chaabouni, Z. (1981). *Traditional hydraulic reshaping, a means of controlling water erosion*. Research Center of Rural Engineering.
- El Amri, A., Anane, M., Srasra, M., & Dridi, L. (2016). Mapping of vulnerability to pollution of Oued Laya phreatic aquifer. 2^o *International Conference on Integrated Environmental Management for Sustainable Development (ICIEM)*.
- El Melki, T. (2008). Pluie annuelle et apports des flux atmosphériques. In L. Henia (Dir.), *Atlas de l'eau en Tunisie* (pp 16-17). Université de Tunis, Fac. des Sciences Humaines et Sociales, Unité de Recherche "GREVACHOT".
- El Melki, T., & Charabi, Y. (2008). Température annuelle moyenne (Normale 1961-1990). In L. Henia (Dir.), *Atlas de l'eau en Tunisie* (pp. 32-33). Université de Tunis, Fac. des Sciences Humaines et Sociales, Unité de Recherche "GREVACHOT".
- Ennabli, N. (1993). *Les aménagements hydrauliques et hydro-agricoles en Tunisie*. Institut National Agronomique de Tunisie.
- Fleskens, L., Stroosnijder, L., Ouessar, M., & De Graaff, J. (2005). Evaluation of the on-site impact of water harvesting in southern Tunisia. *Journal of Arid Environments*, 62(4), 613-630. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.01.013>

- Fourati, M., Majdoub, R., Khelifi, S., & Boujnah, D. (2016a). Inventory and characterization of the Meskat system as runoff harvesting practice in Tunisian Sahel. In *Advanced Technologies for Signal and Image Processing (ATSIP)* (pp. 616-621). IEEE. <https://doi.org/10.1109/ATSIP.2016.7523155>
- Fourati, M., Lahmar R., Khelifi, S., & Majdoub, R. (2016b). Inventaire et diagnostic des aménagements antiérosifs dans le bassin versant d'Oued laya el hammam. In *Journées scientifiques de la Medjerda*.
- Henia, L., & Omrane, M. (2008). Relief. In L. Henia (Dir.), *Atlas de l'eau en Tunisie* (pp. 14-15). Université de Tunis, Fac. des Sciences Humaines et Sociales, Unité de Recherche "GREVACHOT".
- Hezzi, I. (2014). *Caractérisation géophysique de la plateforme de Sahel, Tunisie nord-orientale et ses conséquences géodynamiques* [Doctoral thesis]. Université Renne.
- Hlaoui, Z. (2008). Pluies journaliers maximales selon différentes périodes de retour. In L. Henia (Dir.), *Atlas de l'eau en Tunisie* (pp. 24-25). Université de Tunis, Fac. des Sciences Humaines et Sociales.
- Houimli, E. (2008). *Les facteurs de résistance et de fragilité de l'agriculture littorale face à l'urbanisation: Le cas de la région de Sousse Nord en Tunisie* [Thèse de Doctorat]. Ecole Nationale Supérieure du Paysage de Versailles, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech).
- Jebari, S., Berndtsson, R., & Bahri, A. (2015). Challenges of traditional rainwater harvesting systems in Tunisia. *Middle East Critique*, 24(3), 289-306. <https://doi.org/10.1080/19436149.2015.1046707>
- Majdoub, R., Bouaziz, R., M'Sadak, Y., Fourati, M., & Lahmar, T. (2015). Contribution à la cartographie du milieu et des risques liés aux crues d'Oued El Maleh (Tunisie Orientale). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 12(1), 218-227.
- Mehdouani, M. (2003). Note sur l'importance de l'érosion hydrique dans les collines des environs de Sousse. *Revue tunisienne de géographie*, 36, 89-99.
- Omrani, N., & Ouessar, M. (2008). Historical and contemporary perspectives of water culture in Tunisia. In M. El Moujabber, M., Shatanawi, G., Trisorio Liuzzi, M., Ouessar, P., Laureano, & R. Rodriguez (Eds.), *Water Culture and Water Conflict in the Mediterranean Area* (pp. 75-84). Options Méditerranéennes, Séminaires Méditerranéens, CIHEAM-IAMB.
- Ouessar, M., Hessel, R., Sghaier, M., & Ritsema, C.J. (2012). *Report on water harvesting inventory history and success stories*. 7th Framework programme, WAHARA Project, Scientific Report, n°5.
- Oweis, T.Y., Hachum, A., & Bruggeman, A. (2004). The role of indigenous knowledge in improving present water-harvesting practices. In T.Y. Oweis, A., Hachum, & A. Bruggeman (Eds.), *Indigenous Water-Harvesting Systems in West Asia and North Africa* (pp. 1-20). ICARDA.
- Oweis, T.Y., Prinz, D., & Hachum, A. (2001). *Water harvesting: indigenous knowledge for the future of the drier environments*. International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA).
- Oweis, T.Y., & Hachum, A.Y. (2003). Improving Water Productivity in the Dry Areas of West Asia and North Africa., In J.W. Kijne, R., Barker, & D. Molden (Eds.), *Water Productivity in Agriculture: Limits and Opportunities for Improvement*. In Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture Series n°1. International Water Management Institute. <https://doi.org/10.1079/9780851996691.0179>
- Oweis, T.Y., & Hachum, A. (2009). Water harvesting for improved rainfed agriculture in the dry environments. In S.P. Wani, J., Rockström, & T. Oweis, T. (Eds.), *Rainfed Agriculture: Unlocking the Potential* (pp. 164-181). CAB International. <https://doi.org/10.1079/9781845933890.0164>
- Prinz, D. (1999). Water harvesting techniques in the Mediterranean region. In R. Berndtsson (Ed.), *Proceedings of the International Seminar Rainwater Harvesting and Management in Arid and Semiarid Areas* (pp. 151-163). Lund University Press.
- Prinz, D., & Malik, A.H. (2002). *Runoff farming*. Institute of Water Resources Management, Hydraulic and Rural Engineering, Department of Rural Engineering, University of Karlsruhe.
- Reij, C. (1991). *Indigenous soil and water conservation in africa*. Sustainable Agriculture Programme of the International Institute for Environment and Development.
- Reij, C., Mulder, P., & Begeman, L. (1988). *Water harvesting for plant production*. World Bank Technical paper, 91.
- Rutherford, R. (2000). *Water Harvesting: An Overview*.

- Sahtout, N., El Amri, A., Fourati, M., & Majdoub, R. (2015). Les facteurs de la pauvreté hydrique du grand sousse: Un déséquilibre en eau agricole en perspective? *European Journal of Scientific Research*, 136(3), 320-335.
- Tobbi, B. (1994). Water Harvesting: Historic, Existing and Potentials in Tunisia. In *Water Harvesting For Improved Agricultural Production* (pp. 189-201). FAO, Expert Consultation.
- Yazar, A., & Ali, A. (2016). Water harvesting in dry environments. In M. Farooq, & K. Siddique (Eds.), *Innovations in Dryland Agriculture* (pp. 49-98). Springer International Publishing. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-47928-6_3

Cita bibliográfica: Redondo Orts, J.A., López Ortiz, M.I., Melgarejo Moreno, J., & Fernández Aracil, P. (2023). Análisis y alternativas para paliar el déficit hídrico en la Demarcación Hidrográfica del Segura (2022-2027), sureste de España. *Investigaciones Geográficas*, (79), 179-206. <https://doi.org/10.14198/INGEO.23607>

Análisis y alternativas para paliar el déficit hídrico en la Demarcación Hidrográfica del Segura (2022-2027), sureste de España

Analysis and alternatives to alleviate water deficit in the Segura River Basin (2022-2027), South-east of Spain

José Alberto Redondo Orts^{1*} 
María Inmaculada López Ortiz² 
Joaquín Melgarejo Moreno³ 
Patricia Fernández Aracil⁴ 

Resumen

En el sureste de España se sitúa la Demarcación Hidrográfica del Segura, afectada por un escenario de déficit estructural, como consecuencia de contar con una precipitación muy baja —la menor del continente— y que, ante los escenarios de cambio climático, puede agravarse durante los próximos años. Esta situación de escasez ha requerido la combinación de recursos de diversos orígenes, que pueden clasificarse en los naturales y los no convencionales, que intentan alcanzar en conjunto un grado satisfactorio de atención de las demandas, principalmente en las más importantes por su volumen, como son el regadío y el abastecimiento. El objetivo principal del presente estudio es el análisis detallado del déficit mediante la información recogida por la planificación hidrológica, identificando aquellas áreas donde se concentra esta anomalía y que coinciden en gran medida con las zonas regables del Traspase Tajo-Segura. Como objetivo secundario, se plantean las alternativas que permitan la movilización de nuevos recursos que consigan aumentar la oferta actual, específicamente, aquellos procedentes de la desalinización. Para ello, será necesaria la ejecución de nuevas infraestructuras, que ya contempla la planificación actual, pero que pueden añadir nuevos condicionantes, esencialmente económicos, motivados por los sobrecostes sobre el ya elevado precio del agua desalinizada y que cuestionaría la viabilidad económica del sector agroalimentario dependiente de este insumo fundamental.

Palabras clave: Demarcación Hidrográfica del Segura; recursos hídricos; demandas; déficit; escasez; planificación hidrológica; agricultura; desalinización; costes energéticos.

Abstract

The Segura River Basin is located in the South-east of Spain and is affected by a situation of structural deficit, due to a very low rainfall (the lowest on the continent). Given the climate change scenarios, this deficit could worsen over the coming years. This situation of scarcity has required the combination of resources from various sources, which can be classified as natural and non-conventional. This action

1 Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales (IUACA), Universidad de Alicante, España, jaro@alu.ua.es * Autor para correspondencia

2 IUACA, Universidad de Alicante, España, lortiz@ua.es

3 IUACA, Universidad de Alicante, España, jmelgar@ua.es

4 IUACA, Universidad de Alicante, España, patricia@ua.es

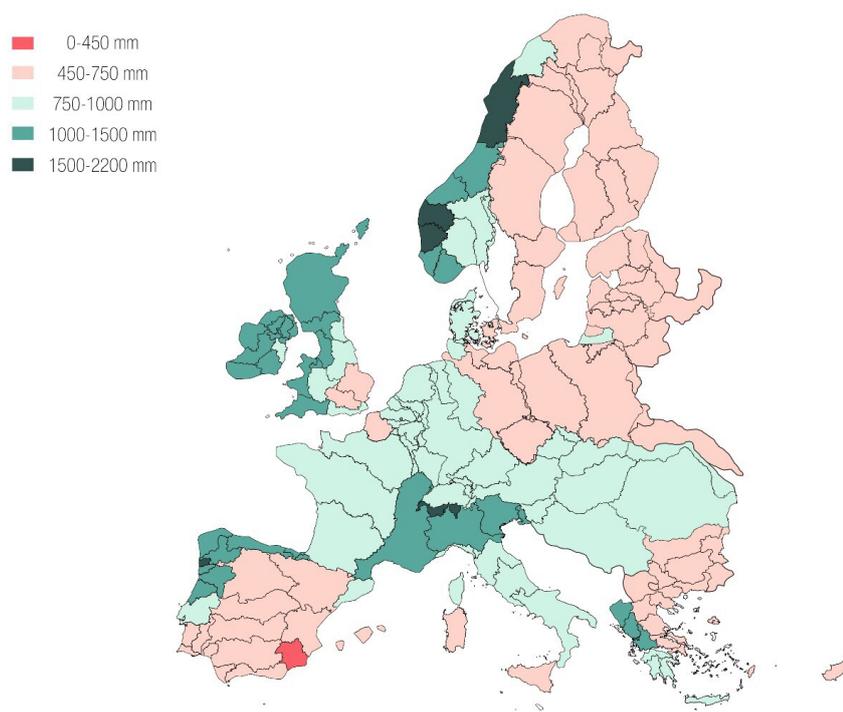
constitutes an attempt to satisfactorily meet demands, mainly the most important due to their volume, such as irrigation and supply. The main objective of this study is the detailed analysis of the deficit based on the information collected in hydrological planning, identifying those areas where it is concentrated, which largely coincide with the irrigation areas of the Tajo-Segura Transfer. As a secondary objective, alternatives are proposed that allow the mobilization of new resources that are able to increase the current supply, specifically, those from desalination. For this, the execution of new infrastructure projects will be necessary, which is already contemplated in the current planning, but which may add new conditions, essentially economic, motivated by the extra costs on the already high price of desalinated water and which would question the economic viability of the dependent agri-food sector of this essential input.

Keywords: Segura River Basin; water resources; demands; deficit; scarcity; hydrological planning; agriculture; desalinated water; energy costs.

1. Introducción

En España el consumo de agua supera el recurso disponible en la mayor parte del territorio, situación muy diferente en comparación con otros países europeos (Melgarejo & Molina, 2017). La precipitación media anual en la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS) alcanza los 365 mm/año, siendo la más baja de las principales demarcaciones hidrográficas europeas, tal y como se muestra en la Figura 1. Esta situación deficitaria ha generado mayor eficiencia en la aplicación de los recursos naturales y la incorporación de recursos no convencionales que amplíen la oferta de recursos.

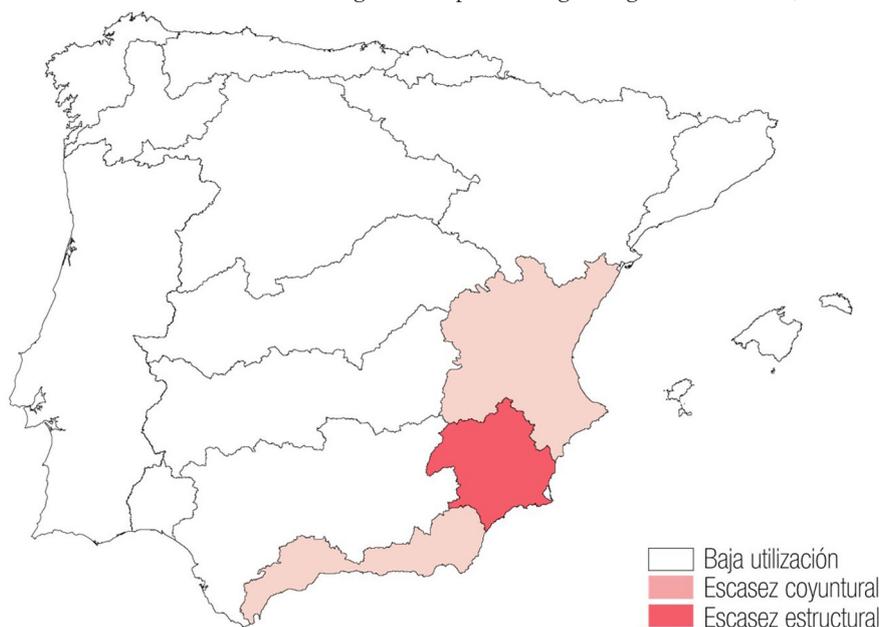
Figura 1. Precipitación media anual en Europa por demarcación hidrográfica



Fuente: Melgarejo & Molina (2017)

La primera vez que fueron definidas las demarcaciones hidrográficas españolas en función del déficit de recursos hídricos, en estructural o coyuntural, fue en el año 2000 con la publicación del Libro Blanco del Agua. La DHS, tal y como se muestra en la Figura 2, es la única demarcación que cuenta con déficit estructural, es decir, aquella que no depende del periodo de tiempo analizado y es intrínseca en un determinado espacio geográfico a largo plazo. Adicionalmente, también se observa en la figura, como las dos demarcaciones más cercanas se encuentran en situación de déficit coyuntural, dificultando las posibles soluciones a adoptar en la DHS (Ministerio de Medio Ambiente, 2000).

Figura 2. Clasificación de las demarcaciones hidrográficas españolas según el grado de escasez, estructural y coyuntural



Fuente: Ministerio de Medio Ambiente (2000)

1.1. Objetivos y estructura

En el presente estudio se plantean los siguientes objetivos. El primero de ellos consiste en realizar un análisis exhaustivo del déficit en la DHS, identificado geográficamente en las zonas regables del Trasvase Tajo-Segura (TTS) y establecer alternativas que permitan la movilización de nuevos recursos no convencionales, mayoritariamente desalinizados, que permitan compensar la situación deficitaria. En segundo lugar, para conseguir alcanzar una movilización de los nuevos recursos es necesaria la ejecución de nuevas infraestructuras, contemplada en la planificación actual, lo que conlleva calcular los sobrecostes que se producirían y su repercusión en el sector agrario de la DHS.

Por todo ello, en primer lugar, se ha realizado una exhaustiva caracterización del ámbito de estudio, poniendo especial atención a la situación actual del TTS, a raíz del cambio de las normas de explotación y la influencia que el cambio climático puede tener sobre los futuros volúmenes trasvasados, así como a la importancia que tienen los recursos no convencionales para compensar la situación de infradotación, especialmente en el sector agroalimentario, con un peso muy importante en la DHS. En segundo lugar, se ha expuesto la metodología empleada y se ha identificado el déficit geográficamente, tanto para el total de la demarcación como para las zonas regables del TTS, de manera que pueda plantearse la aplicación de recursos que permitan la reducción del citado déficit, así como la propuesta de nuevas actuaciones que permitan la elevación de los recursos desalinizados a territorios interiores. Finalmente, se ha estimado la compensación de parte del déficit identificado, mediante la aplicación de nuevos recursos no convencionales, cuestionando la capacidad de pago por parte de los usuarios de los recursos desalinizados movilizados; y ello tanto por el coste del nuevo recurso como por los sobrecostes producidos por la explotación de las nuevas infraestructuras y, en concreto, de las impulsiones necesarias y la previsible reducción de los caudales trasvasados del Tajo, de acuerdo con la planificación para el tercer ciclo de planificación en la Demarcación del Tajo, que se corresponde con las estimaciones comprendidas entre los años 2022 y 2027.

1.2. Caracterización del ámbito de estudio

La situación de déficit hídrico que padece la DHS y el sureste español ha requerido la aplicación combinada de recursos hídricos de diferente origen, como son los recursos naturales superficiales y subterráneos, los recursos no convencionales procedentes de la reutilización de aguas depuradas y la desalinización de agua de mar, así como los procedentes de transferencias externas, principalmente del TTS. La importancia del TTS ha quedado de manifiesto desde su puesta en marcha en 1979, generando un progreso económico en las zonas receptoras y consiguiendo aliviar su situación histórica de escasez. No

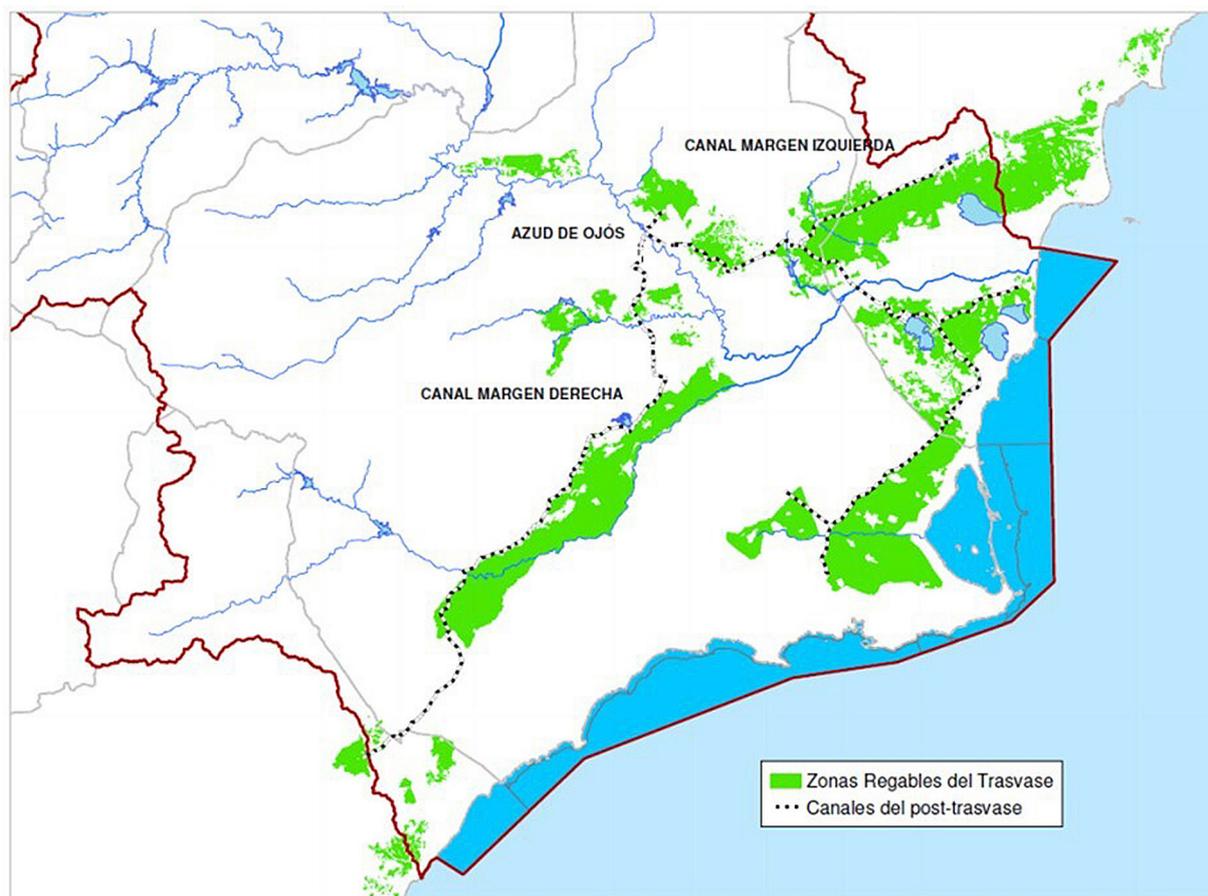
obstante, la ordenación de los aprovechamientos vinculados al TTS y el déficit de agua son problemas que, a día de hoy, siguen sin resolverse (Melgarejo, 2000).

Con la aprobación de la disposición adicional decimoquinta de la Ley 21/2013 de evaluación ambiental fue establecida la norma de explotación del TTS y, mediante el RD 773/2014, se aprobaron las normas reguladoras del TTS (Boletín Oficial del Estado [BOE], 2014), donde se consideran cuatro niveles en función de las existencias conjuntas en los embalses de Entrepeñas y Buendía, en función de los cuales se aprueban los trasvases a realizar, hasta los 650 hm³ máximos por año hidrológico, correspondiendo 600 hm³ para la DHS y 50 hm³ para de demarcación del Guadiana. Los diferentes niveles establecen un máximo de 60 hm³/mes para el nivel 1 y, en el nivel 4, la consideración de trasvase nulo. La distribución de los caudales del TTS en la DHS es de 400 hm³/año para el regadío, 110 hm³/año para el abastecimiento y 90 hm³/año correspondiente a las pérdidas, alcanzando el total de 600 hm³/año.

El 29 de julio de 2021 entró en vigor el Real Decreto 638/2021 (BOE, 2021a) por el que se modifica el Real Decreto 773/2014, lo supuso una profunda alteración de los parámetros trasvasables, reduciéndose el volumen en el segundo de los niveles, pasando de 38 hm³ mensuales a 27 hm³ mensuales y, considerando, el aumento de las existencias en Entrepeñas y Buendía, entre los niveles 1 y 2, a 1.400 hm³ (anteriormente cuantificado en 1.200 hm³). Adicionalmente, resulta imprescindible destacar que tanto los volúmenes de existencias y de aportaciones fijados para cada uno de los niveles establecidos podrían ser modificados, mediante propuesta del Ministerio competente y con informe favorable de la Comisión de Explotación del TTS, tal y como establece la Ley 21/2015 (BOE, 2015).

En la siguiente Figura 3 se han representado las zonas regables del TTS en el ámbito de la DHS.

Figura 3. Representación de las zonas regables del TTS y los canales de la infraestructura del posttrasvase, en la DHS



Fuente: Confederación Hidrográfica del Segura (CHS) (2020a)

El TTS es una de las infraestructuras más importantes de la DHS, ya que la entrada de recursos desde la Demarcación del Tajo fue diseñada para paliar en parte el déficit estructural de la DHS y dotar de cierta

seguridad a las demandas que abastece, principalmente para el regadío, donde históricamente se ha realizado con gran eficiencia (Gómez, 2017), pero también para el uso urbano (Grindlay et al., 2011). No obstante, tras más de 40 años en funcionamiento, la media de recursos trasvasados sólo ha alcanzado los 295 hm³/año (CHS, 2021a) sobre los 600 hm³/año máximos aprobados en la Ley 52/1980 (BOE, 1980), si bien dichos recursos se han convertido en esenciales.

Otro aspecto que no debe pasarse por alto es la repercusión que el cambio climático puede tener sobre los caudales trasvasados a través de la infraestructura del TTS. Las emisiones de gases efecto invernadero producirán un incremento del calentamiento global, generando cambios en el clima e intensificando los eventos extremos (Marcos-García & Pulido-Velázquez, 2017). La situación prevista supondría un incremento de las precipitaciones en zonas húmedas y su reducción en las zonas más áridas. (Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change [IPCC], 2014), lo que generaría una disminución de las precipitaciones y de los recursos hídricos disponibles, aumentando, por tanto, la escasez y las sequías hidrológicas (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas [CEDEX], 2017). Recientes publicaciones estudian las repercusiones directas que el cambio climático pueden producir sobre las transferencias futuras, hasta el año 2100, procedentes del TTS, cuantificando una reducción media del 70%, para el escenario de Trayectorias de Concentración Representativas (RCP, por sus siglas en inglés) 4.5 y, del 78%, para el escenario RCP 8.5 (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz, 2018).

Ante esta situación de infradotación y de cambio climático, cabe destacar la importancia estratégica de los recursos no convencionales, que tienen carácter complementario y han convertido a la DHS en una de las regiones más resilientes, no sólo durante episodios de sequía, sino también en situaciones de normalidad (Morote et al., 2019), logrando potenciar la gestión de los recursos disponibles (Gil-Meseguer et al., 2018). Actualmente, la capacidad de producción de recursos desalinizados se considera superior a los 300 hm³/año (habiéndose proyectado aumentar su capacidad hasta los 400 hm³/año en los próximos años), presentando el inconveniente de su elevado precio, reduciendo su viabilidad a usos urbanos y recreativos por su elevado valor añadido (Morote et al., 2017). Respecto a los recursos reutilizados, España es el país con mayor volumen reutilizado de la Unión Europea, con 347 hm³/año, lo que supone un tercio del total de la UE (Dirección General del Agua [DGA], 2020). En el contexto de la DHS, tanto los recursos reutilizados procedentes de aguas regeneradas como los retornos de aguas de regadío alcanzan un volumen superior a los 260 hm³/año (CHS, 2021a). El desarrollo de estos recursos no convencionales lleva asociado un elevado consumo energético que ha llevado al estudio de fuentes alternativas de energía, como sería la utilización de placas fotovoltaicas para autoconsumo (García et al., 2022), con el fin de reducir los costes financieros y generar un menor impacto medioambiental.

El peso de la agricultura en la Demarcación del Segura es muy importante, tanto en cultivos de regadío que suponen el 85 % de las demandas totales de la demarcación, con una superficie neta de más de 260.000 ha (490.000 ha de superficie bruta), como en los cultivos de secano. El valor de producción asociado al regadío de la DHS supera los 3.000 M€/año y el margen neto casi los 1.400 M€/año, con más de 115.000 empleos generados. Por otro lado, el valor añadido bruto (VAB) en la Demarcación del Segura alcanza para el sector de la agricultura una cifra muy cercana a los 1.600 M€ (CHS, 2020a).

En la DHS, el sector agrario, en concreto la agricultura de regadío de frutas y hortalizas, es principalmente exportador y establece la base de un sector agroalimentario ampliamente desarrollado. Las cifras de las exportaciones agroalimentarias de la Región de Murcia (principal Comunidad Autónoma de la DHS) alcanzaron en el año 2017 los 4.786 M€, lo que significó el 11,4% de las exportaciones agroalimentarias de España y el 46% de las exportaciones totales de la Región de Murcia (CHS, 2020a). Finalmente, para tomar en consideración la importancia económica directa del uso del agua en la agricultura en el ámbito de la DHS, cabe señalar que la productividad media del regadío para 2015 se cifra en 7.390 €/ha, lo que supone un 148% respecto al valor medio de este indicador calculado para toda España, y el más alto de todas las cuencas hidrográficas de la Península Ibérica (CHS, 2020b). La importancia del sector agrario de la DHS queda evidenciada en las anteriores cifras, lo que acentúa el valor limitante que la disponibilidad de recursos hídricos adquiere en un contexto caracterizado por la extrema escasez de los mismos.

1.3. Tarifas y cánones actuales para riego

El principio de la recuperación de los costes del agua de los servicios del agua supone uno de los pilares fundamentales de la Directiva Marco del Agua (DMA), tal y como se recoge en su artículo 9. Para el cálculo del grado de recuperación de costes es necesario realizar la comparativa entre los ingresos que se

obtienen por la realización de los servicios del agua y los costes que se imputan a cada uno de ellos para los distintos usos. En el borrador del PH 22/27, en concreto en su Anejo 9 de Recuperación de Costes (CHS, 2021b), se recogen las tarifas y cánones proporcionados por distintos agentes o bien porque hayan sido calculados. En la Tabla 1 se muestran únicamente los valores relativos al uso agrario; y en concreto, los correspondientes a las aguas trasvasadas del TTS, reutilización y desalinización, ya que son los considerados como más relevantes en el presente estudio.

Tabla 1. Síntesis de cánones y tarifas (€/m³) incluidas Anejo 9 de Recuperación de costes del borrador del PH 22/27, para el uso en el regadío

Servicio Regadío	Tarifa Aplicada	Valor (€/m ³)
Servicios de agua superficial en alta	TTS aguas trasvasadas	0,117893
	TTS recursos propios	0,023178
Reutilización	Tarifa media Anejo 9 borrador PH 22/27	0,0028
Desalinización	IDAM de Valdelentisco ACUAMED	0,6318
	IDAM de Águilas ACUAMED	0,4208
	IDAM de Escombreras CARM	0,6318
	IDAM de Torrevieja ACUAMED	0,5693
	IDAM de Bajo Almanzora ACUAMED	0,3478
	IDAM de El Mojón	0,6436
	IDAM de Cabo Cope	0,9975
	IDAM de Águilas CR	0,9975
	IDAM de Virgen de los Milagros	0,9975
	Tarifa media Anejo 9 borrador PH 22/27	0,5625

Leyenda: IDAM = Instalación Desaladora de Agua de Mar, ACUAMED: Aguas de las Cuencas Mediterráneas, CARM: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, CR: Comunidad de Regantes

Fuente: CHS (2021b)

El pasado 7 de agosto de 2021 fue publicada en el BOE la “Resolución de 29 de julio de 2021, de la Dirección General del Agua, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros de 27 de julio de 2021, sobre aprobación de las nuevas tarifas para aprovechamiento del acueducto Tajo-Segura” (BOE, 2021b). Las nuevas tarifas aprobadas con incidencia sobre la DHS quedan recogidas en la Tabla 2:

Tabla 2. Nuevas tarifas aprobadas para el ATS, aguas trasvasadas al Sureste (1) y nuevas tarifas aprobadas para el ATS propias de la cuenca del Segura que utilicen la infraestructura del ATS (2)

Costes y Gastos	(1) €/m ³	(2) €/m ³
Costes de las obras	0,011075	0,003769
Gastos fijos de funcionamiento	0,016651	0,013215
Gastos variables de funcionamiento	0,106435	0,031199
TOTAL	0,134161	0,048183

Fuente: BOE (2021b)

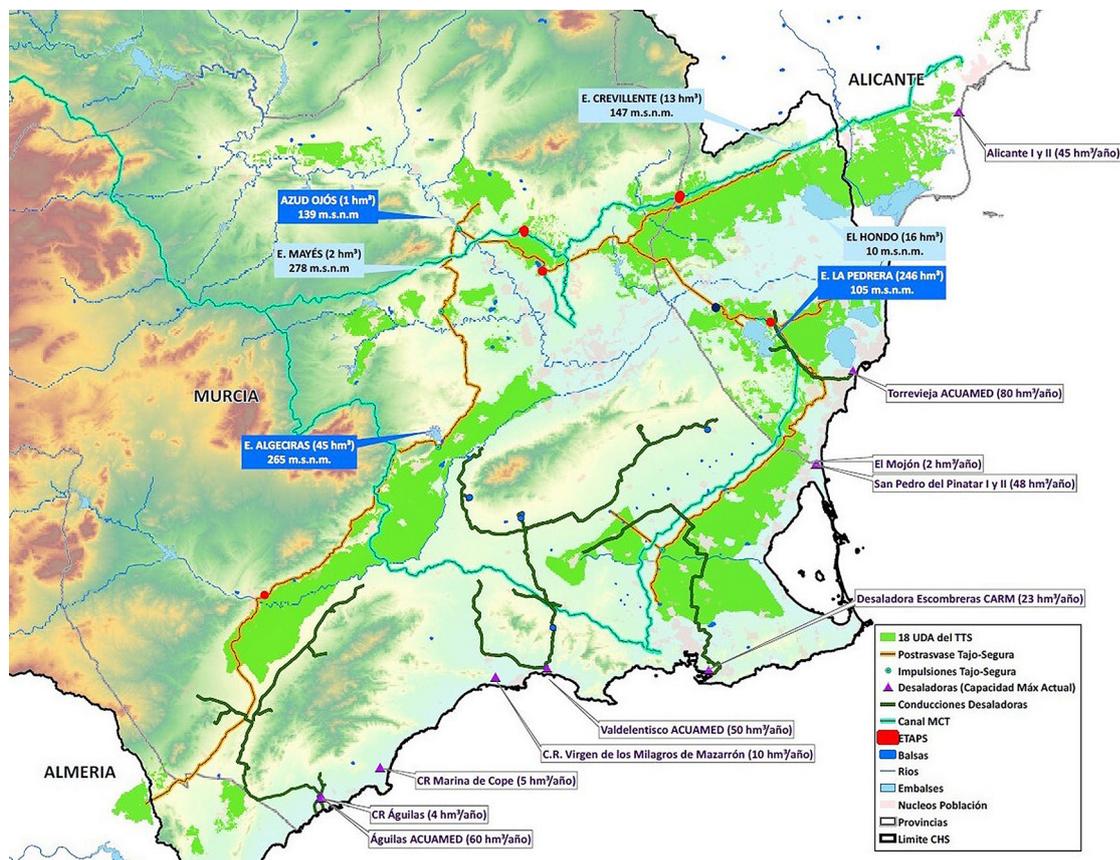
El nuevo escenario conlleva que las tarifas para los regadíos aumentarían un 14%, pasando de los 0,117891 €/m³ del año 2017 a los 0,134161 €/m³ del año 2021.

1.4. Infraestructura existente

Tal y como ha sido expuesto con anterioridad, en la DHS los recursos aplicados tienen diferentes procedencias, por un lado, los de origen natural, como son los superficiales y subterráneos propios, por otro lado, los no convencionales, procedentes de la desalinización y la reutilización, tanto de las aguas depuradas como de los retornos de riego. Otra fracción importante son los recursos externos, principalmente

los trasvasados por el TTS. La gestión de los mismos se realiza a través de un sistema único de explotación mediante una compleja red de distribución (CHS, 2021c). En la Figura 4 se han representado las principales infraestructuras actualmente operativas en la DHS, donde destacan los canales del Postrasvase Tajo-Segura, los canales de la Mancomunidad de Canales del Taibilla (MCT) y la localización y red de distribución de las principales instalaciones de desalinización de agua de mar (IDAM).

Figura 4. Mapa de las principales infraestructuras actualmente operativas en la DHS



Fuente: CHS (2022a). Elaboración propia

A continuación, se realiza una descripción de aquellas infraestructuras con especial incidencia sobre el presente estudio (CHS, 2022a).

En primer lugar, cabe destacar el río Segura y sus afluentes, por donde circulan principalmente los recursos superficiales propios, así como los procedentes del TTS, entre el embalse del Talave (río Mundo) y el Azud de Ojós. El embalse del Azud de Ojós (1 hm³ de capacidad y situado a 139 metros sobre el nivel del mar, m s.n.m) es una de las principales infraestructuras de distribución de la DHS, ya que en este punto se produce la derivación de los caudales del TTS, a través de los canales principales del Postrasvase Tajo-Segura, uno por la margen derecha mediante impulsión y otro por la margen izquierda por gravedad.

Por el canal principal de la margen derecha, con caudal máximo de 23 m³/s, se impulsan los caudales hasta el embalse del Mayés (capacidad de 2 hm³ y situado a 278 m s.n.m.), continuando posteriormente por gravedad hasta el embalse de la Rambla de Algeciras (capacidad 45 hm³ y situado a 265 m s.n.m.). Posteriormente, en las proximidades de la localidad de Alhama (situada en el Valle del río Guadalentín) se produce una segunda impulsión hasta la cota 330. Por su parte, el canal principal de la margen izquierda (caudal máximo de 30 m³/s) circula por gravedad desde el Azud de Ojós. Éste sigue una dirección paralela al río Segura hasta una bifurcación denominada El Partidor, continuando, por un lado, hasta el embalse de Crevillente (capacidad 13 hm³ y situado a 147 m s.n.m.) y, por otro lado, hasta el embalse de La Pedrera (capacidad 246 hm³ y situado a 106 m s.n.m.), situado en la Vega Baja del Segura y desde donde se abastece a importantes zonas de regadío (Campo de Cartagena, Riegos de Levante Margen Derecha y la zona regable de La Pedrera).

La capacidad máxima de desalinización en la DHS alcanza los 334 hm³/año en el año 2021 (CHS, 2021a), distribuido en sus 13 IDAM. Las más importantes son las gestionadas por ACUAMED (Aguas de las Cuencas Mediterráneas) que alcanzan una producción conjunta de 197 hm³/año, correspondiendo 80 hm³/año a la IDAM de Torre Vieja, 60 hm³/año a la IDAM de Águilas, 50 hm³/año a la IDAM de Valdelentisco y 7 hm³/año a la IDAM de Bajo Almanzora. Las gestionadas por la MCT alcanzan un volumen de producción 93 hm³/año, siendo 48 hm³/año de San Pedro del Pinatar I-II y 45 hm³/año de Alicante I-II. Del resto del volumen, destaca la IDAM de Escombreras con 23 hm³/año, gestionada por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, quedando un resto de 21 hm³/año de IDAM privadas gestionadas por Comunidades de Regantes.

De todas ellas, para el presente estudio, tiene especial importancia la IDAM de Torre Vieja, puesto que se prevé un aumento de la capacidad de desalinización para el año 2027 de 40 hm³/año adicionales, lo que supondría alcanzar un volumen total de 120 hm³/año (CHS, 2021c). Su localización estratégica permite la distribución de sus caudales a las zonas regables de La Pedrera, al Campo de Cartagena y los canales de la MCT. Las otras ampliaciones previstas en las IDAM de la CHS corresponderían a la IDAM de Valdelentisco (20 hm³/año adicionales) y a la IDAM de Águilas (10 hm³/año adicionales), lo que supondría un aumento de la capacidad de desalinización con vistas a 2027 de 70 hm³/año, alcanzando los 404 hm³/año (CHS, 2021c).

2. Metodología

El desarrollo metodológico del análisis del déficit hídrico en la DHS precisa, como paso previo a la obtención de los resultados, el cálculo del balance hídrico en el área de estudio, mediante un proceso escalar por el cual primero se efectúa dicho balance considerando la DHS al completo, para después obtener ese dato del área regable por el TTS, en particular.

Para la obtención de los resultados del estudio, en primer lugar, se realiza una identificación geográfica del déficit cuantificado en el borrador del PHDS 22/27, estableciendo la diferencia entre aquellas zonas cuyo déficit procede de la insuficiencia de recursos trasvasados del TTS y aquellas donde los principales recursos aplicados son subterráneos no renovables y cuya utilización está limitada hasta el año 2027.

En segundo lugar, se plantean diferentes opciones de compensación del déficit, mediante la aplicación de nuevos recursos, principalmente procedentes de la desalinización de agua de mar, ya que suponen el recurso con mayores posibilidades de aumentar los volúmenes actuales.

En tercer lugar, se analizan las soluciones actualmente contempladas en la planificación hidrológica, que consideran la ampliación de la infraestructura actual, posibilitando de este modo la movilización de recursos desalinizados hasta el Azud de Ojós, pero generando nuevos sobrecostes que ponen en cuestión su viabilidad económica para el regadío.

Finalmente, se plantea la compensación del déficit hídrico, teniendo en cuenta la posible reducción de los recursos trasvasados del TTS con la aprobación del borrador del PHDT 22/27, el aumento de la desalinización hasta la capacidad máxima considerada para el año 2027 y el aumento de la reutilización de las aguas regeneradas que actualmente son vertidas al mar.

2.1. Balance hídrico en la DHS

Para establecer el balance hídrico en la DHS debe conocerse la totalidad de los recursos disponibles y el volumen necesario para atender a las demandas, tanto las actuales como las futuras. Para ello se ha recurrido a la información del nuevo borrador de la Planificación Hidrológica (tercer ciclo de planificación 2022-2027), que está pendiente de aprobación y que se identifica a lo largo del presente trabajo por la abreviatura PH 22/27. En dicho documento, además del cálculo del déficit registrado actualmente (referido al año 2021), se contempla la proyección del déficit para el horizonte futuro (año 2027).

Los diferentes tipos de demanda, según la clasificación establecida en la Planificación Hidrológica, son los siguientes: agrarias, urbanas, industriales, recreativas (campos de golf), ambientales (humedales) y otras. En cuanto a la oferta de recursos hídricos, éstos pueden proceder de las fuentes internas superficiales o subterráneas del área (endógenos), de recursos no convencionales o alternativos, tales como la reutilización de los efluentes regenerados o la desalinización, o bien de recursos externos o exógenos, tales como los trasvases de agua.

La Planificación Hidrológica establece dos tipologías de déficit, por un lado, el déficit de aplicación, que se produce al no conseguir satisfacer las demandas establecidas mediante los recursos renovables disponibles; y, por otro lado, el déficit total, que considera el déficit de aplicación y los recursos no renovables, tales como la sobreexplotación de las masas subterráneas. Cabe señalar que, para el horizonte 2027, la planificación no considera la aplicación de recursos no renovables, ya que todas las masas deberán encontrarse en buen estado y, por consiguiente, no existiría diferencia entre ambos déficits.

Con estas consideraciones, en la Tabla 3 y en la Figura 5 se exponen los resultados obtenidos a partir del balance hídrico para el año 2021 según el PH 22/27. En el sistema único de explotación de la DHS, las simulaciones llevadas a cabo para la serie corta 1980/81-2017/18, para la satisfacción de las demandas de 1.831 hm³/año, conllevaría la aplicación de 1.734 hm³/año, lo que supondría un déficit de aplicación de 97 hm³/año. Puesto que parte de los recursos aplicados corresponden a recursos no renovables (sobreexplotación), con un valor de 214 hm³/año, el déficit total correspondería a la suma de ambos, alcanzando un total de 311 hm³/año, correspondiendo íntegramente a la demanda agraria, siendo la demanda más importante en cuanto a volumen, ya que supone el 84 % del total de las demandas (CHS, 2021c).

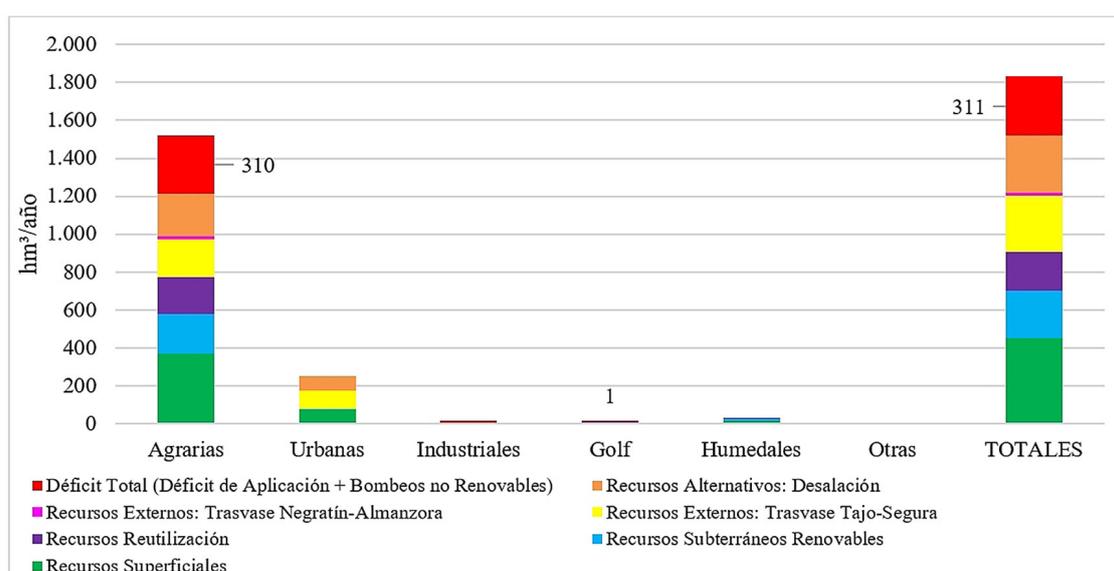
Tabla 3. Aplicación de recursos hídricos en función de su procedencia y su uso en la DHS, y cálculo del déficit para el año 2021 (hm³/año)

Recursos/Demandas	Agraria	Urbana	Indus.	Golf	Ambiental	Otras	Total
Superficiales	367	70			14		451
Subterráneos renovables	212	7	7	4	14	7	251
Subterráneos no renovables	213			1			214
Reutilización*	197			5	4		205
Trasvases*	215	98					312
Desalinización	223	75	2	2			302
Agua Aplicada Total	1.426	250	9	11	32	7	1.734
Demanda Bruta	1.523	250	9	11	32	7	1.831
Déficit Aplicación	96	0	0	0	0	0	97
Déficit Total	310	0	0	0	0	0	311

* La reutilización engloba la reutilización directa, indirecta y de azarbes; los trasvases engloban el Trasvase Tajo-Segura y Trasvase Negratín-Almanzora

Fuente: CHS (2021c). Elaboración propia

Figura 5. Comparativa entre las demandas y los recursos aplicados en la DHS, para el año 2021 (hm³/año)



Fuente: CHS (2021c). Elaboración propia

Respecto al horizonte futuro (año 2027), Tabla 4 y Figura 6, las demandas alcanzan los 1.843 hm³/año y los recursos aplicados se reducen hasta los 1.573 hm³/año, debido principalmente a la eliminación de los recursos subterráneos no renovables, siendo el déficit total de 270 hm³/año (CHS, 2021c). No obstante, debe destacarse que el déficit total se ha reducido entre ambos años en aproximadamente 40 hm³/año, producido principalmente por el aumento de la desalinización, que alcanzaría en el año 2027 un volumen de 370 hm³/año.

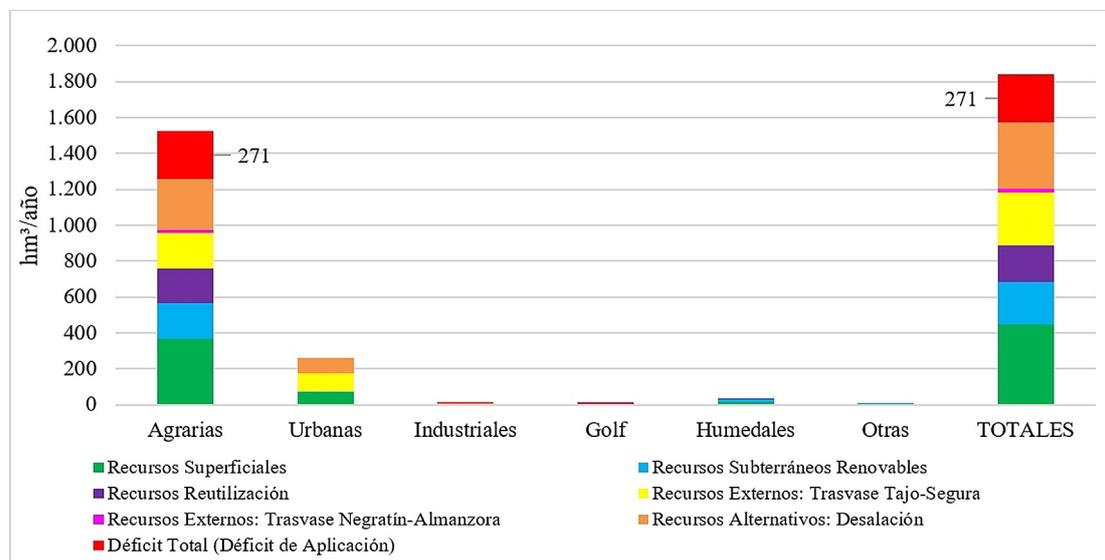
Tabla 4. Aplicación de recursos hídricos en función de su procedencia y su uso en la DHS, y cálculo del déficit para el año 2027 (hm³/año)

Recursos/Demandas	Agraria	Urbana	Indus.	Golf	Ambiental	Otras	Total
Superficiales	367	68			14		449
Subterráneos renovables	197	8	7	4	14	7	236
Subterráneos no renovables							0
Reutilización*	196			5	4		205
Trasvases*	215	98					312
Desalinización	281	85	2	2			370
Agua Aplicada Total	1.256	258	9	11	32	7	1.573
Demanda Bruta	1.526	258	9	11	32	7	1.843
Déficit Aplicación	270	0	0	0	0	0	270
Déficit Total	270	0	0	0	0	0	270

* La reutilización engloba la reutilización directa, indirecta y de azarbes; los trasvases engloban el Trasvase Tajo-Segura y Trasvase Negratín-Almanzora

Fuente: CHS (2021c). Elaboración propia

Figura 6. Comparativa entre las demandas y los recursos aplicados en la DHS, para el año 2027 (hm³/año)



Fuente: CHS (2021c). Elaboración propia

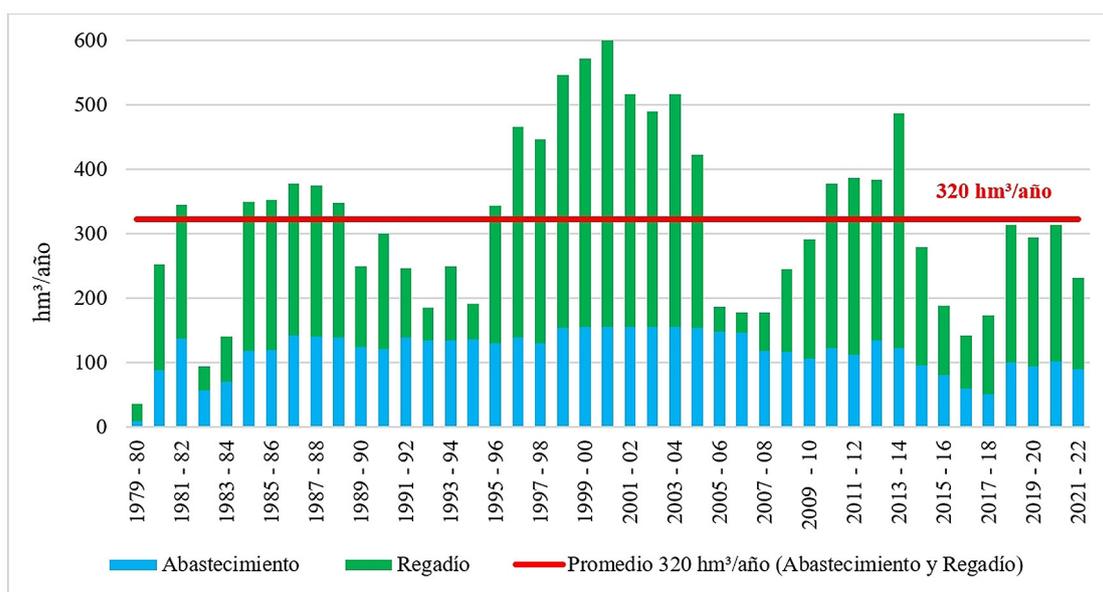
2.2. Balance hídrico en el área regable del TTS

El déficit estimado anteriormente se refiere a la totalidad de la DHS, incluyendo sus 64 unidades de demanda agraria (UDA). Cabe señalar que las zonas regables del TTS la componen únicamente 18 UDA.

Con el objetivo de satisfacer parte de esta demanda de las 18 UDA, en la Figura 7 se han representado los volúmenes históricos trasvasados por el TTS desde el embalse de La Bujeda (cabecera del acueducto Tajo-Segura), diferenciando entre el regadío (aplicado en las 18 UDA) y el abastecimiento; y, donde queda

de manifiesto como el 57% del volumen trasvasado ha tenido como aplicación la agricultura de regadío. Adicionalmente, puede observarse como, entre 1979 y 2022, se ha trasvasado una media anual de 320 hm³ destinados en conjunto a regadío y abastecimiento. La media trasvasada anualmente con destino abastecimiento ha sido de 120 hm³, mientras que, con destino regadío, la media asciende hasta los 200 hm³/año, que es justo la mitad del valor que podía haber sido trasvasado como máximo para ese uso según lo establecido en la ley 52/1980 (Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura [SCRATS], 2022).

Figura 7. Representación de los volúmenes históricos transferidos por el TTS, destinados a regadío y abastecimiento, en el periodo 1979-2022



Fuente: SCRATS (2022). Elaboración propia

Considerando la aplicación total de recursos en las 18 UDA regables por el TTS, en la Tabla 5 se ha procedido a calcular tanto el déficit de aplicación como el déficit total en el año 2021 y en el horizonte futuro (año 2027), desglosados por UDA y agrupadas por provincias (Murcia, Alicante y Almería). En el año 2021, el déficit total alcanza los 102 hm³/año (correspondiendo 20 hm³/año a la sobreexplotación), mientras que en el horizonte futuro (2027) éste se reduce a los 85 hm³/año por el incremento de la aplicación de recursos desalinizados (CHS, 2021c).

Tabla 5. Información detallada de la demanda y el déficit, en las zonas regables del TTS (18 UDA)

Nº UDA	Demanda Bruta 2021 y 2027	Déficit Aplicación 2021	Déficit Total 2021	Déficit Aplicación 2027	Déficit Total 2027
UDA 26	16,8	2,7	2,7	0,0	2,7
UDA 37	22,2	4,0	4,0	0,0	4,2
UDA 38	15,4	5,1*	5,0	0,0	3,9
UDA 39	33,4	10,1	10,1	0,0	10,0
UDA 40	13,7	2,5*	2,4	0,0	2,2
UDA 41	4,2	0,0	0,4	0,0	0,1
UDA 58	126,3	17,3	17,6	0,0	18,5
UDA 61	48,1	8,5	9,0	0,0	8,7
UDA 65	68,2	12,4	28,3	0,0	14,0
UDA 66	6,9	1,3	1,4	0,0	1,4
UDA 73	11,0	0,9	1,6	0,0	1,2

Nº UDA	Demanda Bruta 2021 y 2027	Déficit Aplicación 2021	Déficit Total 2021	Déficit Aplicación 2027	Déficit Total 2027
SUBTOTAL MURCIA	366,0	64,8	82,5	0,0	66,9
UDA 52	15,9	1,6*	1,5	0,0	1,5
UDA 53	52,4	5,5	5,9	0,0	4,8
UDA 54	37,6	0,0	0,0	0,0	0,0
UDA 56	52,5	2,9	3,4	0,0	3,0
UDA 72	40,0	7,1	7,1	0,0	7,1
SUBTOTAL ALICANTE	198,4	17,1	17,9	0,0	16,4
UDA 70	8,5	0,0	0,2	0,0	0,3
UDA 71	13,9	0,7	1,6	0,0	1,4
SUBTOTAL ALMERÍA	22,4	0,7	1,8	0,0	1,7
TOTAL	586,8	82,6	102,2	0,0	85,0

* En algunas UDA se ha identificado como el déficit de aplicación es superior al déficit total (0,1 hm³); podría tratarse de una errata, ya que la sobreexplotación no puede resultar negativa

Fuente: CHS (2021c). Elaboración propia

3. Resultados

3.1. Identificación geográfica del déficit

Tal y como ha sido analizado en el apartado 2.1 del presente estudio, el déficit de aplicación es aquel que se produce por la insuficiencia de recursos para atender a las demandas (demanda – recurso disponible). Por otro lado, la sobreexplotación de acuíferos es aquella cantidad de extracciones (bombeos) que excede la recarga natural de los mismos. Finalmente, el déficit total se cuantifica como la suma del déficit de aplicación y de la sobreexplotación en cada una de las unidades de demanda. En la Tabla 6, y centrándonos exclusivamente en las demandas agrarias, se resumen las cuantías de estos tres conceptos para el área geográfica completa de la DHS, tanto para las 64 UDA como para las 18 UDA atendidas con aguas del TTS, para el año 2021, atendiendo a los balances hídricos previos establecidos tanto para la DHS como para las zonas regables del TTS. Analizando esta situación deficitaria, por la cual las demandas son muy superiores a los recursos disponibles, la infraestructura actualmente existente limita la movilización de nuevos recursos a zonas costeras y a precios que pueden poner en dificultad su viabilidad.

Tabla 6. Cuantificación del déficit de aplicación, la sobreexplotación de acuíferos y el déficit total en las UDA de la DHS, año 2021

Borrador PH 22/27	Déficit Aplicación (hm ³ /año)	Sobreexplotación (hm ³ /año)	Déficit Total (hm ³ /año)
64 UDA (DHS)	96	214	310
18 UDA (TTS)	83	20	102

Fuente: CHS (2021c). Elaboración propia

Como queda de manifiesto en la tabla anterior, el déficit de aplicación en las 64 UDA (96 hm³/año) se concentra en las 18 UDA del TTS (83 hm³/año) a causa de la falta de garantía de los recursos trasvasados desde el Tajo. Respecto a la sobreexplotación (214 hm³/año), sólo una pequeña fracción (20 hm³/año) se produce en las 18 UDA, ya que éste se concentra en otras áreas (principalmente en el altiplano de Murcia y en el sureste de Albacete con 75 hm³/año, Ascoy-Sopalmo con 46 hm³/año, Valle del Guadalentín no TTS con 40 hm³/año y Mazarrón con 12 hm³/año). Por lo tanto, el déficit total en las UDA alcanza los 310 hm³/año, en el año 2021, como suma del déficit de aplicación (96 hm³/año) y la sobreexplotación (214 hm³/año).

El horizonte 2027 es el límite temporal máximo para que las masas de agua alcancen el buen estado y, por tanto, no exista sobreexplotación de acuíferos, por lo tanto, la cuantía de la sobreexplotación pasaría a formar parte del déficit de aplicación, ya que serían recursos que no podrían aplicarse. Como puede verse en la Tabla 7, el déficit de aplicación en las 64 UDA alcanzaría los 270 hm³/año, correspondiendo

85 hm³/año a las 18 UDA del TTS, que incluiría el déficit de aplicación y la cuantía de sobreexplotación no aplicada. El resto del déficit de aplicación de 185 hm³/año en 46 UDA se concentra principalmente en las mismas zonas analizadas que acumulaban la sobreexplotación en el año 2021 (la zona del altiplano de Murcia y el sureste de Albacete con 81 hm³/año, Ascoy-Sopalmo con 37 hm³/año, Valle del Guadalentín no TTS con 26 hm³/año y Mazarrón con 10 hm³/año).

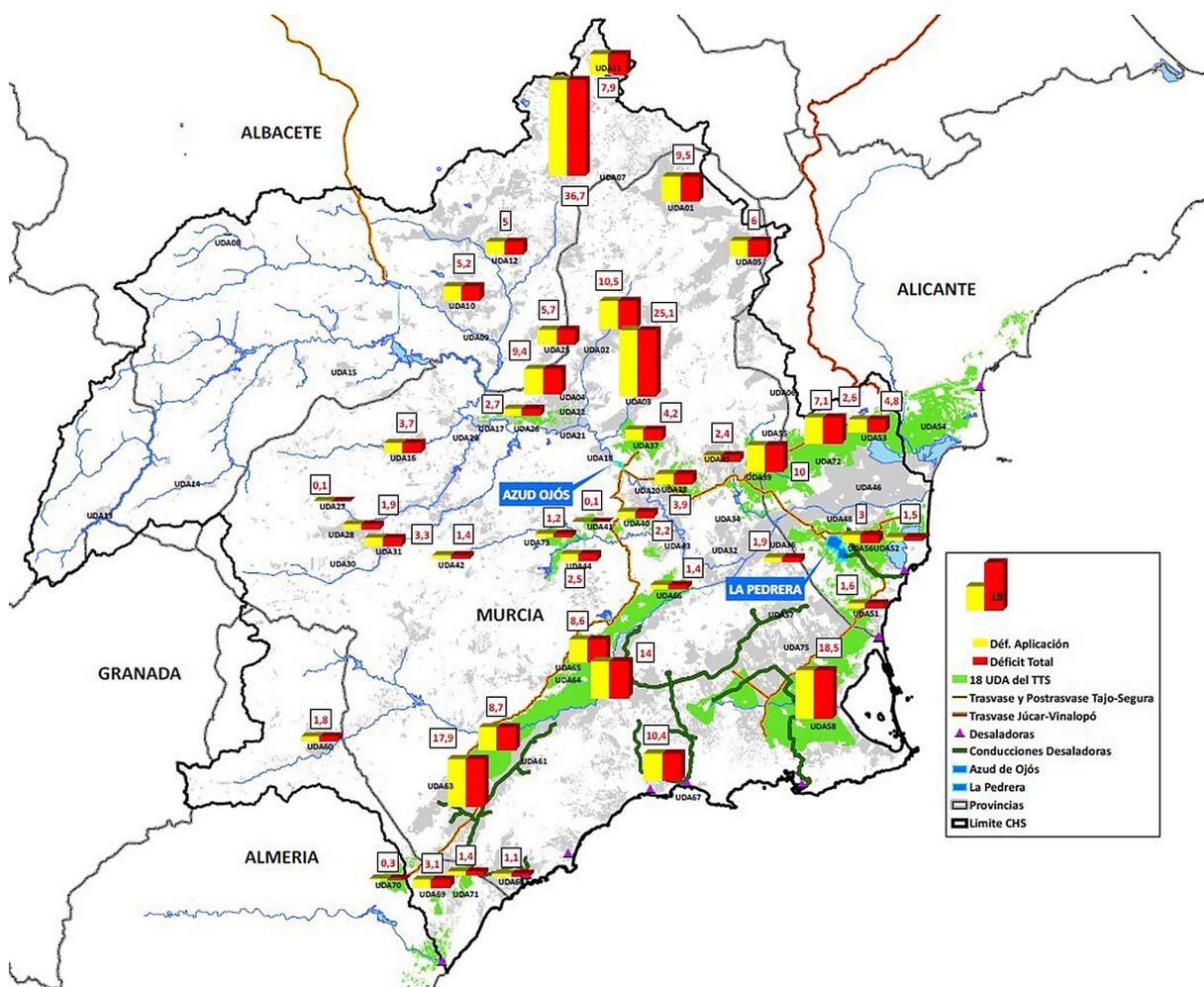
Tabla 7. Previsión de cuantificación del déficit de aplicación, la sobreexplotación de acuíferos y el déficit total en las UDA de la DHS, para el año 2027

Borrador PH 22/27	Déficit Aplicación (hm ³ /año)	Sobreexplotación (hm ³ /año)	Déficit Total (hm ³ /año)
64 UDA (DHS)	270	0	270
18 UDA (TTS)	85	0	85

Fuente: CHS (2021c). Elaboración propia

Así, el déficit total en las UDA alcanzaría los 270 hm³/año en el horizonte futuro (año 2027), coincidente con el déficit de aplicación. En la Figura 8 se han representado los valores de las 64 UDA.

Figura 8. Localización geográfica de la previsión del déficit de aplicación, la sobreexplotación de acuíferos y el déficit total en las UDA de la DHS, para el año 2027



Fuente: CHS (2021c). Elaboración propia

Una vez identificado el déficit geográficamente resulta imprescindible plantear las diferentes posibilidades para su reducción. Los recursos naturales, superficiales y subterráneos no permiten ampliar su oferta y deben tenerse en cuenta además los impactos producidos por los efectos del cambio climático

(Hervás & Delgado, 2019) sobre la oferta de los recursos hídricos en las regiones más vulnerables como la DHS (IPCC, 2007), ya que las situaciones de escasez y sequía podrían empeorar, aumentando el área y la población que vive bajo estrés hídrico (Estrela & Vargas, 2012). Del mismo modo, los recursos trasvasados del TTS, dependientes de los recursos naturales en la cabecera del río Tajo, podrían verse reducidos. Por lo tanto, los únicos recursos que podrían ver aumentada su oferta serían, por un lado, los procedentes de la reutilización, muy acotados a zonas próximas a las depuradoras y, por otro lado, los recursos desalinizados, también limitados a zonas costeras, pero con una extensa red de distribución que permitiría una movilización geográfica de nuevos recursos.

Por todo ello, se han establecido dos ámbitos geográficos principales entre las 64 UDA que componen la DHS: el constituido por las UDA que presentan déficit (44 UDA) y las que no lo padecen (20 UDA). A su vez, el ámbito geográfico de las UDA con déficit puede subdividirse en dos áreas funcionales: la que abarca aquellas UDA conectadas (o con posibilidad de conexión) a infraestructuras que permitirían el intercambio de recursos desalados y que se ha denominado en este estudio “ámbito de las desaladoras” (34 UDA); y el área restante, caracterizada por incluir las UDA desconectadas de todo tipo de infraestructuras que imposibilitarían dicho intercambio (ya sea infraestructura del Trasvase, de las plantas desaladoras o incluso de la Mancomunidad de los Canales del Taibilla), ubicadas principalmente en el Sureste de Albacete, Altiplano de Murcia y Ascoy-Sopalmo (10 UDA). Por lo que respecta a las 18 UDA de las zonas regables del Trasvase, éstas se incluyen en el denominado como ámbito de las desaladoras.

El déficit de las 64 UDA de la DHS se cuantifica en 270 hm³/año para el año 2027, de los que 85 hm³/año se corresponden a las 18 UDA del TTS, 67 hm³/año corresponden a 16 UDA situadas fuera de las zonas regables del TTS, pero en el ámbito de las principales desalinizadoras y, el resto de 118 hm³/año (81 hm³/año en el altiplano de Murcia y sureste de Albacete y 37 hm³/año en la zona del Ascoy-Sopalmo), fuera del ámbito de las desalinizadoras, lo que no permitiría la aplicación de estos recursos. En la Tabla 8 se desglosan los resultados por UDA y ámbito geográfico.

Tabla 8. Déficit total en 2027 (PH 22/27) en la DHS, desglosado por UDA y ámbito geográfico funcional al que pertenece

Número UDA y denominación		Demanda agraria (hm ³ /año)	Déficit Total (hm ³ /año)
58	RR en ZRT Campo Cartagena	126,3	18,5
65	RR del TTS de Totana, Alhama y Librilla	68,1	14
39	RR del TTS de la ZRT zona IV Vega Alta-Media	33,4	10
61	RR del TTS de Lorca	48	8,7
72	RR del TTS en la margen izquierda de la Vega Baja	40	7,1
53	Riegos de Levante Margen Izquierda-Segura	52,4	4,8
37	RR del TTS de la ZRT zona II Vega Alta-Media	22,2	4,2
38	RR del TTS de la ZRT zona III Vega Alta-Media	15,4	3,9
56	RR del TTS de la ZRT La Pedrera	52,5	3
26	RR del TTS de la ZRT zona I Vega Alta-Media	16,8	2,7
40	RR del TTS de la ZRT zona V Vega Alta-Media	13,7	2,2
52	Riegos de Levante, margen derecha	15,9	1,5
71	RR del TTS en Almería-Segura	13,9	1,4
66	RR del TTS de Sangonera la Seca	7	1,4
73	RR del TTS de la ZRT de la zona de Mula y Pliego	11	1,2
70	RR del TTS en el Distrito Hidrográfico Mediterráneo de Andalucía (Almería)	8,5	0,3
41	RR del TTS de Yéchar	4,2	0,1
54	Riegos Levante Margen Izquierda-Vinalopó-L'Alacantí	37,6	0
18 UDA TTS ÁMBITO DESALADORAS		587	85
64	Regadíos mixtos subt., res. y desal. acuífero Bajo Guadalentín	62,9	17,9
67	Mazarrón	31,8	10,4

Número UDA y denominación		Demanda agraria (hm ³ /año)	Déficit Total (hm ³ /año)
63	Regadíos mixtos subt., res. y desal. acuífero Alto Guadalentín	50,8	8,6
25	Regadíos de acuíferos en la Vega Alta	12,1	5,7
16	Moratalla	8	3,7
31	Cabecera de Quípar, mixto	17,3	3,3
69	Almería-Segura	31,1	3,1
55	Acuífero de Crevillente	3,2	2,6
44	Regadíos mixtos, subt., super. y residuales de Pliego	9,5	2,5
36	Regadíos de acuíferos en la Vega Media	11	1,9
28	Cabecera de Argos, mixto	17,1	1,9
60	Regadíos aguas arriba de Puentes	5,1	1,8
51	Regadíos mixtos de acuíferos y dep. del Sur de Alicante	9,9	1,6
42	Cabecera de Mula, mixto	5,1	1,4
68	Águilas	29,9	1,1
27	Cabecera de Argos, pozos	5,4	0,1
16 UDA EN EL ENTORNO DE LAS DESALADORAS NO TTS		310	67
TOTAL 34 UDA EN EL ENTORNO DE LAS DESALADORAS		897	152
10 UDA FUERA DEL ENTORNO DE LAS DESALADORAS		214	118
20 UDA SIN DÉFICIT		416	0
TOTAL 64 UDA DHS		1.527	270

Leyenda: RR = Regadíos redotados, ZRT: Zonas regables del Trasvase

Fuente: CHS (2021c). Elaboración propia

Finalmente, atendiendo a los datos del borrador del PH 22/27, en el año horizonte 2027, el déficit de las UDA situadas en el ámbito de las desaladoras sería de 152 hm³/año, que son objeto de estudio en el presente trabajo con el fin de identificar posibles soluciones que permitan su reducción.

3.2. Posibles soluciones a adoptar

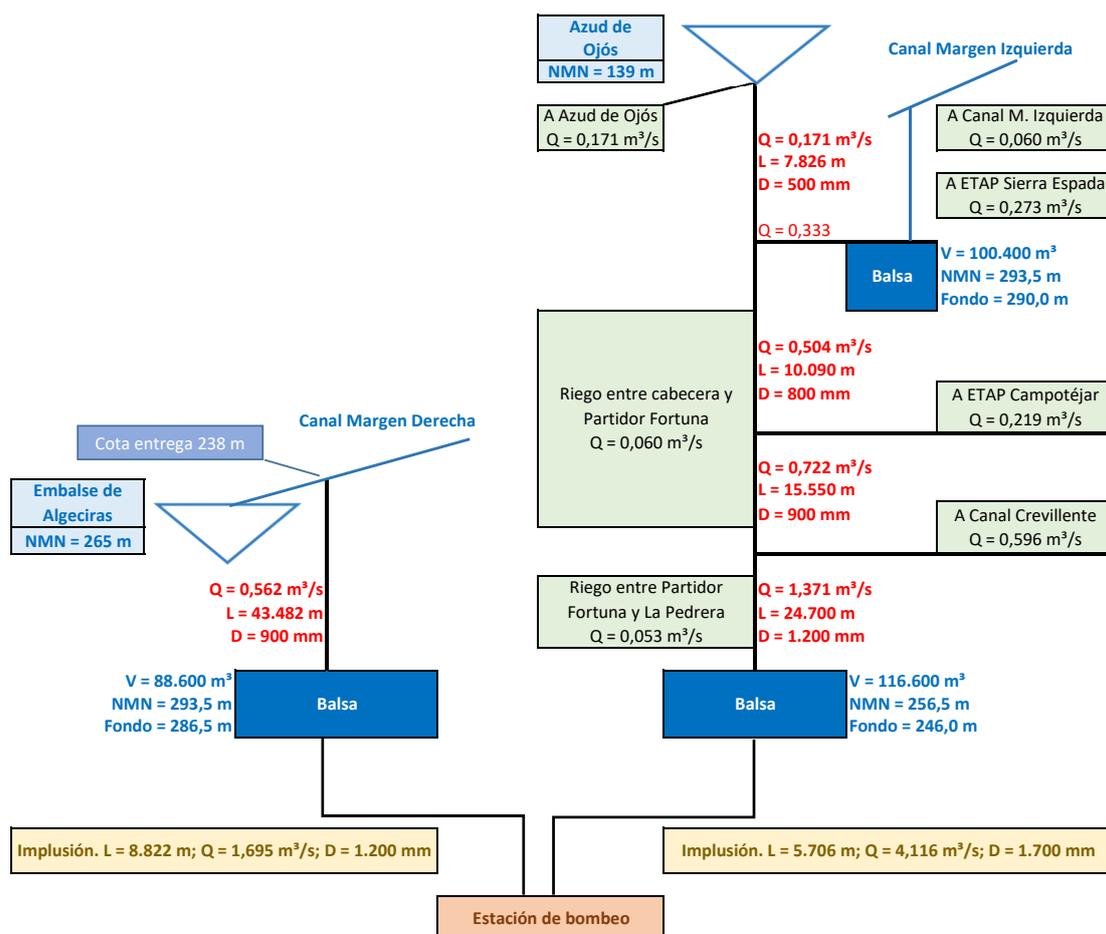
En función de lo expuesto en el presente estudio, las demandas superan ampliamente los recursos, generando un déficit estructural, lo que permite vislumbrar la sensibilidad del sistema de explotación ante situaciones de sequía (Vargas & Paneque, 2019). Para determinar esta sensibilidad, el *Water Scarcity and Drought Expert Group of the European Commission* presentó el WEI (Water Exploitation Index), incluido dentro de un conjunto de indicadores comunes para la escasez de agua y la sequía (Stefano et al., 2020). Un WEI por encima del 20% indica presencia de estrés hídrico y mayor del 40% una escasez severa, por fuerte competencia por el agua con dificultad para el mantenimiento de los ecosistemas (Durán-Sánchez et al., 2017). Los resultados promedio de la utilización y los consumos de agua en la DHS alcanzan un valor del 118 % para el S-WEI y del 85 % para el WEI +, lo que refleja una situación severa de escasez, que podría agravarse en episodios de sequía (DGA, 2018). Adicionalmente a estos resultados, se ha comprobado como las previsiones para el año 2027 supondrían una reducción de recursos, aun contando con un incremento en la oferta de recursos no convencionales.

Recientemente, en agosto de 2019, la CHS adjudicó el contrato de “Servicios técnicos necesarios para la redacción del estudio de la conexión de las desaladoras de agua de mar de interés general en la Cuenca del Segura”, donde se abordaba el “estudio de la interconexión de todo el sistema integrado entre las instalaciones de desalación entre sí y con las UDA reconocidas en el Plan de Cuenca”⁵, con el objetivo de la distribución de nuevos recursos a las zonas de la DHS con déficit hídrico, especialmente a las zonas regables del TTS.

5 https://contrataciondelestado.es/wps/portal/!ut/p/b0/04_Sj9CPykyssy0xPLMnMz0vMAfjU1JTC3Iy87KtUJLEnNyUuNzMpMzSxKTgQr0w_Wj9KMyU1zLcvQj3QxNgtOKLlx9LUvKlvNCsgP9DFQNohxtbfULcnMdAY4PbGU!/

Posteriormente, por resolución de fecha 5 de julio de 2022, el Director General del Agua autorizó la incoación del expediente de información pública del “Anteproyecto de las obras de interconexión de las desaladoras de agua de mar de Interés General en la Cuenca del Segura”⁶. Las principales actuaciones contempladas supondrían la movilización de 220 hm³/año hasta el Azud de Ojós desde el embalse de La Pedrera y 50 hm³/año hasta el embalse de la Rambla de Algeciras desde el embalse de La Pedrera, asociados a la IDAM de Torrevieja, así como la conducción de la balsa del Cerro Colorado, asociada a la IDAM de Águilas. En la Figura 9 se muestra el esquema de ambas actuaciones propuestas de conexión.

Figura 9. Esquema de las conducciones de conexión desde el embalse de La Pedrera hasta el Azud de Ojós y el embalse de la Rambla de Algeciras



Fuente: CHS (2022b). Elaboración propia

El principal objetivo del anteproyecto es la movilización de recursos desalinizados a zonas deficitarias alejadas de la costa, con derechos de agua, y que permita igualar las garantías de todos los usuarios del TTS. El coste de las actuaciones planteadas alcanzaría los 285 M€ (presupuesto base de licitación) y contemplaría principalmente los elementos de conexión que se desarrollan a continuación (CHS, 2022b).

La primera de las conexiones proyectadas conectaría el embalse de La Pedrera con el Azud de Ojós. La conexión se realizaría a través de los siguientes elementos: Bombeo desde La Pedrera hasta una balsa de regulación (situada a 256 m s.n.m.), en un tramo de 5,7 km, posteriormente desde la balsa circularía por gravedad hasta el citado Azud de Ojós, donde se consideran múltiples derivaciones de los caudales, destacando el Canal de Crevillente y zonas regables del TTS (CHS, 2022b).

La segunda de las conexiones uniría el embalse de La Pedrera con el embalse de la Rambla de Algeciras. La conexión se realizaría a través de un primer tramo donde se sitúa un bombeo desde La Pedrera

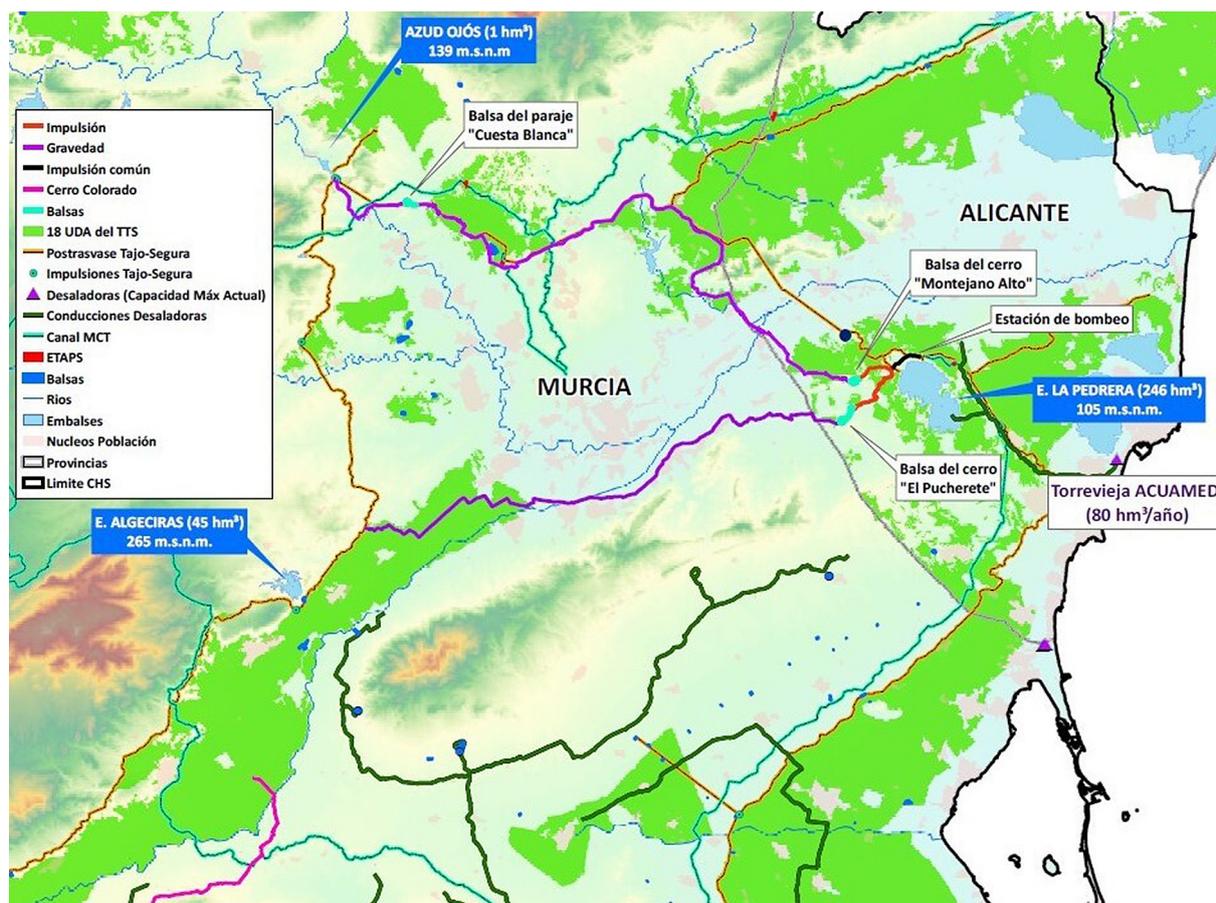
⁶ https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-B-2022-25616

hasta una balsa de regulación (situada a 293 m s.n.m.), en un tramo de 8,8 km, posteriormente desde la citada balsa circularía por gravedad 43 km hasta el canal principal de la margen derecha del Postrasvase Tajo-Segura (a la cota de 238 m), llegando finalmente por gravedad hasta el embalse de la Rambla de Algeciras (CHS, 2022b).

Finalmente, se completaría el tramo pendiente, en el municipio de Totana, de la conducción desde la balsa de Cerro Colorado en el tramo comprendido la toma 26 de la CR Totana y la futura toma de la CR Alhama (CHS, 2022b).

En la Figura 10 se muestran las actuaciones propuestas en el anteproyecto.

Figura 10. Emplazamiento de las actuaciones propuestas



Fuente: CHS (2022b). Elaboración propia

La adopción de las presentes actuaciones llevaría asociados otros aspectos económicos que repercutirían en el precio final del agua suministrada y que supondrían importantes sobrecostos que afectarían directamente a la capacidad de pago de los usuarios. Tomando como referencia los valores recogidos en el borrador del PH 22/27 y analizados con anterioridad, la tarifa de la IDAM de Torrevieja alcanza los 0,5693 €/m³. No obstante, la distribución de los nuevos recursos por las infraestructuras proyectadas llevaría asociados unos sobrecostos vinculados principalmente a las elevaciones y sus gastos energéticos. Por todo ello, a continuación, se ha realizado un análisis de los sobrecostos que se producirían durante la explotación de las infraestructuras planificadas, sin tener en cuenta en esta estimación el coste de ejecución de las mismas (CHS, 2022b).

Para la conexión del embalse de La Pedrera con el Azud de Ojós, la impulsión proyectada podría elevar un caudal máximo de 4,116 m³/s (204 m.c.a.) hasta la balsa de regulación "Montejano Alto", en un tramo de 5,7 km de longitud (con un diámetro de 1.700 mm). Para la conexión entre el embalse de La Pedrera y el embalse de la Rambla de Algeciras, la impulsión dispondría de una capacidad máxima de

1,695 m³/s (245 m.c.a.) hasta la balsa de regulación “El Pucherete”, en un tramo de 8,8 km de longitud (con un diámetro de 1.200 mm).

La capacidad de producción máxima de la IDAM de Torre vieja cuantificada para el año 2027 alcanzaría los 120 hm³/año (40 hm³/año para abastecimiento y 80 hm³/año). De este volumen, en el anteproyecto analizado, se estima la movilización de 43,3 hm³/año al Azud de Ojós (25,2 hm³/año para abastecimiento y 18,1 hm³/año para regadío) y 17,1 hm³/año al embalse de la Rambla de Algeciras (3,4 hm³/año para abastecimiento y 13,7 hm³/año para regadío), quedando el resto del volumen desalinizado aplicado en zonas próximas a la IDAM (CHS, 2022b). Por todo ello, como base para los cálculos realizados se considera el bombeo de 60,4 hm³/año (43,3 hm³/año al Azud de Ojós y 17,1 hm³/año al embalse de la Rambla de Algeciras), siendo éste el caudal máximo contemplado en las alternativas proyectadas y teniendo en cuenta para ello el número de horas necesarias (Tabla 9):

Tabla 9. Caudales a bombear en las actuaciones propuestas

Actuación	hm ³	m ³ /s	Horas
Azud de Ojós	43,264	4,116	8
Embalse Rambla de Algeciras	17,131	1,695	8

Fuente: CHS (2022b). Elaboración propia

Finalmente, para realizar la estimación final de los sobrecostes, el precio de la electricidad contemplado se ha determinado del mercado MEF (Mercado Oficial de Futuros y Opciones Financieras en España)⁷ (consultado en agosto de 2022), donde se considera que para el año 2024 la tarifa será de 138 €/MWh. Cabe señalar la alta volatilidad actual del sector energético, lo que podría suponer variaciones en la tarifa seleccionada. El resumen de los parámetros utilizados y el consumo final obtenido se ha incluido en las Tablas 10 y 11.

Tabla 10. Características de las impulsiones en las actuaciones propuestas

Actuación	Caudales (m ³ /s)	Elevación (m.c.a.)	Rendimiento (%)	Potencia máxima (KW)
Azud de Ojós	4,166	204	85,6	10.800
Embalse Rambla de Algeciras	1,695	245	85,6	5.400

Fuente: CHS (2022b). Elaboración propia

Tabla 11. Costes estimados de las impulsiones en las actuaciones proyectadas

Actuación	Días/año	Horas/día	Energía (MWh)	Consumo (€)
Azud de Ojós	365	8	31.536	4.351.968
Embalse Rambla de Algeciras	365	8	15.768	2.175.984

Fuente: CHS (2022b). Elaboración propia

Por lo tanto, de acuerdo con los cálculos realizados, los costes de las elevaciones consideradas en el proyecto llegarían a los 4,4 M€ para la impulsión al Azud de Ojós, con un volumen bombeado de 43,3 hm³/año y un consumo energético de 0,728 kWh/m³, lo que supondría un sobrecoste de 0,10 €/m³ al precio del agua desalinizada, mientras que para la impulsión al embalse de la Rambla de Algeciras el coste sería de 2,2 M€, para un volumen bombeado de 17,1 hm³/año y un consumo de 0,920 kWh/m³, generando un sobrecoste de 0,13 €/m³. Estos sobrecostes originarían, sobre la tarifa actual del agua desalinizada de la IDAM de Torre vieja (0,5693 €/m³), un aumento de 18 y 23 % respectivamente, con un coste total de 4,6 M€/año.

⁷ <https://www.meff.es/esp/Derivados-Commodities/Precios-Cierre>

4. Discusión: compensación del déficit hídrico

Tal y como ha quedado de manifiesto en apartados anteriores del presente estudio, el déficit en la DHS, propuesto en el borrador del PH 22/27, alcanza actualmente los 311 hm³/año (año 2021), con una ligera reducción prevista para el horizonte 2027 a 270 hm³/año.

No obstante, la oferta de recursos considerada no tiene en cuenta algunos factores que podrían alterar la cuantificación realizada. Por todo ello, se analizan a continuación posibles reducciones o aumentos de los recursos que podrían modificar de manera considerable la estimación realizada en el borrador del PH 22/27.

4.1. Reducción de los caudales del TTS

El gran reto al que se enfrenta el TTS es pasar de un caudal mínimo legal (Ley 52/1980) de 6 m³/s en Aranjuez y de 10 m³/s en Toledo y Talavera a los caudales ecológicos mínimos propuestos en el Esquema de Temas Importantes del nuevo ciclo de Planificación Hidrológica 2022-2027 del Tajo de 8,52 m³/s en Aranjuez, 17,00 m³/s en Toledo y 17,80 m³/s en Talavera (Confederación Hidrográfica del Tajo [CHT], 2020). Valores muy superiores a los propuestos en los estudios realizados para caracterizar los caudales ecológicos mínimos en el tramo Aranjuez-Talavera de la Reina (Garrote & Mariño, 2019).

Según el Esquema de Temas Importantes del nuevo ciclo de Planificación Hidrológica del Segura:

Teóricamente, por cada 1 m³/s de desembalse adicional que haya de realizarse para la atención de un nuevo régimen de caudales ecológicos mínimos en los tramos de río Tajo ubicados entre Aranjuez y Entrepeñas-Buendía, se causará una merma de hasta 31,5 hm³/año en origen en la disponibilidad de volúmenes susceptibles de ser trasvasados (CHS, 2020a).

En el Apéndice 4 de las disposiciones normativas del Borrador del PHDT de junio de 2021 (CHT, 2021), se proponen los caudales ambientales recogidos en la Tabla 12 y que plantean pasar de los 6 m³/s en Aranjuez en la actualidad a 8,65 en 2027. Lo que significa aumentar los volúmenes que discurren por Aranjuez en 83,57 hm³/año.

Tabla 12. Caudal ambiental actual y previsto en el Borrador PHDT 2022-2027

Caudal mínimo en Aranjuez (m ³ /s)	oct-dic	ene-mar	abr-jun	jul-sep	Medio	hm ³ /año
Actual	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	189,22
Hasta el 31/12/2025	6,80	7,50	7,20	6,50	7,00	220,75
01/01/2026 – 31/12/2026	7,50	9,10	8,30	7,00	7,98	251,50
Desde 01/01/2027	7,90	10,40	9,10	7,20	8,65	272,79

Fuente: CHT (2021). Elaboración propia

Tal y como ha sido comentado con anterioridad, el pasado 28 de julio de 2021 fue publicado en el BOE el RD 638/2021 (BOE, 2021a), de 27 de julio, que modifica el RD 773/2014, de 12 de septiembre, por el que se aprueban diversas normas reguladoras del trasvase por el acueducto Tajo-Segura. Entre las normas aprobadas destaca la modificación de parámetros, que consiste en reducir en el nivel 2 el volumen trasvasable de 38 hm³/mes a 27 hm³/mes y elevar el volumen de existencias en Entrepeñas y Buendía a 1.400 hm³ (anteriormente cuantificado en 1.200 hm³). Esta modificación supondría una reducción adicional de 13 hm³/año.

En la Tabla 13 se han recogido las reducciones que podrían afectar al Trasvase Tajo-Segura en los próximos años, y que supondrían una cuantía total de 147 hm³/año. Esta circunstancia produciría una reducción del trasvase medio de 310 hm³/año (200 hm³/año para riego y 110 hm³/año para abastecimiento) a 163 hm³/año (73 hm³/año para riego y 90 hm³/año para abastecimiento):

Es importante destacar que en el cálculo de la reducción para el TTS no se han considerado los efectos que puede ocasionar el cambio climático, con la disminución de las precipitaciones, con el cambio en su estacionalidad y con el aumento de eventos extremos (Morote et al., 2018). Son muchos los estudios que prevén un descenso en las precipitaciones de origen atlántico, principalmente identificado entre primavera y verano (Miró et al., 2015), que en la Demarcación del Tajo alcanzarían entre el 10 y el 15%, para el horizonte 2100 (Morote et al., 2018), que de producirse conllevaría a una importante reducción de los trasvases a la Demarcación del Segura, que tal y como se ha analizado anteriormente podrían oscilar entre el 70 y 78% para el año 2100 (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz, 2018).

Tabla 13. Reducciones contempladas para el TTS en el Borrador del PHDT 2022-27

Volumen (hm ³ /año)	Trasvase medio	Hasta 31/12/2025	01/01/2006-31/12/2026	Desde 01/01/2027
Reducción Trasvase caudales ecológicos		31,54	62,28	83,57
Reducción modificación normas reguladoras		13,00	13,00	13,00
Reducción tubería Manchega (trasvase Tajo-Guadiana)		10,00	50,00	50,00
Total reducción		54,54	125,28	146,57
Trasvase medio	310	255,46	184,72	163,43
Riego	200	165,46	94,72	73,43
Abastecimiento	110	90	90	90

Leyenda: se han considerado unas pérdidas por evaporación adicionales de 13 hm³ por modificación de las normas, en la práctica serán más. No se ha tenido en cuenta la influencia de los caudales ecológicos en Toledo y Talavera

Fuente: CHT (2021). Elaboración propia

4.2. Aumento de la capacidad de desalación en la Demarcación del Segura

La desalinización es a día de hoy un recurso estratégico en episodios de sequía, pero puede aportar soluciones ante el cambio climático (Morote, 2018) y en concreto en demarcaciones mediterráneas, donde se prevé la reducción e irregularidad en las precipitaciones (Olcina & Vera, 2016). Por lo tanto, resulta conveniente su consideración en estos escenarios, como herramienta de adaptación frente a la previsible reducción de recursos hídricos (Vargas & Paneque, 2017).

Según se recoge en el borrador del PH 22/27, en concreto en su Anejo 2 de recursos hídricos (CHS, 2021a), la capacidad de producción de recursos desalinizados alcanza un volumen previsto a 2021 de 334 hm³/año, de los que 173 hm³/año corresponden al regadío y 161 hm³/año al uso urbano, industrial y de servicios. Para el horizonte 2027, la capacidad de producción de recursos desalinizados experimentaría un aumento de 70 hm³/año, con un volumen previsto a 2027 de 404 hm³/año, de los que 237 hm³/año corresponden al regadío (216 hm³/año correspondientes a IDAM de promoción pública y 21 hm³/año en IDAM promoción privada) y 167 hm³/año al uso urbano, industrial y de servicios. El aumento previsto se produciría en las desaladoras de Acuamed de Valdelentisco (20 hm³/año), Águilas (10 hm³/año) y Torreveja (40 hm³/año). Cabe señalar que, con las nuevas infraestructuras proyectadas en CHS (2022b), la movilización de estos recursos podría realizarse directamente a la infraestructura del Postrasvase Tajo-Segura (Azud de Ojós y embalse de la Rambla de Algeciras).

4.3. Aumento de la reutilización

En el ámbito de la DHS es destacada, por numerosas investigaciones, la importancia de la utilización de la reutilización de los efluentes regenerados, ya que permite la atención de algunas demandas que consumen agua potable y suponen un recurso estratégico en situaciones de escasez (Rico et al., 2016), ofreciendo además un potencial de crecimiento (Ricart et al., 2021).

Atendiendo también al Anejo 2 del borrador del PH 22/27 (CHS, 2021a), la reutilización de aguas depuradas en la DHS alcanza los 150 hm³/año, correspondiendo mayoritariamente a reutilización directa con cerca de 100 hm³/año y el resto a reutilización indirecta tras el vertido al cauce de 50 hm³/año. No obstante, hay que tener en cuenta que diversas depuradoras vierten sus recursos depurados al mar por disponer de una insuficiente calidad del efluente para ser reutilizado. En el horizonte 2027 este volumen alcanzaría los 8 hm³/año, correspondiendo a las depuradas de San Juan de los Terreros (1,4 hm³), en Almería y, Águilas (0,9 hm³), Mar Menor Sur (1,1 hm³), Mazarrón Nueva (1,9 hm³), Portmán (0,1 hm³), San Javier (0,5 hm³) y San Pedro del Pinatar (2,8 hm³), en Murcia.

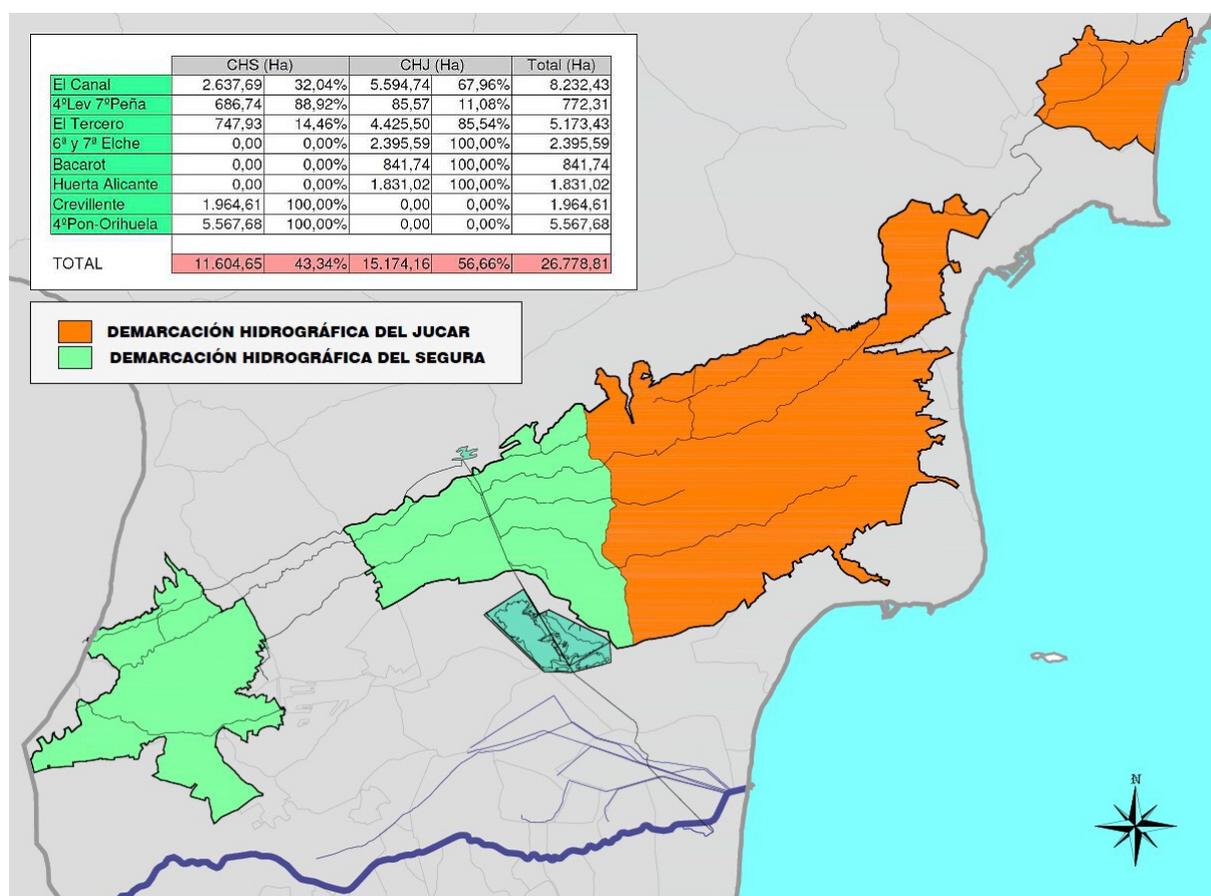
Por otro lado, en el litoral de la provincia de Alicante, 7 depuradoras (8 si se considera la EDAR de la isla de Tabarca, que presenta muy poco caudal), todas ellas ubicadas en el ámbito de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (DHJ), vierten la totalidad o parte de sus aguas tratadas al mar. En total se vierten 35,5 hm³, lo que representa el 70,7% del caudal que tratan estas depuradoras y el 29% del caudal total tratado en la provincia. En la Tabla 14 se indican los datos de caudal tratado y el vertido al mar en el año 2016 (Prats & Jódar, 2020).

Tabla 14. Depuradoras de la provincia de Alicante con vertido al Mar Mediterráneo. Caudal tratado (hm³/año) y porcentaje (%) vertido al mar en el año 2016

Nombre EDAR	Caudal tratado	Caudal vertido al mar	Porcentaje vertido al mar
Alacant (Rincón de León)	18,42	12,24	66%
Benidorm	13,91	9,32	67%
Calp	2,47	2,47	100%
Denia-Ondara-Pedreguer	5,55	5,12	92%
Monte Orgegia	7,57	4,20	55%
Teulada (Moraira)	0,45	0,45	100%
Xàbia	1,70	1,70	100%
Global	50,07	35,49	70,7%

Fuente: Prats & Jódar (2020)

Figura 11. Demarcaciones hidrográficas dentro del ámbito territorial delimitado por la Comunidad de Regantes “Riegos de Levante, Margen Izquierda del Segura”



Fuente: Melgarejo et al. (2018). Elaboración propia

Algunas de estas depuradoras (Calpe, Denia, Teulada, Xàbia) se sitúan fuera del alcance de las infraestructuras actualmente disponibles para su reutilización en las áreas regables dependientes de la gestión de la CHS. Por lo tanto, el volumen vertido al mar en el año 2016 disponible para su reutilización en el ámbito del estudio sería de 26 hm³ (Rincón de León, Benidorm y Monte Orgegia). De cara a 2027, este volumen se verá incrementado y se ha estimado que pueda alcanzar un volumen de 30 hm³/año.

En total, el volumen regenerado que potencialmente podría ser reutilizado sería de 38 hm³/año, procedentes de la Demarcación del Segura (8 hm³/año) y de la Demarcación del Júcar (30 hm³/año). El área

de aplicación de estos recursos sería la Comunidad de Regantes “Riegos de Levante, Margen Izquierda del Segura”, considerando que el 43% de su superficie se encuentra en la DHS y el 57% en la DHJ, tal y como se muestra en la Figura 11.

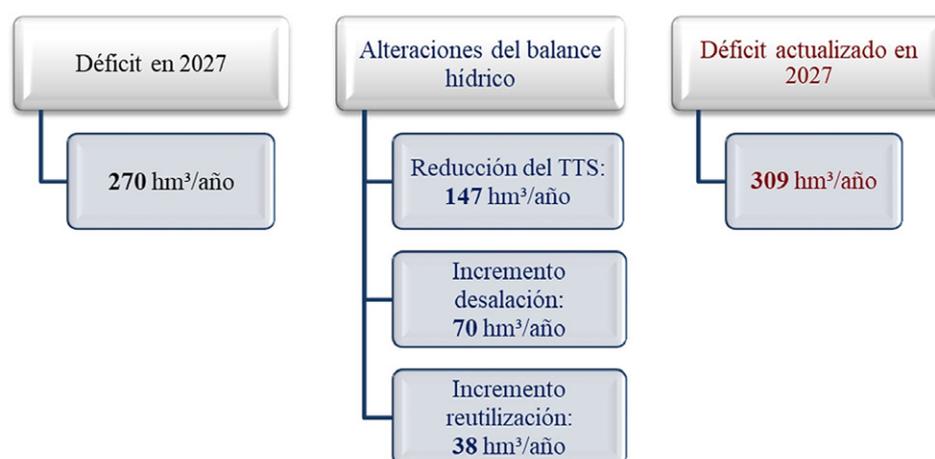
4.4. Balance actualizado

Tras el análisis realizado, se llega a la conclusión de que para el horizonte 2027 se produciría una reducción de los volúmenes trasvasados desde el Tajo de 147 hm³/año (motivado por el aumento de los caudales ecológicos en el Tajo, la modificación de las reglas de explotación del Trasvase Tajo-Segura y la reducción de la tubería Manchega). Este descenso quedaría, en parte, compensado por el aumento de la capacidad de desalación en la DHS en 70 hm³/año (con capacidad de movilización a la infraestructura Tajo-Segura) y la reutilización de las aguas depuradas vertidas actualmente al mar de 38 hm³/año, por lo que la reducción estimada de recursos quedaría cifrada en 39 hm³/año:

- Reducción trasvase Tajo-Segura: 147 hm³/año.
- Aumento desalación en la DHS: 70 hm³/año.
- Aumento reutilización en la DHS y DHJ: 38 hm³/año.
- Reducción total de recursos: 39 hm³/año.

Esta estimación en la reducción de la oferta de recursos incrementaría el déficit estimado en el borrador del PH 22/27 de 270 hm³/año hasta los 309 hm³/año, considerando el año 2027 (Figura 12).

Figura 12. Balance hídrico actualizado (hm³) tras implementar los volúmenes para la compensación del déficit y considerar las reducciones en el TTS en la cuenca del Segura (horizonte 2027)



Fuente: CHS (2021c). Elaboración propia

Tal y como se ha indicado anteriormente, esta reducción de 39 hm³/año en la oferta de recursos se produciría íntegramente en las 18 UDA del TTS, quedando reducida la oferta de 502 hm³/año a 463 hm³/año para atender unas demandas de 587 hm³/año. Por lo tanto, el déficit total en las 18 UDA del TTS en el horizonte 2027 se vería incrementado hasta los 124 hm³/año (Tabla 15).

Tabla 15. Estimación del déficit total considerando sólo la afección a las 18 UDA del TTS para el horizonte 2027

Balance actualizado en las 18 UDA TTS	Horizonte 2027 (hm ³ /año)
DEMANDA	587
OFERTA RECURSOS	463
DÉFICIT (Demanda-Oferta Recursos)	-124

Elaboración propia

Por lo tanto, con la compensación del déficit realizada, es necesaria la consideración de nuevas fuentes adicionales de recursos hídricos para compensar parcialmente el déficit hídrico que continuaría afectando a la DHS y especialmente a los regadíos vinculados con el TTS.

5. Conclusiones

En el presente estudio se ha realizado un análisis del déficit hídrico cuantificado en la DHS por el borrador del PH 2022/27 que alcanzaría los 311 hm³/año en el año 2021 y que se reduciría levemente hasta los 270 hm³/año en el horizonte 2027, donde la sobreexplotación se cuantifica como 0 hm³/año, puesto que en el año 2027 todas las masas de agua subterráneas deben alcanzar el buen estado; y, por lo tanto, no podrán realizarse bombeos no renovables.

El déficit cuantificado para el año 2027 de 270 hm³/año ha sido identificado geográficamente, correspondiendo 152 hm³/año (85 hm³/año en las 18 UDA TTS y 67 hm³/año en las 16 UDA no TTS) a las zonas con posibilidad de conexión mediante la infraestructura del TTS o de la red de distribución de las desalinizadoras actualmente operativas donde, por lo tanto, cabría la posibilidad de aplicación y distribución de recursos adicionales que permitan su reducción.

No obstante, determinados factores pueden empeorar la situación de déficit estructural que padece la DHS, principalmente debido a la posible merma de recursos trasvasados que podrían alcanzar los 147 hm³/año, pasando de unos recursos trasvasados medios de 310 hm³/año a únicamente 163,43 hm³/año.

Los posibles recursos adicionales que podrían considerarse para contrarrestar este efecto supondrían un aumento de 70 hm³/año sobre la capacidad de desalinización (alcanzando el máximo considerado en el borrador del Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura), más la reutilización de 38 hm³/año procedentes de las aguas depuradas regeneradas que actualmente son vertidas al mar, y que serían insuficientes para compensar las reducciones estimadas. En cómputo total, el déficit quedaría cuantificado en 309 hm³/año en el horizonte 2027, poniendo de manifiesto la necesidad de nuevas fuentes alternativas de recursos para paliar la situación deficitaria actual y futura.

Las zonas regables del TTS concentran gran parte de este déficit de 309 hm³/año en la aplicación de recursos, estimado para el horizonte 2027 en 124 hm³/año en las 18 UDA del TTS (85 hm³/año considerados en el borrador del PH 22/27). Y, gracias a las infraestructuras existentes y futuras, como la interconexión de las desalinizadoras existentes y la conexión del embalse de La Pedrera con el Azud de Ojós o desde el embalse de La Pedrera con el embalse de la Rambla de Algeciras, los nuevos recursos podrían distribuirse de manera eficaz y directa a las zonas con mayores necesidades, siendo la zona costera del sur de Alicante un lugar estratégico como origen en la producción y distribución de estos recursos. Si bien, las áreas que podrían recibir los caudales desalados no se limitan a las 18 UDA del TTS, sino que incluye 16 UDA adicionales, situadas en el ámbito de la red de distribución, cuyo déficit actualizado se mantendría en los 67 hm³/año, y que en conjunto asciende a hasta los 191 hm³/año.

Por lo tanto, ante las circunstancias planteadas, se llega a la conclusión de que la situación de déficit actual y futuro no solo no mejoraría, sino que podría verse aumentado dicho déficit en un volumen considerable, atendiendo a los planteamientos reflejados en los borradores del nuevo ciclo de planificación 2022-2027, ya que con las soluciones propuestas no lograrían reducir el déficit ante los escasos recursos adicionales que podrían generarse con las instalaciones actualmente ejecutadas.

Adicionalmente, se han identificado otros inconvenientes que afectarían a la sostenibilidad de los regadíos del Sureste y principalmente a los regadíos dependientes del TTS. En primer lugar, las tarifas para los aprovechamientos del Acueducto Tajo-Segura aumentarían un 14%, pasando de los 0,117891 €/m³ del año 2017 a los 0,134161 €/m³ del año 2021. En segundo lugar, las soluciones propuestas para la movilización de recursos desalinizados supondrían unos sobrecostes (sin tener en cuenta el coste de las obras) producidos por el bombeo estimados entre 0,10 €/m³, para la impulsión al Azud de Ojós (volumen bombeado de 43,3 hm³/año y un consumo energético de 0,728 kWh/m³) y, de 0,13 €/m³, para la impulsión al embalse de la Rambla de Algeciras (volumen bombeado de 17,1 hm³/año y un consumo de 0,920 kWh/m³), que habría que añadir a la tarifa media para la producción de agua desalinizada de 0,5625 €/m³, lo que supondría un incremento sobre la misma del 18 y 25 % respectivamente, generando un coste total de 6,6 M€/año.

De este modo, a pesar de la importante movilización de recursos adicionales considerada en el presente estudio para intentar minimizar el déficit en las zonas del TTS, los sobrecostes asociados a estos nuevos recursos serían inasumibles por el sector agroalimentario, ya que estos importes serían muy superiores a las tarifas actualmente asumidas por los recursos trasvasados desde el Tajo, pasando de la tarifa actual del TTS de 0,134 €/m³ a los 0,669 €/m³ (para la solución más económica) con las alternativas consideradas. Por todo ello, se puede concluir que deben plantearse nuevas fuentes alternativas de recursos hídricos, que ofrezcan

una oferta viable tanto desde un punto de vista medioambiental como socioeconómico, y que permitan mantener la sostenibilidad de uno de los principales motores económicos de la Demarcación del Segura, donde se alcanzan rentabilidades difícilmente alcanzables en otras demarcaciones (García et al., 2021).

Financiación

Esta investigación ha sido financiada por la Cátedra del Agua de la Universidad de Alicante-Diputación Provincial de Alicante y por la red de excelencia Campus Hábitat 5U.

Referencias

- Boletín Oficial del Estado, BOE (1980). *Ley 52/1980, de 16 de octubre, de Regulación del Régimen Económico de la explotación del acueducto Tajo-Segura*. BOE núm. 256, de 16 de octubre de 1980, páginas 23702 a 23704 (3 págs.). Jefatura del Estado. <https://www.boe.es/eli/es/l/1980/10/16/52>
- Boletín Oficial del Estado, BOE (2014). *Real Decreto 773/2014, de 12 de septiembre, por el que se aprueban diversas normas reguladoras del trasvase por el acueducto Tajo-Segura*. BOE núm. 223, de 13 de septiembre de 2014, páginas 71634 a 71639 (6 págs.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2014/09/12/773>
- Boletín Oficial del Estado, BOE (2015). *Ley 21/2015, de 20 de julio, por la que se modifica la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes*. BOE núm. 173, de 21 de julio de 2015, páginas 60234 a 60272 (39 págs.). Jefatura del Estado. <https://www.boe.es/eli/es/l/2015/07/20/21>
- Boletín Oficial del Estado, BOE (2021a). *Real Decreto 638/2021, de 27 de julio, por el que se modifica el Real Decreto 773/2014, de 12 de septiembre, por el que se aprueban diversas normas reguladoras del trasvase por el acueducto Tajo-Segura*. BOE núm. 179, de 28 de julio de 2021, páginas 90760 a 90764 (5 págs.). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2021/07/27/638>
- Boletín Oficial del Estado, BOE (2021b). *Resolución de 29 de julio de 2021, de la Dirección General del Agua, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros de 27 de julio de 2021, sobre aprobación de las nuevas tarifas para aprovechamiento del acueducto Tajo-Segura*. BOE núm. 188, de 7 de agosto de 2021, páginas 97206 a 97207 (2 págs.). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2021-13594
- Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, CEDEX (2017). *Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y Sequías en España*; Centro de Estudios Hidrográficos (CEH). Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente: Madrid, Spain. http://www.cedex.es/NR/rdonlyres/3B08CC1-C252-4AC0-BAF7-1BC27266534B/145732/2017_07_424150001_Evaluaci%C3%B3n_cambio_clim%C3%A1tico_recu.pdf
- Confederación Hidrográfica del Segura, O.A., CHS (2020a). *Esquema de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Segura 2021/27*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Murcia, Spain. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion21-27/docsdescarga/ETI_21-27.pdf
- Confederación Hidrográfica del Segura, O.A., CHS (2020b). *Documentos Iniciales del proceso de planificación hidrológica 2022-2027 de la Demarcación del Segura*; Ministerio para la Transición Ecológica: Murcia, Spain. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion21-27/docsdescarga/DI_TERCERCiclo_MEMORIA_CONSOLIDADO.pdf
- Confederación Hidrográfica del Segura, O.A., CHS (2021a). *Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2022-2027; Anejo 2 Inventario de Recursos Hídricos*; Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Murcia, Spain. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion21-27/docsdescarga/docplan2127/A02_inventario_de_recursos/Anejo_02_Recursos_Hidricos.pdf
- Confederación Hidrográfica del Segura, O.A., CHS (2021b). *Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2022-2027; Anejo 9. Recuperación de Costes*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Murcia, Spain. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion21-27/docsdescarga/docplan2127/A09_recuperacion_costes/Anejo_09_Recuperacion_de_Costes.pdf
- Confederación Hidrográfica del Segura, O.A., CHS (2021c). *Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2022-2027; Anejo 6. Sistema de explotación y balances*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Murcia, Spain. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion21-27/docsdescarga/docplan2127/A06_sistema_explotacion_balances/Anejo_06_Sistemas_explotacion_balances.pdf
- Confederación Hidrográfica del Segura, O.A., CHS (2022a). *Información sobre infraestructuras de la Demarcación del Segura*. <https://www.chsegura.es/es/cuenca/>

- Confederación Hidrográfica del Segura, O.A., CHS (2022b). *Anuncio de la Confederación Hidrográfica del Segura O.A. por el que se somete a información pública el Anteproyecto de las obras y el Estudio de Impacto Ambiental de "Interconexión de las desaladoras de agua de mar de Interés General en la Cuenca del Segura"*. Expediente: 07.330-0638/2101. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Murcia, Spain. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-B-2022-29050
- Confederación Hidrográfica del Tajo, O.A., CHT (2020). *Esquema de Temas Importantes de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo 2021/27*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Madrid, Spain. http://www.chtajo.es/LaCuenca/Planes/PlanHidrologico/Planif_2021-2027/Documents/PHTAJ03_ETI_12-2020.pdf
- Confederación Hidrográfica del Tajo, O.A., CHT (2021). *Disposiciones normativas de la Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo 2022/27*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Madrid, Spain. http://www.chtajo.es/LaCuenca/Planes/PlanHidrologico/Planif_2021-2027/Documents/BorradorPHT_2021-2027/PHT2227_Normativa.pdf
- Dirección General del Agua, DGA (2018). *Síntesis de los Planes Hidrológicos Españoles. Segundo ciclo de la DMA (2015–2021)*; Ministerio para la Transición Ecológica, Secretaria de Estado de Medio Ambiente: Madrid, Spain. https://www.miteco.gob.es/va/agua/temas/planificacion-hidrologica/libro_sintesis_pphh_web_tcm39-482083.pdf
- Dirección General del Agua, DGA (2020). *Fomento de la Reutilización de las Aguas Residuales. Informe Complementario*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Secretaria de Estado de Medio Ambiente: Madrid, Spain. https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/6_ic_reutilizacion_1_tcm30-514162.pdf
- Durán-Sánchez, A., Galeana-Figueroa, E., & Aguilasocho-Montoya, D. (2017). *Análisis del Water Exploitation Index (WEI) como instrumento para el ajuste de la política de oferta y demanda de los recursos hídricos*. *Tourism and Hospitality International Journal*, 9(2), 130-150. <http://thijournal.isce.pt/index.php/THIJ/article/view/211>
- Estrela, T. & Vargas, E. (2012). *Drought Management Plans in the European Union. The Case of Spain*. *Water Resources Management*, 26, 1537-1553. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9971-2>
- García, M., Montano, B., & Melgarejo, J. (2021). La rentabilidad del agua y las tarifas de conducción de aguas del Trasvase Tajo-Segura. In J. Melgarejo, M. I. López, & P. Fernández (Eds.), *Inundaciones y sequías. Análisis Multidisciplinar para Mitigar el Impacto de los Fenómenos Climáticos Extremos* (pp. 725-735). Universidad de Alicante. <http://hdl.handle.net/10045/118460>
- García, M., Montano, B., & Melgarejo, J. (2022). *La viabilidad del autoconsumo energético por medio de placas solares en los servicios del agua en España*. *Revista Técnica "Energía"*, 19(1), 132-149. <https://doi.org/10.37116/revistaenergia.v19.n1.2022.533>
- Garrote, L. & Mariño, F. (2019). *Documento de síntesis de los estudios de caudales ecológicos mínimos en el río Tajo en el tramo Aranjuez-Talavera de la Reina*. Ingeniería y Ciencia Ambiental (ICA). Universidad Politécnica de Madrid. <https://www.scrats.es/wp-content/uploads/2021/06/Libro-1-00-DocumentoSintesis-CORFM-271119.pdf>
- Gil-Meseguer, E.; Martínez-Medina, R., & Gómez-Espín, J.M. (2018). *El trasvase Tajo-Segura (1979-2017). Actuaciones para su futuro en España*. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(2), 192-209. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-02-08>
- Gómez, J. M. (Coord.) (2017). *El Trasvase Tajo-Segura. Propuestas para su continuidad y futuro*. Editorial Académica Española Alemania.
- Grindlay, A., Zamorano, M., Rodríguez, M., Molero, E., & Urrea, M. (2011). Implementation of the European Water Framework Directive: Integration of hydrological and regional planning at the Segura River Basin, southeast Spain. *Land Use Policy*, 28, 242–256. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.06.005>
- Hervás, C. & Delgado, F. (2019). Drought Management Planning Policy: From Europe to Spain. *Sustainability*, 11(7), 1862. <https://doi.org/10.3390/su11071862>
- Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change, IPCC (2007). Synthesis report. In Core Writing Team, R.K. Pachauri, & A. Reisinger (Eds.), *Contribution of Working Groups I, II and III to the*

- Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_sp.pdf
- Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC (2014). *Climate Change 2014-Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Part B: Regional Aspects: Working Group II Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report, 2, Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415386>
- Marcos-García, P. & Pulido-Velázquez, M. (2017). Cambio climático y planificación hidrológica: ¿es adecuado asumir un porcentaje único de reducción de aportaciones para toda la demarcación? *Ingeniería del Agua*, 21(1), 35-52. <https://doi.org/10.4995/ia.2017.6361>
- Melgarejo, J. (2000). *Balance económico del Trasvase Tajo-Segura*. Investigaciones geográficas, 24, 69-95. <https://doi.org/10.14198/INGEO2000.24.03>
- Melgarejo, J. & Molina, A. (2017). *La Mancomunidad de los Canales del Taibilla en la Provincia de Alicante*. MCT (Mancomunidad de los Canales del Taibilla), y IUACA (Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales de la Universidad de Alicante). <https://doi.org/10.14198/2017-Mancomunidad-Canales-Taibilla>
- Melgarejo, J., Molina, A., & Fernández-Aracil, P. (2018). *100 años de Riegos de Levante, Izquierda del Segura*. Universidad de Alicante. <http://hdl.handle.net/10045/101112>
- Ministerio de Medio Ambiente. (2000). *Libro Blanco del Agua en España*. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. http://www.cedex.es/CEDEX/LANG_CASTELLANO/ORGANISMO/CENTYLAB/CEH/Documentos_Descargas/LB_LibroBlancoAgua.htm
- Miró, J.J., Estrela, M.J., & Olcina-Cantos, J. (2015). Statistical downscaling and attribution of air temperature change patterns in the Valencia region (1948–2011). *Atmospheric Research*, 156, 189-212. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.01.003>
- Morote, A.F., Rico, A.M., & Moltó, E. (2017). Critical review of desalination in Spain: A resource for the future? *Geographical Research*, 55(4), 412-423. <https://doi.org/10.1111/1745-5871.12232>
- Morote, A. F. (2018). La desalinización. De recurso cuestionado a recurso necesario y estratégico durante situaciones de sequía para los abastecimientos en la Demarcación Hidrográfica del Segura. *Investigaciones Geográficas*, (70), 47-69. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.03>
- Morote, A., Olcina J., & Rico, A.M. (2018). Un trasvase cuestionado: el Tajo-Segura. Repercusiones socioeconómicas en el sureste español e incertidumbre ante el cambio climático. *Revista de Estudios Regionales*, 113, 29-70. <http://hdl.handle.net/10045/92067>
- Morote, A.F., Olcina, J., & Hernández, M. (2019). The Use of Non-Conventional Water Resources as a Means of Adaptation to Drought and Climate Change in Semi-Arid Regions: South-Eastern Spain. *Water*, 11(1), 93. <https://doi.org/10.3390/w11010093>
- Olcina, J., & Vera, J. F. (2016). Adaptación del sector turístico al cambio climático en España. La importancia de las acciones a escala local y en empresas turísticas. *Anales de Geografía*, 36(2), 321-352. <https://doi.org/10.5209/AGUC.53588>
- Pellicer-Martínez, F., & Martínez-Paz, J. M. (2018). Climate change effects on the hydrology of the headwaters of the Tagus River: implications for the management of the Tagus-Segura transfer. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(12), 6473-6491. <https://doi.org/10.5194/hess-22-6473-2018>
- Prats, D., & Jódar, A. (2020). No convencionales: análisis de la reutilización de aguas residuales urbanas en la provincia de Alicante. In J. Melgarejo & M. Fernández (Eds.), *El agua en la Provincia de Alicante* (pp. 105-129). Diputación Provincial de Alicante y Universidad de Alicante. <http://hdl.handle.net/10045/108286>
- Ricart, S., Villar-Navascués, R., Rico-Amorós, A. M., Hernández-Hernández, M., & Olcina-Cantos, J. (2021). Aguas depuradas y pluviales: recursos para la reducción del riesgo de sequía e inundación. Ejemplos y aprendizajes. In J. Melgarejo, M. I. López, & P. Fernández (Eds.), *Inundaciones y sequías. Análisis Multidisciplinar para Mitigar el Impacto de los Fenómenos Climáticos Extremos* (pp. 725-735). Universidad de Alicante. <http://hdl.handle.net/10045/118460>
- Rico, A. M., Arahuetes, A., & Morote, A. F. (2016). Depuración y reutilización de aguas residuales regeneradas en las regiones de Murcia y Valencia. In J. F. Vera, J. Olcina, & M. Hernández (Eds.), *Paisaje, Cultura Territorial y Vivencia de la Geografía. Libro Homenaje al profesor Alfredo Morales*

- Gil (pp. 1169-1202). Publicaciones de la Universidad de Alicante. <http://dx.doi.org/10.14198/LibroHomenajeAlfredoMorales2016-52>
- Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura, SCRATS (2022). *Datos propios*.
- Stefano, S., Peppoloni, F., & Pierleoni, A. (2020). A New Approach to Calculate the Water Exploitation Index (WEI+). *Water*, 12(11), 3227. <https://doi.org/10.3390/w12113227>
- Vargas, J. & Paneque, P. (2017). Metodología para el análisis de las causas de la vulnerabilidad al riesgo de sequía a escala de Demarcación Hidrográfica. *Natural Hazards*, 89, 609-621. <https://doi.org/10.1007/s11069-017-2982-4>
- Vargas, J. & Paneque, P. (2019). Challenges for the Integration of Water Resource and Drought-Risk Management in Spain. *Sustainability*, 11(2), 308. <https://doi.org/10.3390/su11020308>

Cita bibliográfica: Arias-Muñoz, P., Saz, M.A., & Escolano, S. (2023). Estimación de la erosión del suelo mediante el modelo RUSLE. Caso de estudio: cuenca media alta del río Mira en los Andes de Ecuador. *Investigaciones Geográficas*, (79), 207-230. <https://doi.org/10.14198/INGEO.22390>

Estimación de la erosión del suelo mediante el modelo RUSLE. Caso de estudio: cuenca media alta del río Mira en los Andes de Ecuador

Estimation of soil erosion through the RUSLE model. Case study: upper-middle basin of Mira River in Andean-Ecuador

Paul Arias-Muñoz^{1*} 
Miguel A. Saz² 
Severino Escolano³ 

Resumen

La erosión del suelo es uno de los principales problemas ambientales a nivel global, la cual causa pérdida de la fertilidad del suelo y aumento en la producción de sedimentos. El objetivo del presente estudio es cuantificar y conocer la distribución espacial de la erosión hídrica en las diferentes coberturas de suelo en la cuenca media-alta del río Mira en Ecuador. Para ello se aplicó el modelo RUSLE en entorno SIG. Los resultados determinaron que la erosión varía entre 0 y 812,30 t/ha/año y que la erosión promedio es 32,79 t/ha/año. En el área de estudio únicamente las coberturas bosques y páramo presentaron una erosión media menor al umbral sostenible de erosión con valores inferiores a 10 t/ha/año. Por su parte, las áreas sin vegetación, y cultivos son las coberturas con más propensión a tasas de erosión del suelo elevadas. Esto demuestra que la erosión dentro del área de estudio se encuentra entre las más altas del mundo. En consecuencia, se recomiendan alternativas para el manejo de uso de suelo en la cuenca hidrográfica para los tomadores de decisiones.

Palabras clave: erosión; cobertura de suelo; cuenca hidrográfica; Andes de Ecuador.

Abstract

Soil erosion is one of the leading environmental problems at a global level, which causes loss of soil fertility and an increase in the production of sediments. This study aims to quantify and understand the spatial distribution of water erosion over land cover in the upper-middle basin of the Mira River in Ecuador. The RUSLE model has been applied using remote sensing tools and GIS tools. The results show erosion varies between 0 and 812.30 t/ha/year, and the average erosion is 32.79 t/ha/year. The forest and paramo are the unique covers that present an average erosion lower than the sustainable threshold of erosion with values lower than 10 t/ha/year in the study area. On the other hand, areas without vegetation and crops have the highest propensity for high soil erosion rates. It shows that erosion within the study area is among the highest in the world. Consequently, decision-makers are recommended to seek alternatives for land use management in the watershed.

Keywords: erosion; land cover; basin; Ecuadorian Andes.

1 Universidad de Zaragoza, España. Universidad Técnica del Norte, Ecuador. dparias@utn.edu.ec. * Autor para correspondencia
2 Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza. Instituto Universitario de Ciencias Ambientales de Aragón, Universidad de Zaragoza. España. masaz@unizar.es
3 Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza. Instituto Universitario de Ciencias Ambientales de Aragón, Universidad de Zaragoza. España. severino@unizar.es

1. Introducción

El origen y propagación de la erosión se genera por agentes naturales como, agua y viento, sin embargo, la magnitud y extensión están controladas por los factores, clima, topografía y vegetación (Wischmeier & Smith, 1978). La acción de la lluvia o el viento generan procesos de erosión que implican desprendimiento de partículas del suelo, transporte de sedimentos y deposición final (Skidmore, 1986; Wischmeier & Smith, 1978). El transporte de sedimentos es directamente proporcional a la capacidad de transporte del suelo (CT) y aumenta bajo condiciones favorables de lluvia, pendiente o intrínsecamente por propiedades del suelo (Lal, 2003). El factor natural con más incidencia en la erosión del suelo es el agua, ya sea por efecto de lluvia o por el flujo hídrico (Thomas et al., 2018).

Generalmente, los modelos de erosión hídrica se los clasifica en tres tipos, conceptuales (Viney & Sivapalan, 1999), físicos (Yu et al., 1997) y empíricos (Wischmeier & Smith, 1978). Los modelos empíricos presentan pocos requisitos computacionales y son de fácil comparación. El modelo empírico más utilizado a nivel mundial es la Ecuación Mundial de Pérdida de Suelo, conocido como modelo USLE, por sus siglas en inglés (Wischmeier & Smith, 1978) y posteriormente USLE modificado (MUSLE) (Williams & Berndt, 1977), o USLE-RUSLE propuesto por Renard (1997).

El modelo RUSLE únicamente determina la pérdida anual promedio de suelo por flujos hídricos y no calcula la deposición de sedimentos (Thomas et al., 2018). El concepto propuesto por la USLE-RUSLE vincula los cambios en la cobertura de suelo con el aumento de la predisposición a erosión laminar y la reducción de la calidad del suelo (Salomão & Silva, 2021). Debido a que, cuando se remueve cobertura natural y se pierden plantas se expone al suelo superficial a la intemperie, al desprendimiento de partículas, y también al detrimento de servicios ecosistémicos como, provisión de cultivos, infiltración, y regulación del flujo de agua (Steinhoff-Knopp et al., 2021; Salomão & da Silva, 2021).

La erosión afecta la calidad del suelo, definida como “la capacidad para funcionar dentro de los límites del ecosistema, para sostener la productividad biológica, mantener la calidad del medio ambiente y promover la salud de plantas, animales y el bienestar humano” (Doran & Parkin, 1994). Esto se evidencia porque con la erosión aumentan los focos de contaminación difusa para otros ecosistemas, se profundiza la dispersión de nutrientes, la pérdida de materia orgánica, los cambios en la productividad agrícola, se pueden incrementar elementos traza tóxicos, la contaminación de cuerpos de agua e incluso se acelera el abandono de tierras (Díaz, 2003; Ekholm & Lehtoranta, 2012; Keesstra et al., 2018; Perera et al., 2020).

Estos efectos negativos se ven agravados por las formas de ocupación del suelo y por actividades humanas como, agricultura en ladera, sobrepastoreo, deforestación o expansión de la población humana (Thomas et al., 2018). De este modo no solo se agrava el riesgo de erosión sino también se afecta la calidad del hábitat territorial, por la disminución gradual de la producción primaria neta, la calidad de los ecosistemas, los medios de vida y la calidad de vida humana (Núñez et al., 2013). En consecuencia se desencadenan otros problemas que pueden ir desde la puesta en riesgo de la seguridad alimentaria, el aumento de la migración rural-urbana hasta el incremento de la vulnerabilidad a eventos como deslizamientos o inundaciones (Díaz, 2003; Ighodaro et al., 2016; Telles et al., 2011).

En el Ecuador, la erosión es la principal causa de la degradación del suelo (De Noni & Trujillo, 1986a). Los factores antrópicos que incrementan la erosión van desde deforestación, uso intensivo del suelo, expansión del minifundio hasta el poco desarrollo tecnológico agrícola (Espinosa, 2014). En el país, de acuerdo con el Censo Nacional Agropecuario para el año 2020, 52.046,62 km² de su superficie presentaba uso agropecuario, de las cuales el 25,4% se encontraba bajo regadío, principalmente por gravedad a través de surcos de inundación y canteros (Instituto Nacional de Estadísticas y Censo, 2022).

La expansión agrícola, de secano y de regadío, hacia las estribaciones de la cordillera de los Andes ha ocasionado un incremento de la erosión en estos sectores (De Noni & Trujillo, 1986b). En un estudio realizado en la década del 80s, se determinó que el 60% de la superficie del país afectada por erosión se encontraba en la región interandina (De Noni & Trujillo, 1986a). La cuenca transnacional del río Mira ubicada en la región interandina al norte de Ecuador y al sur de Colombia está expuesta principalmente a las siguientes amenazas: deslizamientos, inundaciones y erosión (Gómez, et al., 2017). González et al. (2018) determinaron que, en la sección media-alta se pierde anualmente entre 22 y 40 toneladas por hectárea al año.

A pesar de estas tasas de pérdida de suelo no existe evidencia de la implementación de técnicas de conservación del suelo durante y después de la cosecha o de manejo de pastizales en la cuenca hidrográfica

(CISPDR, 2016). Además, tampoco hay registros que evidencien un abandono permanente de los sectores rurales agrícolas que agraven los procesos de erosión. Sin embargo, la erosión es un peligro latente al hábitat de la población.

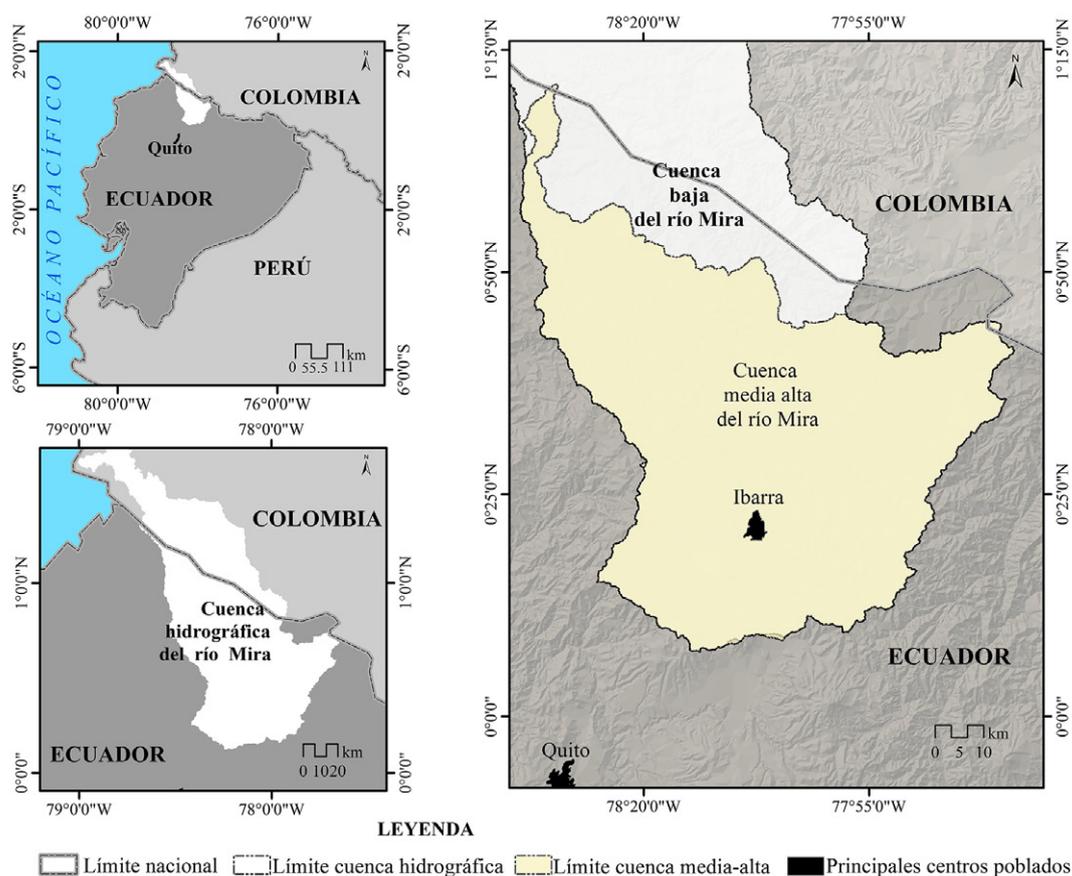
Bajo estos antecedentes, el objetivo del presente estudio es cuantificar y comprender la distribución espacial de la erosión hídrica sobre las diferentes coberturas de uso de suelo en la cuenca media-alta del río Mira. Para ello, se aplica el modelo RUSLE a través del uso de herramientas SIG y de teledetección. Los resultados proporcionan información sobre la pérdida del suelo por tipo de cobertura. Sin embargo, el modelo no genera información sobre la erosión en cárcavas. En definitiva, el estudio proporciona una línea base de la erosión hídrica en esta cuenca hidrográfica, útil para los tomadores de decisiones y contribuye a llenar un vacío de información en un país que carece de datos.

2. Metodología

2.1. Área de estudio y caracterización

La cuenca hidrográfica del río Mira es una unidad hidrográfica binacional localizada al noroccidente de Ecuador y al sur occidente de Colombia. La presente investigación comprende la sección media-alta de la cuenca ubicada en territorio ecuatoriano, entre 78°26'44", 77°46'01" de longitud oeste y entre 0° 11'09", 0° 52'25" de latitud norte (Figura 1).

Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Mira, Ecuador

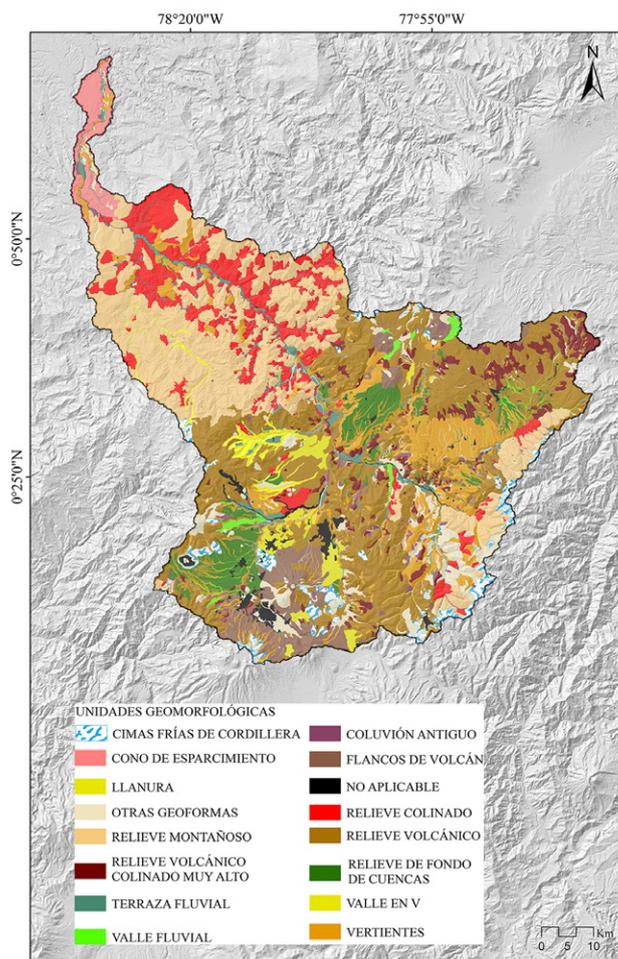


Fuente: Sistema Nacional de Información, 2022. Elaboración propia

El área de estudio tiene una superficie de 5.320,87 km². La elevación varía entre los 133 m.s.n.m y los 4.892 m.s.n.m, donde el relieve más elevado se encuentra en el sector suroeste y el sector más bajo se encuentra en la parte norte. La formación geológica presenta formaciones volcánicas del Pleistoceno y Pio-Pleistoceno, rocas sedimentarias del Cretáceo al Cuaternario, formaciones particulares como Silante y Cangahua del Cretáceo Superior y del Cuaternario.

Las principales unidades geomorfológicas, porque ocupan alrededor del 70% de la superficie, son, relieves volcánicos, montañosos, colinados, de fondos de cuencas, volcánicos colinados muy altos y las vertientes (Figura 2). También existen otras unidades geomorfológicas, aunque en menor proporción (menos 2% de la superficie) como, valles en V, valles fluviales, cráteres, aristas glaciares, barrancos o cerros testigos (Sistema Nacional de Información de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica, 2022).

Figura 2. Unidades geomorfológicas de la cuenca media alta del río Mira



Fuente: Sistema Nacional de Información de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica, 2022. Elaboración propia

El clima en el área de estudio de acuerdo con la clasificación de Köppen-Geiger varía por sección. En la sección alta se presenta un clima de tundra. En la sección media se presentan varios climas: clima mediterráneo de verano cálido, clima de sabana tropical, clima oceánico, clima tropical del monzón. En la sección baja se presenta un clima de selva tropical. La precipitación mínima anual es alrededor de 500 mm, la precipitación máxima anual de 3.000 mm y la precipitación media anual es de 1.152 mm.

El río principal es el Mira y la red hídrica atraviesa, páramos, matorrales interandinos, pastizales, bosques altoandinos, bosques pie montanos, bosques montanos secos bosques húmedos tropicales, cultivos y zonas urbanas. Es un área mayoritariamente rural, principalmente agrícola y ganadera, porque a partir del siglo XX el bosque fue reemplazado por pastos para ganadería, cultivos de caña en la sección baja-media y por cultivos de fréjol, maíz, cebada y patatas en la sección media-alta (Gómez et al., 2017). No obstante, en la agricultura se mantuvo la práctica cultural del barbecho. Cada año el barbecho puede alcanzar 24.000 hectáreas, lo que equivale a un 30% de la superficie total de siembra (CISPDR, 2016). La población rural representa un 46% de la población total que para el año 2020 se proyectaba en alrededor de 647.598 habitantes (Instituto Nacional de Estadísticas y Censo, 2010). En ese sentido, existe una baja densidad rural porque la población está dispersa en diferentes comunidades, generalmente interconectadas mediante vías y senderos sin asfaltar.

2.2. Materiales y métodos

Se cuantificó la erosión hídrica del suelo mediante el uso de la ecuación de pérdida suelo universal (ecuación 1), RUSLE (Renard, 1997), cuyo proceso metodológico se detalla en la Figura 3.

$$A = R * K * LS * C * P \quad (1)$$

Dónde: A es la pérdida anual de suelo(t/ha/año); R es la Erosividad de la lluvia (MJ mm/ ha/año); K es la erodabilidad del suelo (t h ha/ ha MJ mm); LS es el factor topográfico que representa la longitud e inclinación de la pendiente (adimensional); C es el manejo de la cobertura (adimensional) y el factor P representa las prácticas de conservación (adimensional).

2.2.1. Datos

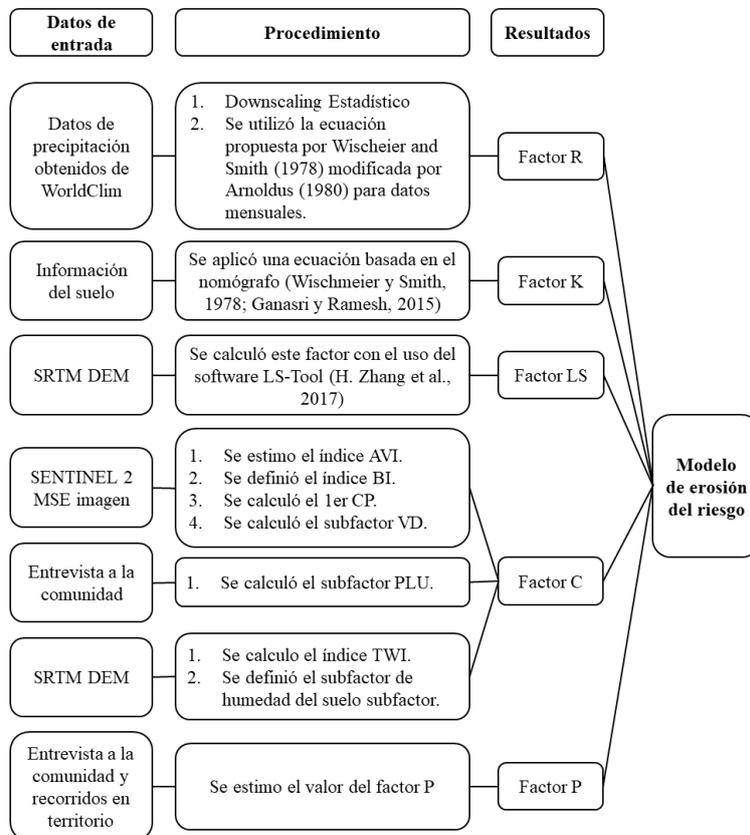
Se obtuvieron los factores de la erosión mediante el uso de un conjunto de datos espaciales adquiridos de diferentes fuentes (Tabla 1 y Figura 3).

Tabla 1. Datos espaciales para la aplicación del modelo RUSLE

No	Tipos de datos	Fuente	Descripción
1.	Modelo digital de elevación (DEM)	https://earthexplorer.usgs.gov/	SRTM DEM (30 m de resolución)
2.	Imagen satelital multiespectral	https://earthexplorer.usgs.gov/	SENTINEL 2 MSE con 10 m de Resolución
3.	Datos de precipitación	https://www.worldclim.org/	Datos de precipitación de WorldClim (1970-200) con 1 km de resolución
4.	Datos de suelo	Instituto Geográfico Militar de Ecuador	Categorías de suelo basado en textura de suelo y drenaje

Elaboración propia

Figura 3. Esquema metodológico



Elaboración propia

2.2.2. Factor de Erosividad de la precipitación (R)

El factor R de erosión mide el efecto de la intensidad de la lluvia sobre la erosión del suelo. Un promedio de 20 a 25 años o incluso superior de datos es recomendado para calcular el factor R (de Santos Loureiro & de Azevedo Coutinho, 2001; Renard & Freimund, 1994; Wischmeier & Smith, 1978). El cálculo del factor R se realizó con la aplicación de la ecuación. (2) propuesta por Wischmeier y Smith (1978) posteriormente modificado por Arnoldus (1980).

$$Factor R = \sum_{i=1}^{12} 1,735 * 10^{(1,5 \log_{10}(\frac{p_i^2}{p}) - 0,08188)} \quad (2)$$

Dónde R (x, y) es el factor R (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ yr⁻¹) en el tamaño de celda (x, y), p_i=es precipitación mensual (mm) y p =es una precipitación anual (mm).

En base a información proporcionada por el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología de Ecuador (INAMHI) y del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. (IDEAM) para el presente estudio se identificaron 25 estaciones meteorológicas que disponen 30 años de registros de precipitación. Sin embargo, existen estaciones con vacíos de información. En base a esta disponibilidad espacial y temporal de información meteorológica y a la superficie del área de estudio y área de influencia (16.080 km²) se aplicó la ecuación (3) recomendada por Hengl (2006), y se encontró que el tamaño del pixel es de 20 kilómetros.

$$P = 0,791 \sqrt{\frac{A}{N}} \quad (3)$$

Dónde P es el tamaño del píxel, A es la superficie del área de estudio (km²) y N el número total de observaciones.

El tamaño de píxel encontrado es grande, representa una baja resolución espacial y aumenta la inexactitud de la predicción. Un tamaño de píxel adecuado para el análisis geoespacial es de 30 metros (Lee et al., 2004). Por lo tanto, se utilizaron los registros históricos de WorldClim para el periodo 1970-2000 en formato TIF y se recortó la información para el área de estudio (Fick & Hijmans, 2017). A esta información se realizó un *downscaling* estadístico, con el software SAGA GIS, utilizando latitud y longitud como variables predictoras. Los métodos de *downscaling* estadístico utilizan regresiones múltiples para establecer relaciones empíricas entre el modelo global y las variables predictoras (Cremades & Puliafito, 2017).

Para verificar la precisión de la lluvia pronosticada, se calcularon tres indicadores, (i) radio BIAS (ii) correlación y (iii) error cuadrático medio (RMSE) entre el modelo histórico de WorldClim, el modelo obtenido por *downscaling* y el registro histórico de precipitación, con los datos de las 25 estaciones pluviométricas (ecuaciones 4, 5 y 6). La correlación determina la bondad de ajuste de la lluvia proyectada frente a la lluvia real. El radio es la relación entre la lluvia proyectada y la medición real del pluviómetro. El error cuantitativo es una diferencia entre la medición y el pluviómetro.

$$R = \frac{\sum(R_{sf} - \bar{R}_{sf})(R_{rg} - \bar{R}_{rg})}{\sqrt{\sum(R_{sf} - \bar{R}_{sf})^2 \sum(R_{rg} - \bar{R}_{rg})^2}} \quad (4)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(R_{sf} - R_{rg})^2}{n}} \quad (5)$$

$$Bias\ ratio = \frac{R_{sf}}{R_{rg}} \quad (6)$$

Dónde: R_{sf} es la precipitación proyectada, \bar{R}_{sf} es el promedio de la precipitación proyectada. R_{rg} es la precipitación base, \bar{R}_{rg} es el promedio de la precipitación base y n es el número total de estaciones. Para el radio BIAS, el valor de 1 representa perfecta proyección para el modelo Los valores superiores a 1 significan sobreestimación de la precipitación y viceversa. Por ejemplo, si el radio es 1.3 representa un 30% de sobreestimación.

2.2.3. Factor erodabilidad del suelo (K)

El factor K representa la susceptibilidad de la erodabilidad del suelo (Wischmeier & Smith, 1978). Los valores de este factor se determinan usando información sobre las propiedades edáficas del suelo, que

consisten en la textura del suelo, el contenido de materia orgánica, estructura del suelo y permeabilidad (Renard, 1997). La información se obtuvo de la base de datos espacial de textura de suelo, materia orgánica y permeabilidad a escala 1:25.000 desarrollada por el Instituto Geográfico Militar de Ecuador. Se interpretaron las propiedades del suelo con el uso del monograma, se aplicó la ecuación 7 y se creó un mapa del factor K con un tamaño de píxel de 30 m. (Ganasri & Ramesh, 2016; Wischmeier & Smith, 1978).

$$K = 27,66 X m^{1,14} x 10^{-8} x (12 - a) + 0,0043 x (b - 2) + 0,0033x(c - 3) \quad (7)$$

Dónde: m= limo (%) + arena muy fina (%) × (100 – arcilla (%)); a = materia orgánica (%); b = código de estructura; c = código de permeabilidad.

2.2.4. Factor Topográfico (LS)

El factor topográfico (LS) representa el efecto combinado de la inclinación de la pendiente (S) y del factor de longitud de la pendiente (L) en la pérdida del suelo (Moore & Wilson, 1992). El aumento de la inclinación y la longitud de la pendiente incrementa la erosión hídrica (Mahala, 2018). El factor LS fue calculado utilizando el software LS-Tool (Zhang et al., 2017) a partir del modelo de elevación DEM-SRTM de resolución espacial de 30 metros.

2.2.5. Cobertura de suelo (C)

Este factor, adimensional, corresponde a la relación entre pérdida de suelo y los tipos de vegetación (Wischmeier & Smith, 1978). Se puede clasificar cualitativamente en función de los tipos de vegetación (Wischmeier & Smith, 1978). El valor más confiable es mediante el cálculo Radio de Pérdida de Suelo (SLR). Renard (1997) propuso inicialmente la ecuación (8) para su cálculo. Tanyas et al. (2015) mediante la ecuación (9) modifican el método original desarrollado por Renard (1997). Para el presente estudio se modificó la ecuación propuesta por Tanyas et al. (2015) mediante la aplicación de la ecuación (10). No se utilizó el factor rugosidad porque su incidencia máxima se detecta en la erosión eólica (Raupach et al., 1993).

$$SLR = PLU * (CC * SC) * SR * SM \quad (8)$$

$$SLR = PLU * VD * SR * SM \quad (9)$$

$$SLR = VD * SM * PLU \quad (10)$$

Dónde SLR es el Radio de Pérdida de Suelo, PLU es el uso prioritario del suelo, SC es la cubierta de dosel, CC es la cubierta superficial, VD es la densidad de vegetación, SR es la rugosidad superficial y SM es la humedad del suelo.

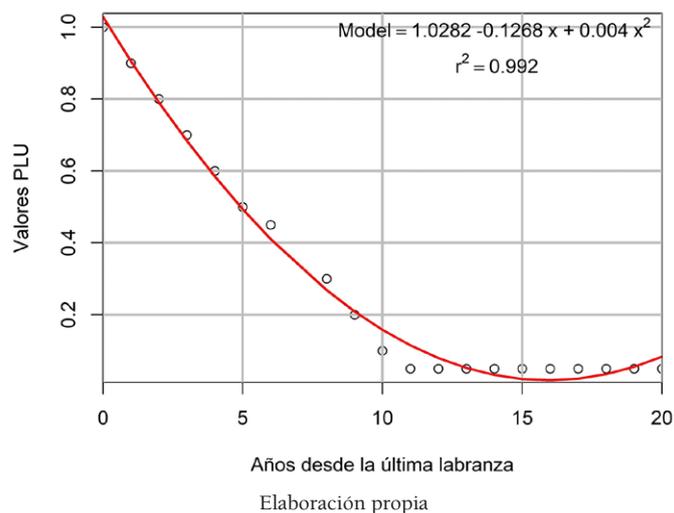
Para ello, inicialmente se determinaron las coberturas y uso de suelo para el año 2018 mediante el uso de imágenes satelitales Sentinel 2B fechadas el 5 y 24 de agosto del 2018 y obtenidas del portal web Earth Explorer. En cada imagen se realizaron correcciones radiométricas y atmosféricas con el software QGIS. Las correcciones geométricas se realizaron mediante el uso del modelo digital de elevación, *Shuttle Radar Topography Mission* (DEM-SRTM), de 30 metros de resolución obtenido también del portal Earth Explorer. Estos datos fueron georreferenciados al sistema de coordenadas UTM, Zona 17 Sur y luego se recortaron al área de estudio. Se realizó una clasificación supervisada y se crearon áreas de entrenamiento para ocho coberturas de suelo: bosque, páramo, vegetación arbustiva, cultivos, pastos, zona urbana, área sin vegetación y cuerpos de agua. Se utilizó un área mínima cartografiable de 40.000 metros de acuerdo a lo recomendado por Salitchev (1979). Después se hizo un remuestro del píxel a 30 m, mediante la técnica del vecino más cercano. La clasificación fue validada mediante la aplicación de la matriz de confusión y el correspondiente índice de Kappa de Cohen (1960) y los valores del factor C se obtuvieron con la aplicación de la ecuación (10).

2.2.6. Subfactor Uso de Suelo Prioritario (PLU)

Representa los efectos de los cultivos y las prácticas de labranza en la erosión del suelo (Tanyaş et al., 2015). Se estableció un valor de 1 para condiciones de labranza reciente y un límite de 0,05 para áreas donde no se realiza ninguna práctica de labranza, después de ajustar mediante funciones polinómicas de segundo orden (Tanyaş et al., 2015). Se determinó el mejor ajuste utilizando como criterio el coeficiente de determinación (R^2). La información de labranza se levantó en campo con la realización de entrevistas a representantes de 72 comunidades (confiabilidad del 90%). El método utilizado para seleccionar a los

representantes fue el Informante Clave. Este es un método que establece, a personas reconocidas dentro de su entorno social, como fuente primaria de información para el investigador y como vínculo al resto de la comunidad (Taylor & Bogdan, 1987). Las coberturas naturales se multiplicaron por 0,10 debido a que no realizó labranza por más de 10 años, al área sin vegetación se le asignó un valor de 1, y a cultivos se asignaron valores de acuerdo con el último año de labranza (Figura 4).

Figura 4. Valores del Factor PLU



2.2.7. Subfactor Humedad de Suelo (SM)

La erosión del suelo presenta una relación con el contenido de humedad del suelo (Luk, 1985). Se recomienda que este factor se aplique con cuidado en zonas propensas a escorrentía por exceso de saturación del suelo (Renard, 1997). El factor SM se obtuvo con el cálculo del índice de humedad de suelo (TWI) (Beven & Kirkby, 1979) con el software SAGA GIS.

2.2.8. Subfactor Densidad de Vegetación (VD)

Este subfactor es la fusión de los subfactores Cobertura Superficial (SC) y Cobertura de dosel (CC). El factor VD es utilizado para determinar la densidad de cobertura en bosques tropicales (Rikimaru et al., 2002) y se obtuvo calculando el Primer Componente Principal de dos índices: el índice de Vegetación Avanzada (AVI), ecuación 11 y el índice de suelo desnudo (BI), ecuación 12 (Tanyaş et al., 2015). Las ecuaciones fueron aplicadas en la imagen Sentinel del año 2018. Los valores de VD fluctúan entre 0 y 1, donde la erosión aumenta de forma directa.

$$AVI = [(B8 + 1) * (256 - B4) * (B8 - B4)]^{\frac{1}{3}} \quad (11)$$

$$BI = \frac{(B11+B4)-(B8-B2)}{(B11+B4)+(B8-B2)} * 100 + 100 \quad (12)$$

Se aplicaron las dos ecuaciones, con los datos normalizados y se comprobaron dos condiciones pre-establecidas en las bandas de la imagen Sentinel (AVI, si $B8 < B4$, y BI, si $B4 < B8$)

2.2.9. Factor prácticas de conservación (P)

Los valores del factor P varían entre 0 y 1, donde cero (0) representa prácticas de conservación efectivas y uno (1) la inexistencia de prácticas de conservación (Vijith et al., 2018).

3. Resultados

3.1. Factores de erosión

Se estimó la magnitud y la distribución espacial de la pérdida de suelo con el cálculo de los cinco factores de erosión de acuerdo con el modelo RUSLE.

3.2. Factor Erosividad de la Lluvia (R)

Los resultados de la evaluación de la precisión del modelo muestran que entre los datos originales de *Climatol* y los datos obtenidos del *downscaling* estadístico existe una correlación con un $R^2=0,99$; un $BIAS=0,99$ y un $RMSE= 26,20$ mm. Es decir, existió una correlación muy alta entre los datos, no existió una sobreestimación de los datos y un rango de error de 26,20 mm. Por otro lado, los resultados de la comparación de los datos obtenidos del *downscaling* estadístico y datos reales existe una correlación con un $R^2=0,91$, un $BIAS=1,03$ y un $RMSE= 219,85$ mm. Esto significó una correlación muy alta entre los datos proyectados y los datos reales con una leve sobreestimación del 3% y un rango de error de 219,85 mm. Esta desviación se considera aceptable por lo cual se calculó el factor R con una resolución de 30 metros.

El factor R varía desde 208,905 a 1.954,9 MJ mm/h ha año (Figura 5a). La erosividad pluvial promedio en la cuenca hidrográfica fue 550,47 MJ mm/h ha año y la desviación estándar fue 328,79 MJ mm/h ha año. Se encontró que el potencial de erosión de las lluvias era mayor en la sección baja, entre 133 m.s.n.m. y 1.719,333 m.s.n.m. y menor en la sección alta, entre 3.305,66 m.s.n.m. y 4.892 m.s.n.m de altitud.

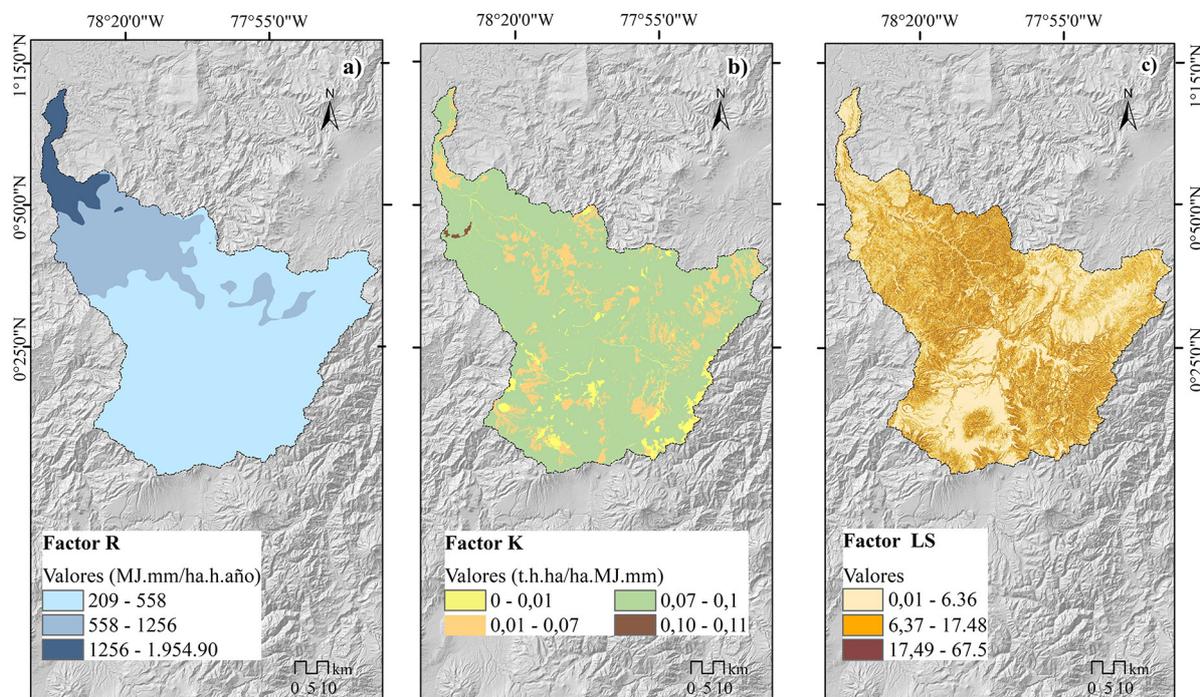
3.3. Factor Erodabilidad del Suelo (K)

Los resultados de la distribución espacial del factor K muestran que los valores oscilan entre 0 t ha h/ha MJ mm a 0,11 t ha h/ha MJ mm (Figura 5b). Los valores más altos presentan alta erodabilidad, predisposición a pérdida de materia orgánica y al desprendimiento del suelo por efecto de la lluvia y/o flujo superficial.

3.4. Factor Topográfico (LS)

Los resultados de la distribución espacial del factor LS muestran que sus valores oscilan desde 0,01 en los sectores planos del área del estudio hasta 67,5 en sectores con pendientes superiores a la pendiente media (Figura 5c).

Figura 5. Factores de erosión. a) Factor R, b) Factor K, c) Factor LS



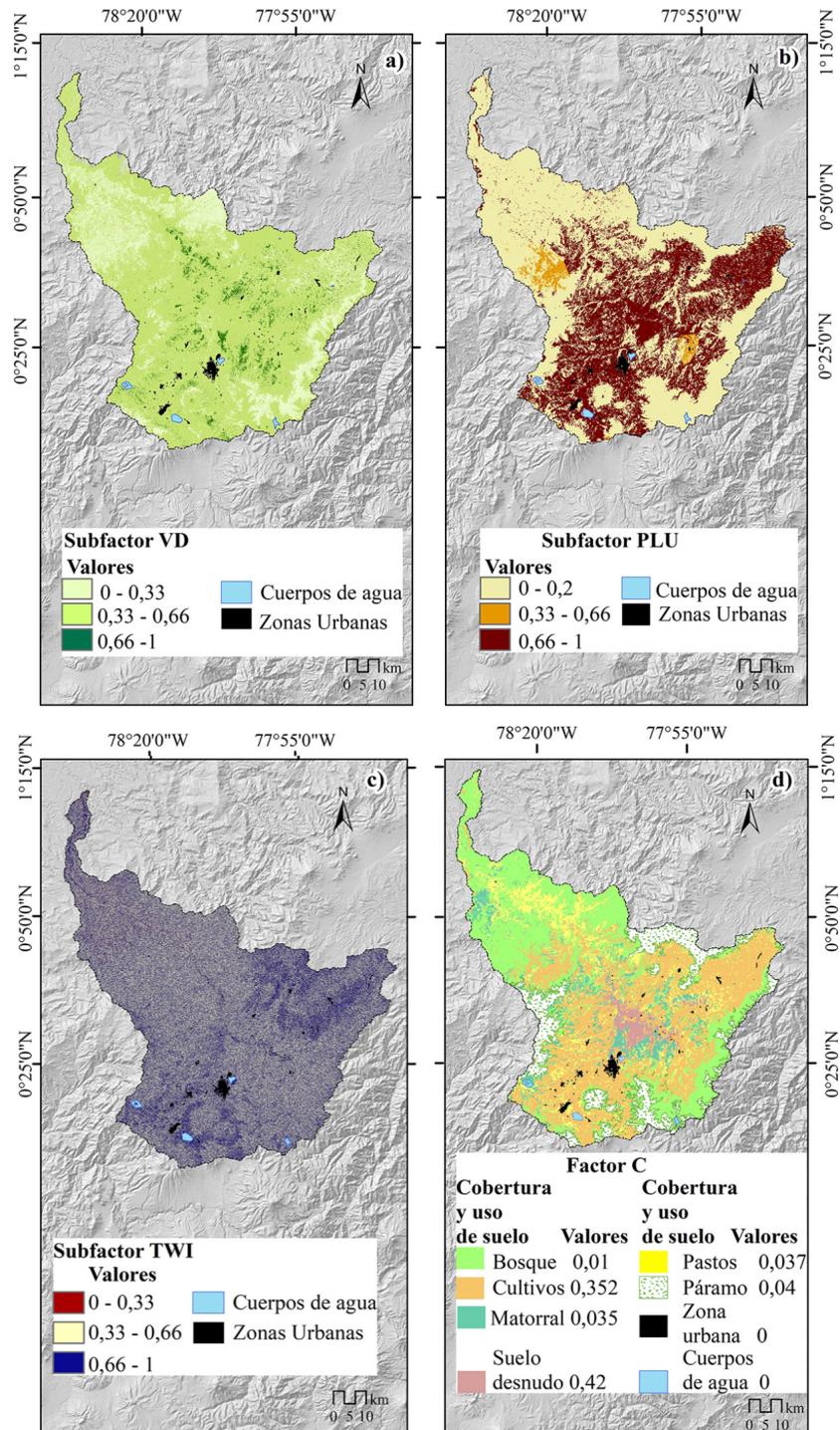
Elaboración propia

3.5. Factor Cobertura de Suelo (C)

Los resultados obtenidos presentan la distribución espacial de los subfactores: densidad de vegetación (VD), uso prioritario del suelo (PLU) e índice de humedad del suelo (TWI) (Figura 6a-c). Tanyas et al.

(2015) señalan que la combinación de los subfactores VD y PLU permiten discriminar la cubierta de dosel y disminuir la confusión por presencia de clorofila. Los valores de 0 y 1 se distribuyen de acuerdo con la presencia/ausencia de cobertura de dosel, ausencia/presencia de labranza y baja/alta humedad de suelo. La humedad alta se distribuye por toda el área de estudio y confirman la existencia de zonas propensas a escorrentía por exceso de saturación del suelo. Sin embargo, existen altos valores de los factores VD y PLU únicamente en la sección media, por la presencia de pastos, cultivos y zonas urbanas.

Figura 6. Subfactores y Factor C. a) Subfactor VD, b) Subfactor PLU, c) Subfactor TWI, d) Factor C



Elaboración propia

La interacción espacial de estos tres factores dio como resultado el factor C y su distribución en el territorio. Se estimó el valor promedio de este factor por cada cobertura identificada. La clasificación de la cobertura y uso de suelo obtuvo una exactitud de 0,85. Finalmente, se observaron valores bajos del factor C en la parte occidental y suroccidental del área de estudio donde la superficie se caracteriza por la presencia de bosques. Los valores más altos se caracterizan por la presencia de suelo desnudo y se ubican en la sección media de la cuenca principalmente en sectores orientales de la ciudad de Ibarra (Figura 6d).

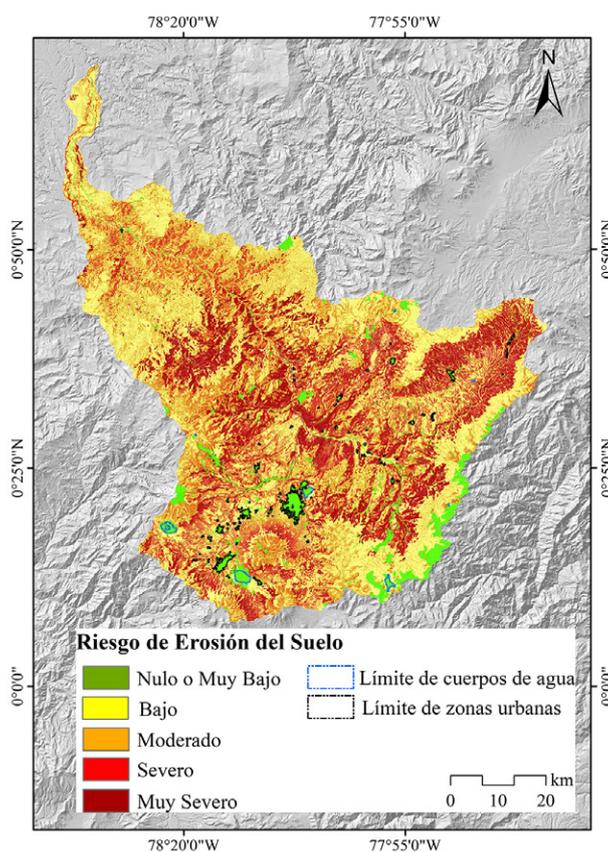
3.6. Factor P

En el área de estudio no se identificaron prácticas de conservación y de acuerdo a la recomendación de autores como Mahala (2018) o Vijith et al. (2018) se asignó un valor de 1.

3.7. Riesgo de erosión

La tasa de erosión del suelo obtenida fue dividida en cinco categorías ordinales, siguiendo la recomendación de Hoyos (2005), definidas por el valor medio del quintil: Nulo o Muy Bajo (0 t/ha/año), Baja (0-6,35 t/ha/año), Moderado (6,35-19,03 t/ha/año), Severa (19,03-63,46 t/ha/año), y Muy Severa (>63,46 t/ha/año) (Figura 7). Se adoptó esta clasificación porque los valores de cero (0) son zonas con erodabilidad natural y normalmente corresponden a zonas urbanas y cuerpos de agua (Figura 7).

Figura 7. Riesgo de erosión en el área de estudio



Elaboración propia

El riesgo nulo se presenta en geoformas que normalmente presentan este riesgo por su estructura rocosa, tales como, conos de derrubios, esker, vertientes abruptas con fuerte disección, talud de derrubios, afloramientos rocosos, macizos rocosos, caldera, cráter o edificios volcánicos destruidos. En cambio, vertientes rectilíneas, relieves de fondo de cuencas y relieves volcánicos colinados muy altos son geoformas que se localizan sobre erosión muy severa. Mientras que, valles de fondo de glaciar, morrenas o lagunas de origen glaciar, y otros relieves como valles fluviales, o llanuras son geoformas que presentan riesgo bajo (Figura 2).

Debido a esta diversa geomorfología, usos de suelo y topografía, la erosión en el área de estudio oscila entre 0 y 812,30 t/ha/año y presenta una tasa de erosión media de 32,79 t/ha/año. Además, prevalece la susceptibilidad baja (40,30%), mientras que, la susceptibilidad nula o muy baja ocupa menos superficie (5,12%). Las zonas con susceptibilidad severa y muy severa ocupan 32,42% de la superficie. En las zonas con susceptibilidad muy severa la pendiente media es 25,27°, y en las zonas de susceptibilidad nula o muy baja es 15,08°. Es decir, la pendiente promedio es mayor en los sectores de la cuenca con erosión muy severa (Tabla 2). Esto evidencia que, a mayor pendiente media, mayor es la predisposición al riesgo de erosión. Al contrario de la pendiente, la precipitación media no varía por categoría de erosión, mantiene valores similares y no predispone el riesgo de erosión (Tabla 2).

Tabla 2. Categorías de erosión y sus principales características

Tasa de erosión (t/ha/año)	Categorías	Porcentaje de superficie (%)	Tasa promedio de erosión (t/ha/año)	Pendiente media (°)	Precipitación media anual (mm)
0	Nula o Muy Baja	5,12	0	15,08	993,22
0-6,35	Baja	40,30	2,45	15,69	1.206,53
6,35-19,03	Moderada	22,16	11,44	21,98	1.204,18
19,03-63,46	Severa	16,69	36,03	18,56	1.099,31
>63,46	Muy Severa	15,73	148,51	25,27	1.028,48

Elaboración propia

3.8. Erosión por tipo de Cobertura y Uso de Suelo

El cambio de cobertura de suelo tiene impactos significativos en la erosión, lo cual va vinculado al manejo de la cobertura (factor C). En el área de estudio únicamente las coberturas bosques y páramo presentaron, en más del 50% de su superficie, una erosión media menor a 10 t/ha/año. El resto de las coberturas-matorral, pastos y cultivos-presentaron valores promedios mayores a ese umbral. Los cultivos junto a las áreas sin vegetación incluso presentaron tasas medias de erosión de 70 t/ha/año y 81 t/ha/año respectivamente. De ahí que, en los cultivos y en las áreas sin vegetación predominan las zonas con riesgo severo, mientras que, en las coberturas-bosques, páramo, y pastos el mayor porcentaje de superficie respecto a su cobertura se encuentra en la categoría de riesgo baja (Tabla 3 y Figura 8a-e).

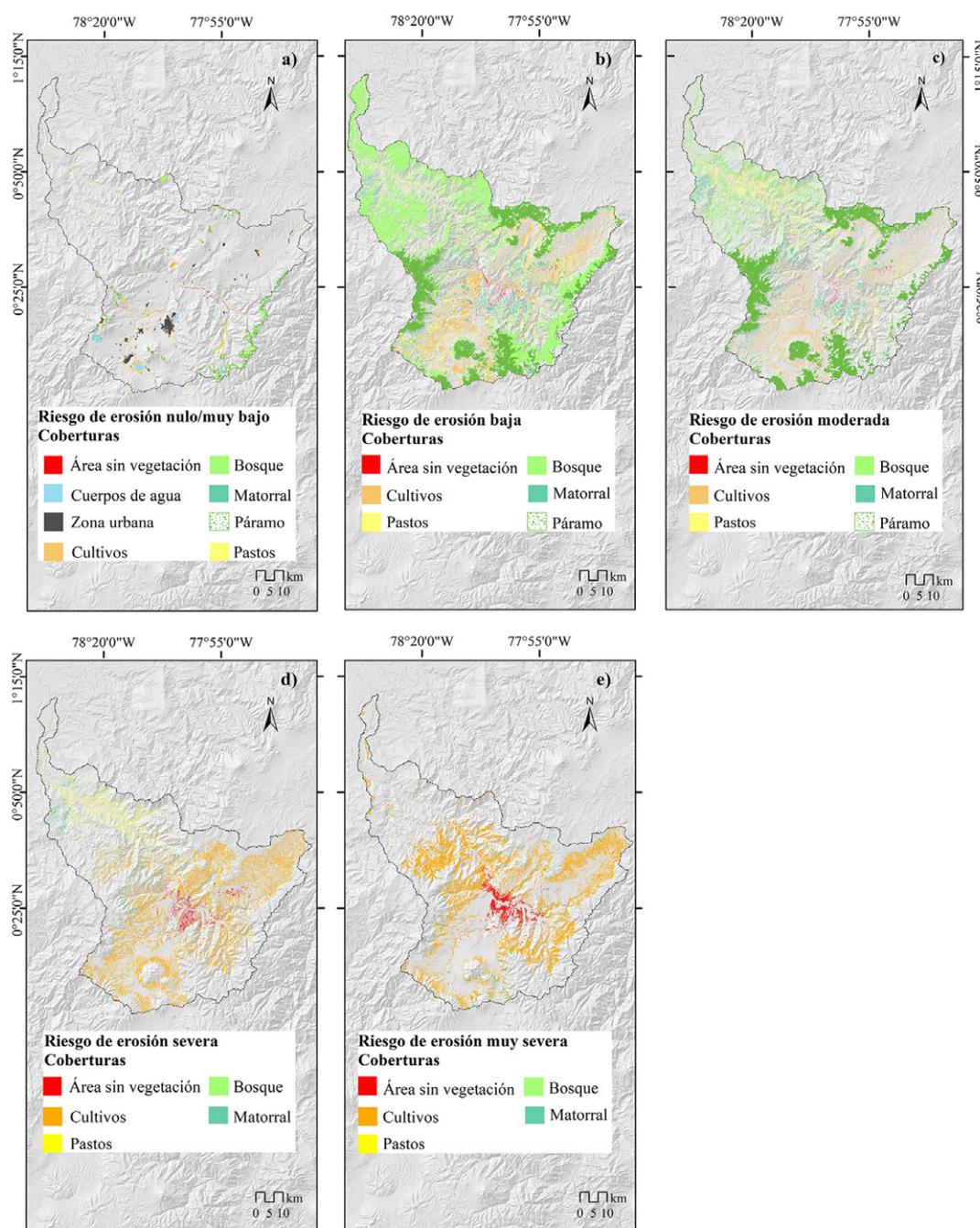
Tabla 3. Categorías de erosión por tipo de cobertura de suelo

Tipos de cobertura de suelo	Categorías de erosión	Superficie (km ²)	Porcentaje (%)	Tasa promedio de erosión
Área sin vegetación	Nula o Muy Baja	6,42	4,37	0,00
Área sin vegetación	Baja	17,14	11,65	0,28
Área sin vegetación	Moderada	11,01	7,48	14,81
Área sin vegetación	Severa	42,97	29,22	40,10
Área sin vegetación	Muy Severa	69,53	47,28	146,19
Bosque	Nula o Muy Baja	54,66	3,45	0,00
Bosque	Baja	1.145,19	72,31	2,86
Bosque	Moderada	350,72	22,14	9,80
Bosque	Severa	25,16	1,59	27,08
Bosque	Muy Severa	8,08	0,51	171,20
Cultivos	Nula o Muy Baja	64,56	3,38	0,00
Cultivos	Baja	346,40	18,13	0,26
Cultivos	Moderada	205,81	10,77	14,13
Cultivos	Severa	557,10	29,16	39,05
Cultivos	Muy Severa	736,33	38,55	149,44
Matorral	Nula o Muy Baja	10,38	3,00	0,00
Matorral	Baja	131,00	37,85	3,11
Matorral	Moderada	143,05	41,33	11,38
Matorral	Severo	55,51	16,04	29,26
Matorral	Muy Severo	6,15	1,78	127,09
Páramo	Nula o Muy Baja	63,17	9,62	0,00
Páramo	Baja	279,27	42,53	3,16

Páramo	Moderada	247,54	37,70	11,21
Páramo	Severa	65,93	10,04	26,64
Páramo	Muy Severa	0,69	0,11	132,25
Pastos	Nula o Muy Baja	11,77	1,93	0,00
Pastos	Baja	223,01	36,54	2,70
Pastos	Moderada	219,76	36,01	11,73
Pastos	Severa	140,48	23,02	31,96
Pastos	Muy Severa	15,27	2,50	110,15

Elaboración propia

Figura 8. Distribución de riesgo de erosión por cobertura de suelo. a) Erosión nula o muy baja, b) erosión baja, c) erosión moderada, d) erosión severa, e) erosión muy severa



Elaboración propia

4. Discusión de resultados

Los agentes y condicionantes de la erosión producen cambios en los niveles de susceptibilidad. El consenso general es que el principal agente climático sobre los procesos erosivos es la precipitación, ya que los principales condicionantes son la cobertura de suelo y el flujo superficial (Mulligan, 1998). A pesar, de que se ha determinado que el rol de la precipitación en la erosión es fundamental (Wischmeier & Smith, 1978), son pocos los estudios que definen el tamaño del píxel en la interpolación espacial. En una búsqueda bibliográfica no se han identificado estudios que apliquen las ecuaciones para definir el tamaño del píxel en la interpolación de la precipitación. En varios estudios no se explican las razones del tamaño de píxel utilizado (Ali & Hagos, 2016; Pijl et al., 2020) o incluso no se señala siquiera cuál es ese tamaño (Ganasri & Ramesh, 2016; Teshome et al., 2021; Xu et al., 2011). Por ese motivo se utilizó un mapa de precipitación anual con 30 metros de tamaño de píxel, el cual fue producto de *downscaling* estadístico a los datos de *World Clim* (1km²). Los resultados de la correlación ($R^2= 0,901$) entre los datos de estaciones meteorológicas y el *downscaling* son muy aceptables.

La erosividad anual de lluvia oscila entre 208,91 y 1.954,90 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹. En una cuenca andina ubicada al suroriente de Perú la tasa anual de erosión es similar, con valores entre 500 a 2.000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ (Correa et al., 2016). En otras cuencas andinas con características similares los valores de erosividad de la precipitación son más elevados, incluso llegan a rangos entre 2.550 a 18.842 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ al sur de Ecuador (Ochoa-Cueva et al., 2015a) y de 2.300 a 5.000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹, en el centro de Colombia (Hoyos, 2005). Esta diferencia podría atribuirse a la variación altitudinal entre las cuencas hidrográficas. El área de estudio y la cuenca andina peruana presentan una variación altitudinal similar, de 4.759 m y 5.175 m respectivamente. Al contrario, las cuencas hidrográficas ubicadas al sur de Ecuador y en el centro de Colombia presentan variaciones altitudinales menores a la del área de estudio, con 1.300 m.s.n.m. y 800 m.s.n.m., respectivamente.

La erodabilidad en la cuenca hidrográfica presenta un rango entre 0 a 0,11 t/ha/MJ⁻¹mm⁻¹ ha⁻¹, variación muy similar a la encontrada en otras cuencas hidrográficas de montaña o ubicadas en la cordillera de los Andes (Castro, et al., 2017; Correa et al., 2016; Ochoa-Cueva et al., 2015a).

Aunque la erodabilidad en la cuenca se caracteriza principalmente porque el 4,72% presenta valores menores a 0,01 t ha h/ha MJ mm y el 0,17% presenta valores superiores a 0,10 t ha h/ha MJ mm, que, según Ramírez et al., (2009) estos valores en suelos corresponden a erodabilidad natural y severa, respectivamente. En los sectores con erodabilidad severa se presentan suelos limosos (0,05-0,002 mm), franco-arcillosos (< 0,002 mm) y en promedio tienen 3% de materia orgánica. Evan (1980) menciona que los suelos con menos del 3,5% de materia orgánica se consideran erosionables, y (Kumar & Kushwaha, 2013) señalan que la erodabilidad del suelo aumenta a medida que la textura del suelo se vuelve más fina.

Por otra parte, el valor otorgado a la cobertura de suelo generalmente es utilizado para evaluar el efecto de la vegetación sobre la erosión del suelo (Renard, 1997). El factor C se puede clasificar cualitativamente basado en tipos de vegetación (Morgan, 2009) mediante el cálculo del factor SLR (Renard, 1997; Tanyaş et al., 2015), calculando el NDVI (Ayalew et al., 2020, De Jong, 1994) o mediante la aplicación de regresiones con imágenes satelitales Landsat (Gertner et al., 2002). En comparación con otros métodos, el método utilizado para calcular el factor C mostró una ventaja, al utilizar una combinación óptima de información derivada de imágenes satelitales y validar de forma cruzada la información levantada en territorio. La precisión de la estimación de la cobertura vegetal es comparable a la de otros estudios similares para la estimación de valores del factor C (Tabla 4). De esta manera, se comprobó la baja incidencia que tiene la rugosidad en la erosión hídrica en zonas húmedas, y la no necesidad de aplicar la relación NDVI-Factor C definida por Van der Knijff et al. (2000) porque estos valores fueron definidos para Europa.

Tabla 4. Calores del Factor C por tipo de cobertura de suelo

Cobertura	Valores obtenidos del factor c	Valores presentados por otros autores (Lianes et al., 2009)
Bosque natural	0,01	0,003-0,010
Matorral	0,035	0,003-0,030
Páramo	0,040	0,003-0,040
Pastos (completos naturales hasta pastoreados)	0,037	0,012-0,200
Cultivos (permanentes no densos)	0,35	0,100-0,450

Elaboración propia

Otro factor importante que afecta la erosión del suelo es el factor longitud de pendiente (LS). En general, se acepta que la erosión aumenta con el incremento de la longitud de la pendiente (Moore & Wilson, 1992; Wischmeier & Smith, 1978). Las zonas de erosión del suelo altas de la cuenca hidrográfica se distribuyeron principalmente en lugares con valores altos de LS. El valor más alto y el más bajo del factor (LS) es 67 y 0,01 respectivamente, muy similares a valores presentados en otra zona montañosa del noreste de la India, que es 53,5-0,01.

La erosión encontrada en la cuenca hidrográfica, que va desde 0 a 812,30 t/ha/año, es superior en comparación con otras partes del mundo. En China varía entre 0,1-360 t/ha/año, en EE. UU. varía entre 0,03-170 t/ha/año, en India varía entre 0,5-185 t/ha/año, en Australia varía entre 0-150 t/ha/año (Morgan, 2009) y en Europa es más bajo al variar entre 0,5 y 325 t/ha/año (Maetens et al., 2012). En África, se ha estimado que la erosión también es inferior al fluctuar entre 10,8 y 146 t/ha/año (Stoking, 1984). A diferencia de otros sectores en la cordillera de los Andes, lo mismo ocurre en otras regiones montañosas. Aunque presentan características climáticas y geomorfológicas diferentes está el caso de Nepal, donde la tasa de erosión del suelo oscila entre 0,5 y 185 t/ha/año (Koirala et al., 2019) y de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán en México fluctúa entre 0 y 100 t/ha/año (Millward & Mersey, 1999). En tanto que, en los Andes la erosión varía de manera similar. Las tasas de erosión del suelo oscilan entre 0,5 y 836 t/ha/año en los Andes ecuatorianos centrales (Harden, 1988), 1,5 -936 t/ha/año en los Andes al sur de Ecuador (Ochoa-Cueva et al., 2015) y 514 -873,3 t/ha/año en suelo desnudo de los Andes colombianos (Suárez de Castro y Rodríguez Grandas, 1962).

La tasa promedio de erosión encontrada (32,75 t/ha/año) está dentro de los rangos de erosión (22 a 40 t/ha/año) obtenidos por González et al. (2018) anteriormente para el área de estudio usando el método de clavos de erosión, y los obtenidos por Córdova y Valverde (2002) (13,28 a 77,6 t/ha/año) para la provincia Carchi (área administrativa dentro del área de estudio) usando el método de mallas. La erosión promedio también se parece a las pérdidas de suelo encontradas en una cuenca hidrográfica montañosa al sureste de Italia (entre 31 y 34 t/ha/año) (Aiello et al., 2015) y en una cuenca hidrográfica montañosa en Marruecos (40 t/ha/año) (Tribak et al., 2021). En ambos casos existió un aumento de cultivos por bosque y en el primer caso predominan los cultivos secanos, al igual que en el área de estudio (Aiello et al., 2015; Tribak et al., 2021). Estos datos demuestran que la erosión media puede presentar semejanzas si existe variación en el uso de la cobertura de suelo. Obiahu y Elias, (2020) consideran que la cobertura de suelo es el factor más influyente, incluso sobre la intensidad de precipitación y la pendiente.

Las tasas de erosión promedio y máximas encontradas en la cuenca media-alta del río Mira confirman la tendencia a susceptibilidad alta a la erosión en las zonas montañosas de los Andes. En la cordillera de los Andes se generan procesos erosivos activos porque el escurrimiento difuso propio de la zona montañosa es reemplazado por escurrimiento concentrado cada vez que aumenta la pendiente y las alturas pluviométricas (De Noni & Trujillo, 1986b). Desde las partes altas existe un desprendimiento de partículas del suelo que se depositan en las laderas y valles antes de llegar al río, que pueden ser fácilmente removidas por el impacto de las gotas de lluvia (Ochoa-Cueva et al., 2015b). A esto se suma la expansión de actividades humanas que incluyen actividades agrícolas y ganaderas hacia zonas altas de la cordillera, incluso sobre los 3.000 m.s.n.m (Ataroff, 2010; Volante et al., 2015). Además, al igual que en otras cuencas andinas, como lo manifiestan Ochoa-Cueva et al. (2015b), los canales de flujos de poca profundidad se transforman en cárcavas de erosión o barrancos, a medida que la trayectoria del flujo de agua aumenta ya sea por cambio de pendiente o por uso de suelo.

Estas condiciones generan que todas las coberturas de suelo del área de estudio estén sujetas a pérdidas por erosión. La erosión severa se presentó normalmente en zonas sin cobertura vegetal, con pendientes colinadas y que normalmente se localizan sobre escarpes, y en relieves volcánicos, cimas de cordilleras o vertientes. También la erosión severa se presentó en cultivos que se localizan generalmente en pendientes colinadas, en relieves montañosos, volcánicos, volcánicos colinados muy altos, valles en V, flancos del volcán y vertientes, que demostraría el avance de la frontera agrícola hacia zonas de altitud alta.

Además, al contrario de lo que se creería, la precipitación media es similar al resto de categorías de erosión (Tabla 2) en alrededor de los 1.000 mm. De acuerdo con Avwunudiogba y Hudson (2014) únicamente cuando la precipitación supera los 2.000 mm, se reduce la incidencia de la cobertura vegetal en la erosión en montañas tropicales. Esto confirma que aunque la precipitación incide, los principales condicionantes de la erosión en cuencas andinas son primero la cobertura de suelo y después la pendiente como lo concluyeron autores como Harden (1988) e Inbar y Llerena (2000). No obstante, en todas las

coberturas de suelo, las tasas promedio de erosión superaron el umbral en zonas tropicales (10 t/ha/año), aunque en diferentes proporciones (Tabla 3). Para el caso de bosques y páramos esto sucedió porque pequeñas superficies se ubican en zonas altas con pendientes medias entre 25% y 30%, y entre 54° y 82°, que se localizan en geoformas con susceptibilidad muy severa como, vertientes rectilíneas, relieves volcánicos, relieves colinados y relieves volcánicos colinados muy altos.

Para Harden (1988) la presencia de cobertura natural no perturbada es el factor más importante de protección porque previene la pérdida de suelo incluso en pendientes pronunciadas. En general la pérdida de cobertura natural además de exponer al suelo a agentes erosivos como el agua y el viento ocasiona que se disminuya la filtración de agua (Salomão & da Silva, 2021; Steinhoff-Knopp et al., 2021). En los Andes la alta capacidad de infiltración, y la escorrentía superficial poco frecuente en las coberturas páramo, bosque y matorral evitan el transporte de flujos junto con material erosionado (Bonnesoeur et al., 2019). Sin embargo, los parches de bosques plantados de eucalipto existentes en la cuenca no generarían ese efecto. Inbar y Llerena (2000) en los Andes peruanos y Harden (1993) en los Andes ubicados al sureste de Ecuador demostraron que en los bosques de eucalipto presentes se incrementa la escorrentía. Aunque los pastos también son una buena cobertura vegetal porque gracias a su capacidad de infiltración no se erosionan durante eventos de lluvia (Mosquera et al., 2022), pueden generar escorrentía con arrastre de partículas causando erosión en los campos cultivados ladera abajo (Harden, 1993). Otro problema identificado en esta cobertura es el sobrepastoreo incluso sobre los 3.000 m.s.n.m. Lozada (1991) en los Andes peruanos determinó que el sobrepastoreo comunitario, principalmente de ovejas y ganado vacuno, degrada al suelo y profundiza la erosión. En los Andes centrales ecuatorianos, Podwojewski et al. (2002) también determinaron que el pastoreo intensivo de ovejas ha llevado a un aumento de la tierra desnuda y al reemplazo del páramo y del pasto corto por un pasto de alfombra, favoreciendo al desarrollo de la erosión eólica en las zonas secas, la escorrentía en superficies desnudas y la erosión por cárcavas en las laderas.

La presencia de cultivos en la sección central y su avance hacia zonas altas ocasionan que se formen nuevos canales de flujo que transportan con mayor facilidad las partículas de suelo ladera abajo. Adicionalmente, la presencia de barbecho por prácticas culturales, que según CISPDR (2016), cada año alcanza el 30% de la superficie total de siembra. Esto al contrario de lo que se creería, no genera sucesión vegetal en las tierras en barbecho o abandonadas ni tampoco disminuye la erosión (Harden, 2001). De acuerdo con Harden (1988) cuando se transforman suelos de laderas andinas a suelos desnudos producto del sobrepastoreo y del avance agrícola estas se vuelven más vulnerables a la erosión eólica y a la erosión hídrica. A esto se suma que los senderos y caminos sin asfaltar que interconectan las comunidades rurales forman canales de escorrentía que transportan sedimentos (Harden, 2001).

Estos procesos de erosión identificados degradan la calidad del suelo principalmente en las coberturas antrópicas que son las que presentan mayores tasas promedio de erosión (Tabla 3). Muchos de estos espacios antrópicos son producto del reemplazo de bosques y pastos naturales (Gómez et al., 2017) y estas transiciones ocasionaron efectos sobre la calidad del hábitat, como pérdida de la biodiversidad (Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021) y reducción de la productividad agrícola (Caviedes et al., 2020). Estos impactos según Núñez et al. 2013 reducen la producción primaria de los ecosistemas y causan deterioro ambiental.

La transformación de coberturas aceleró la expansión de la frontera agrícola en la cuenca hidrográfica y se produjo generalmente en relieves colinados, considerando que la pendiente media es 19°. En la región interandina de Ecuador es muy común que la expansión agrícola se produzca en áreas con pendiente inclinada, incrementando la erosión del suelo y la formación de suelos tipo cangahua (Hidrobo et al., 2015; Espinosa, 2014). La cangahua es una matriz de suelo con bajo contenido de nitrógeno y materia orgánica donde es imposible realizar agricultura (Zebrowski & Vicuña, 1996). De acuerdo a Chalco et al. (2021) en la cuenca hidrográfica en sectores localizados bajo el páramo (entre 1700 y 3200 m.s.n.m) y en los valles fluviales interandinos secos (entre 750 y 1700 m.s.n.m) a causa de procesos erosivos se eliminaron horizontes superficiales del suelo permitiendo la consolidación de la cangahua.

Todas estas condiciones aceleraron el deterioro de los ecosistemas, imposibilitaron el desarrollo adecuado de la agricultura en el territorio, y en consecuencia poco a poco redujeron la calidad de vida de la población que lo habita. Esto si se considera que hábitat territorial es el conjunto de elementos naturales y artificiales que componen el medio ambiente en que se desarrolla la vida individual, familiar y social del ser humano (Ramírez, 2008).

A pesar de estos efectos, en el área de estudio no existe registro de abandono de tierras por migración permanente de la población rural a centros urbanos o al extranjero, a diferencia de los Andes centrales ecuatorianos, por ejemplo (Caulfield et al., 2019). Sin embargo, es necesario mejorar la calidad del hábitat de la población incluyendo alternativas que reduzcan las tasas de erosión de suelo. Para Woo et al. (1997) la presencia de una cubierta vegetal no perturbada retarda significativamente la erosión laminar. Aun así, que coberturas naturales superen el umbral máximo de erosión pone de manifiesto la necesidad de combinar las actividades de conservación y restauración de la vegetación con las prácticas adecuadas de labranza en las coberturas agropecuarias. En los Andes como lo señalan Vanacker et al. (2022) se ha demostrado que cuando se conserva la vegetación natural y se evita que sea reemplazada por cultivos, se tiene un efecto positivo en la calidad del suelo porque se almacena más carbono orgánico. Zhou et al. (2008) demostró que la restauración vegetal es eficiente cuando se aprovecha la estructura de los bosques y combinan plantas leñosas y no leñosas de acuerdo con la aptitud del suelo. La Manna et al. (2021) por su parte, demostraron que en suelos de origen volcánico la reforestación en pastizales degradados controla la erosión y evita la pérdida de materia orgánica siempre que los suelos permanezcan cubiertos. De esta manera, en el área de estudio sería recomendable las siguientes actividades:

- a) La conservación de la vegetación no leñosa como páramo en las partes altas de la cuenca, permite mantener la capacidad de infiltración del suelo y almacenar más carbono orgánico.
- b) En las partes media y baja de la cuenca, la selección de especies leñosas será de acuerdo con el tipo de bosque, que van desde bosques piemontanos, bosques montanos secos hasta bosques húmedos tropicales.
- c) Implementar prácticas adecuadas de labranza que incluyan, bancales, cultivos en contorno, cultivos en hileras.
- d) Regular el pastoreo comunitario de ganado en las zonas altas de la cuenca hidrográfica.
- e) Reforestación en pastizales erosionados
- f) Habilitación agroecológica de los suelos tipo cangahua.

5. Conclusiones

La erosión del suelo es uno de los principales problemas en las cuencas hidrográficas alrededor del mundo. Sin las medidas adecuadas, cada gramo de suelo que se pierde al año puede ser irreversible, al provocar un gran impacto en la productividad del suelo.

La evaluación de la susceptibilidad a la erosión del suelo, utilizando un conjunto de datos geoespaciales de libre disposición con igual tamaño de píxel (30 metros) para la aplicación del modelo RUSLE en entornos SIG, entregó resultados razonables de susceptibilidad en la cuenca debido principalmente a que se mantuvo una escala uniforme durante todo el proceso.

Se estima que la tasa media de erosión del suelo para la cuenca media-alta del Mira es de 32 t/ha/año y puede alcanzar un valor máximo de 812 t/ha/año. Este umbral estaría entre los más altos del mundo. Si bien la precipitación es un agente detonante de la erosión, la geomorfología montañosa relega su rol a segundo plano porque los principales condicionantes que generan estas tasas de erosión son en primer lugar la cobertura de suelo y en segundo lugar la pendiente. No obstante, el avance de la frontera agrícola y el sobrepastoreo hacia zonas altas transforman coberturas naturales a suelos desnudos, surcos de arroyada a cárcavas y finalmente expondrían más al suelo a los efectos erosivos combinados de la precipitación y el viento.

En este estudio se encontró que las tasas de pérdida de suelo insostenibles >10 t/ha/año se producen en todas las coberturas. Donde páramo y bosque son las coberturas menos propensas estas pérdidas, y cultivos y suelo desnudo son las coberturas más propensas. En los bosques y páramos se supera este umbral de erosión, principalmente porque se encuentran en laderas altas y empinadas. En los suelos desnudos o áreas sin vegetación y en los cultivos se crean estas tasas insostenibles por la exposición del suelo y la remoción por actividades de labranza. Además de los suelos desnudos, los pastos y matorrales, que superen esta tasa de erosión, requieren medidas de restauración ecológica. En cambio, en los cultivos es necesario tomar medidas como: bancales, cultivo en franjas, cultivos en contorno, y en zonas con cangahua implementar de técnicas de habilitación agroecológica.

Finalmente, la relevancia del estudio radicó en conocer la distribución espacial de la erosión del suelo en la cuenca media-alta del río Mira en los Andes de Ecuador, información que puede ser utilizada

por los tomadores de decisiones para la conservación y gestión del uso de la tierra. Como consecuencia, el accionar por parte de los tomadores de decisiones y de la población en general es fundamental para cambiar las tasas medias de erosión insostenibles a tasas medias de erosión sostenibles en zonas de los andes tropicales.

Referencias

- Aiello, A., Adamo, M., & Canora, F. (2015). Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy. *CATENA*, 131, 174-185. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.04.003>
- Ali, S. A., & Hagos, H. (2016). Estimation of soil erosion using USLE and GIS in Awassa Catchment, Rift valley, Central Ethiopia. *Geoderma Regional*, 7(2), 159-166. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.03.005>
- Arnoldus, H. (1980). An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. In M. DcBoodt and D. Gabriels (Eds.), *Assessment of Erosion* (pp. 127-132). Editorial John Wiley & Sons.
- Ataroff, M. (2010). Actividades humanas que cambiaron el bosque en la cordillera de Mérida, Andes de Venezuela: Zona cafetera-ganadera. In B.A. Rial, J. C. Señaris, C.A. Lasso & A. Flores (Eds.), *Evaluación Rápida de la Biodiversidad y Aspectos Socioecosistémicos del Ramal de Calderas. Andes de Venezuela. RAP Bulletin of Biological Assessment* 56 (pp. 113-119). Editorial Conservation International. <http://www.saber.ula.ve/handle/123456789/39287>
- Avwunudiogba, A., & Hudson, P. F. (2014). A review of soil erosion models with special reference to the needs of humid tropical mountainous environments. *European Journal of Sustainable Development*, 3(4), 299-299. <https://doi.org/10.14207/ejsd.2014.v3n4p299>
- Ayalew, D. A., Deumlich, D., Šarapatka, B., & Doktor, D. (2020). Quantifying the sensitivity of NDVI-based C factor estimation and potential soil erosion prediction using Spaceborne earth observation data. *Remote Sensing*, 12(7), 1136. <https://doi.org/10.3390/rs12071136>
- Beven, K. J., & Kirkby, M. J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology / Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1), 43-69. <https://doi.org/10.1080/02626667909491834>
- Bonnesoeur, V., Locatelli, B., Guariguata, M. R., Ochoa-Tocachi, B. F., Vanacker, V., Mao, Z., Stokes, A., & Mathez-Stiefel, S.-L. (2019). Impacts of forests and forestation on hydrological services in the Andes: A systematic review. *Forest Ecology and Management*, 433, 569-584. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.033>
- Castro, A. F., Lince, L. A., & Riaño, O. (2017). Determinación del riesgo a la erosión potencial hídrica en la zona cafetera del Quindío, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 17-26. <https://doi.org/10.22490/21456453.1828>
- Caulfield, M., Bouniol, J., Fonte, S. J., & Kessler, A. (2019). How rural out-migrations drive changes to farm and land management: A case study from the rural Andes. *Land Use Policy*, 81, 594-603. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.030>
- Caviedes, M., Gangotena, D., Albán, G., & León, A. (2020). Primer Simposio de Suelos y Nutrición de Cultivos. *Archivos Académicos USFQ*, 11(69). <https://doi.org/10.18272/archivosacademicos.v11i.1479>
- Chalco, I., Haro, R., Andrade, L., Díaz, N., Reyes, D., Villarreal, W., Gómez, E., Díaz, D., & Yerovi, F. (2021). Análisis de la edafo-climatoposecuencia y su influencia en la distribución de los suelos de la subcuenca del río Mira-Ecuador. RIA. *Revista de investigaciones agropecuarias*, 47(2), 181-188. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1669-23142021000200181
- CISPDR. (2016). Plan Hidráulico Regional de la Demarcación Hidrográfica Mira. <http://suia.ambiente.gob.ec/files/MEMORIA%20DH%20MIRA.pdf>
- Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and psychological measurement*, 20(1), 37-46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>
- Córdova, J. J., & Valverde, F. (2002, septiembre). *Evaluación de la erosión causada por labranza con arado y rastra en Carchi-Ecuador*. VIII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. <https://repositorio.iniap.gob.ec/bitstream/41000/2510/1/iniapsc348e.pdf>
- Correa, S. W., Mello, C. R., Chou, S. C., Curi, N., & Norton, L. D. (2016). Soil erosion risk associated with climate change at Mantaro River basin, Peruvian Andes. *CATENA*, 147, 110-124. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.003>
- Cremades, P. G., & Puliafito, S. E. (2017). *Modelado de emisiones por Quema de Biomasa y evaluación de impacto en la calidad de aire en escala regional y local* [Doctoral thesis, Universidad Nacional de

- Cuyo]. Base de datos ResearchGate. https://www.researchgate.net/publication/352318754_Modelado_de_Emisiones_por_Quema_de_Biomasa_y_Evaluacion_de_Impacto_en_la_Calidad_de_Aire_en_Escala_Regional_y_Local
- De Jong, S. M. (1994). Derivation of vegetative variables from a Landsat TM image for modelling soil erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 19(2), 165-178. <https://doi.org/10.1002/esp.3290190207>
- De Noni, G., & Trujillo, G. (1986a). Degradación del suelo en el Ecuador. Principales causas y algunas reflexiones sobre la conservación de este recurso. *Cultura*, 24, 383-394. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/cc-2010/26531.pdf
- De Noni, G., & Trujillo, G. (1986b). La erosión actual y potencial en Ecuador: Localización, manifestaciones y causas. *Documentos de Investigación Geográfica*, 6, 5-14. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers08-01/23659.pdf
- de Santos Loureiro, N., & de Azevedo Coutinho, M. (2001). A new procedure to estimate the RUSLE EI₃₀ index, based on monthly rainfall data and applied to the Algarve region, Portugal. *Journal of hydrology*, 250(1-4), 12-18. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00387-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00387-0)
- Díaz, A. R. (2003). Influencia de la litología en las consecuencias del abandono de tierras de cultivo en medios mediterráneos semiáridos. *Papeles de geografía*, 38, 151-165. <https://revistas.um.es/geografia/article/view/46031>
- Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In .W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek & B.A. Stewart (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*, 35 (pp. 1-21). Editorial Soil Science Society of America, Inc. <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2136/sssaspecpub35.c1>
- Ekholm, P., & Lehtoranta, J. (2012). Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication? *Journal of Environmental Management*, 93(1), 140-146. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.010>
- Espinosa, J. (2014). La erosión en Ecuador, un problema sin resolver. *Siembra*, 1(1), 7.
- Evan, R. (1980) Mechanics of water erosion and their spatial and temporal controls: An empirical viewpoint; In M. J. Kirkby and R.P.C Morgan (Eds.), *Soil erosion* (pp. 109–128) Editorial John Wiley and Sons.
- 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>
- Ganasri, B. P., & Ramesh, H. (2016). Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. *Geoscience Frontiers*, 7(6), 953-961. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>
- Gertner, G., Wang, G., Fang, S., & Anderson, A. (2002). Mapping and uncertainty of predictions based on multiple primary variables from joint co-simulation with Landsat TM image and polynomial regression. *Remote Sensing of Environment*, 83(3), 498-510. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00066-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00066-4)
- Gómez, L., Gallego, B., & Naranjo, L. G. (Eds). (2017). *Atlas socioambiental de las Cuencas Transfronterizas Mira y Mataje: aportes para su ordenamiento y gestión integral Colombia - Ecuador*. Editorial WWF-Colombia.
- González, I. M. M., Limaico, D., Arcos, C., José, M., Astudillo, R., Pantoja, M. I. V., & Añazco, M. J. (2018). Rehabilitación de suelos degradados mediante especies forestales en estructuras conservacionistas en la cuenca media del Río Mira, Ecuador. In M. Cevallos, T. Sánchez, M. Naranjo, K. Steinlechner, M. Posso, J. García, Y. Reascos, L. Yépez (Eds), *II Jornadas de Investigación Científica UTN*. 1 Foro de Investigación Científica “Desafíos actuales de la sociedad del conocimiento” (pp. 195-201). Universidad Técnica del Norte. <https://issuu.com/utnuniversity/docs/ebook-ii-jornadas-internacionales-u/800>
- Harden, C. (1988). Mesoscale Estimation of Soil Erosion in the Rio Ambato Drainage, Ecuadorian Sierra. *Mountain Research and Development*, 8(4), 331-341. <https://doi.org/10.2307/3673556>
- Harden, C. (1993). Land Use, Soil Erosion, and Reservoir Sedimentation in an Andean Drainage Basin in Ecuador. *Mountain Research and Development*, 13(2), 177-184. <https://doi.org/10.2307/3673635>
- Harden, C. (2001). Soil Erosion and Sustainable Mountain Development: Experiments, Observations, and Recommendations from the Ecuadorian Andes. *Mountain Research and Development*, 21(1), 77-83. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2001\)021\[0077:SEASMD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2001)021[0077:SEASMD]2.0.CO;2)

- Hengl, T. (2006). Finding the right pixel size. *Computers y Geosciences*, 32(9), 1283-1298. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2005.11.008>
- Hidrobo, J., Da Costa, M., Prat, C., Trujillo, G., Moreno, J., & Ortega, C. A. (2015). Sistemas de producción en áreas con cangahua habilitada en la Sierra Norte de Ecuador. *Siembra*, 2(1), 116-127. <https://doi.org/10.29166/siembra.v2i1.1444>
- Hoyos, N. (2005). Spatial modeling of soil erosion potential in a tropical watershed of the Colombian Andes. *CATENA*, 63(1), 85-108. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.05.012>
- Ighodaro, I. D., Lategan, F. S., & Mupindu, W. (2016). The Impact of Soil Erosion as a Food Security and Rural Livelihoods Risk in South Africa. *Journal of Agricultural Science*, 8(8), 1. <https://doi.org/10.5539/jas.v8n8p1>
- Inbar, M., & Llerena, C. A. (2000). Erosion Processes in High Mountain Agricultural Terraces in Peru. *Mountain Research and Development*, 20(1), 72-79. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2000\)020\[0072:EPIHMA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2000)020[0072:EPIHMA]2.0.CO;2)
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2022, mayo 26). *Ecuador en Cifras. Información Agroambiental y tecnificación agropecuaria*. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/informacion-agroambiental/>
- Keesstra, S., Mol, G., De Leeuw, J., Okx, J., Molenaar, C., De Cleen, M., & Visser, S. (2018). Soil-related sustainable development goals: Four concepts to make land degradation neutrality and restoration work. *Land*, 7(4), 133. <https://doi.org/10.3390/land7040133>
- Koirala, P., Thakuri, S., Joshi, S., & Chauhan, R. (2019). Estimation of Soil Erosion in Nepal Using a RUSLE Modeling and Geospatial Tool. *Geosciences*, 9(4), 1-19. <https://doi.org/10.3390/geosciences9040147>
- Kumar, S., & Kushwaha, S. P. S. (2013). Modelling soil erosion risk based on RUSLE-3D using GIS in a Shivalik sub-watershed. *Journal of Earth System Science*, 122(2), 389-398. <https://doi.org/10.1007/s12040-013-0276-0>
- La Manna, L., Tarabini, M., Gomez, F., & Rostagno, C. M. (2021). Changes in soil organic matter associated with afforestation affect erosion processes: The case of erodible volcanic soils from Patagonia. *Geoderma*, 403, 115265. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115265>
- Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment international*, 29(4), 437-450. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00192-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00192-7)
- Lee, S., Choi, J., & Woo, I. (2004). The effect of spatial resolution on the accuracy of landslide susceptibility mapping: A case study in Boun, Korea. *Geosciences Journal*, 8(1), 51-60. <https://doi.org/10.1007/BF02910278>
- Lianes, E., Marchamalo, M., & Roldán, M. (2009). Evaluación del factor C de la RUSLE para el manejo de coberturas vegetales en el control de la erosión en la cuenca del río Birris, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 33(2), 217-235. <https://www.redalyc.org/pdf/436/43613279007.pdf>
- Lozada, C. (1991). Overgrazing and range degradation in the Peruvian Andes. *Rangelands Archives*, 13(2), 64-66. <http://206.189.126.38:8081/index.php/rangelands/article/view/10996>
- Luk, S. (1985). Effect of antecedent soil moisture content on rainwash erosion. *Catena*, 12(2-3), 129-139. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(85\)90005-0](https://doi.org/10.1016/0341-8162(85)90005-0)
- Maetens, W., Vanmaercke, M., Poesen, J., Jankauskas, B., Jankauskiene, G., & Ionita, I. (2012). Effects of land use on annual runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean: A meta-analysis of plot data. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 36(5), 599-653. <https://doi.org/10.1177/0309133312451303>
- Mahala, A. (2018). Soil erosion estimation using RUSLE and GIS techniques—A study of a plateau fringe region of tropical environment. *Arabian Journal of Geosciences*, 11(13), 1-18. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-3703-3>
- Millward, A. A., & Mersey, J. E. (1999). Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *CATENA*, 38(2), 109-129. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00067-3)
- Moore, I. D., & Wilson, J. P. (1992). Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: Simplified method of estimation. *Journal of soil and water conservation*, 47(5), 423-428.
- Morgan, R. P. C. (2009). *Soil erosion and conservation*. John Wiley y Sons.

- Mosquera, G. M., Marín, F., Stern, M., Bonnesoeur, V., Ochoa-Tocachi, B. F., Román-Dañobeytia, F., & Crespo, P. (2022). Progress in understanding the hydrology of high-elevation Andean grasslands under changing land use. *Science of The Total Environment*, 804, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150112>
- Mulligan, M. (1998). Modelling the geomorphological impact of climatic variability and extreme events in a semi-arid environment. *Geomorphology*, 24(1), 59-78. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(97\)00101-3](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00101-3)
- Núñez, M., Antón, A., Muñoz, P., & Rieradevall, J. (2013). Inclusion of soil erosion impacts in life cycle assessment on a global scale: Application to energy crops in Spain. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(4), 755-767. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0525-5>
- Obiahu, O. H., & Elias, E. (2020). Effect of land use land cover changes on the rate of soil erosion in the Upper Eyiohia river catchment of Afikpo North Area, Nigeria. *Environmental Challenges*, 1, 100002. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2020.100002>
- Ochoa-Cueva, P., Fries, A., Montesinos, P., Rodríguez-Díaz, J. A., & Boll, J. (2015a). Spatial Estimation of Soil Erosion Risk by Land-cover Change in the Andes OF Southern Ecuador. *Land Degradation y Development*, 26(6), 565-573. <https://doi.org/10.1002/ldr.2219>
- Ochoa-Cueva, P. A., Ruiz Sinoga, J. D., & Cerdá, A. (2015b). *Manejo y conservación del suelo y agua en los Andes del Sur de Ecuador* [Doctoral thesis, Universidad de Málaga]. Repositorio Dialnet. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=75774>
- Perera, K. H. K., Udeshani, W. A. C., Piyathilake, I. D. U. H., Wimalasiri, G. E. M., Kadupitiya, H. K., Udayakumara, E. P. N., & Gunatilake, S. K. (2020). Assessing soil quality and soil erosion hazards in the Moneragala District, Sri Lanka. *Applied Sciences*, 2(12), 2175. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03926-1>
- Pijl, A., Reuter, L. E. H., Quarella, E., Vogel, T. A., & Tarolli, P. (2020). GIS-based soil erosion modelling under various steep-slope vineyard practices. *CATENA*, 193, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104604>
- Podwojewski, P., Poulenard, J., Zambrana, T., & Hofstede, R. (2002). Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management*, 18(1), 45-55. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00049.x>
- Raupach, M., Gillette, D., & Leys, J. (1993). The effect of roughness elements on wind erosion threshold. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 98(D2), 3023-3029. <https://doi.org/10.1029/92JD01922>
- Renard, K. G. (1997). *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. United States Government Printing.
- Renard, K. G., & Freimund, J. R. (1994). Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology*, 157(1-4), 287-306. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90110-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90110-4)
- Rikimaru, A., Roy, P., & Miyatake, S. (2002). Tropical forest cover density mapping. *Tropical ecology*, 43(1), 39-47. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.465.8749&rep=rep1&type=pdf>
- Ramírez, B. (2008). *Formas territoriales. Visiones y perspectivas desde la teoría*. Miguel Ángel Porrúa.
- Ramírez, F., Hincapié, E., & Sadeghian, S. (2009). Erodabilidad de los suelos de la zona central cafetera del departamento de Caldas. *Cenicafé*, 60(1), 58-71. <https://biblioteca.cenicafe.org/handle/10778/157>
- Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(0), 923449. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>
- Salitchev, K. A. (1979). *Cartografía*. Pueblo y Educación.
- Salomão, F. S., & da Silva, A. M. (2021). Predicting soil erosion and assessing quality indicators in two Brazilian watersheds: Subsidy for territorial planning. *Geocarto International*, 1-20. <https://doi.org/10.1080/10106049.2021.1899308>
- Sistema Nacional de Información. (2022, may 26). *Sistema Nacional de Información*. <https://sni.gob.ec/inicio>

- Sistema Nacional de Información de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica (2022, may 29). *Cartografía de Geopedología escala 1:25.000*. <http://www.sigtierras.gob.ec/geopedologia/>
- Skidmore, E. (1986). Wind erosion control. *Climatic change*, 9(1), 209-218. <https://doi.org/10.1007/BF00140537>
- Steinhoff-Knopp, B., Kuhn, T. K., & Burkhard, B. (2021). The impact of soil erosion on soil-related ecosystem services: Development and testing a scenario-based assessment approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(S1), 274. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08814-0>
- Stoking, M. (1984). Rates of erosion and sediment yield in the African environment. *Challenges in African hydrology and water resources: proceedings, Harare Symposium, 1984*, 144.285-293
- Suárez de Castro, F., & Rodríguez Grandas, A. (1962). *Investigaciones sobre la erosión y la conservación de los suelos en Colombia*. Bogotá, Colombia: Federación Nacional de Cafeteros.
- Tanyaş, H., Kolat, Ç., & Süzen, M. L. (2015). A new approach to estimate cover-management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dam. *Journal of Hydrology*, 528, 584-598. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.048>
- Taylor, S. J., & Bogdan, R. (1987). *Introducción a los métodos cualitativos de investigación* Paidós.
- Telles, T. S., Guimarães, M. de F., & Dechen, S. C. F. (2011). The costs of soil erosion. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 35(2), 287-298. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200001>
- Teshome, A., Halefom, A., Teshome, M., Ahmad, I., Taddele, Y., Dananto, M., Demisse, S., & Szucs, P. (2021). Soil erosion modelling using GIS and revised universal soil loss equation approach: A case study of Guna-Tana landscape, Northern Ethiopia. *Modeling Earth Systems and Environment*, 7(1), 125-134. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00864-0>
- Thomas, J., Joseph, S., & Thirvikramji, K. P. (2018). Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. *Geoscience Frontiers*, 9(3), 893-906. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2017.05.011>
- Tribak, A., Baena-Escudero, R., Guerrero-Amador, I. C., Amhani, Z., Abahrour, M., El Garouani, A., & Arari, K. (2021). Evaluación de los usos del suelo y la erosión hídrica en la subcuenca hidrográfica montañosa del Oued Ourtza (Pre-Rif Oriental, Marruecos). *Investigaciones Geográficas*, 76, 309. <https://doi.org/10.14198/INGEO.18851>
- Van der Knijff, J., Jones, R., & Montanarella, L. (2000). *Soil erosion risk: Assessment in Europe*. European Soil Bureau, European Commission Brussels. https://www.unisdr.org/files/1581_ereurnew2.pdf
- Vanacker, V., Molina, A., Rosas-Barturen, M., Bonnesoeur, V., Román-Dañobeytia, F., Ochoa-Tocachi, B. F., & Buytaert, W. (2022). The effect of natural infrastructure on water erosion mitigation in the Andes. *Soil*, 8(1), 133-147. <https://doi.org/10.5194/soil-8-133-2022>
- Vijith, H., Hurmain, A., & Dodge-Wan, D. (2018). Impacts of land use changes and land cover alteration on soil erosion rates and vulnerability of tropical mountain ranges in Borneo. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 12, 57-69. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.09.003>
- Viney, N. R., & Sivapalan, M. (1999). A conceptual model of sediment transport: Application to the Avon River Basin in Western Australia. *Hydrological Processes*, 13(5), 727-743. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990415\)13:5<727::AID-HYP776>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19990415)13:5<727::AID-HYP776>3.0.CO;2-D)
- Volante, J., Mosciaro, J., Morales Poclava, M., Vale, L., Castrillo, S., Sawchik, J., Tiscornia, G., Maldonado, I., Vega, A., Trujillo, R., & others. (2015). Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010, Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 41(2), 179-191. <http://www.scielo.org.ar/pdf/ria/v41n2/v41n2a11.pdf>
- Williams, J., & Berndt, H. (1977). Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Transactions of the ASAE*, 20(6), 1100-1104. <https://doi.org/10.13031/2013.35710>
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning*. Department of Agriculture, Science and Education Administration.
- Woo, M., Fang, G., & others. (1997). The role of vegetation in the retardation of rill erosion. *CATENA*, 29(2), 145-159. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(96\)00052-5](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00052-5)

- Xu, Y., Luo, D., & Peng, J. (2011). Land use change and soil erosion in the Maotiao River watershed of Guizhou Province. *Journal of Geographical Sciences*, 21(6), 1138-1152. <https://doi.org/10.1007/s11442-011-0906-x>
- Yu, B., Rose, C., Ciesiolka, C., Coughlan, K., & Fentie, B. (1997). Toward a framework for runoff and soil loss prediction using GUEST technology. *Soil Research*, 35(5), 1191-1212. <https://doi.org/10.1071/S97002>
- Zebrowski, C., & Vicuña, A. (diciembre de 1996). El cultivo de la cangahua en el medio campesino tradicional en el Ecuador. *Suelos volcánicos endurecidos II Simposio Internacional, Quito, Ecuador*. <http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt= 2446221>
- Zhang, H., Wei, J., Yang, Q., Baartman, J. E. M., Gai, L., Yang, X., Li, S., Yu, J., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2017). An improved method for calculating slope length (λ) and the LS parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation for large watersheds. *Geoderma*, 308, 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.006>
- Zhou, P., Luukkanen, O., Tokola, T., & Nieminen, J. (2008). Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. *CATENA*, 75(3), 319-325. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.010>

Cita bibliográfica: Arévalo-Morocho, C., Jácome-Aguirre, G., Ortega-Andrade, S., Rosales-Enríquez, O., & Rodríguez-Echeverry, J. (2023). Evaluación del cambio del paisaje boscoso y su impacto en la distribución de *Dipsas elegans* en el norte de Ecuador. *Investigaciones Geográficas*, (79), 231-250. <https://doi.org/10.14198/INGEO.23541>

Evaluación del cambio del paisaje boscoso y su impacto en la distribución de *Dipsas elegans* en el norte de Ecuador

*Evaluation of forest landscape change and its impact on the distribution of *Dipsas elegans* in northern Ecuador*

Cristian Arévalo-Morocho¹ 

Gabriel Jácome-Aguirre^{2*} 

Sania Ortega-Andrade³ 

Oscar Rosales-Enríquez⁴ 

James Rodríguez-Echeverry⁵ 

Resumen

La cuenca hidrográfica del río Mira en Ecuador posee una alta biodiversidad, sin embargo, el uso intensivo del suelo ha ocasionado cambios en el paisaje y ha generado alteraciones en la distribución de especies. El presente estudio evalúa los patrones espaciales del paisaje boscoso y sus impactos en la distribución de *Dipsas elegans* (Boulenger, 1986) mediante mapas temáticos de uso y cobertura de suelo derivados de imágenes satelitales Landsat de los años 1991, 2000 y 2017, y la generación de métricas para la evaluación del paisaje boscoso. Adicionalmente, se analizó la distribución potencial de *D. elegans* usando el modelo de máxima entropía (MaxEnt). Los resultados obtenidos evidenciaron que existió una pérdida del bosque de 235.726,96 ha (10,28%) con una tasa de deforestación anual del 0,44%. Además, se registró un incremento del número de parches (1.249-1.741) y su densidad (0,23-0,33), lo que demuestra fragmentación del bosque nativo debido al avance del uso de suelo agrícola y la deforestación. *D. elegans* se distribuye principalmente en la cuenca media del río Mira, la cual registra la presencia de bosque nativo y otras coberturas con un área de 104.747 ha (19,6%). La pérdida de hábitat de *D. elegans*, respecto al modelo de distribución fue de 33.859,33 ha (32,32%), lo que demuestra que la especie es susceptible a la reducción del tamaño de parche, efectos borde y aislamiento de hábitat.

Palabras clave: Métricas del paisaje; distribución potencial; efectos de borde; aislamiento de hábitats, cuenca del río Mira.

Abstract

The Mira River basin in Ecuador has a high biodiversity. However, the intensive land-use has led to landscape changes and generated alterations in the distribution of species. This study evaluates the spatial patterns of the forest landscape and its impacts on the distribution of *Dipsas elegans* (Boulenger,

1 Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador. cearevalom@utn.edu.ec

2 Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador. gajacomea@utn.edu.ec

* Autor para correspondencia

3 Grupo de Investigación de Ciencia en Red (eCIER). Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador. smortega@utn.edu.ec

4 Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador. oarosales@utn.edu.ec

5 Facultad de Ingeniería Forestal, Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. wairajames@yahoo.com

1986). Landsat satellite images of 1991, 2000, and 2017 have been used and landscape metrics have been generated for the evaluation of the forested landscape. Additionally, the analysis of the potential distribution of *D. elegans* has been performed using the maximum entropy model (MaxEnt). The results show a decrease in the forest cover of 235.726,96 ha (10,28%) and an annual deforestation rate of 0,44%. In addition, the native forest displays fragmentation due to the increase in the number of patches (1.249-1.741) and its density (0,23-0,33), because of agriculture advance and deforestation. *D. elegans* is mainly distributed in the middle basin, which is composed of native forest and other coverage with an area of 104.747 ha (19,6%). Habitat loss with respect to the distribution model accounts for 33.859,33 ha (32,32%), which shows that the species is susceptible to patch size reduction, edge, effects and habitat isolation that threaten the specie's presence.

Keywords: Landscape metrics; potential distribution; edge effects; habitat isolation; Mira river basin.

1. Introducción

Los paisajes tropicales registran la presencia de la mayor biodiversidad del mundo debido a que son parte de áreas de prioridad de conservación mundial (Tapia-Armijos et al., 2015; Otavo & Echeverría, 2017). Sin embargo, se han reportado alteraciones en los paisajes boscosos debido a los cambios de uso del suelo, que han causado la pérdida y fragmentación de hábitats (Otavo & Echeverría, 2017; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021b). Estas dos alteraciones son las más reconocidas para los paisajes boscosos (Otavo & Echeverría, 2017; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021b); y, por ende, el cambio de uso de suelo ha modificado sus patrones espaciales, así como los nichos ecológicos de varias especies (Nájera-González et al., 2010; Schulz et al., 2010; Lozano et al., 2011; De Almeida et al., 2020). En consecuencia, estas alteraciones pueden causar la pérdida de biodiversidad debido a la fragmentación y a la disminución sustancial de los bosques nativos (Rodríguez-Echeverry et al., 2018; De Almeida et al., 2020). Factores como la reducción del tamaño de parche boscoso, la calidad del hábitat, el aumento de borde, el número de parches y la pérdida de conectividad, son considerados como efectos de la fragmentación y son capaces de originar atomizaciones en las distribuciones originales de las especies, sobre todo en su riqueza y abundancia (Echeverría et al., 2014; Otavo & Echeverría, 2017; Maiorano et al., 2019; Atouchi et al., 2020). Esto ha aumentado el riesgo de amenaza y de extinción debido a la continua segmentación y pérdida de los bosques tropicales y templados (Maciel et al., 2015; Otavo & Echeverría, 2017).

En Ecuador existen paisajes boscosos con alto valor de conservación debido a la diversidad de bosques nativos y el endemismo de especies (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013). Sin embargo, un paisaje singular y poco protegido es el bosque nativo de la cuenca del río Mira, que a pesar de su importancia para la conservación de la biodiversidad se ve afectado por diversos procesos antrópicos, tales como: agricultura extensiva, ganadería, extracción de leña, sobreexplotación de especies, concesiones de minería a gran escala y minería ilegal, que han sido asociados directamente con la degradación y pérdida del bosque nativo en el paisaje de esta cuenca (Aguirre et al., 2006; Gómez et al., 2017), lo que también ha afectado a la diversidad de especies de reptiles (Reyes-Puig et al., 2017), de los cuales un número importante se encuentra bajo amenaza según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

Entre las especies amenazadas se encuentra *Dipsas elegans* (Boulenger, 1896), conocida como culebra caracolera, que además es endémica de Ecuador (Carrillo et al., 2005; Arteaga, 2020). En su ambiente natural, esta serpiente ovípara de hábitos nocturnos se caracteriza por poseer un dorso con bandas transversales de color café oscuro y un vientre café claro con pequeñas manchas (Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales [MECN], 2009; Pazmiño-Otamendi et al., 2019). Es posible encontrarla al occidente de los Andes del Ecuador dentro de zonas tropicales, subtropicales y templadas con climas muy lluviosos, vegetación muy espesa y en elevaciones que van desde los 40 hasta los 2900 m.s.n.m. aproximadamente (Cadle, 2005; Pazmiño-Otamendi et al., 2019). Actualmente, se encuentra categorizada como "Vulnerable" en la Lista Roja de reptiles del Ecuador y la UICN (Carrillo et al., 2005; UICN, 2012; Cisneros-Heredia et al., 2017), debido a que está amenazada por la destrucción, fragmentación y contaminación de su hábitat (Pazmiño-Otamendi et al., 2019), lo que está originado principalmente por diversos procesos antrópicos (Aguirre et al., 2006; Mittermeier et al., 2011; Gómez et al., 2017). Si bien existen pocos estudios puntuales de la transformación del paisaje boscoso en la cuenca del río Mira (Reyes-Puig et al., 2017; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021a), a la fecha no se han realizado investigaciones que determinen los cambios en los

patrones espaciales paisajísticos y sus impactos en la distribución de *D. elegans*. Por esa razón, el presente estudio analiza las implicaciones que tienen tales cambios dentro del hábitat de la especie, la cual depende primordialmente del bosque nativo. En ese sentido, la información generada contribuirá en la planificación de acciones o estrategias de conservación de la cobertura boscosa y de *D. elegans* a escala de paisaje.

2. Metodología

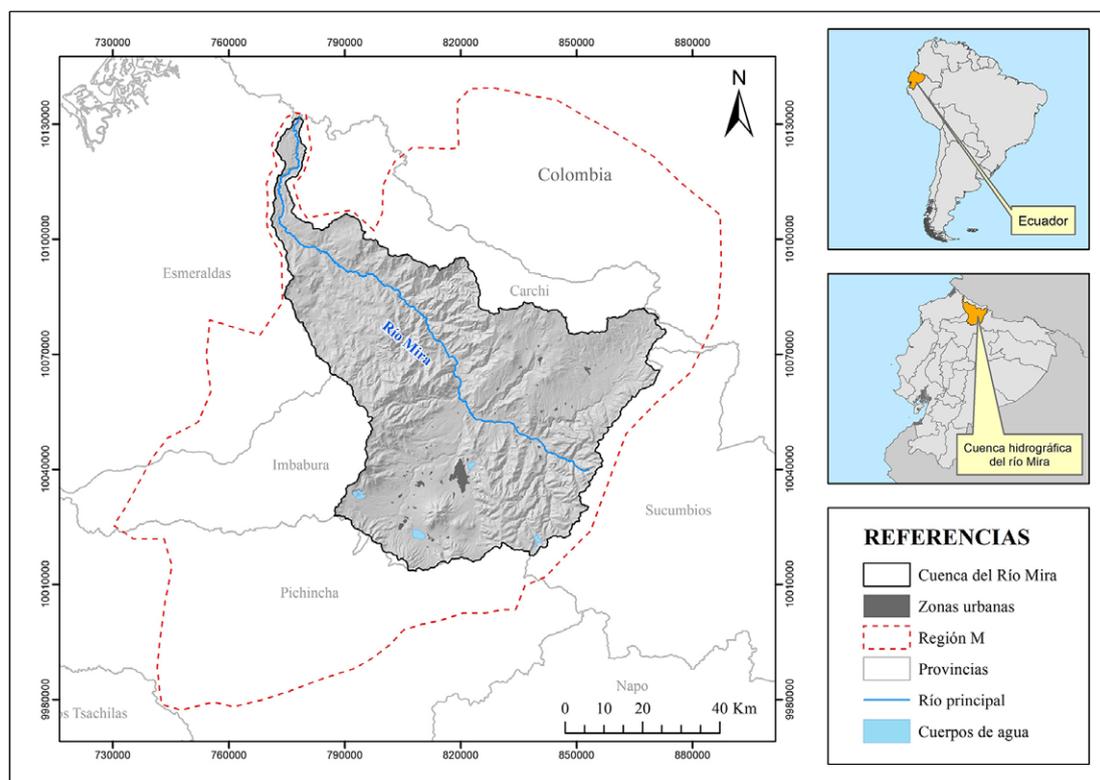
La siguiente secuencia metodológica fue aplicada con el fin de evaluar el cambio del paisaje boscoso y su impacto en la distribución de *D. elegans*:

1. Determinación de los patrones espaciales del paisaje,
2. Modelamiento de la distribución potencial de la especie,
3. Análisis de la pérdida de hábitat e impactos del cambio en el paisaje boscoso sobre *D. elegans*.

2.1. Área de estudio

Ecuador y Colombia comparten la cuenca binacional del río Mira con una superficie de 10.459,65 km² (Gómez et al., 2017). El presente estudio se realizó en la sección correspondiente al territorio ecuatoriano, la cual se ubica entre las provincias de Imbabura, Carchi y Esmeraldas ocupando una superficie de 5.338,58 km² (Figura 1). Su rango altitudinal es de 131 a 4.840 m.s.n.m. y su clima es variable debido a un patrón complejo y cambiante del sistema orográfico. La temperatura media anual varía de 9 °C, en las divisorias de agua de la parte alta de la cuenca a 3.400 m.s.n.m., hasta 22 °C en la parte baja de la cuenca (Instituto Nacional de Meteorología en Hidrología, 2005); y presenta una precipitación anual de 900 mm y 2.800 mm en las zonas bajas y altas, respectivamente (Gómez et al., 2017). Actualmente, el uso del suelo corresponde en un 12,50% a pastos, 29,90% de bosque, 8,35% de vegetación arbustiva, 10,79% de páramos, 33,64% de cultivos 0,82% de zona urbana, 0,31% de cuerpos de agua y 3,70% de área sin vegetación (Arias, 2019). Además, la cuenca tiene una población de 96.772 habitantes, equivalente a una densidad poblacional de 18 personas por km², conformada por los pueblos Awá, Kichwa, Afrodescendientes de agricultores y Mestizos (Gómez et al., 2017).

Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Mira, Ecuador



Fuente: Sistema Nacional de Información, 2014. Elaboración propia

2.2. Imágenes satelitales

Los análisis de cambio de uso del suelo y patrones espaciales se realizaron a través de imágenes satelitales Landsat para los años 1991 (Landsat 4-5 TM), 2000 (Landsat7 ETM +) y 2017 (Landsat 8 OLI), con una resolución espacial de 30 x 30 m/píxel, la cual es importante para cuantificar los análisis de fragmentación (Millington et al., 2003). Las imágenes fueron obtenidas del portal web del Servicio Geológico de los Estados Unidos (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) y la NASA (<https://earthdata.nasa.gov/>). La corrección atmosférica y radiométrica de las imágenes satelitales se realizó con los softwares ENVI 5.3 y ArcGIS 10.8, para eliminar el efecto de los aerosoles atmosféricos y la radiancia de la vegetación que llegan al sensor satelital y pueden reflejarse en las imágenes. Estas correcciones mejoraron la calidad visual de las imágenes satelitales. La identificación y clasificación de la cobertura y uso del suelo fue realizada mediante una clasificación supervisada en el software ArcGIS 10.8 empleando el método estadístico de máxima verosimilitud, el cual calculó en cada cobertura y uso de suelo las firmas espectrales de cada clase (Echeverría et al., 2006; Chuvieco, 2010). Para cada imagen se identificaron nueve clases de cobertura y uso de suelo, tales como: bosque nativo, páramo, cultivos, vegetación arbustiva, matorral seco montano, bosque seco espinoso, cuerpos de agua, área sin vegetación y zona urbana. La validación de la clasificación de 1991, 2000 y 2017 se realizó mediante la selección de 384 puntos aleatorios mostrados en la imagen clasificada a través del programa Google Earth. Finalmente, se utilizó la matriz de confusión para obtener el índice Kappa para cada una de las imágenes (Echeverría et al., 2006; Dou et al., 2007).

2.3. Análisis del cambio en la cobertura y uso de suelo

El análisis del cambio de cobertura y uso de suelo se realizó mediante la matriz de probabilidad de transición, la cual indica en términos relativos la disponibilidad de una cubierta terrestre para mantener su condición o cambiar a otra categoría (Senisterra & Gaspari, 2014). Para ello, se utilizó el módulo Land Change Modeler del software Idrisi Selva que permitió describir los aumentos y disminuciones de cobertura y uso de suelo representados en mapas temporales (Clark-Labs, 2009; Pinos-Arévalo, 2016). Además, se determinó la tasa anual de deforestación entre 1991 y 2017 de la cobertura forestal (Puyravaud, 2003).

2.4. Análisis de los patrones espaciales del paisaje

Las métricas o índices de paisaje son ampliamente usadas para analizar la profundidad, la configuración espacial y la diversidad composicional de los elementos del paisaje (Echeverría et al., 2014). Por tanto, se analizó los patrones espaciales de la cobertura boscosa entre 1991, 2000 y 2017 mediante el software Fragstats 4.2 (McGarigal et al., 2002) (Tabla 1). Este software permite analizar los patrones espaciales a nivel de parche y clase. La elección del conjunto de métricas a utilizar se basó en la revisión de estudios del paisaje que expresaran de manera explícita su configuración espacial (Echeverría et al., 2006; Rodríguez-Echeverry et al., 2018; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021a, 2021b).

Tabla 1. Índices de parche y nivel de clase

Tipo de índices	Descripción	Unidades
Área del parche	Superficie del parche en ha	Hectáreas
Índice de parches más grande	% del paisaje compuesto por el parche más grande	Porcentaje
Densidad del parche	Número de parches en 100 ha	n/100 ha
Número de parches	Número de parches del tipo de parche correspondiente	Ninguno
Borde total	Borde de paisaje que involucra el tipo de parche en los bordes	Kilómetros
Distancia euclidiana más cercana al vecino	Distancia entre el vecino más cercano del mismo tipo en metros	Metros
Índice de adyacencia	Longitud del borde entre el bosque secundario y los otros tipos de cobertura en kilómetros	Porcentaje
Índice de agregación	% de adyacencia entre píxeles de diferentes tipos de cubiertas	Porcentaje

Fuente: McGarigal et al., 2002. Elaboración propia

2.5. Datos de ocurrencia de especies

Los datos de ocurrencia de *D. elegans* se derivaron del Global Biodiversity Information Facility (<http://www.gbif.org>), BioWeb Ecuador (<https://bioweb.bio/>) y de Arteaga et al. (2018). La calidad del modelo de distribución depende estrictamente de la información ingresada, para ello es necesario depurar datos inconsistentes (Morales, 2012; Ibarra et al., 2016). Es así como se utilizó Google Earth para depurar los registros que se encuentran fuera de la distribución original o errores de localización geográfica, debido a que no fue posible verificarlo en campo por la emergencia sanitaria del Covid-19.

2.6. Variables ambientales

Para determinar la distribución de *D. elegans* se utilizaron variables bioclimáticas, elevación, densidad poblacional y el índice de vegetación normalizada diferenciada (NDVI). Las variables bioclimáticas (promedio de 30 años: 1970-2000) y de elevación se obtuvieron del portal Worldclim (<https://www.worldclim.org>) (Hijmans et al., 2005). El modelo de densidad poblacional para 2015 se descargó de la página de Earthdata (<https://earthdata.nasa.gov>). Mientras que el NDVI, como medida indirecta de la estructura de la vegetación, fue calculado utilizando una imagen satelital Landsat 8 del año 2017 (López-Pérez et al., 2015), que fue obtenida desde la plataforma Earthexplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov>). Todas las variables empleadas fueron procesadas en el software ArcGIS 10.8 manteniendo la resolución espacial de 30 arc sec (1 km²).

Los modelos de distribución de especies pueden mostrar sesgos debido a un conjunto de datos de variables correlacionadas que pueden generar problemas de colinealidad (Moya et al., 2017). Por esta razón, se realizó un análisis estadístico para eliminar la multicolinealidad de las 19 variables bioclimáticas utilizando el método de correlación con un umbral $|r| < 0.8$ (Yan et al., 2020) (Tabla 2) y el factor de inflación de varianza (VIF < 10) (Dormann et al., 2012; Jácome et al., 2019b) (Tabla 3). Es así como las variables seleccionadas fueron: elevación del terreno, densidad de población, índice de vegetación de diferencia normalizada, isothermalidad [(bio2/bio7)*100] (bio_3), estacionalidad de la temperatura (desviación estándar * 100) (bio_4), rango anual de temperatura (bio5-bio6) (bio_7), precipitación del mes más húmedo (bio_13), estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación) (bio_15), precipitación de cuarto más cálido (bio_18). Cabe mencionar que bio_13 y bio_18 no cumplen con la condición antes descrita; sin embargo, tienen importancia ecológica para la especie debido a que *D. elegans* está presente en áreas de bosque nuboso, bosques montanos, matorral de tierras altas en toda su distribución (Arteaga, 2020), es por este motivo que fueron consideradas para la ejecución del modelo de distribución.

Tabla 2. Matriz de correlación

Variables	bio_03	bio_04	bio_07	bio_13	bio_15	bio_18
bio_03	1	0,163	-0,432	-0,133	-0,324	-0,112
bio_04	0,163	1	-0,735	-0,116	-0,565	-0,092
bio_07	-0,432	-0,735	1	-0,186	0,563	-0,216
bio_13	-0,133	-0,116	-0,186	1	0,469	0,982
bio_15	-0,324	-0,565	0,563	0,469	1	0,440
bio_18	-0,112	-0,092	-0,216	0,982	0,440	1

Elaboración propia

Tabla 3. Factor de inflación de varianza

Variables bioclimáticas	VIF
bio_3 Isothermalidad (bio2/bio7) (*100)	1,82
bio_4 Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar * 100)	3,24
bio_7 Rango de temperatura anual (bio5-bio6)	4,96
bio_13 Precipitación del mes más lluvioso	17,67
bio_15 Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)	2,03
bio_18 Precipitación del trimestre más cálido	18,25

Elaboración propia

2.7. Región M

La región de referencia de la distribución de *D. elegans* es necesaria para crear una máscara geográfica llamada “Región M” (Soberón & Peterson, 2005). Este proceso se realizó a través de ArcGIS 10.8, donde se cargaron los registros de presencia en formato shapefile, juntamente con las capas de contorno, altitud (DEM) y la extensión de Google Earth en ArcGIS 10.8 para una mejor visualización. El análisis de la suma de todos los expedientes permitió identificar las posibles barreras geográficas, y de esta manera delimitar la dispersión de *D. elegans* (Figura 1). Esta técnica permitió al algoritmo utilizar como área de entrenamiento una región que representa el espacio ecológico de la especie (Barve et al., 2011).

2.8. Modelo de distribución potencial

Se aplicó el modelo MaxEnt versión 3.3.3 (Phillips et al., 2006; http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/) para predecir el área de distribución potencial de *D. elegans* haciendo uso de nueve variables ambientales y 26 puntos de ocurrencia de la especie. Random seed permitió garantizar que el modelo tome diferentes conjuntos de presencia para el entrenamiento y la prueba de réplica; además, se desactivaron las opciones de Extrapolate y Do clamping para evitar extrapolaciones artificiales en los valores extremos de las variables ecológicas (Elith et al., 2011). Adicionalmente, se utilizó un umbral de convergencia de 0.00001, 10000 puntos de fondo y 5000 iteraciones como límite superior para la corrida del modelo (Ávila et al., 2014). Se registró un 25% como datos de prueba (test) y el 75% como datos de entrenamiento (training) (Jácome et al., 2019a). Asimismo, se activó la opción Jackknife para analizar la contribución de cada variable y la probabilidad de presencia con base en las curvas de respuesta generadas por el modelo (Yan et al., 2020). Finalmente, se utilizó el límite de umbral Minimum training presence sugerido para especies con registros escasos y fuentes confiables (Martínez et al., 2016).

El modelo fue validado utilizando el valor del área bajo la curva (AUC, Area Under the Curve) de la curva ROC (Receiver Operating Characteristic) (Yan et al., 2020). El valor del AUC varía entre 0 y 1, y según Araujo y Guisan (2006), cuando este oscila entre 0,5 y 0,6 corresponde un modelo insuficiente, entre 0,6 y 0,7 se considera pobre, entre 0,7 y 0,8 es promedio, entre 0,8-0,9 es bueno y entre 0,9 y 1 es excelente. Valores inferiores a 0.5 representan un mal modelo (Mateo et al., 2011). Adicionalmente, se realizó una validación utilizando el método True Skill Statistics (TSS), debido a que se ha demostrado que es un método intuitivo para medir el rendimiento del modelo de distribución de especies en el que las predicciones se expresan como mapas de presencia-ausencia (Allouche et al., 2006). Una vez validados los resultados, se generó el respectivo mapa de distribución potencial de la especie usando el formato de salida logístico de MaxEnt, el cual proporciona una probabilidad de presencia entre 0 y 1. Este resultado fue reclasificado en cuatro zonas de idoneidad: alta (> 0,6), moderada (0,6 a 0,4), baja (0,4 a 0,2) y nula (<0,2) (Yan et al., 2020).

2.9. Cálculo de pérdida de hábitat

La pérdida de hábitat en la distribución de *D. elegans* se calculó utilizando la capa vectorial de cobertura y uso del suelo del año 2017, así como el mapa de distribución potencial de la especie. Para esto se empleó la herramienta Intersect a fin de obtener únicamente la información que existe en el área común de las capas (Mancebo et al., 2008). Este proceso identificó las áreas de pérdida de hábitat de *D. elegans* dentro de la cuenca del río Mira.

2.10. Determinación de los impactos del cambio en el paisaje boscoso sobre la especie

Los impactos generados por el cambio en los patrones espaciales del paisaje afectan la disponibilidad de hábitats para la especie (Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021a). Por esa razón, fue necesario estudiar las principales consecuencias de la fragmentación del paisaje boscoso para la distribución de *D. elegans*. Inicialmente, se analizó el efecto de la disminución del tamaño del parche con base en su área, debido a que esto puede afectar la disponibilidad de hábitat para la dispersión de la especie (Echeverría et al., 2014; Otavo & Echeverría, 2017). Los efectos de borde fueron analizados con base en el índice de borde total de los fragmentos, los cuales generan perturbación en la movilidad de la especie y la resiliencia del bosque (Erdős et al., 2013; Vinter et al., 2016). Finalmente, el índice de la distancia euclidiana al vecino más cercano fue empleado para examinar las consecuencias del aislamiento entre hábitats. Este método muestra la conectividad funcional entre hábitats aptos para la especie y su capacidad de dispersión en función de la matriz que la separa (Uezu & Metzger, 2011).

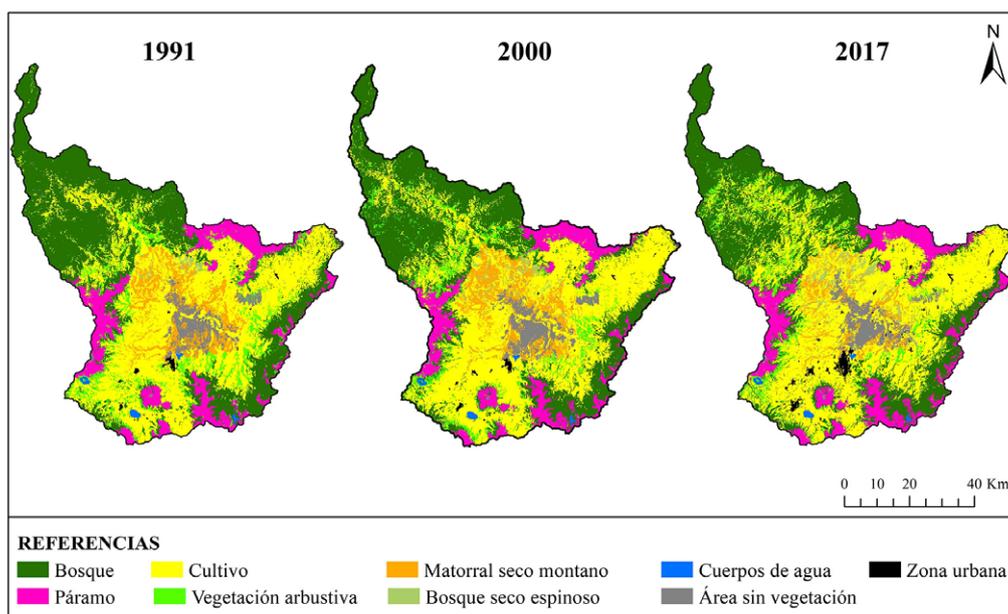
3. Resultados

La presente sección describe los resultados obtenidos mediante el enfoque metodológico descrito anteriormente, contemplando un ámbito local correspondiente a la cuenca del río Mira en Ecuador. Sin embargo, al abordar una especie vulnerable, la repercusión de su extinción tiene una connotación global. Por esa razón, la metodología aplicada es importante para el estudio de la biodiversidad y la generación de acciones de conservación.

3.1. Cambios de uso de suelo y cobertura vegetal

Para el año 1991 el bosque nativo fue la cobertura que presentó la mayor distribución dentro de la cuenca del río Mira. En el transcurso de 26 años, el área del bosque nativo dentro del paisaje disminuyó (Figura 2). Su cobertura en el período 1991-2000 se redujo de 184.182 ha a 172.262 ha (6,47%), mientras que para los años 2000-2017 la reducción fue de 172.262 ha a 164.315 ha (4,61%) (Tabla 4). Por lo tanto, el 10,78% del bosque existente en 1991 fue reemplazado por otros tipos de cubierta vegetal en 2017. Además, los cultivos aumentaron de 36,90% de la superficie terrestre en 1991 a 39,16% en 2000, y para 2017 aumentaron en un 41,26% del área total, siendo la cobertura dominante de la cuenca. De 1991 a 2017 el área de matorral seco montano presentó una disminución de 2,37% de la superficie (Tabla 4). La tasa de deforestación anual de bosques nativos en estos 26 años de estudio fue equivalente a 0,44% anual.

Figura 2. Variación temporal y espacial del uso y coberturas de la cuenca del río Mira 1991-2000-2017



Elaboración propia

Tabla 4. Área de diferentes tipos de cobertura y uso del suelo en el período 1991-2000-2017 de la cuenca del río Mira

Tipo de cobertura	1991		2000		2017	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Bosque	184.182	34,41	172.262	32,18	164.315	30,78
Páramo	58.893,20	11,00	54.671,70	10,21	59.781,40	11,20
Cultivos	197.531	36,90	209.799	39,19	220.278	41,26
Vegetación arbustiva	39.404,40	7,36	36.415,60	6,80	34.267	6,42
Matorral seco Montano	31.296,50	5,85	33.997,90	6,35	18.576,50	3,48
Bosque seco espinoso	2.354,80	0,44	4.897,08	0,91	7.847,51	1,47
Cuerpos de agua	1.709,70	0,32	1.629,56	0,30	1.543,48	0,29
Área sin vegetación	18.181,10	3,40	20.092,00	3,75	21.734,90	4,07
Zona urbana	1.752,35	0,33	1.545,49	0,29	5.494,38	1,03

Elaboración propia

3.2. Configuración espacial del bosque nativo

La modificación del paisaje en el período 1991-2017 mostró un aumento en el número de parches, obteniendo un total de 1.532 para el año 2000 y 1.741 para el 2017. Además, se evidenció fragmentación debido al aumento de su densidad, la cual registró un 0.04% por 100 ha entre 2000 y 2017. El proceso de fragmentación estuvo acompañado por la pérdida del parche más grande de bosque nativo, la cual osciló entre 22,11% y 13,01% del área total entre 1991 y 2017 (Tabla 5). La longitud total del borde aumentó constantemente en 2.774,82 km entre 1991 y 2017. Dentro del área estudiada, la distancia mínima del parche más cercano presentó variaciones para los años 1991, 2000, 2017 con valores de 231,79 m, 214 m y 217,58 m.

Tabla 5. Cambios en los índices de paisaje del bosque nativo de la cuenca del río Mira

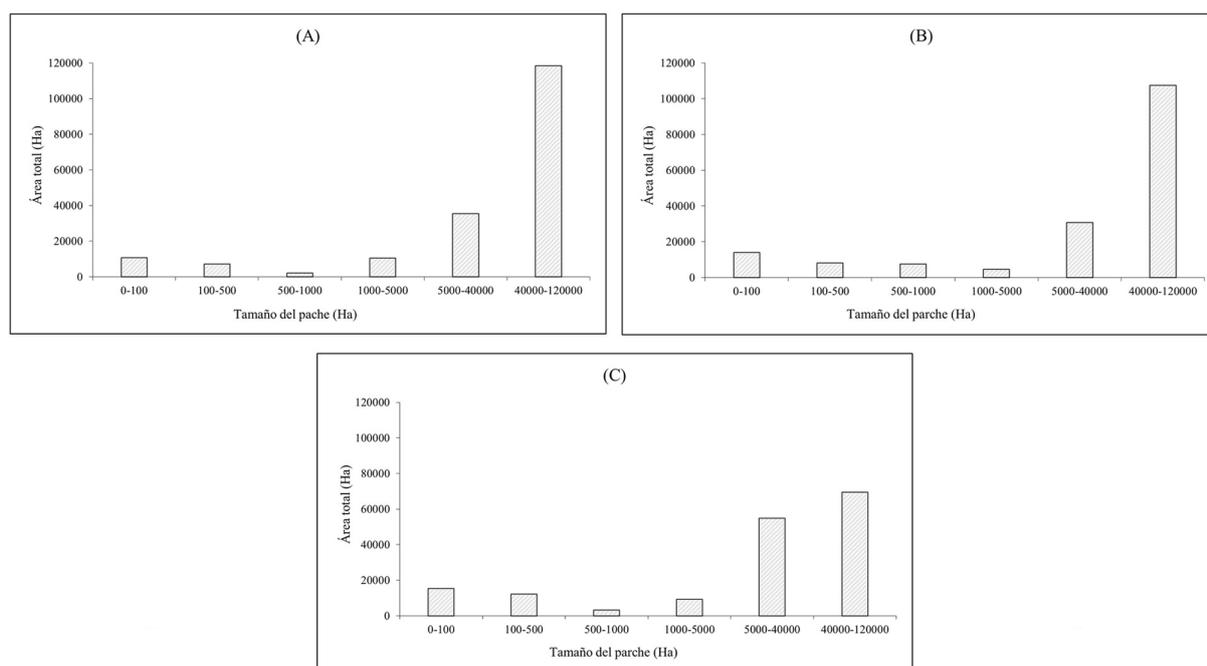
Índices	1991	2000	2017
Número de parches	1.249	1.532	1.741
Densidad del parche (n/100 ha)	0,23	0,29	0,33
Parche más grande (%)	22,11	20,08	13,01
Borde total (km)	7.696,77	9.312,27	10.471,59
Distancia euclidiana más cercana al vecino (m)	231,79	214	217,58

Elaboración propia

3.3. Variación de tamaño de parches del bosque nativo

Se identificaron varios cambios en la distribución del tamaño del área de bosque nativo en la cuenca del río Mira durante el período de estudio (Figura 3). Para el año 1991, el 64,25% de la cobertura forestal se encontraba formando un gran parche que alcanzó las 120.000 ha; la superficie restante se transformó en fragmentos de menos de 40.000 ha, donde la mitad de ellos ocupaban áreas menores a las 1.000 ha (Figura 3A). En 2000 el parche más grande de bosque disminuyó en un 62,39%; registrando un aumento de aquellos inferiores a las 1.000 ha (Figura 3B). Para el año 2017 el parche más grande disminuyó hasta alcanzar el 42,27%, mientras que hubo un aumento de 33,36% en aquellos de 5.000 y 40.000 ha; además, se evidenció un aumento en los fragmentos menores de 500 ha (Figura 3C).

Figura 3. Variación temporal del tamaño de los parches en la cuenca del río Mira. (A) 1991, (B) 2000, (C) 2017

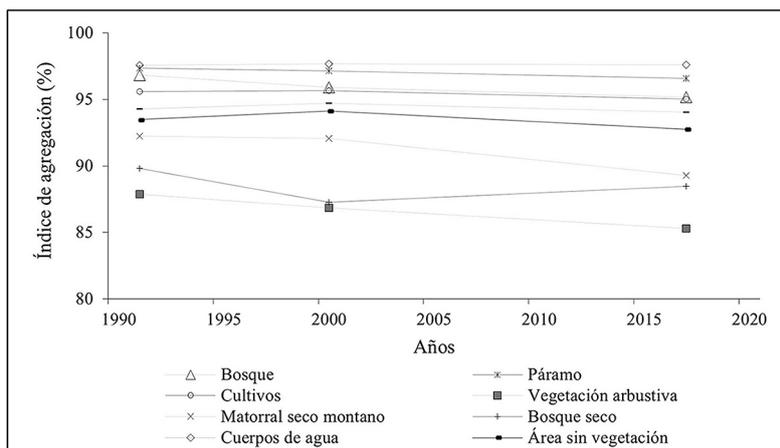


Elaboración propia

3.4. Relación espacial y temporal entre el bosque nativo y otras cubiertas

En 1991 las coberturas de bosque, páramo, cultivo, matorral seco montano, cuerpos de agua, área sin vegetación y zona urbana mostraron un índice de agregación significativo de más del 90% (Figura 4). En el año 2000 dicho valor se mantuvo mayor al 90%, excepto por la vegetación arbustiva y el bosque seco espinoso, que en comparación con 1991, se vieron reducidos hasta alcanzar el 86,84% y 87,26% respectivamente. Finalmente, en 2017 hubo desagregación en algunas coberturas. El matorral seco montano tuvo una disminución del 89,30% y la vegetación arbustiva del 85,28%; mientras que, el bosque seco espinoso aumentó su agregación. Esto muestra que el bosque mantuvo un índice de más del 95% entre 1991 y 2017 (Figura 4).

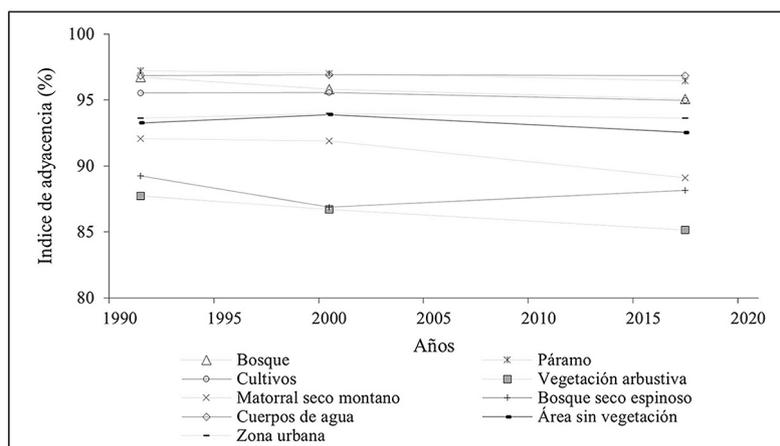
Figura 4. Cambios temporales en el índice de agregación en la cuenca del río Mira



Elaboración propia

En 1991 los parches de bosque nativo registraron un mayor porcentaje de adyacencia en relación con otros tipos de uso del suelo, especialmente cultivos y áreas urbanas con un porcentaje promedio de 94,58% (Figura 5). Sin embargo, para 2017 este índice disminuyó para todos los tipos de cobertura. Esta disminución se debió al incremento en el área de cultivos y zonas urbanas durante 26 años.

Figura 5. Cambios temporales en el índice de adyacencia en la cuenca del río Mira

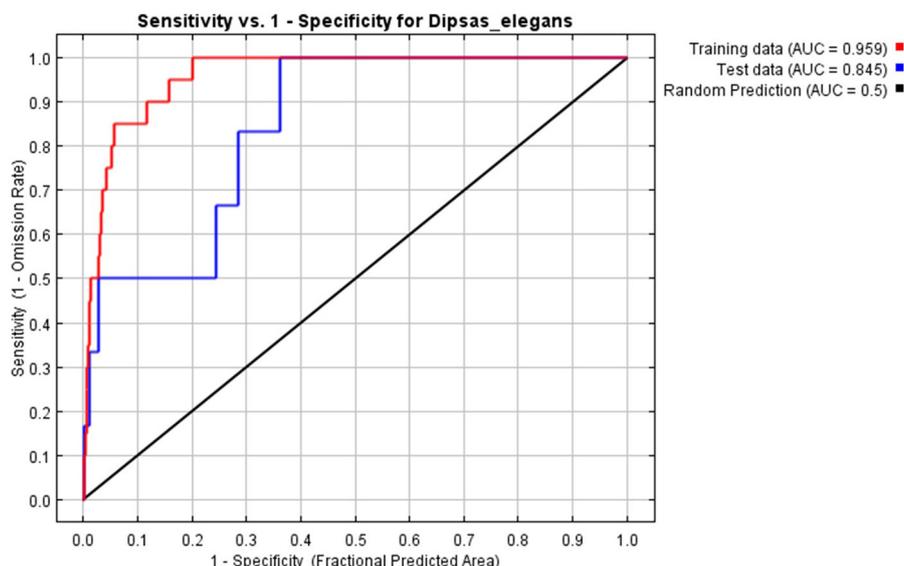


Elaboración propia

3.5. Resultados del modelo de distribución potencial de *D. elegans*

El rendimiento y la precisión del modelo de *D. elegans* mostró un buen desempeño predictivo, según el valor AUC (Training 0,959; Test 0,845) y bajo los criterios de Araujo y Guisan (2006) (Figura 6). Además, se obtuvo un valor TSS de 0,7 que también se categoriza como bueno (Ruiz-Luna et al., 2017).

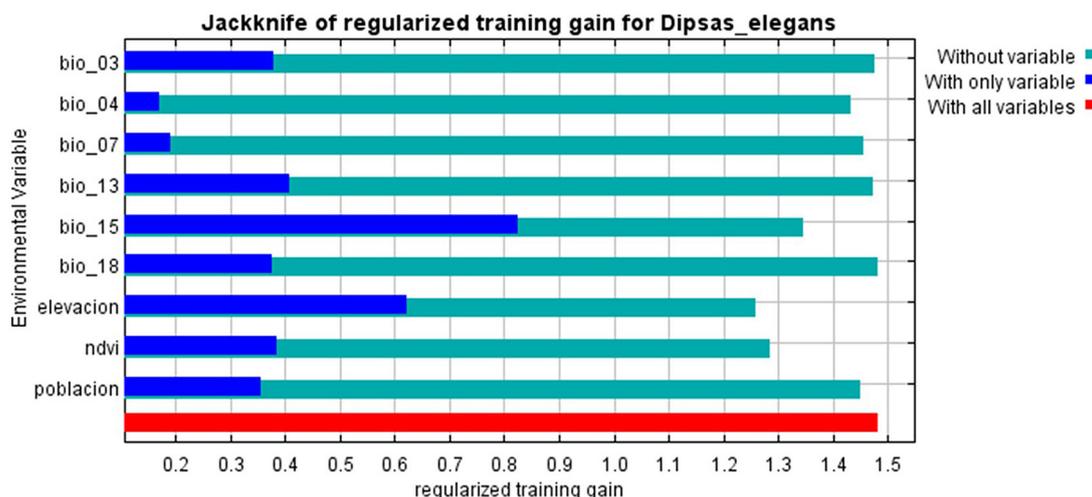
Figura 6. Curva ROC del modelo de distribución potencial de *D. elegans*



Fuente: Modelo MaxEnt. Elaboración propia

Los resultados de la prueba Jackknife muestran que bio_15 y elevación proporcionaron ganancias mayores 0.6, cuando se usan de forma independiente, lo que indica que estas variables contienen la información más útil por sí solas que otras variables (Figura 7). Bio_3, bio_13, bio_18, NDVI y población tuvieron una ganancia moderada cuando se emplearon de forma independiente. Mientras que para bio_4 y bio_7 dicho valor fue bajo cuando se usaron de forma aislada debido a que no contenían considerable información por sí solas.

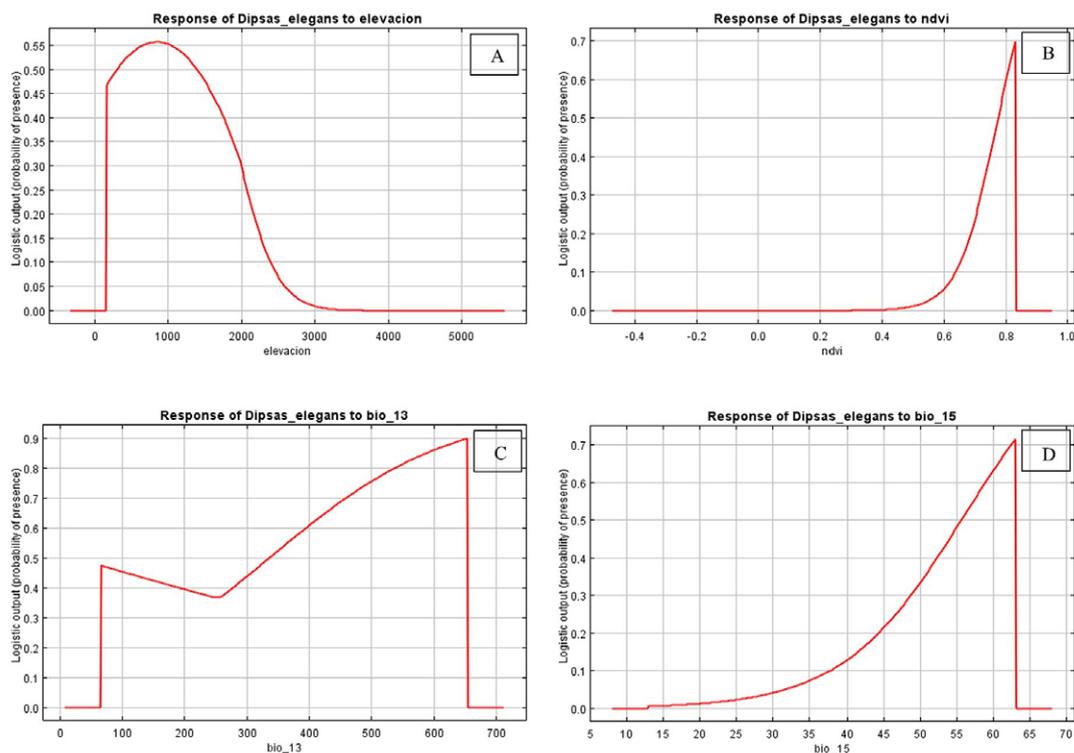
Figura 7. Prueba Jackknife de contribución de las variables empleadas en el modelo de distribución potencial de *D. elegans*



Fuente: Modelo MaxEnt. Elaboración propia

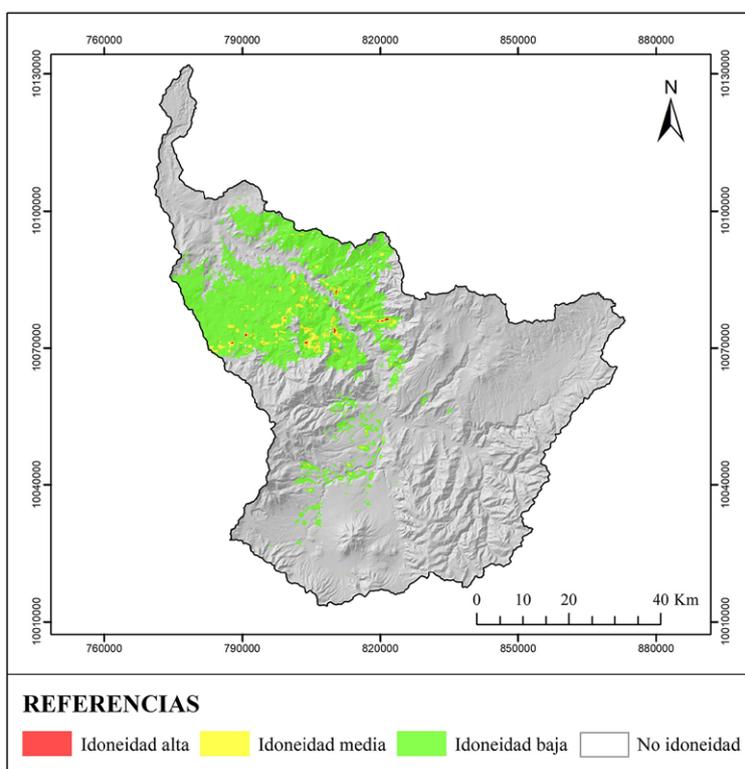
A partir de las curvas de respuesta de las variables ambientales, se obtuvieron los respectivos umbrales (probabilidad de existencia > 0,2) que muestran la relación cuantitativa entre las variables y la probabilidad logística de presencia, lo que profundiza la comprensión de la distribución de la especie (Figura 8) (Yi et al., 2016; Yan et al., 2020). Es así como se determinó que el rango de elevación idóneo es de 500 m a 2.100 m, y que la especie tiene una mayor afinidad a la vegetación alta (0,7 NDVI) (López-Pérez et al., 2015). Asimismo, se evidencia que la especie tiene una mayor presencia cuando la precipitación del mes más húmedo (bio_13) es mayor que 300 mm, y cuando la estacionalidad de la precipitación (bio_15) es superior a 50 mm.

Figura 8. Curvas de respuesta de las variables ambientales más importantes identificadas dentro del modelo de distribución de potencial de *D. elegans*: (A) Elevación; (B) Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI); (C) Precipitación del mes más húmedo (bio_13); (D) Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación) (bio_15)



Fuente: Modelo MaxEnt. Elaboración propia

Figura 9. Distribución potencial de *D. elegans* en la cuenca del río Mira



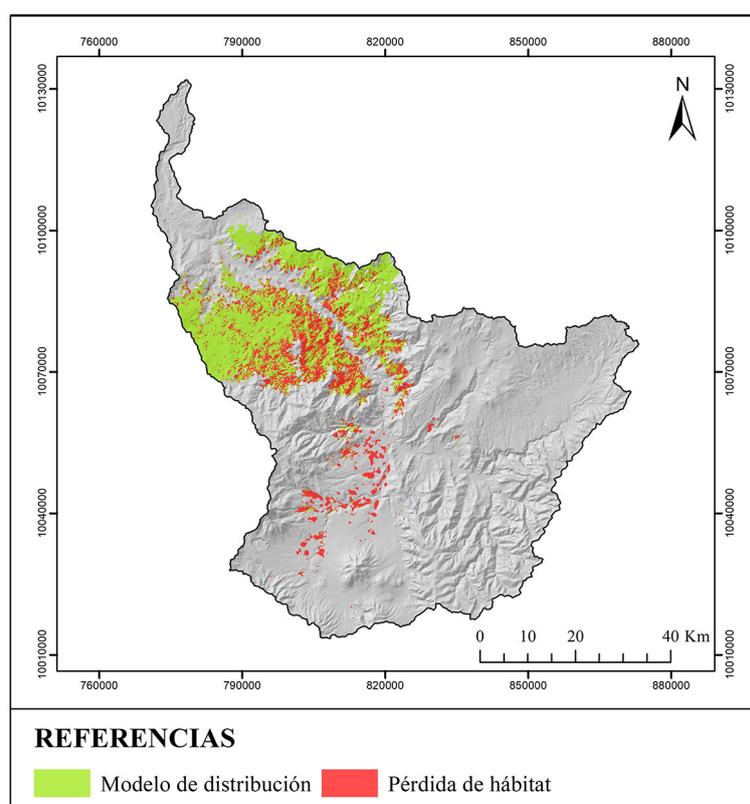
Elaboración propia

La distribución de *D. elegans* obtenida de la región M para la cuenca del río Mira (Figura 9) presenta una probabilidad de presencia que va de 0 a 0,74, encontrándose principalmente en la sección media de la cuenca del río Mira, con una superficie de 104.747 ha (19,6% del área total de la cuenca). Está compuesta de tres zonas de idoneidad de hábitat: baja, con un área de 98.305 ha (18,4%); media, con 6.192 ha (1,16%); y alta, con un total de 250 ha (0,05%). Dichos espacios contienen ecosistemas naturales como: bosque nativo, matorral seco montano, bosque seco espinoso y vegetación arbustiva.

3.6. Pérdida de hábitat

La distribución del hábitat de *D. elegans* en la cuenca del río Mira muestra fragmentación y pérdida debido a los cambios en el uso del suelo (Figura 10). La pérdida de hábitat alcanza las 33.859,33 ha (32,32%), lo que se atribuye principalmente a la deforestación y la agricultura. Por lo tanto, se registra que únicamente 70.875,87 ha (67,66%) son adecuadas para su conservación y dispersión.

Figura 10. Pérdida de hábitat en la distribución potencial de *D. elegans* dentro de la cuenca del río Mira



Elaboración propia

4. Discusión de resultados

4.1. Cambio del paisaje

La cuenca del río Mira ha registrado una alta tasa de deforestación en los últimos 26 años, debida principalmente al aumento progresivo de las áreas de cultivos agrícolas y ganaderas, las cuales han transformado el bosque nativo en cultivos de palma de aceite (*Eleais* spp.), pastos, caña de azúcar (*Saccharum* spp.), papas (*Solanum* spp.), maíz (*Zea* spp.), plátano (*Musa* spp.), frejol (*Phaseolus* spp.), yuca (*Manihot* spp.), café (*Coffea* spp.), frutales y huertos diversificados para el consumo y comercialización local (Gómez et al., 2017). Esto produjo una disminución de 200.041,11 ha de bosque nativo, lo que corresponde a una tasa anual de pérdida del 0,44 %. Dicha disminución de bosque nativo es similar a la reportada por Rodríguez-Echeverry y Leiton (2021a), considerando también que Ochoa et al. (2013) determinó una tasa de deforestación de 0,96% en los bosques nativos de Ecuador entre 1976 y 2008, lo cual se atribuyó fundamentalmente al incremento de las actividades agrícolas. Es así como el número y la

densidad de parches de bosque nativo en la cuenca del río Mira aumentó entre 1991, 2000 y 2017. Tapia-Armijos et al. (2015) reportaron fragmentación del bosque nativo entre 1976 y 2008, de igual forma, Rodríguez-Echeverry y Leiton (2021a) afirmaron que existe un incremento en el número y densidad de parches en ecosistemas forestales en la cuenca del río Mira. Esto pone en evidencia que en las últimas dos décadas se ha producido una importante fragmentación del bosque nativo debido al uso inadecuado del recurso suelo.

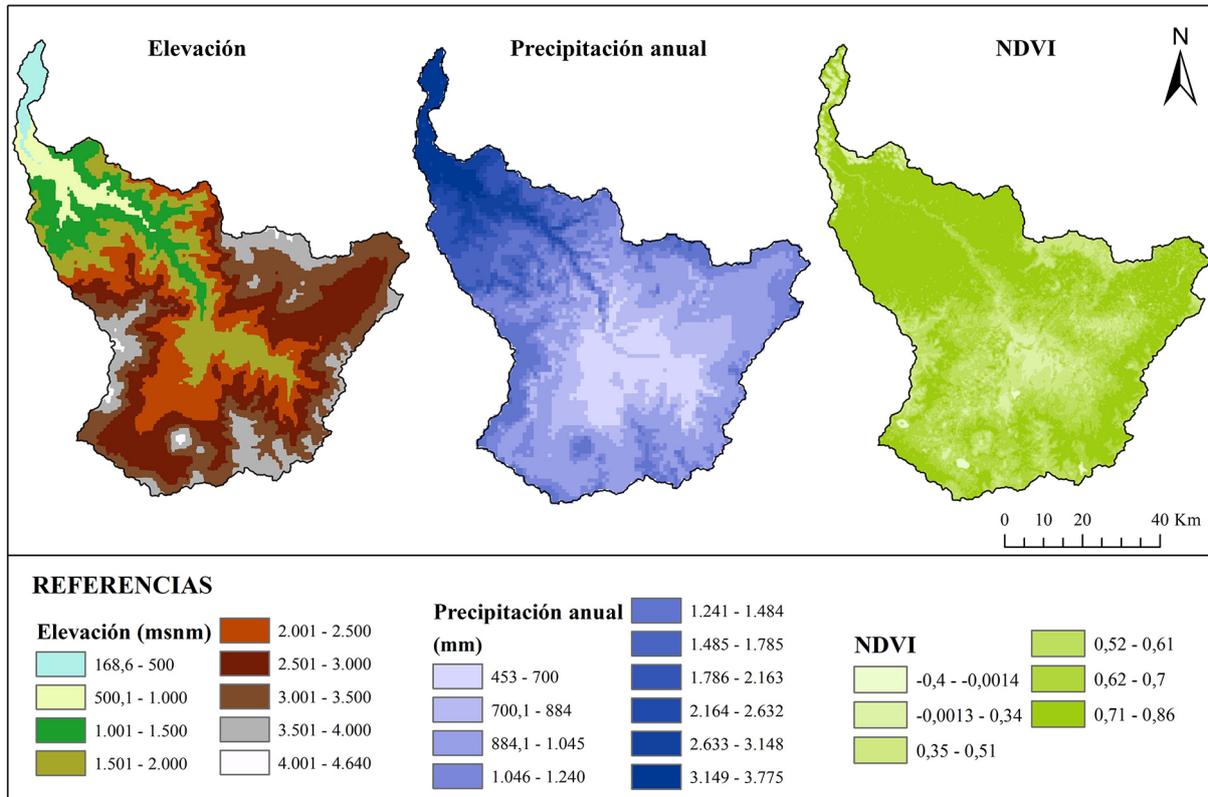
En este estudio, el tamaño del parche disminuyó constantemente entre 1991, 2000 y 2017, evidenciándose un incremento dramático en el borde de los fragmentos de bosque nativo. La reducción progresiva de su tamaño es un indicador clave de la fragmentación del ecosistema y la pérdida de biodiversidad (Rodríguez-Echeverry et al., 2018; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021b). Además, las especies tienen requisitos mínimos de tamaño de parche (Maiorano et al., 2019); por lo tanto, aquellos que son más pequeños contienen menos especies que los parches más grandes (Otavo & Echeverría, 2017). Asimismo, cuando el bosque nativo y los cultivos se encuentran demasiado cerca, se genera una perturbación en el hábitat que influye en la dispersión de la especie. Lindenmayer et al. (2003) mencionan que la adyacencia entre plantaciones de cultivos perennes y bosques nativos incrementa la introducción de especies y altera el ciclo ecológico.

4.2. Distribución potencial de la especie

Los modelos de distribución permiten conocer la idoneidad de hábitat de una especie concreta con base en datos de abundancia, presencia-ausencia o solamente presencia (Yi et al., 2016; Ruiz-Luna et al., 2017; Mudereri et al., 2020). En Ecuador, la mayor disponibilidad de datos corresponde especialmente a puntos de presencia, sin embargo, la desactualización de los registros de la especie dificulta la realización de modelos de distribución. A pesar de ello, se han realizado estudios significativos con menos de 10 registros (Pearson et al., 2007; Shcheglovitova & Anderson, 2013). *D. elegans* es una especie endémica del Ecuador y presenta limitación de registros debido a que no existe un monitoreo de la especie dentro de la cuenca del río Mira. En ese sentido, el análisis espacial realizado para la región M permitió obtener información confiable para conocer más acerca de su distribución, demostrando que los factores físicos utilizados en la investigación son fundamentales para determinar el nicho ecológico y la probabilidad de presencia de la especie. La elevación del terreno, como una de las variables más importantes que influye en la distribución espacial, es un factor físico clave en la dispersión de las especies debido a que forma barreras naturales y microclimas únicos (Figura 11) (Adhikari et al., 2012; Cisneros-Heredia et al., 2017; Jácome et al., 2019a). Adicionalmente, los resultados muestran que la especie habita en una vegetación altamente conservada a modernamente perturbada en los bosques nubosos de crecimiento antiguo (Figura 11), encontrándose activa a nivel del suelo y sobre la vegetación de 0,15 a 4,3 m de alto (Arteaga, 2020). Así mismo, la precipitación, identificada como la variable climática más importante dentro del análisis espacial, es un factor esencial para su reproducción debido a que deposita sus huevos en suelo húmedo y en troncos en descomposición (Arteaga, 2020). Mientras que la estacionalidad de la precipitación induce a la reproducción de la especie (Pizzatto et al., 2008) y a la actividad de moluscos gasterópodos como caracoles y babosas, alimento fundamental para la especie (Arteaga, 2020). Las estribaciones Andinas del Ecuador generalmente superan precipitaciones de 300 mm (Ministerio del ambiente del Ecuador, 2013), lo cual genera áreas geográficas o hábitats adecuados para esta especie.

D. elegans se distribuye principalmente en la cuenca media del río Mira en áreas idóneas muy restringidas para su presencia. Sin embargo, estos sitios presentan condiciones adecuadas para la especie debido a que se ha registrado en zonas cercanas de la cuenca (Pazmiño-Otamendi et al., 2019). Arteaga (2020) estima que la distribución de *D. elegans* es de 814.700 ha en las laderas occidentales del Ecuador. Sin embargo, esta área estimada no incluye las zonas idóneas en la cuenca del río Mira, a pesar de que el noroeste del Ecuador presenta condiciones adecuadas para la distribución de la especie. Cabe mencionar que el modelo realizado por Pazmiño-Otamendi et al. (2019) presenta contrastes en la probabilidad de presencia de *D. elegans* en comparación con el presente estudio, debido principalmente a la diferencia en la extensión del área de estudio, la selección de las variables ambientales y los registros de presencia empleados, aunque presenta la misma trayectoria de distribución en la zona correspondiente a la cuenca del río Mira.

Figura 11. Variables ambientales de elevación, precipitación anual y NDVI dentro de la cuenca del río Mira



Fuente: WorldClim y Servicio Geológico de los Estados Unidos. Elaboración propia

4.3. Impactos asociados al cambio en el paisaje boscoso sobre la especie

La fragmentación y pérdida de hábitat en Ecuador se debe principalmente a la deforestación, expansión agrícola y ganadera y concesiones mineras (Tapia-Armijos et al., 2015), donde la cuenca del río Mira no es ajena a estas actividades. La existencia de minería ilegal contribuye a la destrucción de los hábitats. Por ende, las actividades antrópicas generarán amenazas al nicho ecológico de la especie (Reyes-Puig et al., 2017). Un estudio realizado por Atauchi et al. (2020) determinó que la fragmentación y pérdida de hábitat redujeron las áreas potencialmente adecuadas para *Anairetes alpinus* (Carriker, 1933) debido a la deforestación. Por tanto, la reducción del hábitat *D. elegans* debería incidir en el cambio de categoría de amenaza, tomando como base la disminución registrada en la estimación de la distribución por la alteración del ecosistema natural.

El hábitat idóneo de la especie corresponde principalmente a coberturas boscosas, sin embargo, el bosque nativo en la cuenca presentó una reducción en el tamaño del parche que afecta a la disponibilidad de hábitat para *D. elegans*, debido a su dispersión en bosques nubosos de crecimiento antiguo a moderadamente perturbados (Arteaga, 2020). *D. elegans* permanece en pequeños fragmentos de bosque aislados (Cisneros-Heredia et al., 2017). La reducción en el tamaño del parche del hábitat pone en riesgo de extinción a las especies porque existe un rango óptimo de supervivencia y un límite de tolerancia en la calidad y cantidad del hábitat (Otavo & Echeverría 2017). Además, limita la dispersión de la especie y genera una pérdida de su estructura, lo que conlleva a una disminución generalizada de la biodiversidad (Maiorano et al., 2019; Chetcuti et al., 2020).

Las especies se enfrentan a los efectos de borde debido al incremento de estos que son causados por las actividades antropogénicas. Los resultados muestran que el bosque nativo presentó aumento del borde causado por los altos contrastes de los cultivos, lo que puede interferir en el movimiento de la especie debido a la segmentación que limita la estructura del hábitat, la disponibilidad de alimento e interacción entre especies (Fletcher, 2005; Peyras et al., 2013), lo que también puede facilitar la depredación por parte de *Bothrops asper* (Garman, 1884; Arteaga, 2020). Además, el aumento de la intensidad de luz y la

temperatura son más evidentes en los bordes (Erdős et al., 2013), y esto puede alterar la reproducción de la especie, ya que sus huevos son depositados en tierra húmeda y en troncos en descomposición (Artega, 2020).

El bosque nativo presentó aislamiento de hábitat debido a la variación de la distancia mínima del parche más cercano, generando la pérdida de la continuidad en el paisaje e impidiendo la colonización de nuevos hábitats (Echeverría et al., 2014). El aislamiento altera las tasas de emigración e inmigración de los individuos y el flujo genético entre fragmentos, además de la permanencia en el paisaje (Britten & Baker, 2002; Echeverría et al., 2014), afectando a la abundancia y riqueza de las especies. Wereszczuk et al. (2017) determinó una estructura genética débil de *Martes foina* debido al aislamiento y la distancia de hábitat, por ende, las poblaciones aisladas tienden a soportar los efectos de la deriva genética, que conduce a la pérdida de diversidad y a una mayor diferenciación entre poblaciones cercanas (Keyghobadi, 2007).

5. Conclusiones

La pérdida del bosque nativo fue causada, en gran medida, por su transformación en parcelas agrícolas y ganaderas, originando fragmentación y pérdida de hábitat para *D. elegans*, cuya probabilidad de presencia se encuentra principalmente en la cuenca media del río Mira, debido a que las variables de precipitación del mes más húmedo, estacionalidad de la precipitación, elevación y NDVI, potencian su nicho ecológico y distribución en esa zona. Además, los resultados evidencian los impactos asociados al paisaje como la disminución del tamaño del parche, efectos de borde y aislamiento de hábitat que limitan la dispersión, reproducción, alimentación e interacción con otras especies debido a la pérdida de continuidad del hábitat de *D. elegans*. Por ende, estos factores podrían incidir en la recategorización de amenaza debido a la disminución en la estimación de la distribución de la especie por la pérdida del hábitat idóneo. En este sentido, se sugiere la implementación de estrategias de planificación de la conservación en la cuenca del río Mira para la conectividad de fragmentos boscosos en el paisaje, conservación de especies amenazadas y actualización de sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Finalmente, es importante mencionar que, con los resultados obtenidos, se espera que futuras investigaciones puedan replicar este estudio para conocer los cambios de los patrones espaciales de los bosques nativos y sus impactos en las distribuciones de las especies en estado de amenaza debido a que proporciona información importante para la toma de acciones para la conservación de la biodiversidad y planificación del territorio.

Referencias

- Adhikari, D., Barik, S., & Upadhaya, K. (2012). Habitat distribution modelling for reintroduction of *Ilex khasiana* Purk., a critically endangered tree species of northeastern India. *Ecological Engineering*, 40, 37-43. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.004>
- Aguirre, Z., Kvist, L., & Sánchez, O. (2006). Bosques secos de Ecuador y su diversidad. In M. Moraes, B. Ollgaard, L. Kvist, F. Borchsenius & H. Balslev (Eds), *Botánica económica de los andes tropicales* (pp. 162-187). Universidad Mayor de San Andrés.
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa, and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology*, 43, 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Araujo, M., & Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33(10), 1677-1688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>
- Arias, D. (2019). Determinación de los cambios de uso de suelo en la cuenca hidrográfica del Río Mira para el periodo 1996-2017. In J. Pantoja, & S. Poats (Eds.), *Memorias del seminario: Investigación sobre el agua, su gestión y los servicios ecosistémicos en la cuenca del Río Mira-Ecuador* (pp. 60-63). Universidad Técnica del Norte y Consorcio Binacional Mira Mataje.
- Arteaga, A. (2020). *Dipsas elegans*. In A. Arteaga., L. Bustamente., J. Vieira & J. Guayasamin (Eds), *Reptiles of Ecuador: Life in the middle of the world*. <https://www.tropicalherping.com>
- Arteaga, A., Salazar-Valenzuela, D., Mebert, K., Peñafiel, N., Aguiar, G., Sánchez-Nivicela, J., Pyron, R., Colston, T., Cisneros-Heredia, D., Yáñez-Muñoz, H., Venegas, P., Guayasamin, J., & Torres-Carvajal, O. (2018). Systematics of South American snail-eating snakes (Serpentes, Dipsadini), with the description of five new species from Ecuador and Perú. *ZooKeys*, 766, 79-147. <https://doi.org/10.3897/zookeys.766.24523>
- Atauchi, P., Aucá-Chutas, C., Ferro, G., & Prieto-Torres, D. (2020). Present and future potential distribution of the endangered *Anairetes alpinus* (Passeriformes: Tyrannidae) under global climate change scenarios. *Journal of Ornithology*, 161(3), 723-738. <https://doi.org/10.1007/s10336-020-01762-z>
- Ávila, R., Villavicencio, R., & Ruiz, J. (2014). Distribución potencial de *Pinus herrerae* Martínez en el occidente del estado de Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(24), 92-109.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S., Peterson, A., Soberón, J., & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 22(11), 1810-1819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>
- Boulenger, G. A. (1896). Catalogue of the snakes in the British Museum (Natural History). Vol. III. *Taylor and Francis*.
- Britten, H., & Baker, R. (2002). Landscape connections and genetic diversity. In K. Gutzwiller (Ed.), *Applying landscape ecology in biological conservation* (pp. 131-149). New York, USA. Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0059-5_8
- Cadle, J. E. (2005). Systematics of snakes of the *Dipsas oreas* complex (Colubridae: Dipsadinae in Western Ecuador and Peru, with revalidation of *D. elegans* (Boulenger) and *D. ellipsifera* (Boulenger). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, 158, 67-136. [https://doi.org/10.3099/0027-4100\(2005\)158\[67:SO SOTD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3099/0027-4100(2005)158[67:SO SOTD]2.0.CO;2)
- Carriker, M. (1933). Descriptions of new birds from Peru, with notes on other little-known species. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 85, 1-38
- Carrillo, E., Aldás, S., Altamirano, M., Ayala, F., Cisneros, D., Endara, A., Márquez, C., Morales, M., Nogales, F., Salvador, P., Torres, M., Valencia, J., Villamarín, F., Yáñez, M., & Zarate, P. (2005). *Lista roja de reptiles del Ecuador*. Fundación Novum Milenium, UICN-Sur, UICN-Comité Ecuador, Ministerio de Educación y Cultura. Serie Proyecto PEEPE.
- Chetcuti, J., Kunin, W., & Bullock, J. (2020). Habitat Fragmentation increases overall richness, but not of habitat-dependent species. *Front Ecology Evolution*, 8, 607-619. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.607619>
- Chuvieco, E. (2010). *Teledetección Ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio* (3rd ed.). Ariel.

- Cisneros-Heredia, D., Almendariz, A., & Yáñez-Muños, M. (2017). *Dipsas elegans*. The IUCN Red list of threatened species 2017: e.T50951285A50951294.
- Clark-Labs. (2009). *The Land Change Modeler for Ecological Sustainability*. Idrisi Focus Paper.
- De Almeida, A., Vieira, I., & Ferraz, S. (2020). Long-term assessment of oil palm expansion and landscape change in the eastern Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 90, 104321. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104321>
- Dormann, C., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., García, J., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitao, P., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2012). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dou, W., Ren, Y., Wu, Q., Ruan, S., Chen, Y., Bloyet, D., & Constans, J. (2007). Fuzzy kappa for the agreement measure of fuzzy classifications. *Neurocomputing*, 70(46), 726-734. <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2006.10.007>
- Echeverría, C., Bolados, G., Rodríguez, J., Aguayo, M., & Premoli, A. (2014). Ecología de Paisajes Forestales. In C. Donoso., M. Gonzales., & A. Lara (Eds.), *Ecología Forestal Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de dos Bosques Nativos de Chile* (pp. 583-604).
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayes, J., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forest. *Biological Conservation*, 130(40), 418-494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>
- Elith, J., Phillips, S., Hastie, T., Dudik, M., Chee, Y., & Yates, C. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions*, 17(1), 43-57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- Erdős, L., Gallé, R., Körmöczi, L., & Batori, Z. (2013). Species composition and diversity of natural forest edges: edge responses and local edge species. *Community Ecology*, 14(1), 48-58. <https://doi.org/10.1556/ComEc.14.2013.1.6>
- Fletcher, R. (2005). Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 74(2), 342-352. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00930.x>
- Garman, S. (1884). The reptiles and batrachians of North America. *Memoirs of the Museum of Comparative Zoology, Cambridge (Massachusetts)* (8), 185. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.10754>
- Gómez, L., Gallego, B., & Naranjo, L (Eds.). (2017). *Atlas socioambiental de las cuencas transfronterizas Mira y Mataje: aportes para su ordenamiento y gestión integral Colombia - Ecuador*. Cali: WWF-Colombia.
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P., & Jarvis, A. (2005). Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *A Journal of the Royal Meteorological Society*, 25(15), 1965-1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Ibarra, I., Lebgue, T., Viramontes, O., Reyes, I., Ortega, J., & Morales, C. (2016). Modelo de nicho fundamental para *Coryphantha chihuahuensis* (Cactaceae) en el estado de Chihuahua, México. *Ecología Aplicada*, 15(1), 11-17. <https://doi.org/10.21704/rea.v15i1.578>
- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. (2005). *Estudio hidrológico del río Mira*.
- Jácome, G., Vilela, P., & Yoo, C. (2019a). Present and future incidence of dengue fever in Ecuador nationwide and coast region scale using species distribution modeling for climate variability's effect. *Ecological Modelling*, 400, 60-72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.03.014>
- Jácome, G., Vilela, P., & Yoo, C. (2019b). Social-ecological modelling of the spatial distribution of dengue fever and its temporal dynamics in Guayaquil, Ecuador for climate change adaption. *Ecological Informatics*, 49, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.11.001>
- Keyghobadi, N. (2007). The genetic implications of habitat fragmentation for animals. *Canadian Journal of Zoology*, 85(10), 1049-1064. <https://doi.org/10.1139/Z07-095>
- Lindenmayer, D., Hobbs, R., & Salt, D. (2003). Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry*, 66(1), 62-66. <https://doi.org/10.1080/00049158.2003.10674891>

- López-Pérez, A., Martínez-Menes, M., & Fernández-Reynoso, D. (2015). Priorización de áreas de intervención mediante análisis morfométrico e índice de vegetación. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(1), 121-137.
- Lozano, L., Gómez, F., & Valderrama, S. (2011). Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia. *Tumbaga*, 1(6), 125-140.
- Maciel, C., Manríquez, N., Octavio, A., & Sánchez, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión de concepto. *Acta Universitaria*, 25(2), 3-19. <https://doi.org/10.15174/au.2015.690>
- Maiorano, L., Chiaverini, L., Falco, M., & Ciucci, P. (2019). Combining multi-state species distribution models, mortality estimates, and landscape connectivity to model potential species distribution for endangered species in human dominated landscapes. *Biological Conservation*, 237, 19-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.014>
- Mancebo, S., Ortega, E., Valentin, A., Martín, B., & Martín, L. (2008). *LibroSIG: aprendiendo a manejar los SIG en la gestión ambiental*.
- Martínez, N., Aguirre, E., Eguiarte, L., & Jaramillo, J. (2016). Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: Algunas implicaciones Taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences*, 94(1), 5-24. <https://doi.org/10.17129/botsci.508>
- Mateo, R., Felicísimo, A., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 217-240. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>
- McGarigal, K., Cushman, S., Neel, M., & Ene, E. (2002). *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps*. Computer software program produced by the authors at University of Massachusetts, Amherst. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Millington, A., Velez, X., & Bradley, A. (2003). Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 57(4), 289-299. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(02\)00154-5](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(02)00154-5)
- Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2013). *Sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental*. Subsecretaría de Patrimonio Natural.
- Mittermeier, R., Turner, W., Larsen, F., Brooks, T., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspot. In F. Zachos & J. Habel (Eds), *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas* (pp. 3-23). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1
- Morales, N. (2012). Modelos de distribución de especies: Software MaxEnt y sus aplicaciones en Conservación. *Revista Conservación Ambiental*, 2(1), 1-3.
- Moya, W., Jacome, G., & Yoo, V. (2017). Past, current, and future trends of red spiny lobster based on PCA with MaxEnt model in Galapagos Islands, Ecuador. *Ecology and Evolution*, 7(13), 4881-7890. <https://doi.org/10.1002/ece3.3054>
- Mudereri, B., Abdel-Rahman, E., Dube, T., Landmann, T., Khan, Z., Kimathi, E., Owino, R., & Niassy, S. (2020). Multi-source spatial data-based invasion risk modeling of *Striga* (*Striga asiatica*) in Zimbabwe. *GIScience y Remote Sensing*, 57(4), 553-571. <https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1744250>
- Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales. (2009). Guía de campo de los pequeños vertebrados del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). Publicación Miscelánea N° 5. Serie de Publicaciones del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales – Fondo Ambiental del MDMQ, Imprenta Nuevo Arte,
- Nájera-González, O., Bojórquez-Serrano, J., Cifuentes-Lemus, J., & Marcelaño-Flores, S. (2010). Cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del río Mololoa, Nayarit. *Biociencias*, 1, 19-29. <https://doi.org/10.15741/revbio.01.01.03>
- Ochoa, P., Fries, A., Montesinos, P., Rodríguez, J., & Boll, J. (2013). Spatial estimation of soil erosion risk by land-cover changes in the Andes of southern Ecuador. *Land Degradation & Development*, 26(6), 565-573. <https://doi.org/10.1002/ldr.2219>

- Octavo, S., & Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotpost mundiales de biodiversidad. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(4), 924-935. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>
- Pazmiño-Otamendi, G., Rodríguez-Guerra, A., & Ayala-Varela, F. (2019). *D. elegans*. In O. Torres-Carvajal., G. Pazmiño-Otamendi., & D. Salazar-Venezuela (Eds.), *Reptiles del Ecuador. Versión 2021.0*. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bioweb.bio/faunaweb/reptiliaweb/FichaEspecie/Dipsas%20elegans>
- Pearson, R., Raxworthy, C., Nakamura, M., & Townsend-Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of biogeography*, 34(1), 102-117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>
- Peyras, M., Vespa, L., Bellocq, M., & Zurita, G. (2013). Quantifying edge effects: The role of habitat contrast and species specialization. *Journal of Insect Conservation*, 17(4), 807-820. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9563-y>
- Phillips, S., Anderson, R., & Schapire. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pinos-Arévalo, N. (2016). Prospectiva del uso de suelo y cobertura vegetal en el ordenamiento territorial - Caso cantón Cuenca. *Revista de la Facultad de Arquitectura y Urbanismo de la Universidad de Cuenca*, 5(9), 1-21. <https://doi.org/10.18537/est.v005.n009.02>
- Pizzatto, L., Cantor, M., De Oliveira, J., Marques, O., Capovilla, V., & Martins, M. (2008). Reproductive ecology of dipsadine snakes, with emphasis on South American species. *Herpetologica*, 64(2), 168-179. <https://doi.org/10.1655/07-031.1>
- Puyravaud, P. (2003). Standardising the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177, 593-596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Reyes-Puig, C., Almendariz, C., & Torres-Carvajal, O. (2017). Diversity, threat, and conservation of reptiles from continental Ecuador. *Amphibian and Reptile Conservation*, 11(2), 51-58.
- Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021a). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(1), 923449. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>
- Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021b). State of the Landscape and Dynamics of Loss and Fragmentation of Forest Critically Endangered in the Tropical Andes Hotspot: Implications for Conservation Planning. *Journal of Landscape Ecology*, 14(1), 73-91. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2021-0005>
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Oyarzún, C., & Morales, L. (2018). Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape Ecology*, 33(3), 439-453. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0612-5>
- Ruiz-Luna, A., Hernández-Guzmán, R., García-De León, F., & Ramírez-Huerta, A. (2017). Potential distribution of endangered Mexican golden trout (*Oncorhynchus chrysogaster*) in the rio Culiacan Basins (Sierra Madre Occidental) based on landscape characterization and species distribution models. *Environmental Biology of Fishes*, 100(8), 981-993. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0624-z>
- Schulz, J., Cayuela, L., Echeverría, C., Salas, J., & Rey, J. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography* 30, 436-447. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.12.003>
- Senisterra, G., & Gaspari, F. (2014). Análisis del uso del suelo en el contexto de su dinámica espacio temporal en una cuenca rural serrana, Argentina. *Revista de Tecnología*, 13(2), 53-60. <https://doi.org/10.18270/rt.v13i2.1885>
- Shcheglovitova, M., & Anderson, R. (2013). Estimating optimal complexity for ecological niche models: a jackknife approach for species with small sample sizes. *Ecological Modelling*, 269, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.08.011>
- Sistema Nacional de Información. (2014). Archivos de información Geográfica. <https://sni.gob.ec/coberturas>

- Soberón, J., & Peterson, A. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10. <http://dx.doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>
- Tapia-Armijos, M., Homeier, J., Espinosa, C., Leuschner, C., & De la Cruz, M. (2015). Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since 1970s – losing a hotspot of biodiversity. *PLOS ONE*, 10(9), e0133701. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701>
- Uezu, A., & Metzger, J. (2011). Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3627-3643. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0154-5>
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [UICN]. (2012). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. Originalmente publicado como IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).
- Vinter, T., Dinnétz, P., Danzer, U., & Lehtilä, K. (2016). The relationship between landscape configuration and plant species richness in forests is dependent on habitat preferences of species. *European Journal of Forest Research*, 135(6), 1071-1082. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0994-3>
- Wereszczuk, A., Leblois, R. & Zalewski, A. (2017). Genetic diversity and structure related to expansion history and habitat isolation: stone marten populating rural–urban habitats. *BMC Ecology* 17, 46. <https://doi.org/10.1186/s12898-017-0156-6>
- Yan, H., Feng, L., Zhao, Y., Feng, L., Wu, D., & Zhu, C. (2020). Prediction of the spatial distribution of *Alternanthera philoxeroides* in China based on ArcGIS and Maxent. *Global Ecology and Conservation* 21, e00856. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00856>
- Yi, Y., Cheng, X., Yang, Z., & Zhang, S. (2016). Maxent modeling for predicting the potential distribution of endangered medicinal plant (*H. riparia* Lour) in Yunnan, China. *Ecological Engineering*, 92, 260-269. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.04.010>

Instituto Interuniversitario de Geografía
Universidad de Alicante

Carretera de San Vicente del Raspeig s/n. 03690 - San Vicente del Raspeig - Alicante (España)

Tel.: (34) 965903400 Ext. 3380 - Fax: (34) 965909485

Correo electrónico: investigacionesgeograficas@ua.es

Sitio web: www.investigacionesgeograficas.com