



REVISTA **cartográfica**

Número 102 / enero-junio 2021

OCEANO PACÍFICO

Golfo de México



INSTITUTO PANAMERICANO DE
GEOGRAFÍA E HISTORIA

**AUTORIDADES DEL
INSTITUTO PANAMERICANO DE GEOGRAFÍA E HISTORIA
2017-2021**

PRESIDENTE	Lic. Israel Sánchez	Panamá
VICEPRESIDENTE	Mag. Alejandra Coll	Chile

SECRETARIO GENERAL
Mag. César Rodríguez Tomeo
Uruguay

COMISIÓN DE CARTOGRAFÍA

(Costa Rica)
Presidente:
Mag. Max Lobo

Vicepresidente:
Mag. Álvaro Antonio Álvarez

COMISIÓN DE HISTORIA

(México)
Presidenta:
Dra. Patricia Galeana Herrera

Vicepresidente:
Mtro. Rubén Ruiz

COMISIÓN DE GEOGRAFÍA

(Estados Unidos de América)
Presidenta:
Dra. Patricia Solís

Vicepresidenta:
Geóg. Jean W. Parcher

COMISIÓN DE GEOFÍSICA

(Ecuador)
Presidente:
Dr. Mario Ruiz

Vicepresidente:
Dra. Alexandra Alvarado

MIEMBROS NACIONALES DE LA COMISIÓN DE CARTOGRAFÍA

Argentina
Belice
Bolivia
Brasil
Chile
Colombia
Costa Rica
Ecuador
El Salvador
Estados Unidos de América
Guatemala
Guatemala
Haití
Honduras
México
Nicaragua
Panamá
Paraguay
Perú
República Dominicana
Uruguay
Venezuela

Agrimensor Sergio Rubén Cimbaro Sr.
Wilbert Vallejos
Cnl. DAEN José Oviedo Bustillos
João Bosco de Azevedo
Dr. Carlos Mena Frau
Fernando León Rivera

Sr. Xavier Molina
Sr. Mario Antonio Zeledón Flores
Eric Van Praag
Ing. Marcos Osmundo Sutuc Carillo Ing.
Arch. Pierre Alexilien Versaille Arq.
Marilyn Villatoro
Ing. Raúl Ángel Gómez Moreno

Lic. Israel Sánchez
Cnel. SG Antonio Gavilán Estigarribia
Mayor EP Reynaldo Flores Rivero
Geóg. Susana Hernández
Cnel. Daniel Píriz
Ing. Sergio Rodríguez

COMITÉS DE LA COMISIÓN DE CARTOGRAFÍA

Normas y estándares de Información Geográfica	(Colombia)
Cartografía Temática	
Infraestructura de Datos Geospaciales	(Ecuador)

REVISTA
cartográfica

número 102 • enero-junio 2021



INSTITUTO PANAMERICANO DE
GEOGRAFÍA E HISTORIA

REVISTA cartográfica

Publicación anual fundada en 1952. Desde 2016 publicación semestral
Indizada en PERIÓDICA y Latindex

Disponible en: Cengage Learning, Ebsco y ProQuest
<https://www.revistasipgh.org/index.php/rcar/Indexada>

La preparación de la *Revista Cartográfica* está a cargo de la editora
María Ester Gonzalez
Departamento de Geografía, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía
Universidad de Concepción
Victoria 486-490, CP 4030000, Concepción, Chile
Correo electrónico: editor_revista_cartografica@ipgh.org
www.revistasipgh.org/index.php/rcar

Comité Editorial

Carlos Granell Canut, Universidad Jaume I de Castellón (España)
Carlos López Vázquez, Universidad ORT Uruguay (Uruguay)
Daniela Ballari, Universidad de Azuay (Ecuador)
Diego Seco Naveiras, Universidad de Concepción (Chile)
Francisco Javier Ariza López, Universidad de Jaén (España)
Jean Francois Mas, Universidad Nacional Autónoma de México (México)
Joep Crompvoets, KU Leuven Public Governance Institute (Bélgica)
Miguel Ángel Bernabé Poveda, Universidad Nacional de Catamarca (Argentina)
Montserrat Gómez Delgado, Universidad de Alcalá (España)
Sandra Staller Vázquez, Universidad Politécnica de Madrid (España)
Stefan Steiniger, Pontificia Universidad Católica de Chile (Chile)
Theofilos Toulkeridis, Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE (Ecuador)

Canje, venta y distribución, escribir a:
Instituto Panamericano de Geografía e Historia
Secretaría General
Apartado Postal 18879, C.P. 11870 Ciudad de México, México
Teléfonos: (52-55)5277-5888, 5277-5791 y 5515-1910
Correo electrónico: publicaciones@ipgh.org | <https://revistasipgh.org/> | <http://www.ipgh.org>

Las opiniones expresadas en notas, informaciones, reseñas y trabajos publicados en la *Revista Cartográfica*, son de la exclusiva responsabilidad de sus respectivos autores. Los originales que aparecen sin firma ni indicación de procedencia son de la Dirección de la Revista.

En cumplimiento con la resolución IX de la XIV Reunión del Consejo Directivo del IPGH (Buenos Aires, Argentina, julio, 1972.), se advierte que: "Los límites que aparecen en los mapas de esta publicación no están, en algunos casos, finalmente determinados y su reproducción no significa aprobación oficial o aceptación por el Instituto Panamericano de Geografía e Historia (IPGH)".

Diseño de portada / Cover design: Santiago Mora Van Cauwelaert - Taller Siranda.

Fuente de la imagen / Source: Reinterpretación de la "VII. CARTA HIDROGRAFICA" de García Cubas publicada en 1885 el *Atlas Pintoresco e Histórico de los Estados Unidos Mexicanos*.

© 2021 Instituto Panamericano de Geografía e Historia.

Revista Cartográfica, núm. 102, enero-junio 2021, publicación semestral editada por el Instituto Panamericano de Geografía e Historia, Ex-arzobispado núm. 29, Col. Observatorio, Alcaldía Miguel Hidalgo, C.P. 11860, Ciudad de México, México. Tels. (52-55)5277-5888, 5277-5791, 5515-1910, www.ipgh.org, <https://revistasipgh.org/> | publicaciones@ipgh.org | Editora: María Ester Gonzalez, correo electrónico: editor_revista_cartografica@ipgh.org. | Reserva de Derechos al Uso Exclusivo núm. 04-2015-090212390600-203, otorgado por el Instituto Nacional del Derecho de Autor | ISSN (en línea) 2663-3981 | Licitud de título y contenido: en trámite | Responsable de la última actualización de este número: Departamento de Publicaciones del IPGH, Ex arzobispado núm. 29, Col. Observatorio, Alcaldía Miguel Hidalgo, C.P. 11860, Ciudad de México, México.

Se autoriza cualquier reproducción parcial o total de los contenidos o imágenes de la publicación, incluido el almacenamiento electrónico, siempre y cuando sea para usos estrictamente académicos y sin fines de lucro, citando la fuente sin alteración del contenido y otorgando los créditos autorales.

REVISTA **cartográfica**

número 102

enero-junio 2021

CONTENIDO

Artículos

Una aproximación cartográfica al análisis de los vertidos de metales pesados en España

A cartographic approach to the analysis of heavy metal spills in Spain

Fabián García Hernández
Francisco Escobar Martínez

7

Implementación del método máquinas de soporte vectorial en bases de datos espaciales para análisis de clasificación supervisada en imágenes de sensores remotos

Implementation of the vector support machines method in spatial databases for supervised classification analysis in remote sensor images

Raúl Alejandro Murillo Castañeda

27

Dinámica espacio-temporal de uso, cambio de uso y cobertura de suelo en la región centro de la Sierra Madre Oriental: implicaciones para una estrategia REDD+ (Reducción de Emisiones por la Deforestación y Degradación)

Spatio-temporal dynamics of use, change of use and land cover in the central region of the Sierra Madre Oriental: Implications for a REDD+ strategy (Reduction of emissions from deforestation and degradation)

Edgar G. Leija
Numa P. Pavón
Arturo Sánchez-González
Rodrigo Rodríguez-Laguna
Gregorio Ángeles-Pérez

43

Determinación del nivel medio del mar en el mar de Bransfield. Aplicación a la determinación del geoide en islas Decepción y Livingston, Islas Shetland del Sur (Antártida)

Determination of the Mean Sea Level in the Bransfield Sea. Application to determination of the geoid at Deception and Livingston islands (Antarctica)

Bismarck Jigena Antelo
Manuel Berrocoso Domínguez
Juan Manuel Vidal Pérez

69

Estimación de biomasa aérea y carbono con Teledetección en bosques alto-Andinos de Boyacá, Colombia. Estudio de caso: Santuario de Fauna y Flora Iguaque

Aboveground biomass and carbon estimation in the high-Andean forests of Boyacá, Colombia using remote sensing. Case study: Santuario de Fauna y Flora Iguaque

Mauricio Alejandro Perea-Ardila
Hernán J. Andrade-Castañeda
Milena A. Segura-Madrigal

99

Landslides and floods zonation using geomorphological analyses in a dynamic catchment of Costa Rica

Zonificación de deslizamientos e inundaciones usando análisis geomorfológicos en una cuenca dinámica de Costa Rica

Adolfo Quesada-Román

125

Reseñas

Aspectos legales de los datos y servicios geoespaciales y su incidencia en la privacidad

Legal aspects of geospatial data and services and their impact on privacy

Antonio F. Rodríguez Pascual

141

Instructivo para Autores

145

ARTÍCULOS



Una aproximación cartográfica al análisis de los vertidos de metales pesados en España

A cartographic approach to the analysis of heavy metal spills in Spain

Fabián García Hernández¹

Francisco Escobar Martínez²

Recibido 9 de abril de 2020; aceptado 14 de junio de 2020

Resumen

A pesar de los demostrados efectos adversos que los metales pesados (MP) provocan en la salud humana, su distribución espacial en España es un fenómeno poco estudiado. Con la finalidad de paliar esta deficiencia, se plantearon en esta investigación los siguientes objetivos: 1) conocer la distribución espacial, a escala municipal, de los vertidos de MP emitidos a las aguas, 2) estimar y cartografiar la peligrosidad de los vertidos según su toxicidad, 3) comparar las emisiones de MP en España con su entorno europeo y 4) estimar la evolución futura de los vertidos de MP. Los datos se han recopilado desde el registro E-PRTR (European Pollutant Release and Transfer Register 2007-2016) y la localización de los puntos de emisión se ha obtenido mediante geocodificación. Tras un análisis exploratorio, los datos fueron normalizados y ponderados, facilitando la interpretación de gráficas, tablas y cartografía. Los resultados muestran una mayor concentración de puntos de emisión en los sectores norte (Asturias, Cantabria y País Vasco), nordeste (Cataluña), este-sureste (Valencia) y sur (Andalucía). Tras revisar los efectos de los MP sobre la salud humana, estos han sido ponderados por este orden; mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr), arsénico (As) y zinc (Zn). Se ha constatado que durante el periodo 2007-2016, las cantidades de MP vertidas a las aguas lejos de disminuir, han oscilado adaptándose a las transiciones económicas y persistiendo una mayor

1 Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá, España, correo electrónico: gh.fabian92@gmail.com. ORCID: 0000-0001-5662-5403.

2 Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá, España, correo electrónico: francisco.escobar@uah.es. ORCID: 0000-0001-5688-6654.

concentración de vertidos en los municipios localizados en las provincias del norte, nordeste, este-sureste y sur del país.

Palabras clave: *metales pesados, vertidos, emisión, distribución espacial, cartografía aplicada.*

Abstract

Despite the proven adverse effects that heavy metals (HM) cause on human health, their spatial distribution in Spain remains under studied. In order to alleviate this deficiency, the following objectives were set: 1) to know the spatial distribution, at local scale, of HM released into stream waters, 2) to estimate and map the danger of the spills according to their toxicity, 3) to compare HM emissions in Spain within the European context and 4) to estimate future evolution of HM spills. Data has been collected from the E-PRTR (European Pollutant and Transfer Register, 2007-2016) and the location of the emission points has been obtained by geocoding. After exploratory analysis, data were normalized and weighted, facilitating the interpretation of graphs, tables and cartography. Results show a higher concentration of emission points in the North (Asturias, Cantabria and Basque Country), Northeast (Catalonia), East-Southeast (Valencia) and South (Andalusia) sectors. After reviewing the effects of HMs on human health, they have been weighted in this order; mercury (Hg), lead (Pb), cadmium (Cd), chromium (Cr), arsenic (As) and zinc (Zn). It has been verified that during the period 2007-2016, the quantities of PM discharged into the waters, far from decreasing, have fluctuated, adapting to economic transitions and persisting a greater concentration of discharges in the municipalities located in the northern, northeastern, southeastern and southern provinces.

Key words: *heavy metals, spills, emissions, spatial distribution, cartographic analysis.*

1. Introducción

En la literatura científica se aprecia un interés creciente por el análisis de los efectos que la presencia de metales pesados en el medio ambiente ejercen sobre la salud humana (Morais *et al.*, 2012; Atta *et al.*, 2016; Sánchez-Díaz *et al.*, 2018), sobre el medio ambiente y sobre la alimentación (Cuihua Chen *et al.*, 2007). La toxicidad (Achparaki *et al.*, 2012; Moslen y Miebaka, 2018) de estos elementos y sus repercusiones en la salud (Peng *et al.*, 2011; Jaishankar *et al.*, 2014) se han estudiado partiendo de diferentes perspectivas teniendo en cuenta no solo cómo afectan a la población sino también cómo es absorbida por esta y cuáles son los puntos de origen (Londoño-Franco *et al.*, 2016; Moslen y Miebaka, 2018). La Unión Europea ha aprobado la directiva 2010/75/EU encaminada a establecer umbrales límites de vertidos y a llevar un registro de las emisiones tanto a las aguas como al aire (EU, 2010). En lo que se refiere al ámbito español, son escasos los estudios enfocados exclusivamente al análisis de la distribución espacial de los MP aunque sí hay estudios que analizan la relación entre los

vertidos de MP a los ríos y determinadas enfermedades (Sánchez-Díaz *et al.*, 2018).

La normativa europea (European Commission, 2006; EU, 2010) establece una serie de medidas destinadas a limitar los vertidos industriales de MP. Entre ellas, se han fijado los máximos autorizados a cada empresa. La unidad registrada son kilogramos (kg) por año. Las empresas deben comunicar sus emisiones de forma obligatoria únicamente cuando el umbral máximo establecido ha sido superado (Comisión Europea, 2006). La Tabla 1 recoge los umbrales de emisión para los 6 MP más comunes.

Tabla 1. Umbrales límite en las emisiones de MP

<i>Metal pesado</i>	<i>Umbral</i>
Mercurio (Hg)	1 kg/año
Plomo (Pb)	20 kg/año
Cadmio (Cd)	5 kg/año
Cromo (Cr)	50 kg/año
Arsénico (As)	5 kg/año
Zinc (Zn)	100 kg/año

Fuente: E-PRTE.

Debido a la multiplicidad de efectos y factores involucrados, no existe un consenso en la determinación cuantitativa del grado de peligrosidad de los MP, aunque sí se han publicado aproximaciones basadas en diferentes variables. Son notables los estudios que analizan los efectos que los MP ejercen sobre la salud humana (Yu, 2005; Morais *et al.*, 2012; Jaishankar *et al.*, 2014), sobre el medio ambiente (Cuihua Chen *et al.* 2007, Tchounwou *et al.*, 2012; Ismail *et al.*, 2013; Sánchez-Díaz *et al.*, 2018), sobre cómo se distribuyen en el medio natural (Sánchez-Díaz *et al.*, 2018), o su transferencia a la flora y la fauna (Londoño-Franco *et al.*, 2016). No obstante, sí existe un consenso acerca de qué variables son las que determinan la peligrosidad de los MP y se relacionan con el tiempo de exposición, el grado de concentración, la cercanía a los mismos y al tipo de químico principalmente.

Desde un enfoque marcadamente cartográfico, los objetivos que guiaron el trabajo fueron:

- Cuantificar la peligrosidad de los vertidos según su toxicidad y producir una cartografía de áreas con mayor concentración de MP.
- Comparar las emisiones de MP de España con las de los países de su entorno europeo.
- Conocer la distribución espacial de los puntos de emisión y determinar la cantidad de MP que se vierten por año.
- Estudiar la evolución de los vertidos de MP.

2. Métodos

2.1. Zona de estudio

El ámbito de estudio es el territorio nacional español. España cuenta con una industria diversa que combina industria tradicional y moderna distribuida de forma irregular por el territorio, concentrando los principales núcleos industriales en Cataluña, Comunidad Valenciana, País Vasco y Madrid. Esto hace que las emisiones de MP se distribuyan por casi toda la geografía española, aunque su intensidad sea más potente en áreas localizadas en el norte y en el arco mediterráneo, coincidiendo con áreas densamente pobladas. De cara a contextualizar la situación de España a nivel europeo se ha recogido información de cada uno de los países que forman parte de la E-PRTR para producir una cartografía comparativa.

2.2. Unidades de observación

Partiendo de los puntos emisores como unidad de observación primaria, se han agregado los datos a nivel municipal y provincial y, además, se han descargado y cartografiado datos a nivel de país por lo que la unidad de observación es múltiple: punto de emisión, local, provincial y nacional. El análisis a diferentes escalas nos ha permitido observar la distribución general de los puntos de emisión, localizar las áreas con mayor concentración de MP y realizar una comparación de España a nivel europeo.

2.3. Datos

Los datos recopilados provienen de tres fuentes principales:

1. European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR). A través de la web oficial de la E-PRTR, se ha accedido a la base de datos donde se recogen los registros de vertidos de MP a las aguas (E-PRTR Datasets, diffuse emissions to water) y a la legislación que regula la emisión de vertidos a nivel europeo (Comisión Europea, 2006). Los datos de vertidos de MP son compilados por las autoridades competentes de cada país y facilitadas a la Comisión Europea y a la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA en sus siglas en inglés) quienes copilan, revisan y difunden los datos a través de la web E-PRTR para todo el mundo.
2. Instituto Geográfico Nacional (IGN) y Natural Earth. A través del Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG) del Instituto Geográfico Nacional (IGN), se ha obtenido la cartografía base a escala 1:3 000 000 en formato shapefile para representar las diferentes unidades administrativas de España. En el caso de Europa, se ha descargado la cartografía base a escala 1:50 000 000 en formato shapefile que se encuentra disponible en el portal de descargas de la web de Natural Earth.
3. World Bank Open Data / Banco Mundial de Datos (BMD). Desde la web del Banco Mundial de Datos se han descargado los datos relativos al índice de

Producción Industrial de España basado en la tasa de crecimiento anual (valor agregado industrial) para el periodo de 2007 a 2016.

2.4. Técnicas aplicadas

2.4.1. Filtrado de datos

Para analizar los datos correctamente ha sido necesario filtrar la base de datos. En un primer filtrado se han seleccionado únicamente los datos relativos a las emisiones de España, excluyéndose el resto de países europeos. En un segundo filtro se han seleccionado las emisiones a las aguas y se han excluido las emisiones al aire. Finalmente, con un tercer filtro se han seleccionado los datos del año 2016, la fecha disponible más actual. La serie de años analizada coincide con el periodo en el que hay datos disponibles, desde 2007 hasta 2016.

2.4.2. Depuración de datos

Tras el filtrado, se observaron repeticiones en los datos por lo que fue necesario ordenarlos por empresa y tipo de metal para detectarlos y posteriormente eliminarlos. A su vez, se ha intentado seleccionar una empresa por cada tipo de metal que haya realizado el registro de MP vertidos a las aguas todos los años, entre 2007 y 2016, para evaluar su tendencia evolutiva. De los MP analizados, se logró para el cromo, cadmio, mercurio y zinc al menos una empresa con registros para los 10 años de la serie. En el caso del arsénico y el plomo no hay ninguna empresa con datos para toda la serie analizada. Aunque lo ideal hubiera sido contar con el conjunto de todas las empresas declarantes, se ha seleccionado únicamente una empresa por MP debido a la frecuente ausencia de datos en muchos de los años de la serie. Apenas un total de entre tres y cinco empresas han declarado en todos y cada uno de los años en los que se ha desarrollado el registro de emisiones de MP, lo cual dificulta realizar un seguimiento individualizado por empresa. Teniendo esto en cuenta, se han escogido dos empresas que tienen registros para la totalidad de los años analizados exceptuando los registros de 2007 y 2008 para el arsénico y 2007, 2013 y 2014 para el plomo. Para paliar estos huecos en la serie, se ha realizado un promedio con los años en los cuales contamos con datos para obtener un valor aproximado.

2.4.3. Geocodificación, espacialización y agregación

Una vez filtrados y depurados los datos se ha procedido a espacializar aquellos correspondientes al año 2016 mediante geocodificación. Los datos obtenidos de la E-PRTR albergan la latitud y longitud de los puntos en donde las empresas han realizado los vertidos. El proceso se realiza mediante el software ArcGIS, donde en primer lugar, se importan los datos desde el archivo Excel de vertidos, y, en segundo lugar, se proyectan en el sistema de referencia ETRS_1989_UTM_Zona_30N. Se ha aplicado este sistema de referencia en vez del sistema de referencia ETRS-Cónica Conforme de Lambert debido a que la investigación

se enfoca exclusivamente en la península ibérica y no se incluye a Canarias ya que no hay datos para esta región. Los datos espacializados se representan mediante un punto caracterizado por los atributos de emisiones relativos a una empresa en una localización exacta por lo que, de cara a su posterior representación y análisis a nivel municipal, es necesario realizar una agregación de estos a las unidades municipales. A modo de aclaración se debe mencionar que tras contactar con la fuente de los datos (Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes, Ministerio para la Transición Ecológica) se confirma que las coordenadas utilizadas para referenciar los vertidos de MP establecidas en la base de datos descargada inicialmente hacen referencia al punto de emisión de vertidos y no la razón social como se creía en un principio lo cual ofrece mayor precisión y rigor a los análisis.

2.4.4. Normalización y ponderación

Para facilitar la comparación y la correcta representación de los datos, se han aplicado dos procesos previos. Por un lado, debido a que los valores registrados de los MP son muy dispares, se han normalizado aplicando primero la fórmula 1;

$$z = \frac{x - \min(x)}{\max(x) - \min(x)} * 100 \quad (1)$$

donde x es el rango de total de valores, $\min(x)$ es el valor mínimo de x , $\max(x)$ es el valor máximo de x ,

y, posteriormente, se aplicó la fórmula 2;

$$z = \frac{x_i - \mu}{\sigma} \quad (2)$$

Por otro lado, ha sido necesario ponderar los valores relativos a los vertidos de MP a las aguas a la hora de representarlos en un mapa. Esto se debe a que cada municipio puede albergar una o varias empresas o puntos de emisión, y a su vez, a que cada empresa puede emitir uno o más tipos de metal cuya consideración de peligrosidad también varía según el tipo metal. Para solventar este inconveniente y obtener un único valor para cada municipio se ponderaron los valores de emisión aplicando la fórmula 3;

$$PON = (mp1 * p1 + mp2 * p2 + mp3 * p3 + mp4 * p4 + mp5 * p5 + mp6 * p6) \quad (3)$$

donde se realiza el sumatorio obtenido de multiplicar el valor de cada uno de los metales pesados mp por su peligrosidad p dividido entre la cantidad total de metales.

Al igual que en el caso de los municipios, para poder comparar los datos de España con los de los países europeos en el año 2016, se ha aplicado la misma ponderación a nivel nacional. De este modo, se adopta el porcentaje

de emisiones que realiza cada país con respecto al total por tipo de metal y se aplica la fórmula de ponderación (3) para determinar qué países presentan un grado de peligrosidad bajo o alto según la cantidad de metales que concentran. Un ejemplo sería el siguiente:

<i>País / metal (peso)</i>	<i>Arsénico (20)</i>	<i>Cadmio (40)</i>	<i>Cromo (30)</i>	<i>Mercurio (60)</i>	<i>Plomo (50)</i>	<i>Zinc (10)</i>	<i>Ponderación</i>
Serbia	39,81	20,47	8,1	31,86	13,99	2,35	748,8

$$PON = (39,81 * 20 + 20,47 * 40 + 8,1 * 30 + 31,86 * 60 + 13,99 * 50 + 2,35 * 10) / 6 = 748,8 \quad (3)$$

2.4.5. Diseño de gráficas

La representación visual de la evolución en la emisión de MP mediante gráficas permite determinar si ha habido una mejora o empeoramiento del fenómeno a lo largo del periodo estudiado. Dados los valores tan extremos que presentan los registros dependiendo del tipo de metal, se ha optado por un análisis individual. Para el análisis de tendencia se han agrupado los MP según su tipología y año de registro. Tras esto, se ha realizado un sumatorio de todas las cantidades por metal y año con la serie completa. En lo que se refiere a las gráficas de comparación de España con el resto de los países europeos, se han seleccionado los países que presentan un valor superior a 1% evitando así la saturación de datos que dificulten la visualización.

2.4.6. Representación cartográfica

Los resultados se presentan en forma de mapa. Para representar la cantidad de MP por provincias y municipios se ha aplicado una clasificación en intervalos de progresión geométrica donde mediante las variables color, tamaño y forma se representa el tipo y la cantidad de MP por unidad espacial. Se ha aplicado el mismo método de clasificación de la variable temática para representar la cantidad total de vertidos por provincia. En este caso, la variable visual tamaño, es la adoptada para representar los valores absolutos agregados a nivel provincial. Por último, para representar el grado de peligrosidad, se ha aplicado una clasificación ordinal donde se representa mediante la variable visual valor el grado de peligrosidad que tiene cada unidad espacial, tanto a nivel local como europeo. Se han incluido gráficos de tartas que representan la cantidad de MP por tipo de metal que se concentra en una determinada área.

3. Resultados

3.1. Efectos de los MP sobre la salud humana

Teniendo en cuenta la información extraída de estudios previos sobre los efectos que generan los MP en la salud humana (Yu, 2005; Morais *et al.*, 2012, Jaishankar

et al., 2014), se propone un ranking de MP, construido a partir de la asignación de diferentes pesos, de peligrosidad de MP según su toxicidad (Tabla 2).

3.2. Vertidos en Europa

El grado de peligrosidad que se asocia a España según los valores de emisiones analizados para el 2016 es de medio-alto ocupando la octava posición de un total de 31 países. Los 10 países con mayor grado de peligrosidad, en orden descendente, son Serbia, Italia, Reino Unido, Polonia, Alemania, España, Francia, Bulgaria, Portugal y Finlandia (Tabla 3).

Tabla 2. Peligrosidad de los metales pesados según su toxicidad y efectos en la salud

<i>Ranking</i>	<i>MP</i>	<i>Umbral</i>	<i>Peso</i>	<i>Efectos en la población</i>
1°	Mercurio (Hg)	1 kg/año	60	Daños permanentes en el cerebro y riñones, daños al feto en desarrollo, irritabilidad, temblores, daños en la visión y audición, problemas de memoria, náuseas, vómitos, gastroenteritis, daño en los pulmones, aumento de la presión arterial, erupciones en la piel, irritación ocular, muerte
2°	Plomo (Pb)	20 kg/año	50	Alteraciones de la biosíntesis de hemoglobina y anemia, aumento presión sanguínea, daños en los riñones, aborto espontáneo, alteraciones del sistema nervioso, esterilidad, debilitación de capacidad de aprendizaje en niños, hiperactividad, deterioro de la dentadura, alteraciones graves del equilibrio, muerte
3°	Cadmio (Cd)	5 kg/año	40	Daños renales, alteración del sistema nervioso e inmunitario, alteración de las células de AND, vómitos, daños óseos
4°	Cromo (Cr)	50 kg/año	30	Alteración de células, aparición de cáncer, trastornos metabólicos, daños en el corazón, diabetes, fallos hepáticos, alteración en los tejidos nerviosos, fallas en el sistema circulatorio, úlceras de piel, problemas renales
5°	Arsénico (As)	5 kg/año	20	Alteraciones en el sistema nervioso, riñones, aparato digestivo, epidermis, riego sanguíneo, ceguera, anemia, gastroenteritis, fiebres
6°	Zinc (Zn)	100 kg/año	10	Daños en el estómago e infecciones de la mucosa

Tabla 3. Ranking de países según cantidad de MP emitidos ordenados por el grado de peligrosidad (2016)

País	MP (%)						Ponderación
	Arsénico	Cadmio	Cromo	Mercurio	Plomo	Zinc	
Serbia	39,81	20,47	8,1	31,86	13,99	2,35	748,8
Italia	15,04	22,42	30,28	12,01	24,63	8,97	691,3
R. Unido	11,73	5,94	7,52	15,88	12,31	16,32	404,9
Polonia	4,9	12,73	4,58	6,09	10,48	9,19	287,7
Alemania	3,64	2,85	12,43	2,96	5,21	13,41	188,7
España	2,5	3,79	3,91	8,39	3,41	4,33	172,7
Francia	3,46	4,23	3,7	3,85	5,69	4,85	152,2
Bulgaria	1,94	8,33	2,61	0,87	7,79	1,48	151,1
Portugal	2,13	7,00	5,35	1,52	0,83	1,52	105,2
Finlandia	1,51	2,03	2,73	1,52	1,83	3,36	68,3

Los datos presentados en la Tabla 3 han sido cartografiados (Figura 1). Como era esperable, se aprecia cómo los países clasificados como de mayor grado de peligrosidad son los países industrialmente más desarrollados.

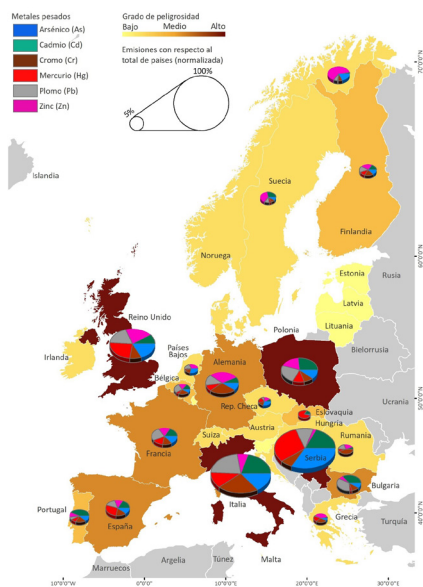


Figura 1. Grado de peligrosidad y cantidad de MP emitidos por los países miembros del E-PRTR.

En cuanto al análisis individualizado por MP, España ocupa la octava posición en emisiones de cadmio (Cd) (Figura 2), arsénico (As) (Figura 3), y plomo (Pb) (Figura 4), la décima en zinc (Zn) (Figura 5), la novena posición en emisiones de cromo (Cr) (Figura 6) y la cuarta posición en emisiones de mercurio (Hg) (Figura 7) presentando valores que oscilan entre el 2% y 8% del total de emisiones que vierten el conjunto total de países.

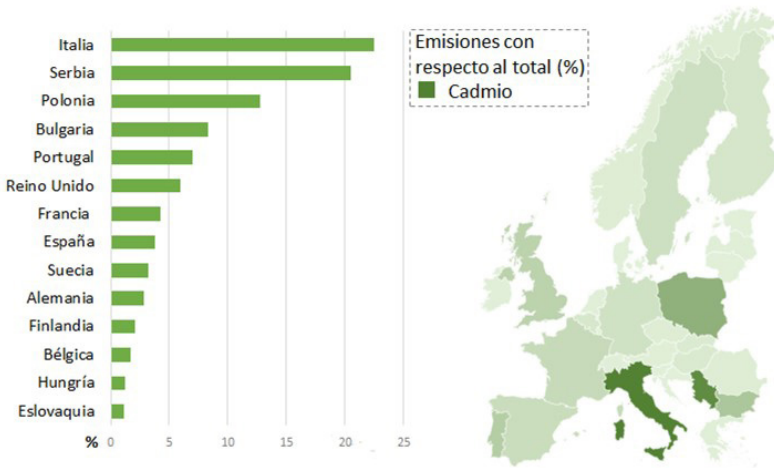


Figura 2. Emisiones de cadmio. Contenido obtenido de E-PRTR.

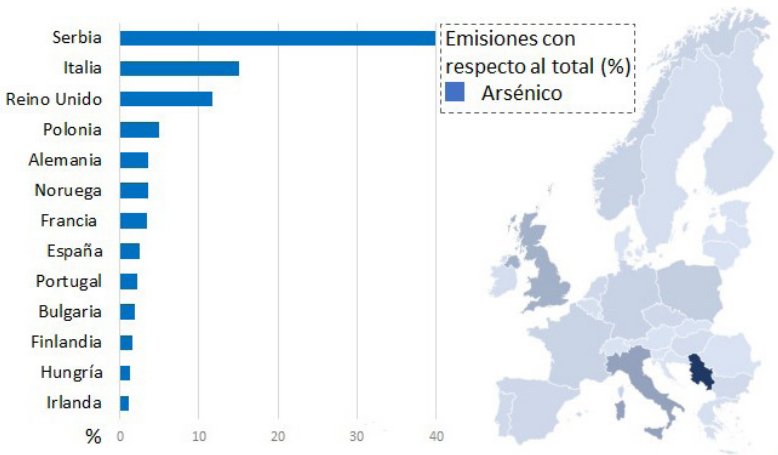


Figura 3. Emisiones de arsénico. Contenido obtenido de E-PRTR.

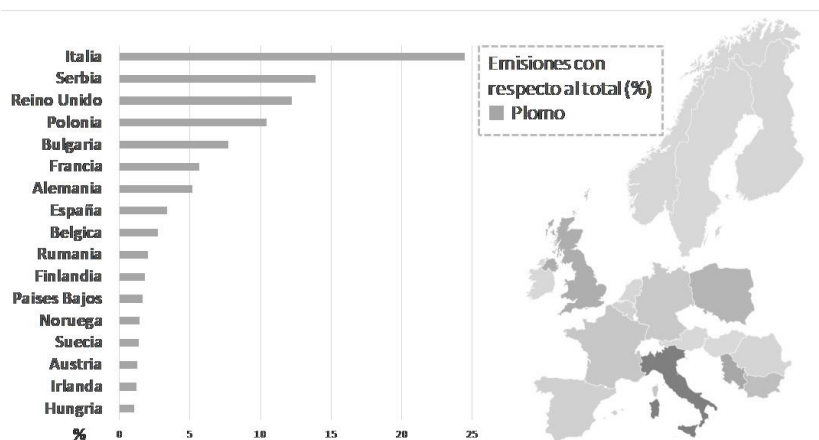


Figura 4. Emisiones de plomo. Contenido obtenido de E-PRTR.

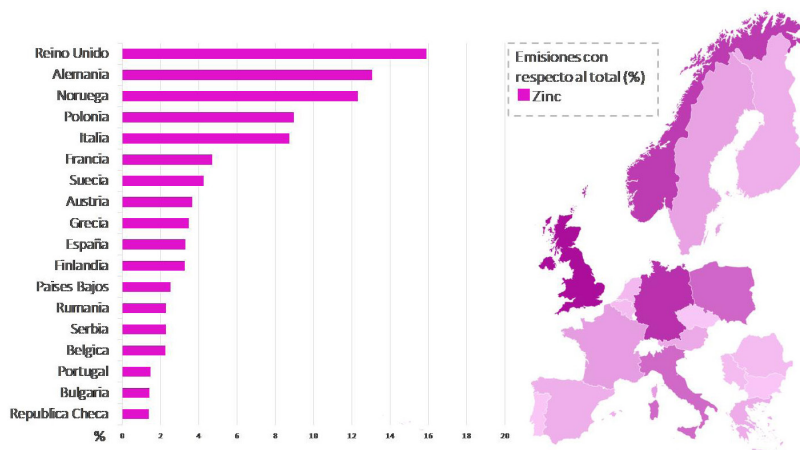


Figura 5. Emisiones de zinc. Contenido obtenido de E-PRTR.

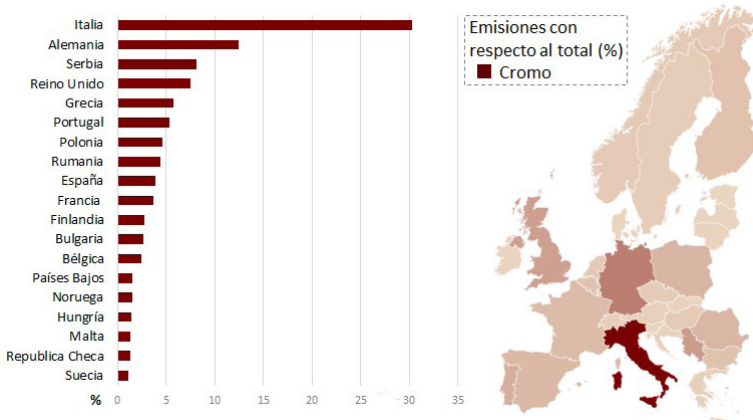


Figura 6. Emisiones de cromo. Contenido obtenido de E-PRTR.

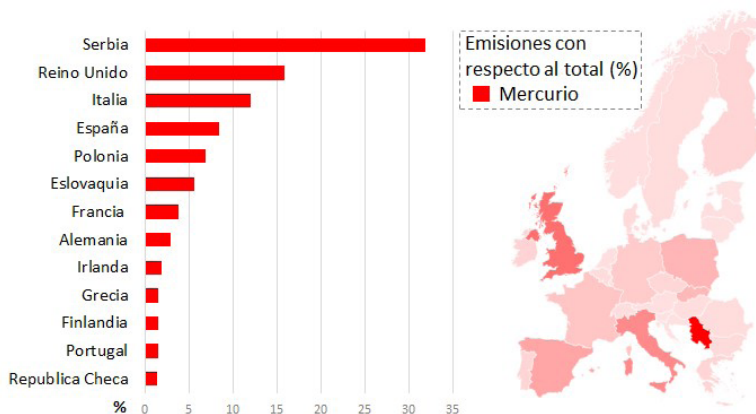


Figura 7. Emisiones de mercurio. Contenido obtenido de E-PRTR.

3.3. Distribución espacial de las emisiones en España

País Vasco, Cataluña, Comunidad Valenciana, Andalucía, Región de Murcia, Cantabria y Galicia son las regiones con mayor cantidad de puntos de emisión y municipios afectados por las emisiones de MP (Figura 8). La distribución espacial de puntos de emisión según el tipo de MP es desigual siendo el que mayor cantidad presenta el zinc, seguido del cromo, plomo, arsénico, cadmio y mercurio (Figura 9). País Vasco y Cataluña son las regiones con mayor cantidad de MP (Figuras 10 y 11) y, a su vez, son las regiones que albergan los municipios con niveles más altos de peligrosidad (Figura 9) seguidas de Andalucía, Castilla y León, Valencia, Aragón, Asturias, Islas Baleares, Murcia, Galicia y Cantabria.



Figura 8. Puntos de emisión de MP y municipios afectados (2016).

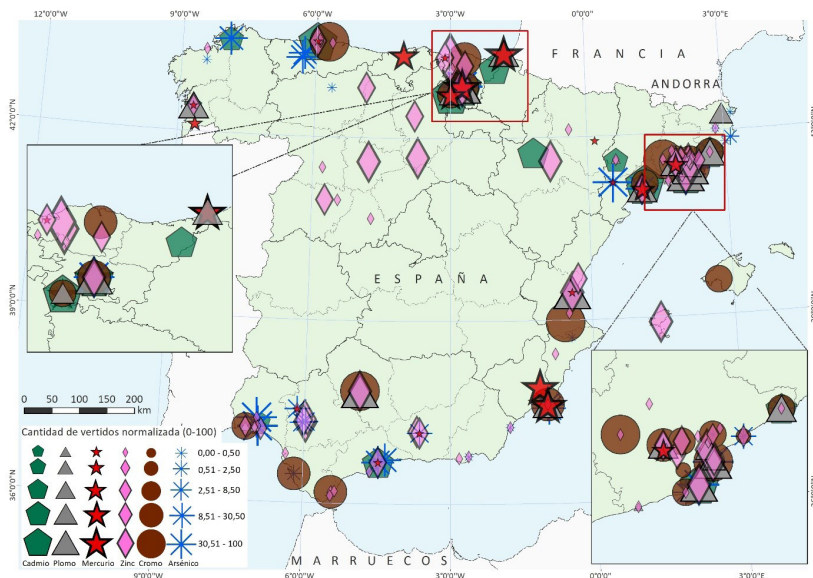


Figura 9. Distribución espacial de MP según el tipo de metal (2016).



Figura 10. Emisión total de MP emitidos por provincias (2016).

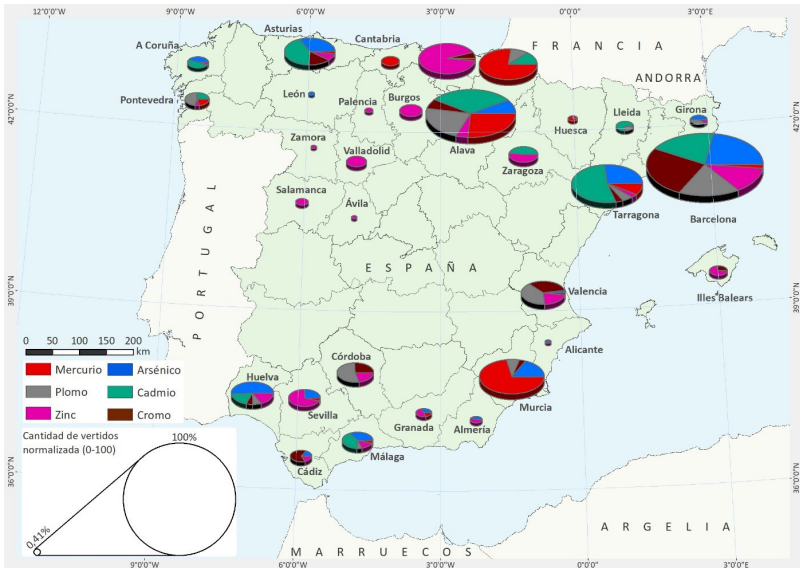


Figura 11. Emisión total de MP normalizada por provincias y tipo de metal (2016).



Figura 12. Grado de peligrosidad de los municipios expuestos a MT (2016).

3.4. Evolución temporal de las emisiones de MP

En la Figura 13 se puede apreciar, por un lado, el índice de producción industrial (IPI) de España entre 2007 y 2016 donde destaca el periodo de crisis económica que abarca de 2008 hasta 2012, y, por otro lado, la cantidad total de MP vertidos durante el mismo periodo. Analizando la tendencia del IPI y de las emisiones, se puede apreciar cómo la producción industrial y los vertidos de MP presentan un comportamiento similar con una tendencia paralela hasta el año 2013 momento en el que la producción industrial crece y las emisiones de MP se estabilizan. Este comportamiento hace que se planteemos si se están aplicando más medidas de control y como resultado las emisiones de MP disminuyan a la vez que la producción industrial aumenta lo cual interpretamos como un dato positivo.

En la Tabla 4 se muestra la cantidad anual y total acumulada de MP vertidos a lo largo de toda la serie analizada y en la Figura 11 se aprecia la variación por año. En verde se muestran los años donde los vertidos han descendido y en rojo los años en los que han aumentado. El MP que más se vierte a lo largo de toda la serie es el Zn, seguido de el Cr, Pb, As, Cd y Hg. Como era de esperar, se observa que los MP considerados como menos peligrosos (zinc) registran mayor cantidad de vertidos mientras que los MP más peligrosos (mercurio) registran cantidades menores.

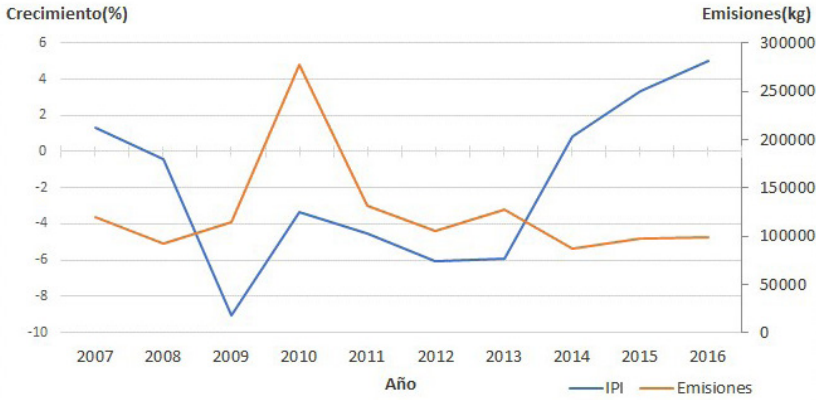


Figura 13. Índice de producción industrial de España.
Fuente: Banco Mundial de Datos.

Tabla 4. Cantidad y evolución de MP vertidos a lo largo de toda la serie analizada

Año	MP (kg)																	
	Ub (1)			Ub (20)			Ub (5)			Ub (50)			Ub (5)			Ub (100)		
	Hg	Rg	Ex	Pb	Rg	Ex	Cd	Rg	Ex	Cr	Rg	Ex	As	Rg	Ex	Zn	Rg	Ex
2007	1019,5	32	30,9	19266,5	24	39,1	4016,2	14	56,4	10164,9	13	14,6	4979,3	26	37,3	60592,0	53	10,4
2008	999,6	33	29,3	2403,0	14	7,6	819,4	18	8,1	3757,0	25	2,0	3189,5	33	18,3	65591,0	80	7,2
2009	828,1	26	30,9	4229,1	24	7,8	560,3	16	6,0	77540,0	23	66,4	2853,6	39	13,6	89240,0	85	9,5
2010	432,5	23	17,8	7769,2	19	19,4	362,8	12	5,0	37410,7	24	30,2	2716,1	36	14,1	186106,0	95	18,6
2011	130,5	24	4,4	4305,3	16	12,5	311,1	11	4,7	2490,6	14	2,6	1756,5	30	10,7	105345,0	91	10,6
2012	219,3	25	7,8	8823,3	19	22,2	2206,0	16	26,6	6564,1	20	5,6	2038,1	38	9,7	71218,0	87	7,2
2013	319,7	26	11,3	10023,4	25	19,0	303,0	15	3,0	23469,3	36	12,0	1222,7	28	7,7	84117,0	92	8,1
2014	259,3	18	13,4	3230,2	21	6,7	325,5	13	4,0	4112,8	20	3,1	1571,4	38	7,3	70534,0	95	6,4
2015	266,0	20	12,3	2669,3	19	6,0	416,2	15	4,5	9496,4	22	7,6	2919,7	50	10,7	67511,0	94	6,2
2016	334,9	19	16,6	2706,3	22	5,2	515,6	17	5,1	4161,5	26	2,2	2053,0	39	9,5	79390,0	80	8,9
Total	4809,3			65425,6			9836,0			179167,3			25299,8			879644,0		
Ub: Umbral, Rg: Registros, Ex: Umbral excedido																		

La Figura 14 muestra la cantidad total normalizada de MP vertidos según el grado de peligrosidad. La evolución de vertidos experimenta cambios constantes a lo largo de toda la serie presentando transiciones bruscas en determinados años. La tendencia irregular (Figura 12) y poco clara *a priori* define una disminución de los vertidos. La tendencia de las emisiones presenta una evolución paralela a la evolución económica (Figura 10) habiendo una mayor cantidad de vertidos durante los años 2007, 2008 y 2009, seguido de un periodo donde las emisiones descienden coincidiendo con el periodo de crisis económica durante los años 2010, 2011 y 2012 para, finalmente, estabilizarse a partir del año 2013.

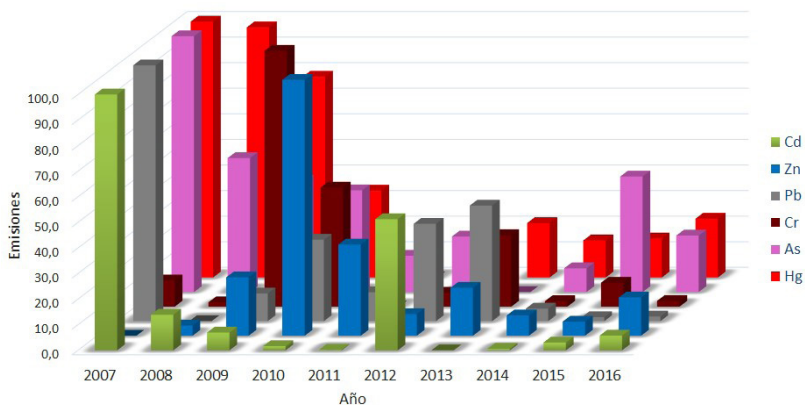


Figura 14. Evolución de las emisiones normalizadas de MP según el tipo de metal.

El análisis de la tendencia muestra unos resultados que difieren según la escala temporal del análisis. En un primer análisis, donde se analiza la totalidad de la serie (Figura 15) la tendencia muestra una línea descendente cuyo comportamiento podría determinar que existe una situación de mejora continuada con el paso de los años.

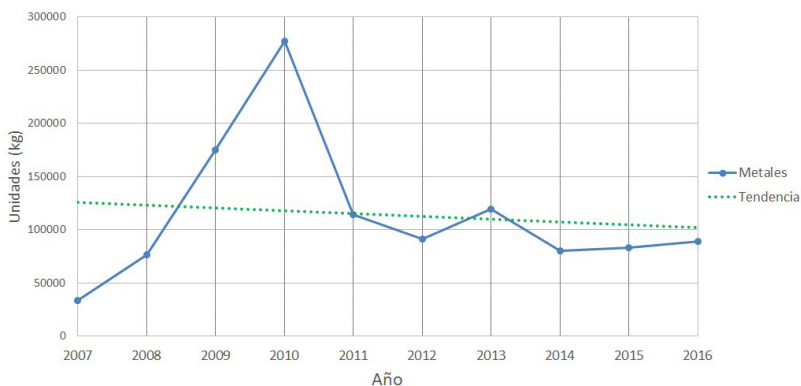


Figura 15. Tendencia de las emisiones de MP.

Sin embargo, analizando la tendencia anualmente (Tabla 5), se observa que en determinados años las emisiones aumentan o se reducen considerablemente con respecto al año anterior denotando una tendencia no lineal e irregular

cuyo comportamiento refleja una situación inestable con periodos de mejora y empeoramiento de forma intermitente. Esto puede deberse a varios factores cómo la posibilidad de que en determinados años el número de registros totales de empresas que hayan realizado la declaración de emisiones sea mayor o menor dado la voluntariedad del registro dependiendo de si han superado el umbral de emisiones o no.

Tabla 5 . Evolución anual del total de MP vertidos

Año	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Total	33447,6	76759,5	175251	277490	114339	91068,8	119455	80033,16	83278,6	89161,2
Evolución		↑ 56,4	↓ 56,2	↑ 36,8	↓ 142,7	↓ -25,6	↑ 23,8	↓ -49,3	↑ 3,9	↑ 6,6

4. Discusión

El número total de empresas que registran emisiones de MP varía cada año habiendo en España únicamente cuatro que presentan registros en toda la serie analizada. Dado que los registros son obligatorios solo si se superan los umbrales de emisión, el hecho de que en unos años se reduzca el número total de empresas declarantes puede ser un aspecto positivo puesto que podría suponer se están reduciendo los vertidos de MP o, por otro lado, como un aspecto negativo, que las empresas no cumplen continuamente con los registros anuales de emisiones incumpliendo con la normativa.

Los municipios con mayor grado de exposición a los MP se encuentran lógicamente en las regiones de mayor desarrollo industrial y que concentran la mayoría de las empresas que emiten MP. La mayoría de ellos se localizan en las provincias de País Vasco y Cataluña, seguido de las de la Comunidad Valencia, Andalucía, Cantabria y Galicia.

4.1. Limitaciones

Los datos de emisiones no presentan series suficientemente largas como para determinar si la tendencia es de signo positivo o negativo. Además, recordemos, los registros no cubren la serie completa más que en algún caso muy concreto. A pesar de las citadas limitaciones, consideramos que las aportaciones del estudio son relevantes y sientan las bases de futuros análisis sobre una problemática insuficientemente abordada en la literatura científica.

5. Conclusión

Las limitaciones señaladas no han impedido alcanzar los objetivos planteados. A partir de la información recogida en la revisión bibliográfica se ha conseguido cuantificar la peligrosidad la toxicidad de los vertidos de MP y a partir de la integración de la información en un SIG, se ha producido una cartografía de concentraciones de MP.

A partir de la cartografía producida, tanto a nivel nacional como europeo, se han podido comparar las emisiones de MP de España con las de los países de su entorno y profundizar en el conocimiento sobre la distribución espacial de los puntos de emisión y cantidades vertidas de MP.

Por último, con severas limitaciones debido a la inconsistencia de la serie de datos, se ha estudiado la evolución de los vertidos de MP.

Como se ha señalado en la introducción, el grado y tiempo de exposición, así como el tipo de químico, son los factores clave para caracterizar y determinar la peligrosidad de los MP. Podemos afirmar que el mercurio (Hg) es el metal más tóxico y nocivo, seguido del plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr), arsénico (As) y zinc (Zn). Este aspecto es crucial a la hora de determinar qué áreas presentan una mayor peligrosidad según el tipo y cantidad de metal al que se exponen. A su vez, se considera que existe una correlación entre la toxicidad y los umbrales de emisión sobrepasados y, por tanto, la cantidad de MP vertidos por año. Por lo general cuanto menos letal es un MP, su umbral de emisiones es menos restrictivo y mayor es la cantidad que se vierte, y cuanto más letal es un MP, a la inversa.

El análisis espacial muestra *a priori* que, a nivel nacional, España es uno de los países de Europa (miembros de la E-PRTR) cuyo nivel de emisiones de MP es medio-alto. A nivel local, existe un obvio paralelismo entre la distribución espacial de los MP y las áreas de mayor concentración industrial localizadas principalmente en el País Vasco, Cataluña, Valencia y Andalucía.

El análisis temporal determina que existe una tendencia no lineal donde la situación tiende a evolucionar de manera irregular y sin que exista una mejora aparente del fenómeno. A su vez, se aprecia una relación entre la cantidad de emisiones y la situación socioeconómica coincidiendo los periodos con menos emisiones con el inicio y primeros años de la crisis económica (2008) y los periodos con más emisiones con los años de recuperación económica.

Estos resultados constituyen una primera aproximación al análisis cartográfico de los vertidos de MP en España y sientan las bases para futuros desarrollos.

Bibliografía

- Achparaki, M.; Thessalonikeos, E.; Tsoukali, H.; Mastrogianni, O.; Zaggelidou, E.; Chatziniolaou, F.; Vasiliades, N. & Raikos, N. (2012). Heavy metals toxicity. *Aristotle University Medical Journal*, 39(1), 29-34.
- Atta, E. R.; Zakaria, K. M. & Ibrahim, M. S. (2016). Assessment of the Heavy Metals and Natural Radioactivity in Phosphate Mines and Occupational Health Effects at Some Egyptian Regions. *Journal of Environmental Protection*, 07(11), 1657-1669. <https://doi.org/10.4236/jep.2016.711135>.
- Comisión Europea (2006). Guía para la implantación del E-PRTR. *European Environmental Agency*. Recuperado de <https://prtr.eea.europa.eu/#/downloadguidance>.
- Cuihua Chen; Shijun Ni; Chengjiang Zhang & Binbin He (2007). Assessing spatial-temporal variation of heavy metals contamination of sediments using GIS 3D spatial analysis methods in Dexing mines, Jiangxi province, China.

- IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 1650-1653. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2007.4423132>.
- European Parliament y The Council of the European Union (2006). Regulation (EC) No 166/2006 of the European Parliament and of the Council. *Official Journal of the European Union: L. 33/1*. Recuperado de <https://www.eea.europa.eu/policy-documents/regulation-ec-no-166-2006>.
- European Union (2010). EU Directive 2010/75/EY.
- European Commission (2006). The European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR) Regulation (166/2006/EC).
- Ismail, T. N. H. T.; Adon, R.; Diman, S. F. & Wijeyesekera, D. C. (2013). Innovative green technology and products meeting geo-environmental challenges. *Procedia Engineering*, 53, 104-115. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2013.02.016>.
- Jaishankar, M.; Tseten, T.; Anbalagan, N.; Mathew, B. B. & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60-72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>.
- Londoño-Franco, L. F.; Londoño-Muñoz, P. T. & Muñoz-García, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2), 145-153. [https://doi.org/10.18684/BSAA\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/BSAA(14)145-153).
- Moslen, M. & Miebaka, C.A. (2018). Consumption of Shrimps (*Penaeus* sp) and Health Risk Evaluation due to Heavy metal contamination in the upper reaches of the Bonny Estuary, Nigeria. *Perspectives in Ecotoxicology*, editado por Lenin Media Private Limited, Delhi, India Ltd., 104-113.
- Morais, S.; García e Costa, F. & de Lourdes P. M. (2012). Heavy Metals and Human Health. *Environmental Health - Emerging Issues and Practice*, Prof. Jacques Oosthuizen (ed.), InTech. Recuperado de <http://www.intechopen.com/books/environmental-health-emerging-issuesand-practice/heavy-metals-and-human-health>
- Peng, M.; Li, R.; Cui, X.; Ding, W. & Zhao, X. (2011). The preliminary application of WebGIS in assessing environmental impact on human health. *19th International Conference on Geoinformatics*, 1-4. <https://doi.org/10.1109/GeoInformatics.2011.5980742>.
- Sánchez-Díaz, G.; Escobar, F.; Badland, H.; Arias-Merino, G.; de la Paz, M. P. & Alonso-Ferreira, V. (2018). Geographic Analysis of Motor Neuron Disease Mortality and Heavy Metals Released to Rivers in Spain. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(11). <https://doi.org/10.3390/ijerph15112522>.
- Tchounwou, P. B.; Yedjou, C. G.; Patlolla, A. K. & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. *Experientia Supplementum*, 101, 133-164.
- Yu, M.-H. (2005). Biological and health effects of pollutants. *Environmental toxicology*. Recuperado de <https://search.proquest.com/docview/231475732/fulltext/754196BA34884754PQ/1?accountid=14475>.

Implementación del método máquinas de soporte vectorial en bases de datos espaciales para análisis de clasificación supervisada en imágenes de sensores remotos

Implementation of the vector support machines method in spatial databases for supervised classification analysis in remote sensor images

Raúl Alejandro Murillo Castañeda¹

Recibido 7 de agosto de 2020; aceptado 1 de octubre de 2020

Resumen

Este artículo está orientado al desarrollo de una aplicación que implemente el método de clasificación supervisada máquinas de soporte vectorial (MSV) sobre imágenes provenientes de sensores remotos ya sean activos o pasivos que se encuentren almacenadas en una base de datos espacial de tipo relacional que permita contribuir y soportar la clasificación de imágenes, según parámetros de normalidad y anormalidad, donde se consiga además almacenar estos resultados dentro del mismo sistema manejador de bases de datos. Dado que el algoritmo de clasificación supervisada MSV es ampliamente aceptado por la comunidad científica como una de las mejores técnicas de clasificación, ya que permite tener una muy buena exactitud en el diagnóstico de las diferentes coberturas presentes en el suelo, puesto que busca no solo encontrar una disociación entre estas, sino lograr una separación entre los elementos a clasificar, se implementará como técnica de clasificación. La aplicación está diseñada para el usuario final, que permita no sólo obtener un apoyo y sustento al momento de tomar decisiones, sino que facilite la actualización de la base de datos, la inclusión o la eliminación de información de la misma, así como la posibilidad de elegir las características principales que se deban tener en cuenta durante el proceso de clasificación. Esta utilidad es de gran valor, ya que, al trabajar con imágenes de características similares, la posibilidad de

¹ Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia, correo electrónico: raamurillo@correo.udistrital.edu.co. ORCID: 0000-0002-2132-7454

establecer rangos de disociación o pesos a las diferentes coberturas afecta directamente el resultado que se espera obtener. Finalmente se presentará un caso de estudio relacionado con la deforestación de la amazonia colombiana donde se demostrará la utilidad de la aplicación por medio de una clasificación supervisada la cual será comparada con el módulo de clasificación de algunos *softwares* que la implementan en la actualidad.

Palabras clave: *clasificación, base de datos espacial, matriz de confusión, amazonia colombiana, ENVI.*

Abstract

This article is oriented to the development of an application that implements the method of supervised classification of vector support machines (MSV) on images from remote sensors, whether active or passive that are stored in a spatial database. of a relational type that allows contributing and supporting the classification of images, according to normality and abnormality parameters, where it is also possible to store these results within the same database management system. Given that the MSV supervised classification algorithm is widely accepted by the scientific community as one of the best classification techniques, since it allows very good accuracy in diagnosing the different coverings present in the soil, Since it seeks not only to find a dissociation between these, but to achieve a separation between the elements to be classified, it will be implemented as a classification technique. The application is designed for the end user, which allows not only obtaining support and sustenance when making decisions, but also facilitating the updating of the database, the inclusion or deletion of information from it, as well as the possibility of choosing the main characteristics that must be taken into account during the classification process. This utility is of great value, since when working with images with similar characteristics, the possibility of establishing dissociation ranges or weights for the different coverages directly affects the expected result. Finally, a case study related to deforestation in the Colombian Amazon will be presented, where the utility of the application will be demonstrated by means of a supervised classification, which will be compared with the classification module of some software that currently implements it.

Key words: *classification, spatial database, confusion matrix, Colombian Amazon, ENVI.*

1. Introducción

Los resultados obtenidos por los algoritmos de clasificación supervisada de imágenes extraídas de diferentes sensores remotos tienen muchas aplicaciones en el ámbito cartográfico, como por ejemplo aplicaciones medioambientales,

sociales, políticas, entre otras. Estos resultados son los principales elementos que utilizan muchos Sistemas de Información Geográfica (SIG) para ofrecer al usuario la información requerida, este es el caso de los mapas de usos y coberturas del suelo, utilizados para la prevención de desastres naturales, evaluación del impacto en cuanto a los usos de los recursos naturales o el estudio del cambio climático. Con el acelerado crecimiento del volumen de datos obtenidos por imágenes de sensores remotos, se ha configurado como una necesidad almacenar esta información de forma estructurada y fácil de consultar (Jaime, Larín & Garea, 2011), por lo que es de gran importancia almacenar esta información en una base de datos espacial. Las tendencias actuales para el tratamiento de la información geoespacial están enfocadas en el desarrollo de técnicas basadas en la representación y recuperación de estos datos, desde un punto de vista semántico, en este sentido cuando hablamos de información de tipo ráster aún falta mucho para que estos datos almacenados sobre una base de datos espacial se asemejen al nivel de abstracción que se logra con la información vectorial. El hecho de lograr que los análisis se hagan directamente en la base de datos, da una ventaja en ejecución a los procesos analíticos realizados por los sistemas manejadores de bases de datos (Shekhar Sashi, 2003), por lo que es muy importante lograr acercar los análisis de la información espacial en la base de datos a todos los niveles incluyendo la información ráster. Por lo tanto, en este artículo, se implementó una nueva herramienta que mediante la utilización del método de clasificación supervisada basado en MSV, brinde resultados precisos y ajustados, que además estén soportados sobre una plataforma no propietaria. La aplicación desarrollada se fundamentó en el algoritmo de MSV, ya que a partir de diferentes estudios se ha comprobado que genera muy buenos resultados (Argañaraz & Entraigas, 2011; Canales, Zhang & Liu, 2009; Castellon, 2015) además de su facilidad en el manejo de grandes volúmenes de información, puesto que logra altos niveles de confiabilidad en los resultados (Anzola, 2016).

2. Marco Teórico

2.1. Clasificación de imágenes

La clasificación de imágenes es un proceso que consiste en agrupar los píxeles de una imagen en un número finito de clases, basándose en los valores espectrales de las distintas bandas, convirtiendo de este modo la información captada por los sensores como niveles digitales a una escala categórica fácil de interpretar (Mather & Tso, 2009). Los píxeles que pertenezcan a la misma clase deberán tener unas características espectrales similares (Schowengerdt, 1985). Los algoritmos de clasificación de imágenes son una de las técnicas más importantes utilizadas en el ámbito de la teledetección, ya que facilitan la interpretación de una gran cantidad de información contenida en sus bandas. El objetivo de los algoritmos de clasificación de imágenes consiste en dividir los

pixeles de la imagen en distintas clases, llamadas clases espectrales, teniendo en cuenta la similitud existente entre dichos pixeles. La clasificación de una imagen es una tarea que se realiza con el propósito de convertir datos cuantitativos (generalmente los niveles digitales de los píxeles en cada banda espectral) en datos cualitativos (temas o clases que son importantes en un dominio específico del conocimiento) (Richards & Jia, 1999). La motivación principal de una clasificación es la de representar un fenómeno que ocurre sobre la superficie terrestre a partir de la generalización y agrupación de datos obtenidos mediante sensores remotos (Jensen, 2005). Una buena clasificación debe representar de manera exacta la realidad a partir de las características pictórico-morfológicas presentes en las imágenes (ASPRS, 1997).

2.2. Máquinas de Soporte Vectorial (MSV)

Las MSV son un conjunto de algoritmos de aprendizaje supervisado desarrollados por (Vapnik & Cortés, 1995) y su equipo AT&T, que han surgido como métodos relacionados con problemas de clasificación y regresión. Su buen desempeño ha llevado a su uso en una gran variedad de problemas. Algunos investigadores (Fletcher, Hussain & Shawe-Taylor, 2010; Huang, Nakamori & Wang, 2005; Argañaraz & Entraigas, 2011; Mountrakis, Im & Ogole, 2011; Espinosa, Sánchez & Castilla, 2014), han utilizado MSV para solucionar problemas de clasificación y regresión relacionados a la predicción de series de tiempo y clasificación de imágenes, mostrando tener muy buenos resultados en comparación a otras metodologías tradicionales como modelos econométricos, redes neuronales, entre otras. La construcción de las MSV se basa en la idea de transformar o proyectar un conjunto de datos pertenecientes a una dimensión n dada, hacia un espacio de dimensión superior aplicando una función kernel – Kernel Trick (Alpaydin, 2010) para que a partir del nuevo espacio creado, se operen los datos como si se tratase de un problema de tipo lineal, resolviendo el problema sin considerar la dimensionalidad de los datos (Alpaydin, 2010). La idea detrás de las MSV es que, a partir de unos inputs de entrada al modelo, se etiquetan las clases y se entrena la máquina construyendo un modelo que sea capaz de predecir la clase de los nuevos datos que se introduzcan al modelo.

2.2.1. Funciones de decisión dentro de las MSV

Se considera el problema de clasificación de un pixel cuyas características están dadas por el vector X tal que $X = (X_1, \dots, X_P)^T$ pertenece a una de dos clases posibles. Ahora se supone que se tienen las funciones $F_1(x)$ y $F_2(x)$ que definen las clases 1 y 2 y se clasifica al pixel X dentro de la clase 1 si:

$$F_1(x) > 0, F_2(x) < 0,$$

O clasificamos al pixel X dentro de la clase 2 si:

$$F_1(x) < 0, F_2(x) > 0,$$

Estas funciones se denominan funciones de decisión. Al proceso de encontrar las funciones de decisión a partir de pares de entrada-salida es llamado entrenamiento. Los métodos convencionales de entrenamiento determinan las funciones de decisión de tal forma que cada par entrada-salida sea correctamente clasificado dentro de la clase a la que pertenece. La Figura 1 muestra un ejemplo que asume a los cuadros como la clase 1 y los círculos como la clase 2, resulta claro que los datos de entrenamiento no se interceptan en ningún momento y es posible trazar una línea separando los datos de manera perfecta (Canales *et al.*, 2009):

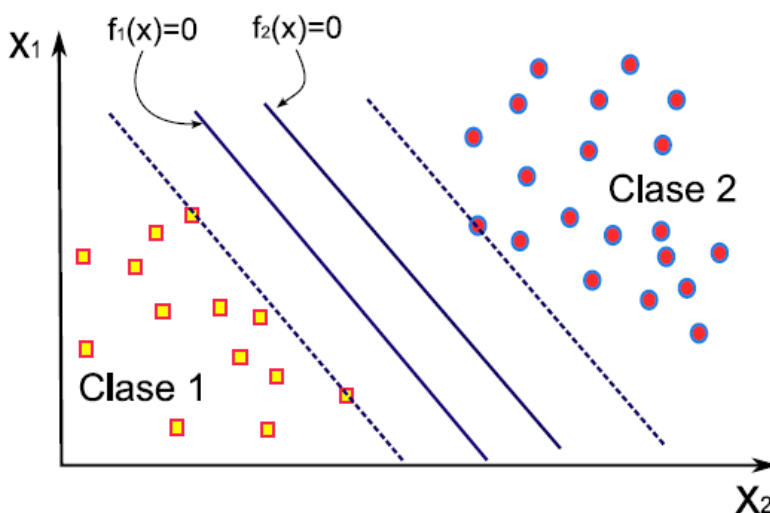


Figura 1. Funciones de decisión.
Fuente: Canales *et al.*, 2009.

2.2.2. Indicadores de calidad de los clasificadores

Un tema importante es la evaluación de fiabilidad de los procedimientos empleados y su calidad en los resultados finales. La calidad final de un método de clasificación o de combinación de clasificadores, se puede extraer a partir de un coeficiente de precisión, de forma que se otorga mayor confianza a aquel clasificador que haya demostrado mayor acierto. Este es el caso de la matriz de confusión de la cual se derivan distintos índices de calidad (Borrás *et al.*, 2017). La matriz de confusión, consta de una tabla de doble entrada, que confronta los valores reales o verdad de terreno con los resultados de la clasificación. La diagonal de la matriz muestra la cantidad de píxeles reales y

la clasificación que coincide por categoría, mientras que los restantes, vienen a mostrar aquellos que se confunden con otras categorías. Es decir, en sentido vertical se representa el porcentaje de píxeles reales que se confundieron en la verdad de terreno, y en sentido horizontal el porcentaje de píxeles después de la clasificación que se han confundido (Borrás *et al.*, 2017). El índice Kappa propuesto por (Cohen, 1960) se usa para evaluar la concordancia de métodos cuyo resultado es categórico, con dos o más clases. Este índice representa la proporción de acuerdos observados respecto del máximo acuerdo posible más allá del azar. En la interpretación del índice Kappa hay que tener en cuenta que el índice depende del acuerdo observado, pero también de la prevalencia del carácter estudiado y de la simetría de los totales marginales (Abraira, 2001). En este sentido Cohen propuso el denominado índice kappa (K), que definió como (Cohen, 1960):

$$K = \frac{p_o - p_e}{1 - p_e} \quad (1)$$

Siendo p_o la proporción de acuerdos observados y p_e la proporción de acuerdos esperados en la hipótesis de independencia entre los observadores, es decir, de acuerdos por azar. Finalmente, Landis y Koch (1977) propusieron, la escala de valoración del índice Kappa que se describe en la Tabla 1.

Tabla 1. Valoración de índice Kappa

<i>Kappa</i>	<i>Grado de acuerdo</i>
< 0,00	Sin acuerdo
0,00-0,20	Insignificante
0,21-0,40	Mediano
0,41-0,60	Moderado
0,61-0,80	Sustancial
0,81-1,00	Casi perfecto

3. Metodología

A continuación, se menciona la metodología utilizada para la elaboración de la aplicación la cual se describe en la Figura 2.

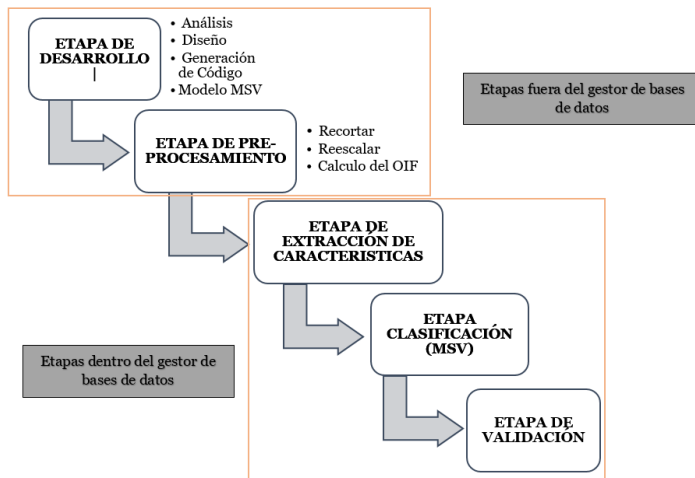


Figura 2. Metodología propuesta.

3.1. Desarrollo

Esta sección se centra en la arquitectura de la herramienta, está formada por una combinación de componentes relacionados con el ámbito de la teledetección y componentes relacionados con el modelo matemático de máquinas de soporte vectorial. La Figura 3, muestra la arquitectura principal del algoritmo.

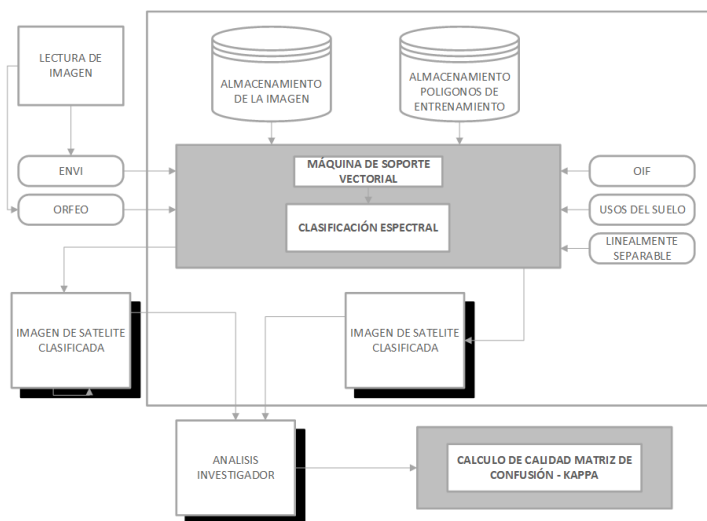


Figura 3. Arquitectura del algoritmo desarrollo.

El algoritmo MSV tiene varios componentes de entrada y un solo componente de salida: la imagen clasificada. Para la aplicación desarrollada se tienen dos entradas: la aplicación de lectura de la imagen y la aplicación de lectura del conjunto de muestras (Polígonos de entrenamiento) los cuales fueron seleccionados, tomando de la propia imagen de satélite, varias muestras de las diferentes clases, dichas muestras están formadas por pixeles representativos que componen el denominado conjunto de entrenamiento (o firmas), sobre el que posteriormente se basó el proceso de clasificación. Este algoritmo por ser de tipo supervisado compara cada pixel de la imagen con las firmas elegidas y, a continuación, cada pixel es etiquetado en la clase a la que más se asemeja espectralmente a partir de los pixeles que pertenecen a las clases elegidas para el proceso de clasificación.

3.2. Preprocesamiento

Esta sección se centra en la recolección, obtención y procesamiento digital de las imágenes a trabajar. La Figura 4 muestra la arquitectura principal de la etapa de preprocesamiento.

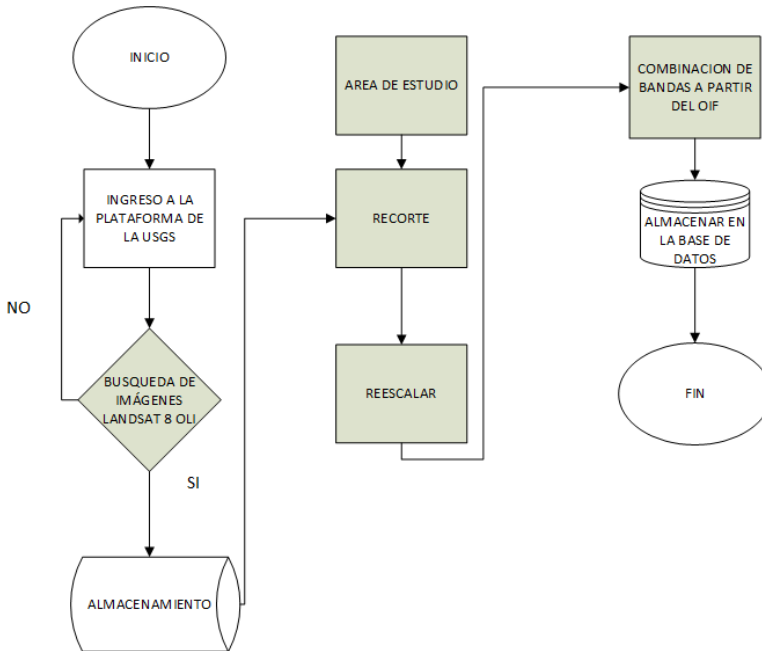


Figura 4. Preprocesamiento.

El preprocesamiento consiste en dejar la imagen con el menor porcentaje de ruido posible a partir de correcciones radiométricas y geométricas, para aumentar las posibilidades de éxito en las siguientes fases. Dentro de este proceso se definieron las siguientes etapas:

- Recorte: en esta sección se toma una porción de la escena, la cual contendrá la zona de estudio y permitirá reducir los costos de procesamiento, ya que se reducirán el número de filas y columnas de la imagen y por ende los procesos serán más rápidos. El tamaño de la imagen seleccionada es de 2048 x 2048 píxeles (un total de 4.194.304 píxeles).
- Reescalar: se procesa la imagen para dejarla en un formato estándar de 8 bits para adaptar la resolución radiométrica de la imagen a la capacidad de visualización del monitor. Cada sensor codifica la reflectancia en un número de determinados niveles digitales. Ese rango digital puede no corresponder con el número de niveles de visualización que facilita la consola gráfica, por lo que resulta preciso ajustar estos parámetros, ya que al trabajar con una paleta de colores entre 0-255 niveles de color se ajustan estos niveles y además se ocupa menos espacio en la memoria del ordenador, por lo que se acelera el procesamiento de la misma.
- Combinación de imágenes: permite visualizar, simultáneamente imágenes sobre diferentes partes del espectro, lo que facilita una identificación visual más precisa de algunas coberturas que ayudan a realizar una mejor clasificación. La elección de las bandas para realizar la combinación y el orden de los colores dependen del sensor elegido y la naturaleza del trabajo a realizar, para el caso de esta investigación por tratarse de un sensor Landsat 8 OLI dotado de 11 bandas de las cuales se dispuso de 7 (azul, verde, rojo, Infrarrojo cercano, dos infrarrojos lejanos y la pancromática), se tiene la posibilidad de realizar combinaciones en un amplio rango de composiciones de color. El método que permitió seleccionar la combinación de bandas que contiene la mayor cantidad de información con la menor cantidad de redundancia entre las 35 posibles combinaciones (7 tomas de 3, sin repeticiones) se denomina Índice de Factor Optimo OIF por sus siglas en inglés. El mayor valor de OIF corresponde a la combinación de bandas con menor correlación entre ellas y con mayor desviación estándar para cada banda, indicando la mayor posibilidad de discriminación de coberturas estudiadas. Según el resultado obtenido la mejor combinación de bandas corresponde a la combinación RGB-356 de OLI, correspondiente al Verde, Infrarrojo cercano, y SWIR 1.

3.3. Almacenamiento en la base de datos

En esta etapa se definen los parámetros para realizar el almacenamiento de las imágenes en la base de datos espacial que se utilizó posteriormente para realizar la clasificación supervisada de las imágenes. La extensión para el almacenamiento de imágenes para el gestor de base de datos PostgreSQL se

denomina PostGIS la cual permite convertir datos ráster que estén en formatos soportados por GDAL (por su sigla en inglés, *Geospatial Data Abstraction Library*) en un archivo SQL (por su sigla en inglés, *Structure Query Language*), que posteriormente puede ser ejecutado desde el motor de base de datos.

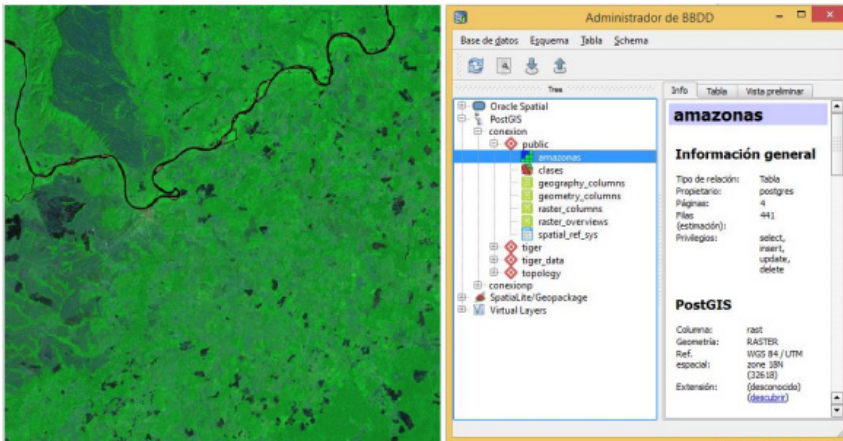


Figura 5. Imagen cargada en Qgis almacenada desde la base de datos Postgis.

3.4. Extracción de características

Para la extracción de características se analizó la imagen según la combinación de bandas elegida, teniendo en cuenta que es necesario realizar un estudio de las variables ecológicas de vegetación más relevantes dentro de la zona de estudio, esto con el fin de poder establecer de manera más precisa las clases que se deben tener en cuenta dentro del algoritmo y comenzar a realizar una separación de píxeles según las características identificadas. La Tabla 2 muestra las principales características encontradas en la imagen de satélite.

Una vez establecidas las clases, se definió una sentencia SQL dentro de la base de datos que permitió ejecutar una función de análisis espacial denominada intersección entre los polígonos de entrenamiento almacenados y los píxeles de la imagen. De esta manera se establecieron las zonas consideradas como verdad absoluta de terreno y se asociaron los niveles digitales correspondientes a cada una de las clases definidas anteriormente. Esta sentencia SQL recorre pixel a pixel la imagen y genera un recorte de la misma solo con aquellos registros de píxeles que se encuentran dentro de algún polígono de entrenamiento, cumpliendo con la particularidad de seleccionar los píxeles si y solo si el centroide de este, se encuentra dentro del polígono, esto es muy importante ya que gracias a esta particularidad se estableció una condición de frontera que permite eliminar ruido en la muestra.

Tabla 2. Características principales presentes en la imagen satelital

<i>Clase</i>	<i>Nombre clase</i>
C1	Cuerpos de agua
C2	Deforestación (Bosque fragmentado)
C3	Bosque natural
C4	Casco urbano
C5	Caño Cristales
C6	Suelo desnudo
C7	Vías

3.5. Clasificación MSV

Esta investigación propone una aplicación que implemente el algoritmo de clasificación de imágenes supervisado MSV. El algoritmo se ejecutó directamente sobre una base de datos espacial dentro del gestor PostgreSQL, aprovechando las propiedades ráster definidas en la extensión PostGIS sobre las imágenes, con el propósito de ejecutar un proceso de clasificación supervisado espectral. Esta etapa corresponde a la aplicación del algoritmo planteado en la etapa de desarrollo sobre una imagen satelital Landsat 8 OLI para una zona piloto en el municipio de la Macarena Meta perteneciente a la amazonia colombiana, donde se analizó el comportamiento del algoritmo comparándolo con los paquetes de procesamiento digital de imágenes ENVI para el caso de uso de software comercial y ORFEO para el caso de software libre, y se establecieron las ventajas y desventajas de cada uno de los algoritmos, además se comparó a través de cada matriz de confusión y coeficiente Kappa el rendimiento de cada clasificador para concluir según los resultados obtenidos.

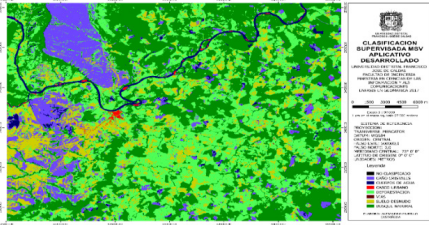
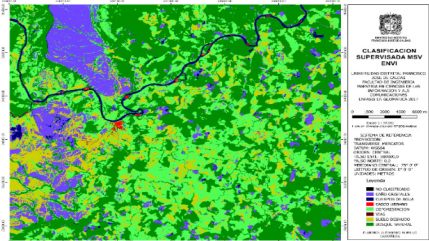
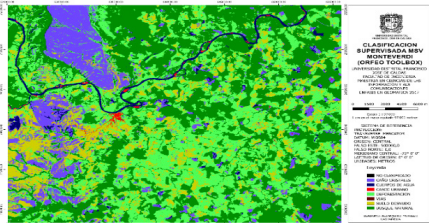
3.6. Etapa de validación de la clasificación de imágenes

Para la validación de la clasificación existen dos posibilidades, evaluar una estimación teórica del error en función de las características del algoritmo de clasificación o analizar una serie de áreas test obtenidas del mismo modo que las áreas de entrenamiento. Para la presente investigación se ha implementado el segundo modo de proceder ya que permite obtener una estimación más realista de los errores mientras la muestra de píxeles para la estimación del error sea lo suficientemente grande y representativa. Para la evaluación de los errores se utilizó una matriz de confusión de clases ya que, con este tipo de análisis, se obtuvo, no sólo una caracterización del error cometido, sino también una medida sobre la adecuación de la clasificación considerada a la realidad y de los parámetros utilizados para caracterizarlas.

4. Resultados

El objetivo principal de esta investigación, fue comprobar el funcionamiento de la aplicación, ejecutada desde un gestor de bases de datos espacial respecto a otros softwares que implementan la clasificación supervisada de imágenes por el método MSV tradicional. La comparativa de la extensión desarrollada con otros softwares de clasificación se ha llevado a cabo sobre una imagen de satélite Landsat 8 OLI, dentro de la cual se seleccionó la mejor combinación de bandas 356 a partir del OIF, con una resolución espacial de 30 x 30m. La región de estudio elegida fue el municipio de La Macarena, perteneciente al departamento del Meta, el cual es limítrofe con la Amazonia Colombiana por el norte. El caso de estudio planteado dentro de esta investigación corresponde al análisis de la deforestación en esta región. A continuación, se presenta una tabla donde se aprecia comparativamente los resultados obtenidos con los diferentes softwares, aplicando la clasificación supervisada MSV sobre la misma imagen.

Tabla 3. Comparación de resultados al aplicar MSV sobre la misma imagen

<i>Resultado de la clasificación MSV</i>	<i>Software utilizado</i>
	<p>Aplicativo desarrollado con Python, PostgreSQL y Post-GIS</p>
	<p>Environment of Visualizing Images (ENVI)</p>
	<p>Software libre MONTEVERDI y su extensión ORFEO Toolbox</p>

Según la Tabla 3, las tres clasificaciones han tenido un resultado satisfactorio. Cada una de las clases fueron bien definidas y se logra ver claramente la disociación entre las mismas. Sin embargo, algunas clases como “cuerpos de agua (azul)” y “casco urbano (rojo)” mostraron un poco de confusión, ya que algunos pixeles presentan características similares entre las dos coberturas, para el caso de ENVI y ORFEO esta confusión de pixeles es un poco más notoria que en la imagen obtenida a partir del algoritmo desarrollado. Respecto al análisis de la deforestación las tres clasificaciones son muy concluyentes al mostrar el avance indiscriminado de la exterminación de bosque en la zona.

4.1. Matriz de confusión del aplicativo desarrollado

Ahora comprobaremos los resultados obtenidos a través de la matriz de confusión y su respectivo coeficiente Kappa para el aplicativo desarrollado durante este trabajo de investigación (Tabla 4), como también para el software ENVI (Tabla 5), y Monteverdi ORFEO (Tabla 6).

Según las Tablas 4, 5 y 6, y la escala de valoración propuesta por Landis y Koch podemos decir que las tres clasificaciones superan el índice kappa del 80% y se pueden considerar como clasificaciones “casi perfectas”. Sin embargo, el clasificador desarrollado en esta investigación fue el que mejor eficiencia presento, ya que obtuvo el índice Kappa más alto entre las tres clasificaciones propuestas, esto se ve reflejado tanto en la imagen como en su matriz de confusión, logrando de esta manera realizar una clasificación con un alto índice de exactitud temática. En consecuencia, el aplicativo desarrollado optimiza la funcionalidad general de cualquier clasificación que se realice, y cuyo funcionamiento se base en la identificación adecuada de los pixeles de las imágenes en sus clases correspondientes.

Tabla 4. Matriz de confusión clasificación supervisada MSV utilizando el aplicativo desarrollado

		Validación							Total	Comisión	EU(%)	RP(%)
		Caño Cristales	Cuerpos de Agua	Casco Urbano	Deforestación	Vías	Suelo Desnudo	Bosque Natural				
PREDICCIÓN	Caño Cristales	3.120	-	-	24	-	58	-	3.202	82	98%	2%
	Cuerpos de Agua	-	2.001	-	-	-	-	-	2.001	-	100%	0%
	Casco Urbano	-	-	239	-	-	2	-	241	2	99%	1%
	Deforestación	140	1	88	5.585	4	2.285	985	9.088	3.503	72%	28%
	Vías	5	-	12	54	107	430	-	608	501	55%	45%
	Suelo Desnudo	8	-	-	8	-	2.727	-	2.743	16	99%	1%
	Bosque Natural	-	-	-	-	-	-	13.607	13.607	-	100%	0%
	Total	3.273	2.002	339	5.671	111	5.502	14.592	31.490			
Omisiones	153	1	100	86	4	2.775	985					
RP(%)	4,47%	0,05%	22,78%	1,49%	3,48%	33,53%	6,32%					
EP(%)	96%	100%	77%	99%	97%	66%	94%					

Indices Globales: Porcentaje de Acuerdo: 86,96% Coeficiente Kappa: 0,8184

Tabla 5. Matriz de confusión clasificación supervisada MSV utilizando el *software* ENVI

	Validación							Total	Comisión	EU(%)	RP(%)	
	Caño Cristales	Cuerpos de Agua	Casco Urbano	Deforestación	Vías	Suelo Desnudo	Bosque Natural					
PREDICCIÓN	Caño Cristales	3.153	-	-	133	8	8	3.302	149	96%	4%	
	Cuerpos de Agua	-	2.027	-	-	-	-	2.027	-	100%	0%	
	Casco Urbano	-	-	234	-	26	-	260	26	91%	9%	
	Deforestación	4	-	2	5.585	56	5	5.652	67	99%	1%	
	Vías	-	-	4	-	72	-	76	4	95%	5%	
	Suelo Desnudo	83	-	60	2.375	391	2.778	5.687	2.909	66%	34%	
	Bosque Natural	-	-	-	982	-	-	13.605	14.587	982	94%	6%
	Total	3.240	2.027	300	9.075	553	2.791	13.605	31.591			
	Omisiones	87	-	66	3.490	481	13	-				
	RP(%)	2,61%	0,00%	18,03%	27,78%	46,52%	0,46%	0,00%				
EP(%)	97%	100%	82%	72%	53%	100%	100%					

Índices Globales: Porcentaje de Acuerdo: 86,90% Coeficiente Kappa: 0,8178

Tabla 6. Matriz de confusión clasificación supervisada MSV utilizando el *software* MONTEVERDI (ORFEO)

	Validación							Total	Comisión	EU(%)	RP(%)	
	Caño Cristales	Cuerpos de Agua	Casco Urbano	Deforestación	Vías	Suelo Desnudo	Bosque Natural					
PREDICCIÓN	Caño Cristales	3.114	-	-	30	-	58	3.202	88	97%	3%	
	Cuerpos de Agua	-	2.001	-	-	-	-	2.001	-	100%	0%	
	Casco Urbano	-	-	239	-	-	2	241	2	99%	1%	
	Deforestación	132	-	88	5.601	4	2.278	985	9.088	3.487	72%	28%
	Vías	5	-	107	50	12	434	608	596	50%	50%	
	Suelo Desnudo	8	-	-	8	-	2.727	-	2.743	16	99%	1%
	Bosque Natural	-	-	-	-	-	-	13.607	13.607	-	100%	0%
	Total	3.259	2.001	434	5.689	16	5.499	14.592	31.490			
	Omisiones	145	-	195	88	4	2.772	985				
	RP(%)	4,26%	0,00%	31,00%	1,52%	20,00%	33,51%	6,32%				
EP(%)	96%	100%	69%	98%	80%	66%	94%					

Índices Globales: Porcentaje de Acuerdo: 86,69% Coeficiente Kappa: 0,8146

5. Conclusiones

En la actualidad no se encontró evidencia de investigaciones relacionados con la implementación de técnicas de procesamiento de imágenes almacenadas en una base de datos espacial. Durante el desarrollo de este trabajo de investigación, se ha implementado un algoritmo de clasificación de imágenes basado en MSV el cual logro alcanzar su objetivo principal de generar una clasificación supervisada de imágenes de usos y coberturas del suelo con altos estándares

de exactitud temática procesando esta información desde una base de datos espacial. La aplicación utilizó el lenguaje SQL para implementar consultas estructuradas de análisis espacial convencional a favor de mejorar la selección de píxeles al momento de interceptarlos con las clases de entrenamiento y de esta manera se definió que es más provechoso para el algoritmo utilizar una agrupación de píxeles si y solo si contienen al centroide del mismo, ya que de esta manera las probabilidades de asociar de manera correcta cada píxel a un hiperplano según la clase de entrenamiento se aumentan, generando unos mejores resultados de clasificación. Los resultados obtenidos por parte del aplicativo han sido muy satisfactorios desde varios puntos de vista, ya que el algoritmo de MSV ha sido una técnica que proporciona muy buenos resultados dentro del proceso de clasificación de imágenes de satélite. En primer lugar, en relación a la comparación con un *software* comercial como ENVI, el algoritmo ha conseguido una tasa de acierto de píxeles bien clasificados superior, lo cual permite inferir el buen funcionamiento del aplicativo y el cumplimiento frente a la calidad de la clasificación en comparación con los estándares de calidad presentes en un *software* de uso comercial. En segundo lugar, al compararlo con la clasificación obtenida por medio del *software* libre Monteverdi y su extensión ráster OrfeoToolbox se puede ver que la tasa de asertividad del aplicativo también es mejor, lo cual genera una evidencia de la competitividad del aplicativo desarrollado frente a herramientas *Open Source*. Una de las ventajas de implementar directamente este tipo de clasificaciones en una base de datos espacial, es que normalmente los sistemas de bases de datos relacionales son fuertes en el manejo de información vectorial, pero ahora pueden contar con análisis de información raster y combinarlos con los análisis de información vectorial, uniendo estos dos formatos de representación y pudiendo sacar las mejores ventajas de cada uno al combinarlos.

Bibliografía

- Abraira, V. (2001). El índice kappa. *Medicina de Familia. SEMERGEN*, 5(27), 247-249. [https://doi.org/10.1016/S1138-3593\(01\)73955-X](https://doi.org/10.1016/S1138-3593(01)73955-X)
- Alpaydin, E. (2010). *Introduction to machine learning* (2nd ed.). Cambridge, Mass: MIT Press.
- Anzola, N. S. (2016). Máquinas de soporte vectorial y redes neuronales artificiales en la predicción del movimiento USD/COP spot intradiario. *ODEON*, (9), 113-172. <https://doi.org/10.18601/17941113.n9.04>
- Argañaraz, J. P. & Entraigas, I. (2011). Análisis comparativo entre las máquinas de vectores soporte y el clasificador de máxima probabilidad para la discriminación de cubiertas del suelo. *Revista de Teledetección*, 36, 26-39. Recuperado de <http://www.aet.org.es/?q=revista36-5>
- ASPRS (1997). *Manual of Photographic Interpretation*. Bethesda, USA: American Society for Photogrammetry and Remote Sensing.
- Borràs, J.; Delegido, J.; Pezzola, A.; Pereira, M.; Morassi, G. & Camps-Valls, G. (2017). Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes Sentinel-2. *Revista de Teledetección*, 48, 55-66. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133>

- Canales, J. C.; Zhang, X. L. & Liu, W. Y. (2009). *Clasificación de grandes conjuntos de datos vía Máquinas de Vectores Soporte y aplicaciones en sistemas biológicos*. Instituto Politécnico Nacional, México.
- Castellon, J. (2015). Análisis comparativo entre ENVI y Orfeo Toolbox SVM. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1991.1844>
- Cohen, J. (1960). A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37-46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>
- Espinosa, A. T.; Sánchez, J. C. M. & Castilla, J. S. R. (2014). Identificar cobertura vegetal de suelo clasificando píxeles en imágenes hiperespectrales con SVM (máquina de soporte vectorial). Recuperado de <http://repositorio.uigv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.11818/683/COMTEL-2014-196-202.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Fletcher, T.; Hussain, Z., & Shawe-Taylor, J. (2010). *Multiple Kernel Learning on the Limit Order Book*, JMLR: Workshop and Conference Proceedings 11, 167-174. Recuperado de <http://proceedings.mlr.press/v11/fletcher10a/fletcher10a.pdf>
- Huang, W., Nakamori, Y., & Wang, S.-Y. (2005). Forecasting stock market movement direction with support vector machine. *Computers & Operations Research*, 32(10), 2513-2522. <https://doi.org/10.1016/j.cor.2004.03.016>
- Jaime, E., Larín, R., & Garea, E. (2011). Hacia métodos de análisis de datos espaciales raster en el nivel semántico. *Computación y Sistemas*, 15(1), 91-106. Recuperado de <https://www.cys.cic.ipn.mx/ojs/index.php/CyS/article/view/1296/1388>
- Jensen, J. R. (2005). *Introductory Digital Image Processing – A Remote Sensing Perspective (3a ed.)*. New Jersey, USA: Prentice Hall.
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159-174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Mather P., Tso B. (2009). *Classification methods for remotely sensed data (2 Edition)* CRC Press.
- Mountrakis, G., Im, J., & Ogole, C. (2011). Support vector machines in remote sensing: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66(3), 247-259. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2010.11.001>
- Richards, J. A. & Jia X. (1999). *Remote Sensing Digital Image Analysis*. Springer-Verl.
- Schowengerdt R. A. (1985). *Techniques for image processing and classification in remote sensing*. Academic Press.
- Shekhar Sashi, C. S. (2003). *Spatial Databases: A Tour, (Vol. 1)*. Minnesota.

Dinámica espacio-temporal de uso, cambio de uso y cobertura de suelo en la región centro de la Sierra Madre Oriental: implicaciones para una estrategia REDD+ (Reducción de Emisiones por la Deforestación y Degradación)

Spatio-temporal dynamics of use, change of use and land cover in the central region of the Sierra Madre Oriental: Implications for a REDD+ strategy (Reduction of emissions from deforestation and degradation)

Edgar G. Leija¹

Numa P. Pavón²

Arturo Sánchez-González³

Rodrigo Rodríguez-Laguna⁴

Gregorio Ángeles-Pérez⁵

Recibido 30 de agosto de 2020; aceptado 7 de octubre de 2020

Resumen

En México, la deforestación de los bosques y selvas han colocado a una gran variedad de especies de flora y fauna en peligro de extinción. Este impacto,

¹ Universidad Nacional Autónoma de México, México, correo electrónico: eleija@ciga.unam.mx.
ORCID: 0000-0003-3142-0924

² Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México, correo electrónico: npavon@uaeh.edu.mx.
ORCID: 0000-0003-0666-5268

³ Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México, correo electrónico: arturosg@uaeh.edu.mx.
ORCID: 0000-0002-3190-8789

⁴ Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México, correo electrónico: rlaguna@uaeh.edu.mx.
ORCID: 0000-0002-1014-8784

⁵ Colegio de Postgraduados, México, correo electrónico: gangeles@colpos.mx.
ORCID: 0000-0002-9550-2825

Nota: Este artículo se genera a partir del trabajo de la tesis doctoral de Edgar Gregorio Leija Loredo, merecedor de una mención en la Convocatoria Premio "Pedro Vicente Maldonado" a la mejor tesis de doctorado en las áreas de Cartografía, Geodesia o Información Geográfica, edición 2020, de la Comisión de Cartografía del Instituto Panamericano de Geografía e Historia. Las figuras y cuadros que se presentan fueron previamente publicadas en dos artículos incluidos en la tesis por lo que se mencionan las respectivas citas.

genera grandes emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera. En el presente trabajo analizó la dinámica de cambio en la cobertura y uso de suelo en la región centro de la Sierra Madre Oriental, particularmente en la región Huasteca. Se interpretaron y clasificaron tres imágenes de satélite Landsat (1986, 1990 y 2000) y una imagen de satélite Spot 2015. Se calcularon las tasas de deforestación a través del método propuesto por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (por sus siglas en inglés —FAO). Se elaboraron los escenarios a futuro con el Software DINAMICA EGO, para conocer las tendencias de cambio de las coberturas y usos del suelo al 2030 y 2050. Se estimó el potencial de carbono en dos fragmentos de bosque mesófilo en los municipios de Tlanchinol y San Bartolo, a través del método NDVI y con base al INFYS de la CONAFOR para la implementación de una estrategia futura de REDD+. Los resultados muestran que para la región Huasteca, las tasas de deforestación anual oscilan entre el 0.7% y 4.5% y para los fragmentos de bosque mesófilo entre el 1.3% y 1.5%, mismas que son transformadas para áreas agropecuarias. La cantidad de carbono estimada para ambos fragmentos de bosque fue de 13 539.84 toneladas por hectárea para el municipio de Tlanchinol y 4 363.02 toneladas de carbono por hectárea para el municipio de San Bartolo. Por ello, REDD+ permitiría frenar el avance de la deforestación en la Huasteca y de los fragmentos de BMM en la región centro de la Sierra Madre Oriental. Sin embargo, es necesario involucrar estudios como el de este trabajo para la construcción de una estrategia futura orientada a un manejo integral del territorio de manera sustentable.

Palabras clave: cambio en el uso del suelo, REDD+, bosque mesófilo de montaña, DINAMICA EGO, modelos espaciales.

Abstra ct

In Mexico, deforestation of forests have placed a wide variety of species of flora and fauna in danger of extinction. This impact generates large emissions of greenhouse gases into the atmosphere. This work analyzed the dynamics of change in coverage and land use in the central region of the Sierra Madre Oriental, particularly in the Huasteca region. Three Landsat satellite images (1986, 1990 and 2000) and one Spot 2015 satellite image were interpreted and classified. Deforestation rates will be calculated using the method proposed by (Food and Agriculture Organization —FAO). Future scenarios were developed with the DINAMICA EGO Software, to know the trends of change in land cover and uses up to 2030 and 2050. The carbon potential is estimated in two fragments of tropical mountain cloud forest (TMCF) in the municipalities of Tlanchinol and San Bartolo through the NDVI method and based on INFYS from CONAFOR for the implementation of a future REDD+ strategy. The results indicated for the Huasteca region, the annual deforestation rates range between 0.7% and 4.5% and for the tropical mountain cloud forest

fragments between 1.3% and 1.5%, which are transformed for agricultural areas. The estimated amount of carbon for both fragments of bosque was 13 539.84 tons per hectare for the municipality of Tlanchinol and 4 363.02 tons of carbon per hectare for the municipality of San Bartolo. For this reason, REDD+ would slow down the advance of deforestation in Huasteca and the fragments TMCF in the central region of the Sierra Madre Oriental. However, it is necessary to involve studies such as that of this work for the construction of a future strategy aimed at a comprehensive management of the territory in a sustainable way.

Key words: change in land use, REDD+, tropical mountain cloud forest, DINAMICA EGO, spatial models.

1. Introducción

El bosque tropical ha disminuido su superficie de manera dramática en los últimos cien años. En actualidad las extensiones de bosque tropicales primarias ocurren en fragmentos aislados en zonas frecuentemente inaccesibles para las actividades humanas. Mientras que la mayor parte de los fragmentos corresponden a bosque tropicales secundarias que están rodeadas de pastizales inducidos y tierras agrícolas. A nivel global, el área cubierta por bosque tropical varía, de acuerdo a las imágenes de satélite utilizadas y métodos empleados, con un promedio de 1 457.3 x 106 ha (Wright, 2005). América es el continente con mayor porcentaje de bosque tropical total con 58.1. Sin embargo, en general ha tenido la mayor pérdida de bosques (FRA, 2015) y en particular para las bosque tropical tiene las tasas de deforestación más altas con un promedio de 2.56% (Wright, 2005; Kim *et al.*, 2015).

Los procesos de deforestación de bosques tropicales han afectado los servicios ecosistémicos, tales como, la regulación del clima, el almacenamiento de carbono y la disponibilidad de agua (Foley *et al.*, 2005). Además, el cambio de uso de suelo es la principal causante de extinciones locales de especies (Foley *et al.*, 2005). Estos procesos han sido impulsados por la combinación de factores sociales, económicos y políticos (Lambin *et al.*, 2001; Bonilla-Moheno *et al.*, 2012). La expansión de la frontera agrícola y ganadera (Lambin *et al.*, 2001; Munsu *et al.*, 2010; Leija y Pavón, 2017; Leija *et al.*, 2020) es la principal causante de deforestación como producto de un aumento en la presión en la producción de recursos, los mercados, la globalización y la pérdida de capacidades y actitudes locales (Lambin *et al.*, 2001).

La pérdida de cobertura forestal debido al cambio de uso de suelo ha contribuido significativamente en la emisión de CO₂ a la atmosfera. Considerando la incertidumbre en las estimaciones se considera que entre 2000-2005 las regiones tropicales contribuyeron entre el 7 y 14% de las emisiones

antropogénicas totales globales, y en particular en Latinoamérica se generó 54% de las emisiones por deforestación (Harris *et al.*, 2012). Sin embargo, esta región de acuerdo con FAO (2010), tiene la cuarta parte de los bosques del mundo (23.5%) y mantiene en biomasa forestal 34.6% total mundial de carbono. En el marco de política climática internacional, la estrategia REDD+ implica la reducción de emisiones pero a su vez la oportunidad de generar mejores estimaciones de carbono en bosques para establecer líneas base con información desagregada que establezcan normas y procedimientos adecuados a las condiciones de cada país (Corbera *et al.*, 2010; Corbera & Schroeder, 2011).

México aún mantiene grandes extensiones forestales tropicales que están en riesgo por el cambio de uso del suelo. En particular el bosque mesófilo de montaña (BMM), representa un ecosistema que mantiene una alta biodiversidad y genera servicios ecosistémicos (reservorios de carbono y producción hídrica), que sin embargo están en peligro de desaparecer por su reducida extensión y el alto impacto de las actividades humanas (Hamilton, 2012). En México el BMM se distribuye en regiones donde habitan comunidades altamente marginadas y con bajo índice de calidad de vida que ejercen una fuerte presión sobre los ecosistemas. La estrategia REDD+ sería un incentivo para mejorar los ingresos económicos de los indígenas poseedores de la tierra y de esta manera reducir en parte la deforestación forestal. El avance de la REDD+ en México implica considerar áreas propicias para su establecimiento a partir de análisis de factibilidad que incluyan en principio estimaciones de cambio de uso de suelo por deforestación y las estimaciones de emisiones de carbono; aunada la biodiversidad asociada a los bosques. Gran parte de la distribución del BMM en México ocurre en la Sierra Madre Oriental (CONABIO, 2010) donde aún no se han propuesto sitios plausibles para ser considerados dentro de la estrategia nacional REDD+ (ENAREDD).

El objetivo de este trabajo fue analizar la dinámica de cambio en el uso de suelo y las coberturas vegetales en la región centro de la Sierra Madre Oriental, particularmente en la región Huasteca, conformada por los estados de San Luis Potosí, Hidalgo, Veracruz y dos municipios del Estado de Hidalgo. Se interpretaron y clasificaron tres imágenes de satélite Landsat (1986, 1990 y 2000) y una imagen de satélite Spot 2015. Se calcularon las tasas de deforestación para ambos sitios a través del método propuesto por la FAO. Posteriormente, se elaboraron los escenarios a futuro con el Software DINAMICA EGO, para conocer las tendencias de cambio de las coberturas vegetales al 2030 y 2050. Por último estimó el potencial de carbono en dos fragmentos de bosque mesófilo en los municipios de Tlanchinol y San Bartolo a través del método NDVI y con base al INFyS de la CONAFOR para conocer su viabilidad y discutir la implementación de una estrategia futura de REDD+.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

2.1.1. Región Huasteca

Es un mosaico con tres principales coberturas: la agrícola, el pastizal inducido y el bosque tropical secundario. Se ubica entre las coordenadas geográficas $20^{\circ} 34'$ y $21^{\circ} 26'$ LN, y los $99^{\circ} 14'$ y $97^{\circ} 21'$ LW y tiene una extensión de 8 479 km² con altitud que varía entre 200 y 1 000 msnm. La precipitación para la zona oscila entre 1 000 y 3 000 mm anuales. Se encuentran suelos como litosol, vertisol, rendzina, feozem, fluvisol, Luvisol, cambisol y Regosol (INEGI, 2003).

2.1.2. Bosque mesófilo de montaña

Los fragmentos forestales de BMM fueron seleccionadas en la zona centro de la Sierra Madre. Uno de estas áreas está ubicada en dentro del municipio de Tlanchinol ($19^{\circ} 59' 21''$ N y $98^{\circ} 40' 43''$ W; 1 800-2 200 m de altitud) y la otra área en el municipio de San Bartolo Tutotepec ($20^{\circ} 24' 00''$ N y $98^{\circ} 12' 00''$ W; 2 000 y 2 600 m de altitud), ambos en el estado de Hidalgo, México. La superficie total de ambos polígonos fue de 22 560 ha. En ambos sitios habitan población indígena con alta marginación (Ramírez-García, 2009; CONAPO, 2010) (Figura 1).

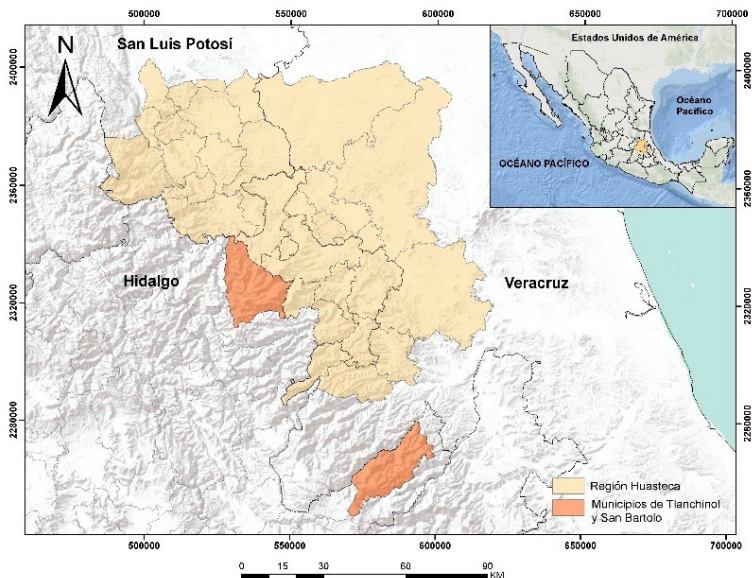


Figura 1. Área de estudio de la región Huasteca y fragmentos de bosque mesófilo en los municipios de Tlanchinol y San Bartolo Tutotepec.

Fuente: elaboración propia.

2.2. Fuentes de datos y análisis espacial

Con base en la carta digital de vegetación y uso del suelo Serie V, escala 1:250 000 (INEGI, 2013) se elaboró el mapa de vegetación y usos del suelo de los polígonos. Se superpuso la carta digital a la imagen de satélite multispectral Spot (2015), en la combinación de bandas RGB 432. Lo anterior permitió resaltar el vigor de la vegetación debido a que se compone de las bandas infrarrojas que contrasta los fragmentos de bosques montanos. La construcción cartográfica se realizó usando ArcGis 10.1.

Usando los mapas se verificó la coincidencia de los polígonos de cada una de las clases presentes en la carta digital y su correspondiente tonalidad, forma y tamaño mostrado en las imágenes de satélite. Donde no hubo coincidencia entre las imágenes y la clasificación de la carta de INEGI (2013), fueron modificados o reclasificados según correspondiera. Para establecer con precisión los tipos vegetación y los usos de la tierra asociados, se realizaron verificaciones de campo mediante georreferenciación usando GPS.

Para obtener los mapas de vegetación y uso del suelo para los años 2015, 2000, 1990 y 1986 se utilizó el método propuesto por Mas (2005), el cual disminuye los errores derivados de los falsos cambios en la clasificación de los mapas. El método consistió en sobreponer la cobertura vegetal y usos del suelo de la fecha más actual (2015), sobre imágenes satelitales más antiguas (en este caso Landsat 1986, 1990 y 2000 con resolución de 30 m); con base en un análisis visual, se procedió a modificar las coberturas.

Para disminuir los errores y el nivel de incertidumbre en los mapas generados de los cambios en la cobertura vegetal en la región Huasteca y del bosque mesófilo y uso del suelo en ambos fragmentos, se llevó a cabo la evaluación de la fiabilidad temática. La cual consistió, en la evaluación del mapa de 2015, debido a que fue el mapa base para generar los de 2000, 1990 y 1986, por lo cual, la calidad de estos últimos dependería del primero. De acuerdo con lo sugerido por Olfsson *et al.* (2014), se determinó el tamaño de la muestra con base en una aproximación normal con base en un mapa de fiabilidad global de 90%.

Se seleccionaron 600 puntos de muestreo para la región Huasteca y 40 sitios de verificación los fragmentos de BMM, con base en un muestreo de aleatorio estratificado. Este método, permitió escoger el número de sitios para cada categoría. Para corregir los sesgos de representación entre categorías se aplicó el método propuesto por Card (1982) y Olfsson *et al.* (2014). El cual, consiste en evaluar el valor de varios índices de fiabilidad. Así como su certidumbre (intervalo de confianza). Los índices calculados fueron: 1) la fiabilidad global (proporción del mapa correctamente clasificada), 2) la fiabilidad del usuario (relacionada con los errores de comisión de la categoría) y 3) la fiabilidad del productor (relacionada con los errores de omisión de la categoría). Asimismo, se llevó a cabo la interpretación de los mapas comparando la información del mapa con el de referencia, considerado confiable, a partir de verificación de campo y

de las imágenes de satélite de alta resolución (Mas *et al.* 2003). Este método permite a los usuarios del mapa valorar su ajuste con la realidad para la toma de decisiones con base en su información cartográfica (Stehman & Czaplewski, 1998; Mas *et al.*, 2003; Franco *et al.*, 2006a).

Las áreas deforestadas y aquellas que cambiaron a otros usos del suelo fueron identificadas y cuantificadas por medio de sobreposición cartográfica para 2015, 2000, 1990 y 1986. La tasa de deforestación y el porcentaje de cambios para cada periodo se obtuvo mediante la fórmula empleada por la FAO (1996).

$$C = \left[\left\{ \frac{T_2}{T_1} \right\}^{1/n} - 1 \right] * 100 \quad (1)$$

Donde,

C = tasa de cambio

T1= es el año de inicio,

T2= el año actual o más reciente

n= Número de años entre T1 y T2.

Finalmente, se elaboraron los mapas de las áreas con cambios en los usos de la tierra, y se cuantificó su superficie y calcularon las tasas de cambio.

2.3. Modelización y simulación espacial con DINAMICA EGO

La modelización de los escenarios futuros en el uso del suelo y la transformación de la cobertura vegetal se realizó considerando las tendencias, los fenómenos espaciales y temporales con los procesos de cambio (Soares-Filho *et al.*, 2002). Para esto se utilizó el programa DINAMICA EGO que se basa en algoritmos de autómatas celulares y los pesos de evidencia de distintas variables biofísicas y socioeconómicas identificadas como causas directos (Soares-Filho *et al.*, 2002, 2004, 2006; Sahagún *et al.*, 2011; Mas and Flamenco, 2011; Leija-Loredo *et al.*, 2016, 2017). Se usaron las siguientes variables explicativas para la región Huasteca y los fragmentos de BMM: a) marginación, b) densidad de población c) vías de comunicación, d) altitud, e) pendientes, f) tipo de suelo, g) hidrología y h) cobertura y uso del suelo del mapa de 1986 y 2000. La información de las variables se obtuvo del gobierno mexicano (CONAPO, 2010; INEGI, 2005), además se incluyó las vías de comunicaciones que sirvieron para generar mapas de distancias entre terracerías y pavimentadas mediante la aplicación de un buffer de influencia (Pijaowski *et al.*, 2002). Se incluyeron variables ambientales tales como la altitud (modelo digital de elevación), pendientes, tipo de suelo e hidrología superficial y los mapas de cobertura y uso del suelo de 1986, 1990 y 2000.

2.3.1. Estimación de C en fragmentos de BMM

Se realizó la estimación gruesa del carbono contenido en las masas forestales usando la relación entre el NDVI y el contenido de carbono para los fragmentos

de BMM. Previamente se estimó el carbono, a partir de mediciones dasométricas en 40 sitios con TMCF ubicados en la sierra madre. Además, para cada uno de los 40 sitios de muestreo y los fragmentos estudiando se registró el NDVI, usando dos imágenes de satélite SPOT 2015 del mes de octubre. El NDVI se calculó mediante la siguiente expresión (Chuvieco, 1998).

$$NDVI = \frac{(IRC-R)}{(IRC+R)} \quad (2)$$

Donde, IRC es la reflectividad en la banda del infrarrojo cercano y R es la reflectividad en la banda del rojo. El intervalo de los valores espectrales es entre 0 y 1; debido a la reflectividad de la banda del infrarrojo cercano como la banda del rojo. Por consecuencia de estos rangos de valores, el NDVI varía su valor entre -1 y 1 (Chuvieco, 1998).

Se realizó un ajuste de regresión entre NDVI como variable explicativa y el contenido de carbono como la variable dependiente (Figura 2). La ecuación de mejor ajuste ($r^2 = 0.3345$, $P < 0.05$) fue:

$$\text{Carbono} = 441.61 (NDVI) - 176.1 (NDVI) + 25.9 \quad (3)$$

En los polígonos estudiados de Tlanchinol y San Bartolo se registraron valores de NDVI entre -0.35 y 0.54, que fueron clasificados en 20 intervalos de clase. Se calculó el área de cada clase dentro de los fragmentos. Se realizó una estimación de carbono utilizando el valor promedio de NDVI de cada intervalo. Posteriormente el valor obtenido fue multiplicado por el área que ocupaba cada clase dentro de los fragmentos de bosque. Los análisis fueron hechos usando ArcGis 10.1

3. Resultados

3.1. Región Huasteca

Durante el periodo 1990-2015 se mantuvo el proceso de cambio de uso de suelo en la región de la Huasteca, generando un incremento del área para actividades agrícolas y ganaderas. Por lo que el bosque tropical ha sido severamente transformado. En 25 años se perdieron 87 173 ha de BT 4 709 ha de bosque mesófilo de montaña y 288 ha de bosque de encino. En el año 1990, la región Huasteca registró una superficie de 394 460 ha de coberturas naturales (374 180 ha de bosque tropical, 17 031 ha de bosque mesófilo, 2 943 ha de bosque de pino-encino y 305 ha de bosque de encino), que se redujo a 301 984 ha (92 476 ha menos), 25 años después. En términos proporcionales, el bosque de encino tuvo el detrimento más drástico al perder más de su 60% de su superficie, seguido del el bosque mesófilo de montaña con 30% y el BT con 25% de su superficie al pasar de 374 180 a 286 006 ha en el mismo periodo (Figura 2).

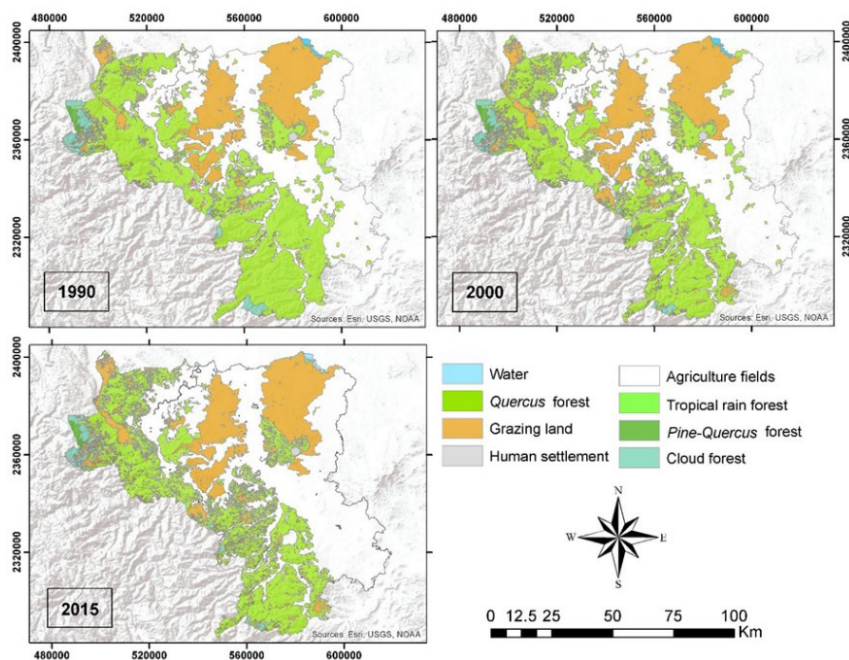


Figura 2. Vegetación y uso actual de la tierra en el área de estudio en la región de la Huasteca. Fuente: Leija y Pavón, 2017.

Las tasas de deforestación calculadas para las coberturas de vegetación natural, en el periodo 1990-2015, fueron de 1.1% para el bosque tropical, 1.2% para el bosque mesófilo, 0.7% para el bosque de pino-encino, 4.5% para el bosque de encino. Se observa una importante disminución de las tasas de deforestación en el periodo 2000-2015 con respecto a la década anterior. El proceso de cambio de uso de suelo en este estudio ocurrió en las zonas de mayor altitud, en laderas y pie de monte de la Sierra Madre Oriental, dada que las zonas de menor altitud fueron fuertemente transformadas en periodos previos y actualmente tienen un uso de suelo principalmente agrícola (Figura 2). Los pastizales mostraron incrementos en su superficie al pasar de 155 563 ha en 1990 a 196 763 ha en 2015. Por su parte las áreas agrícolas se incrementaron en 51 311 ha, en 25 años (Tabla 1).

Se obtuvieron 290 funciones de pesos de evidencia con influencia sobre los procesos de cambio de uso de suelo, de acuerdo a las ocho variables explicativas (socio-económicas y ambientales) que se utilizaron en el modelo prospectivo. Las variables que tuvieron mayor peso en la transformación de las coberturas naturales fueron: marginación, pendiente, densidad de población, distancia a ríos y la distancia a carreteras.

Tabla 1. Cambios en la cobertura vegetal y el uso de la tierra y las tasas de deforestación en la región de Huasteca

<i>Cobertura vegetal</i>	<i>Área (ha)</i>			<i>Total área (ha)</i>	<i>Tasa de deforestación (%)</i>		
	<i>1990</i>	<i>2000</i>	<i>2015</i>		<i>1990-2000</i>	<i>2000-2015</i>	<i>1990-2015</i>
Selva	374 180.7	322 546.2	286 006.8	-87 173.9	1.4	0.7	1.0
Bosque mesófilo	17 031.1	14 382.4	12 321.7	-4 709.4	1.6	0.9	1.2
Bosque de pino-encino	2 943.1	2 743.1	3 560.4	117.2	0.7	1.5	0.7
Bosque de encino	305	205.3	95.3	-288.2	3.8	4.4	4.5
<i>Uso del suelo</i>							
Pastizal	155 563.4	178 071.1	196 736.0	39 613.6	-	-	-
Agricultura	296 792.0	328 847.7	348 024.7	51 311.0	-	-	-
Asentamientos humanos	7 059.4	7 079.1	7 130.1	70.7	-	-	-
Cuerpo de agua	2 416	2 416	2 416	0	-	-	-
Total	856 291.2	856 291.2	856 291.2		-	-	-

Fuente: Leija y Pavón, 2017.

El proceso de evaluación de la confiabilidad temática muestra que los mapas de uso del suelo y cobertura vegetal del año 2015 en la región Huasteca tuvieron una confiabilidad global de 73%. Este valor permite tener un alto grado de confianza en la interpretación de los mapas de cambio de uso de suelo. Además, fueron validados satisfactoriamente a través del método de muestreo aleatorio estratificado y mediante puntos de muestreo en el trabajo de campo.

Las tendencias de los cambios en las coberturas vegetales y uso de la tierra, indican que para 2050, en la región Huasteca se perderían 155 856 ha de bosque tropical, 7 208 ha de bosque mesófilo y 295 ha de bosque de encino. Se prevé que los mayores cambios de las coberturas naturales a otros tipos de uso sean en la franja montañosa de la Sierra Madre Oriental, principalmente en los municipios de Tamazunchale, Xilitla, Matlapa, San Felipe Orizatlán, Huejutla y Huautla. De acuerdo a las estimaciones el bosque de encino ubicado en el municipio de San Felipe Orizatlán y el bosque mesófilo ubicado en el municipio de Yahualica habrán desaparecido en los siguientes 35 años. En términos absolutos el bosque tropical será el ecosistema que pierda la mayor superficie.

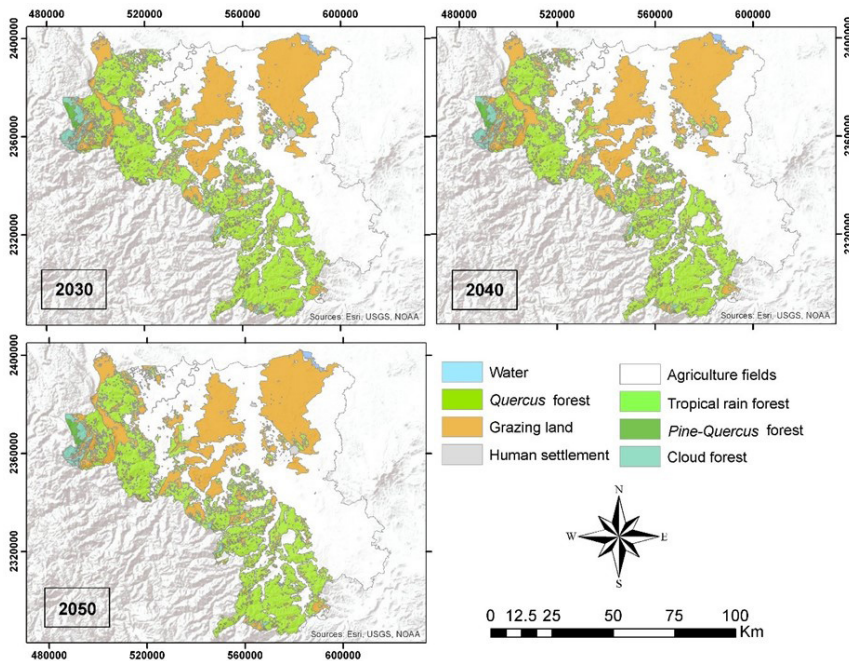


Figura 3. Los mapas muestran las proyecciones del modelo DINAMICA EGO de vegetación y uso potencial de la tierra en el área de estudio en la región de Huasteca. Fuente: Leija y Pavón, 2017.

Tabla 2. Proyecciones de escenarios futuros más cercanos de cambios en la cubierta vegetal y el uso de la tierra en la Huasteca, utilizando modelos DINAMICA EGO

Cobertura vegetal	Área (ha)		
	2030	2040	2050
Selva	258 086.3	237 074.1	218 814.2
Bosque mesófilo	11 177.1	10 398.7	9 823.5
Bosque pino-encino	2 945.2	2 948.9	2 948.5
Bosque de encino	13	9	9
<i>Uso del suelo</i>			
Pastizal	202 262.4	210 972.1	218 814.3
Agricultura	371 171.3	384 209.1	395 623.1
Asentamientos humanos	7 179.6	7 192.9	7 264.2
Cuerpo de agua	2 403.3	2 403.3	2 403.3

Fuente: Leija y Pavón, 2017.

Por su parte los asentamientos humanos incrementarían en 205 ha para el año 2050 (Figura 3, Tabla 2).

Las actividades agropecuarias, fueron determinantes en la dinámica del cambio de uso de suelo en la región Huasteca. Para 2050 la superficie de pastizal se incrementaría a 63 251 ha, mientras que la agricultura sería la actividad que ganaría mayor terreno al sumar 98 831 ha. El incremento de la superficie agrícola se prevé sea acosta de la del bosque tropical (Figura 3).

3.2. Bosque mesófilo de montaña

En 1986, el área ocupada por bosques en los dos sitios era de 11 935 ha, pero la cubierta forestal se había reducido significativamente a 7 248 ha en 2015 como resultado de la conversión del uso de la tierra en pastoreo de ganado (Tabla 2). En el sitio de Tlanchinol, se deforestaron 3 608 ha en 29 años, lo que representa una pérdida del 47.2%. En el sitio de San Bartolo Tutotepec, el área boscosa era de 4 291 ha en 1986. En 29 años, había disminuido a 2 694 ha, una pérdida de cobertura forestal del 36.4% (Figura 4 y Tabla 3).

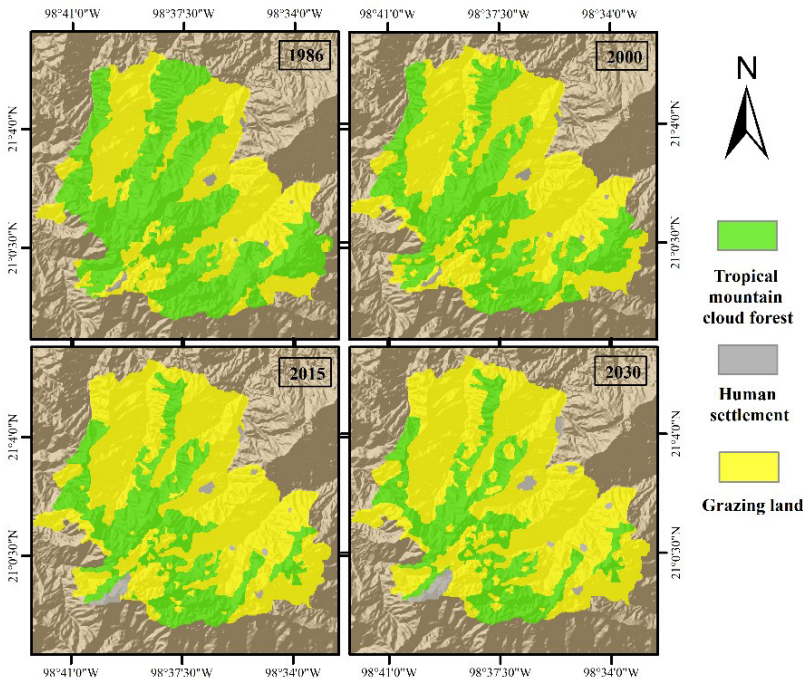


Figura 4. Pérdida de cobertura forestal y cambio en el uso del suelo en el polígono ubicado en el municipio de San Bartolo Tutotepec, Hidalgo, en 1986, 2000, 2015 y proyección hasta 2030 (utilizando el software Dinamica EGO). Fuente: Leija *et al.*, 2018.

Tabla 3. Cambios en la cubierta vegetal, tasas de deforestación y estimación del carbono total en fragmentos de bosque mesófilo de montaña

Municipio	Cobertura vegetal/uso del suelo	Área (ha)				Tasa de deforestación (%)			Total Carbón (ton)
		1986	2000	2015	2030	1986-2000	2000-2015	1986-2015	2015
Tlanchinol	Bosque mesófilo de montaña	7 644	6 056	4 554	4 036	-1.6	-1.7	-1.5	13 539.84
	Agricultura	6 762	8 341	9 711	10 130	ND	ND	ND	-
	Asentamientos humanos	102	111	243	342	ND	ND	ND	-
	Total	14 508	14 508	14 508	14 508				
San Bartolo Tutotepec	Bosque mesófilo de montaña	4 291	3 709	2 694	2 194	-1.0	-1.8	-1.3	4 363.02
	Agricultura	3 702	4 237	5 074	5 462	ND	ND	ND	-
	Asentamientos humanos	59	106	284	396	ND	ND	ND	-
	Total	8 052	8 052	8 052	8 052				

Fuente: Leija *et al.*, 2018.

Las tasas de deforestación anual para el período 1986-2015 fueron de -1.5% para Tlanchinol y -1.3% para San Bartolo (Tabla 3). Durante este período, el cambio en la cobertura de la tierra implicó la conversión del bosque en pasto para el ganado. El pasto en Tlanchinol aumentó de 6 762 ha a 9 711 ha y en San Bartolo Tutotepec de 3 702 ha a 5 074 ha. El área dedicada al asentamiento humano también aumentó en ambos fragmentos. En Tlanchinol, el área poblada aumentó de 102 ha a 243 ha y en San Bartolo de 59 ha a 284 ha (Figura 5).

El peso de la evidencia para las variables explicativas mostró que no todas ellas tuvieron una influencia significativa en el proceso de cambio. Se identificaron variables altamente correlacionadas, que tenían valores superiores a 0.45 basados en el índice de Cramer. La marginación y la elevación fueron los impulsores indirectos más importantes en los modelos de simulación de deforestación (Tabla 4).

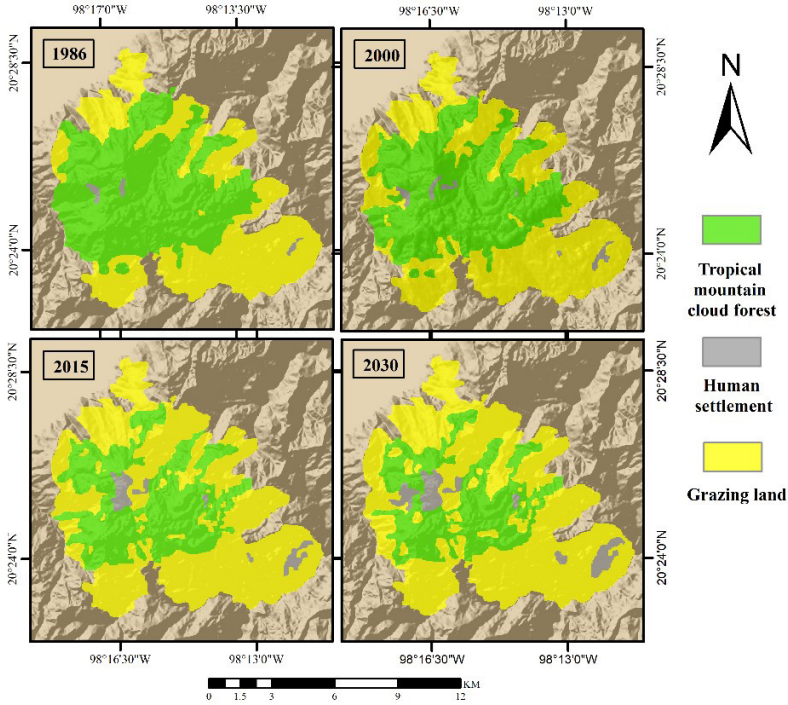


Figura 5. Pérdida de la cubierta forestal y cambio en el uso del suelo en el polígono ubicado en el municipio de Tlanchinol, Hidalgo, en 1986, 2000, 2015 y proyección para 2030 (utilizando el software Dinamica EGO). Fuente: Leija *et al.*, 2018.

Tabla 4. Valores de peso evidencias de los impulsores indirectos de la deforestación obtenidos en los escenarios futuros de simulación del uso de la tierra y de la cubierta forestal utilizando el programa Dinamica EGO

<i>Variable</i>	<i>Valor</i>
Variable socioeconómicas	
Marginación	0.86
Densidad de población	0.78
Distancia a caminos (m)	0.83
Variable biophysical	
Elevación (m)	0.65
Pendientes (grados)	0.52
Tipo de suelos	0.45
Distancia a ríos (m)	0.36

Fuente: Leija *et al.*, 2018.

El modelo DINAMICA EGO estimó que para 2030 en ambos sitios, 3 608 ha de bosques se convertirán en pastos y los asentamientos humanos aumentarán en 240 ha. En San Bartolo se perderán 2 097 ha de bosque (Figuras 5 y 6), 1 760 ha se transformarán en pastos y los asentamientos humanos cubrirán 337 ha (Tabla 2). En términos relativos, los fragmentos de bosque de San Bartolo Tutotepec perderían la mayor parte del área. En esta región, es notable que las áreas deforestadas, inicialmente convertidas en “milpas” (pequeños campos de cultivo, generalmente de maíz con otras plantas asociadas) bajo el método de tala y quema, eventualmente se convierten en pastizales. Esto agrava la presión sobre las áreas forestales adyacentes, al requerir más área de tierra en menos tiempo.

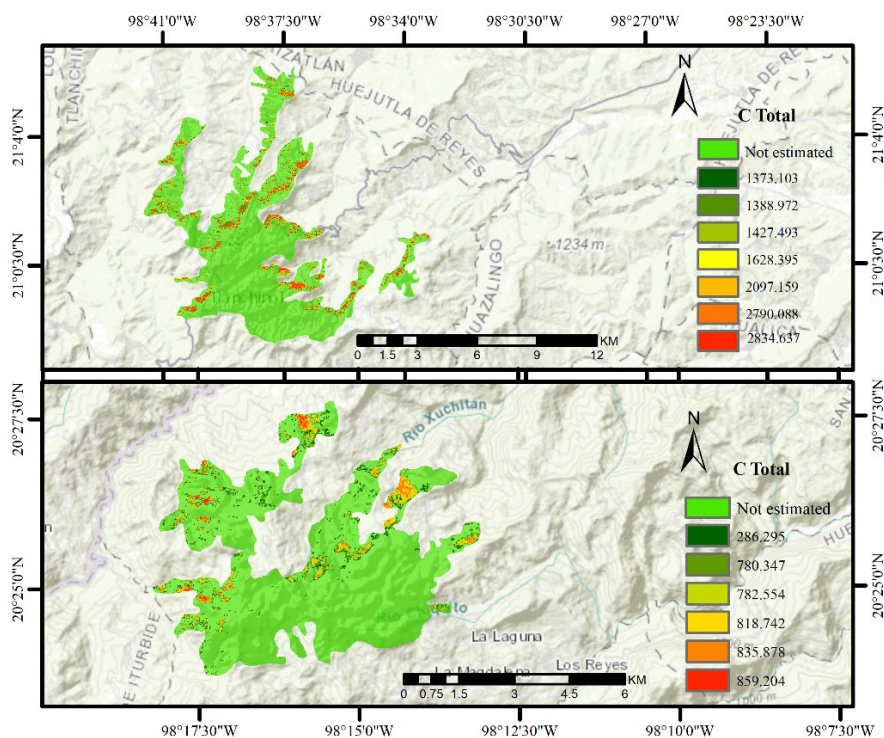


Figura 6. Carbono almacenado en el bosque nublado de montaña tropical en la zona central de la Sierra Madre Oriental, media estimada (Mg C ha⁻¹) utilizando la teledetección. (A) polígono ubicado en el municipio de Tlanchinol, Hidalgo; Se estimó el carbono para el 18.2% de la superficie forestal del polígono, y (B) polígono ubicado en el municipio de San Bartolo Tutotepec, Hidalgo; Se estimó el carbono para el 12.8% del área del polígono. Fuente: Leija *et al.*, 2018.

Solo el 18.2% del área del BMM en el sitio de Tlanchinol y el 12.8% en el sitio de San Bartolo Tutotepec tenían valores de NDVI en el rango del modelo de regresión. El resto del área en las imágenes de satélite estaba sombreada debido al terreno empinado, lo que resulta en valores bajos de NDVI. Por lo tanto, solo fue posible estimar el stock de carbono como 13 539.84 MgC (16.35 MgC ha⁻¹) para el TMCF en Tlanchinol y 4 363 MgC (12.7 MgC ha⁻¹) para el sitio de San Bartolo (Figura 6).

4. Discusión

4.1. Región Huasteca

El bosque tropical es un ecosistema en peligro de desaparecer debido a la expansión de las actividades agropecuarias. La Huasteca representa una región tropical donde el proceso de transformación del bosque tropical ha ocurrido desde el establecimiento indígena (huastecos o tenek) prehispánico hasta la fecha. Los remanentes de bosque Tropical se han conservado en las zonas de mayor altitud y de difícil acceso, donde el proceso de transformación de uso de suelo ha sido lento pero continuo. El impacto de la colonización por los españoles provocó la creación de extensas áreas agrícolas y ganaderas en zonas planas y bajas, por ser actividades económicas rentables (Toledo, 1990; Guevara, 2001). La ganadería extensiva en México fue un modo de producción animal que homogeneizó los paisajes, convirtiéndolos en áreas principalmente de pastizales. Se sustituyó, en su mayoría, la actividad agrícola por la actividad pecuaria, convirtiéndose en una herramienta poderosa de colonización europea (Guevara, 2001). A finales del siglo XIX y principios del XX fue puesta en marcha la introducción de pastos africanos y la división de parcelas con alambres de púas, lo que ocasionó la transformación radical de los ecosistemas en la Huasteca y otras regiones tropicales (Aguilar-Robledo, 1997).

La pérdida de más de 90 mil ha de ecosistemas naturales en la Huasteca en el periodo 1990 y 2015, han generado que los paisajes en la región sean cada vez más homogéneos. Este es un proceso que en general provoca pérdida de la biodiversidad (Carpenter *et al.*, 2009). La tala selectiva y la creación de áreas para potreros son factores que propician la fragmentación del bosque tropical, lo que altera la funcionalidad, estructura y composición de los ecosistemas (Pompa, 2008). Estudios florísticos en relictos de bosque tropical en la planicie costera del Golfo de México, documentan que solo 5% de las especies arbóreas coinciden con las especies encontradas hace cinco décadas para este tipo de vegetación (Reyes *et al.*, 2009). Esto nos habla de la alta pérdida de biodiversidad en México a través de la deforestación. En promedio 17.9 km² de bosque tropical en México se deforestan principalmente por las actividades agropecuarias.

Las tasas de deforestación anual calculadas para la región Huasteca, oscila entre los 0.47 y 4.5%, éstas se consideran altas con respecto a las reportadas

para México (1.1%) y otras regiones tropicales (Wright, 2005; FRA, 2015; Rosete *et al.*, 2014; Kim *et al.*, 2015; Leija *et al.*, 2011). El bosque tropical, a nivel global, tiene las tasas de deforestación más altas, con un promedio de 2.56 % (Wright, 2005; Kim *et al.*, 2015; FRA, 2015). La deforestación de bosques tropicales en 34 países alcanzó el 62% entre el periodo 1990-2000 (Kim *et al.*, 2015). Para América Latina la superficie que se perdió fue de 60 millones de ha para el mismo periodo analizado. Siendo Brasil el que mayor superficie forestal neta perdió con 33%. Asia también tuvo una acelerada pérdida neta en su superficie forestal, al pasar de 350 millones en 1990 a 318 millones de ha en 2000, perdiendo más de 30 millones de hectáreas de superficie original (Kim *et al.*, 2015).

De acuerdo a los escenarios prospectivos, la conversión del bosque tropical hacia otros usos persistirá, por lo que seguirá reduciendo su superficie. Se estimó que para 2050 las coberturas naturales pierdan más de 160 mil ha. Siendo la agricultura la principal actividad que influirá en la apertura de nuevas tierras principalmente para la siembra de maíz. La cercanía a los ríos es el factor principal que explica la selección de sitios para la actividad agrícola. El incremento de los asentamientos humanos, también influiría en la creación de nuevos espacios, lo que implicará una mayor demanda de recursos naturales para satisfacer sus necesidades. La dinámica del proceso de deforestación implica una relación entre las variables sociales, económicas, políticas y ambientales (Pijanowski *et al.*, 2002). Se recomienda que las proyecciones de cambio de uso de suelo se realicen a futuros cercanos. Esto debido a que las variables explicativas de los modelos pueden modificarse a corto plazo y de esta manera generar una predicción diferente (Mas *et al.*, 2003). Por ejemplo, una política de apoyo al campo que beneficie la expansión agrícola podría acelerar la deforestación de bosques a mediano plazo.

4.2. Bosque mesófilo de montaña

La deforestación es una consecuencia de la transformación del BMM en campos agrícolas y pastizales. Los fragmentos de bosque han persistido principalmente en laderas empinadas con difícil acceso, ya que el impacto humano es más pronunciado en terrenos relativamente planos (Sandel y Svenning, 2013). Los porcentajes anuales de deforestación estimados en las dos áreas de estudio fueron más altos que la tasa de deforestación de bosques montanos tropicales en todo el mundo (-1.1) (Doumenge *et al.*, 1995). Sin embargo, los resultados fueron inferiores a los reportados en otras regiones de México. La deforestación del BMM ha sido tan alta como -1.95 en la zona occidental del cinturón transmexicano (Ruíz *et al.*, 2016), -3.84 en la Sierra Madre Oriental (Leija *et al.*, 2011) y -8.5 en las montañas áreas en el sureste del estado de Chiapas (Navarrete *et al.*, 2010). Estos altos valores de deforestación muestran una tendencia preocupante para la conservación del BMM en México.

La vulnerabilidad de los fragmentos de BMM al cambio en el uso de la tierra se ilustra con la pérdida del 40% de BMM durante 30 años debido a la deforestación.

Esta pérdida de bosque también se traduce en la liberación a la atmósfera del carbono almacenado en BMM. Según el modelo, el BMM de San Bartolo Tutotepec disminuyó más. La tendencia a la deforestación en ambos sitios de estudio continuará hacia 2030 si no se implementan acciones de política pública para reducir la expansión de los pastos para el ganado. De los conductores indirectos incluidos en el modelo, la distancia a las carreteras aumentaría la fragmentación del bosque debido a la proximidad a los asentamientos humanos. Estos factores están relacionados con las instalaciones logísticas para la agricultura porque el terreno es con frecuencia menos empinado y accesible. Se descubrió que otro factor indirecto crucial era la marginación porque tenía un efecto positivo en la deforestación. Esto también ha ocurrido en otros países tropicales (Watson *et al.*, 2001; Pérez-Verdin *et al.*, 2009), donde los procesos de deforestación están convirtiendo la tierra para usos agrícolas, lo que representa ingresos para los habitantes (Ramírez-García y Castillo-Escalante, 2009). Los valores del índice de marginación fueron altos en Tlanchinol y muy altos en San Bartolo Tutotepec (CONAPO, 2010). Este factor indirecto estaría relacionado con la tasa acelerada de deforestación en ambos sitios, lo que, además de la falta de recursos económicos y capacitación técnica, ha llevado a pérdidas de fertilidad del suelo (Muñoz-Piña *et al.*, 2003). Las áreas marginadas también carecen de bienes y servicios, como la electricidad y la estufa de gas y el carbón y la leña representan su principal combustible, lo que afecta los procesos forestales. Cabe esperar que las políticas centradas en combatir la marginación también puedan reducir las tasas de deforestación.

La deforestación debido al cambio en la cobertura del suelo implica emisiones de CO₂, y también pérdidas de los servicios del ecosistema, como el mantenimiento de la biodiversidad y los procesos hidrológicos. Las condiciones ambientales del BMM permiten atraer lluvia, capacidad de infiltración, regulación del flujo de la corriente y almacenamiento de agua en el suelo (Ramírez *et al.*, 2017). Sin embargo, la deforestación disminuye la nubosidad y la niebla en los bosques montanos que afectan los aportes de agua (Ray *et al.*, 2006). Por otro lado, junto al bosque lluvioso de tierras bajas, el BMM es el ecosistema con la mayor biomasa vegetal y, en consecuencia, con grandes reservas de carbono para los trópicos (Spracklen y Righelato, 2014). Se han hecho pocas estimaciones de biomasa y carbono para estos ecosistemas a nivel mundial, particularmente en México. En el sureste de México, se reportaron 384.16 ± 40.13 Mg C ha⁻¹ (incluidas las tiendas subterráneas) (Alvarez-Arteaga *et al.* 2013), y 28.8 Mg C ha⁻¹ para la Reserva de la Biosfera El Cielo dentro de la Sierra Madre Oriental (este valor se estimó como el 50% de la biomasa aérea reportada) (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2006).

El último valor es similar al obtenido en ambas áreas de estudio utilizando el NDVI, una medida útil para estudios de ecosistemas terrestres. El NDVI tiene en cuenta el vigor de la vegetación, que está estrechamente relacionado con el estado de los factores bióticos y abióticos y se ha utilizado como un estimador

sustituto de la productividad primaria neta (Xu *et al.*, 2012). Permite traducir un panorama espacial en valores netos de productividad primaria a través de la fotosíntesis y desempeña un papel esencial en el balance global de carbono (Garbulsky *et al.*, 2008; Yu *et al.*, 2014; Binfeng *et al.*, 2016). Sin embargo, las reservas de carbono podrían haberse subestimado como resultado del hecho de que los valores de NDVI eran bajos o nulos porque las imágenes de satélite tenían muchas sombras debido principalmente a la orografía accidentada de la región. Por otro lado, la regresión que se ajustó al NDVI y al carbono tenía una gran incertidumbre que implica que debe usarse con precaución. También se informaron valores bajos de R2 para otros procesos de vegetación, por ejemplo, la correlación entre los flujos de CO2 y el NDVI (Burgheimer *et al.*, 2006). Los valores de NDVI fluctúan ampliamente debido a múltiples factores, entre los cuales destaca la fenología del bosque, por lo que es importante seleccionar cuidadosamente las fechas de las imágenes de satélite para evaluar este tipo de proceso de vegetación (Meneses-Tovar, 2011). Con frecuencia, los análisis se realizan con imágenes de satélite disponibles, lo que dificulta generar mejores estimaciones.

En México, el BMM tiene una riqueza de 27 000 especies de plantas vasculares, lo que representa el 10% de la flora del país, sin embargo, el 60% de las especies de árboles se encuentran en una u otra categoría de amenaza definida por la UICN (23% vulnerable, 27% en peligro y 11% en peligro crítico) (González-Espinosa *et al.*, 2012). Además, se han reportado 66 especies de reptiles, 36 de anfibios y 90 de escarabajos (Staphylinidae) en la zona de estudio (Ramírez-Bautista *et al.*, 2017). La conservación forestal también tiene implicaciones adicionales para el cambio climático; por ejemplo, la adaptación basada en el ecosistema (EBA), que se define como “el uso de la biodiversidad y los servicios del ecosistema para ayudar a las personas a adaptarse a los efectos adversos del cambio climático” (Newsham *et al.*, 2018). En el área de estudio, se concluyó que el esquema EBA podría producir resultados favorables si se mantienen los pagos por servicios ambientales u otros incentivos económicos para el desarrollo de los residentes y propietarios de tierras (Newsham *et al.*, 2018). Por lo tanto, es esencial considerar todas las estrategias posibles, de las cuales REDD+ podría ser una de las más importantes. En este documento, mostramos que los fragmentos del bosque tienen un contenido de carbono significativo, que puede emitirse como consecuencia de la conversión del uso de la tierra al pastoreo de ganado a tasas que actualmente son de aproximadamente -1.5%, pero que podrían reducirse si los factores socioeconómicos generan. Esta pérdida de bosque se modifica. REDD+ contribuiría con recursos económicos para compensar a los propietarios de tierras que no podrían continuar llevando a cabo la deforestación. REDD+ promovería la conservación y también generaría estrategias de desarrollo para el manejo sostenible de los bosques. Las evaluaciones iniciales de los proyectos piloto de REDD+ reportan resultados positivos, como los proyectos REDD+ brasileños con una disminución en la tasa de deforestación de aproximadamente 50% (Simonet *et al.*, 2018). Sin embargo,

debe tenerse en cuenta que REDD+ no es una “varita mágica” que resolvería todos los problemas socio-ecosistémicos de la región (Weatherley-Singh y Gupta, 2015), sino una estrategia esencial para generar sinergias con otras iniciativas ambientales, como pagos por servicios hidrológicos y conservación del suelo (programas del gobierno mexicano). Por otro lado, las políticas públicas efectivas contra la deforestación deben equilibrarse entre los valores ecológicos de los bosques y la importancia del sector agrícola (Nolte *et al.*, 2017).

Finalmente, la importancia de los servicios ambientales en relación al estudio de las variables biofísicas y el uso de la tierra (Turner *et al.*, 2016), la dinámica global, el conocimiento y la inclusión de modelos basados en agentes para comportamientos sostenibles (Alonso-Betanzos *et al.*, 2017). Lo que permite entender el territorio como un sistema complejo en el que existen relaciones y dinámicas sociales, económicas, históricas, políticas y biofísicas en espacios permeables como el concepto del paisaje (Christensen *et al.*, 2016; Castro-Díaz *et al.*, 2019). En este contexto, comprender procesos complejos en un territorio, el modelado espacial surge como una forma de configurar los patrones que nutren el comportamiento de los sistemas socioecológicos (Cumming, 2011), además, de que deben incluir dimensiones temporales y espaciales como componentes de su complejidad (Perry y Enright, 2006; Castro-Díaz *et al.*, 2019).

5. Conclusiones

Mediante el uso de imágenes SPOT 5 y Landsat (1986, 1990, 2000, 2015) se modelaron los escenarios de Cambio de Uso de suelo y proyección futuras usando el programa DINAMICA EGO, para la región Huasteca y ambos fragmentos de BMM en México. En esta región se encuentran los remanentes de bosque tropical más norteña de América. En el periodo 1990-2015, se perdieron 92 170 hectáreas de vegetación natural debido a la expansión de la frontera agrícola y ganadera. De esta cifra la pérdida de bosques tropicales fue de 94.5%. Las tasas de deforestación para esta vegetación fue alta con un promedio de 1.05 %. Los pastizales tuvieron un incremento en su superficie de más de 40 mil ha y el área agrícola superior a 50 mil ha. La proyección para 2050 indica que el bosque tropical tendría un área de 155 856 ha lo que representa 58.4% del área cubierta en 1990. Otros tipos de vegetación como el bosque mesófilo de montaña desaparecería del área para 2050.

Por su parte los fragmentos de BMM y de acuerdo a los resultados obtenidos, los procesos de deforestación en curso en las dos áreas de estudio con una tasa de deforestación más alta que la reportada mundialmente para TMCF. En 1986-2015, los pastizales aumentaron en 5 068 ha, lo que representa el 42.5% del área forestal original. Este aumento de los pastizales implica emisiones de car-bono debido a la deforestación de 12.7 a 16.35 MgC ha⁻¹, un valor estimado para los remanentes forestales. Los impulsores sociales indirectos de la deforestación (marginación y distancia a las carreteras) fueron los más importantes en la simulación de escenarios futuros (2030). Este resultado implica que el efecto

de los impulsores de la deforestación opera a pequeña escala. Aunque los mecanismos de implementación aún no se han aclarado, los resultados del presente estudio son suficientes para permitirnos proponer que los bosques de Tlanchinol y San Bartolo Tutotepec dentro de la Sierra Madre Oriental en México se consideren para REDD+ como una estrategia viable para prevenir su destrucción.

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias la beca otorgada al primer autor por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología No. 389174 y al Posgrado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México. Asimismo a ERMEX (Monitoreo Satelital) para el Servicio de la Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) de SAGARPA, para la obtención de imágenes satelitales Spot. Los autores agradecen también a los dos revisores anónimos, por sus valiosos comentarios en este trabajo, los cuales han permitido mejorarlo.

Referencias

- Aguilar-Robledo, M. (1997). Indios, ganado, tenencia de la tierra, e impacto ambiental en la Huasteca Potosina, siglos XVI y XVI. Huasteca. *El hombre y su pasado*, 3, 15-25.
- Alonso-Betanzos A., Sánchez-Marño N., & Fontenla-Romero, O. *et al.* (2017). *Agent-based modeling of sustainable behaviors*. Springer, Berlín.
- Álvarez-Arteaga, G., García-Calderón, N., & Krasilnikov, P. *et al.* (2013). Carbon stores in montane fog forests of the Sierra Norte de Oaxaca, Mexico. *Agro-science*, 2, 171-180.
- Binfeng, S., Hong, Z., & Xiaoke, W. (2016). Effects of Drought on Net Primary Productivity: Roles of Temperature, Drought Intensity, and Duration. *Chinese Geographical Science*, 2, 270-282. <https://doi.org/10.1007/s11769-016-0804-3>
- Bonilla-Moheno, M., T. M. Aide, & M. L. Clark (2012). The influence of socioeconomic, environmental, and demographic factors on municipality-scale land-use/land-cover change in Mexico. *Regional Environmental Change*, 12, 543-557.
- Burghaimer, J., Wilske, B., Maseyk, K. *et al.* (2006). Relationships between Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and carbon fluxes of biologic soil crusts assessed by ground measurements. *Journal of Arid Environments*, 64, 651-669. <https://doi:10.1016/j.jaridenv.2005.06.025>
- Card, D. H. (1982). Using known map category marginal frequencies to improve estimates of thematic map accuracy. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 3, 431-439.
- Carpenter, S. R., H. A. Mooney, A. John, D. Capistrano, R. S. DeFries, S. Díaz, T. Dietz, A. K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H. M. Pereira, C. Perringsk, W. V. Reidl, J. Sarukhanm, R. J. Scholesn, & A. Whyte (2009). Science for managing ecosystem services: beyond the millennium ecosystem assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.*, 106, 1305-1312.
- Castro-Díaz, R., Sione, W., Ferrero, B., Piani, V., Urich, G., & Aceñolaza, P. (2019). Spatial Modeling of Social-ecological Systems of Hydrological Environmental Services

- in Las Conchas Creek Basin, Argentina. In Delgado L., Marín V. (Eds.) *Socio-ecological Systems of Latin America: Complexities and Challenges*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-28452-7_11
- Christensen, A. A., Brandt, J., & Svenningsen, S. R. (2016). Landscape ecology. *International encyclopedia of geography: people, the earth, environment and technology*, 1-10.
- Chuvieco, E. (1998). The temporal factor in remote sensing: phenomenological evolution and analysis of changes. *Remote Sensing Magazine*, 10, 1-9.
- CONABIO (2010) El bosque mesófilo de montaña en México: amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F., p. 197. Recuperado de <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/6529.pdf>
- CONAPO (2010). National Population Council. Mexico: Ministry of the Interior. Recuperado de <http://www.conapo.gob.mx/>
- Corbera, E., Estrada, M., & Brown, K. (2010). Reducing greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries: revisiting the assumptions. *Climatic Change*, 100, 355-388. <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9773-1>
- Corbera, E., & Schroeder, H. (2011). Governing and implementing REDD+. *Environmental Science & Policy*, 14, 89-99. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.11.002>
- Doumenge, C., Gilmour, D., Pérez, M. R. *et al.* (1995). Tropical montane cloud forests: conservation status and management issues. In Hamilton, L. S., Juvik, J. O., Scatena, F. N. (eds.) (1995) *Tropical montane cloud forests*. Springer, New York, NY, pp. 24-37. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2500-3_2
- FAO (1996). *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes*, Rome.
- FAO (2010). Food and Agriculture Organization. FAO Forestry Paper 159: Impact of the global forest industry on atmospheric greenhouse gases, Rome. 86. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/012/i1580e/i1580e00.pdf>
- Foley, J. A., R. DeFries, P. G. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin *et al.* (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.
- FRA (2015). Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Compendio de datos. Rome.
- Garbulsky, M. F., Peñuelas, J., Ourcival, J. M. *et al.* (2008). Estimation of the efficiency of the use of radiation in Mediterranean forests from MODIS data. Use of the Photochemical Reflectance Index (PRI). *Ecosystems*, 3, 89-97.
- González-Espinosa, M., Meave, J. A., Ramírez-Marcial, N. *et al.* (2012). The cloud forests of Mexico: conservation and restoration of its arboreal component. *Ecosystems Magazine*, 1-2, 36-52.
- Guevara, S. (2001). Presentación. In L. Hernández (Ed.), *Historia Ambiental de la Ganadería en México*. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México, 1-6.
- Hamilton, L. S., Juvik, J. O., & Scatena, F. N. (Eds.). (2012). Tropical montane cloud forests (Vol. 110). *Springer Science & Business Media*, New York, 401 pp. <https://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-2500-3>.
- Harris, N. L., Brown, S., Hagen, S. C. *et al.* (2012). Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. *Science*, 336(6088), 1573-1576. <https://dx.doi.org/10.1126/science.1217962>.

- INEGI (2005). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Carta de Uso Actual de Suelo y Vegetación, Series III (2002), escala 1: 250 000. INEGI, México.
- INEGI (2013). Uso Nacional de Tierras y Vegetación: Escala 1: 250 000 (vector). Series V. DGG-INEGI, México.
- Kim, D. H., J. O. Sexton, & J. R. Townshend (2015). Accelerated deforestation in the humid tropics from the 1990s to the 2000s. *Geophysical Research Letters*, 42, 3495-3501. <https://doi.org/10.1002/2014gl062777>
- Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes *et al.* (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11, 261-269.
- Leija, E. G., Reyes-Hernández, H., Fortanelli, J. *et al.* (2011). Current situation of the cloud forest in the state of San Luis Potosí. *Research and Science*, 53, 3-11.
- Leija, E. G., H. Reyes-Hernández, O., Reyes-Pérez, J. L. Flores-Flores & F. J. Sahagún-Sánchez (2016). Cambios en la cubierta vegetal, usos de la tierra y escenarios futuros en la región costera del estado de Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 22(1), 125-140. <https://doi.org/10.21829/myb.2016.221481>
- Leija, E. G., & Pavón, N. P. (2017). The northernmost tropical rain forest of the Americas: Endangered by agriculture expansion. *Tropical Ecology*, 3, 641-652.
- Leija, E. G, Pavón, N. P, Sánchez-González, A. *et al.* (2018). Cambio de cobertura terrestre y depósitos de carbono en un bosque nuboso montano tropical en la Sierra Madre Oriental, México. *J. Mt. Sci.*, 15, 2136-2147. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4937-y>
- Leija, E. G., Valenzuela-Ceballos, S. I., Valencia-Castro, M., Jiménez-González, G., Castañeda-Gaytán, G., Reyes-Hernández, H. & Mendoza, M. E. (2020). Análisis de cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo en la región centro-norte de México. El caso de la cuenca baja del río Nazas. *Ecosistemas*, 29(1), 1826. <https://doi.org/https://10.7818/ECOS.1826>
- Mas, J. F. (2005). Change estimates by map comparison: A method to reduce erroneous changes due to positional error. *Transactions in GIS*, 4, 619-629. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9671.2005.00238.x>
- Mas, J. F. & Flamenco-Sandoval, A. (2011). Modelización de cambios en la cobertura/uso del suelo en una región tropical de México. *GeoTropico*, 1, 1-24. Recuperado de http://www.geotropico.org/NS_5_1_Mas-Flamenco.pdf
- Mas, J. F., J. Reyes & A. Pérez (2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 51, 53-72.
- Meneses-Tovar, C. L. (2011). El índice diferencial estandarizado de vegetación como indicador de degradación forestal. *Unasyuva*, 238(62), 38-46. Recuperado de <http://www.fao.org/3/i2560s/i2560s07.pdf>
- Munsi, M., S. Malaviya, G. Oinam, & P. K. Joshi (2010). A landscape approach for quantifying land-use and land-cover change (1976-2006) in middle Himalaya. *Regional Environmental Change*, 10, 145-155.
- Muñoz-Piña, C., G. Alarcón, J. C. Fernández & L. Jaramillo (2003). Patrones de deforestación en México. México: INE-Semarnat (Documento de trabajo). México, D.F., 26 pp.

- Navarrete, D., Méndez, D., Flamenco, A. et al. (2010). Situación actual, fragmentación, áreas de conservación prioritarias y principales amenazas del bosque mesófilo de montaña de Chiapas. En: Pérez Farrera, M.Á., Tejeda Cruz C., Silva Rivera, E. (Eds.) (2010). *Los bosques mesófilos de montaña en Chiapas*. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, 295-326.
- Newsham, A., Pulido, M. T., Ulrichs, M. et al. (2018). Ecosystems-based adaptation: Are we being conned? Evidence from Mexico. *Global Environmental Change*, 49, 14-26. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.01.001>
- Nolte, C., Warou, Y. L. P., Munger, J. et al. (2017). Conditions influencing the adoption of effective anti-deforestation policies in South America's commodity frontiers. *Global Environmental Change*, 43, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.001>
- Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M. et al. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42-57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Pérez-Verdín, G., Kim, Y. S., Hospodarsky et al. (2009). Factors driving deforestation in common pool resources in Northern Mexico. *Journal of Environmental Management*, 90, 331-340. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.10.001>
- Perry, G. L., & Enright, N. J. (2006). Spatial modelling of vegetation change in dynamic landscapes: a review of methods and applications. *Progress in Physical Geography*, 30(1), 47-72.
- Pijanowski, B. C., Brown, D. G., Shellito, B. A. et al. (2002). Using neural networks and GIS to forecast land use changes: A land transformation model. *Computers, Environment and Urban Systems*, 26, 553-576. [https://doi.org/10.1016/S0198-9715\(01\)00015-1](https://doi.org/10.1016/S0198-9715(01)00015-1)
- Pompa, M. (2008). Análisis de la deforestación en ecosistemas montañosos del noroeste de México. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 2, 35-43.
- Ramírez-Bautista, A., Sánchez-González, A., Sánchez-Rojas, G. & Cuevas-Cardona, C. (Eds.) (2017). *Biodiversidad del estado de Hidalgo*. Volumen II. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo-Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Pachuca, Hidalgo, México, 368.
- Ramírez, B. H., Teuling, A. J., & Ganzeveld, L. et al. (2017). Tropical Montane Cloud Forests: Hydrometeorological variability in three neighbouring catchments with different forest cover. *Journal of Hydrology*, 552, 151-167. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.023>
- Ramírez-García, A. G., Castillo-Escalante, I. C. (2009). El entorno socioeconómico de los municipios con presencia de bosque mesófilo en el estado de Hidalgo. En: Monterroso Rivas, A.I (Eds.) (2009). *El bosque mesófilo de montaña en el estado de Hidalgo: perspectiva ecológica ante el cambio climático*. 1ª ed. Universidad Autónoma Chapingo, México, 27-38.
- Ray, D. K., Nair, U. S., Lawton, R. O. et al. (2006). Impact of land use on Costa Rican tropical montane cloud forests: Sensitivity of orographic cloud formation to deforestation in the plains. *Journal of Geophysical Research* 111(D02). <https://doi.org/10.1029/2005JD006096>
- Reyes-Hernández, H., L. Olvera-Vargas, F. J. Sahagún-Sánchez, & J. F. Mas. (2009). Transformation of the forest cover and future scenarios in the Sierra Madre Oriental, physiographic region, San Luis Potosí, México ISRSE 33. 33

- International Symposium on Remote Sensing of Environment. Sustaining the Millennium Development Goals. Recuperado de <http://isrse-33.jrc.ec.europa.e>.
- Rodríguez-Laguna, R., Jiménez, P. J., Aguirre, C. O., Treviño-Garza, E. (2006). Estimación de carbono almacenado en un bosque de niebla en Tamaulipas, México. *CIENCIA UANL*, (9)2, 179-187.
- Rosete-Vergés, F. A., J. L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E. N. Navarro-Salas, E. Salinas-Chávez & R. Remond-Noa (2014). El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques*, 20, 21-35.
- Ruíz, Y. M., Mendoza, M. E., Huicochea, G. E. S. *et al.* (2016). Dinámica espacio-temporal del bosque de niebla y su estado sucesional en el estado de Michoacán, México. *Geografía y sistemas de información geográfica (GEOSIG)*, 8, 233-247.
- Sahagún, J., H. Reyes-Hernández, J. L. Flores, & L. Chapa. (2011). Modeling scenarios of the potential change in the vegetation and land use in the Sierra Madre Oriental of San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Latin American Geography*, 2(11), 65-86.
- Sandel, B., & Svenning, J. C. (2013). Human impacts drive a global topographic signature in tree cover. *Nature Communications*, 4, 2474. <https://doi.org/10.1038/ncomms3474>
- Simonet, G., Subervie, J., Ezzine-de-Blas, D. *et al.* (2018). Effectiveness of a REDD+ Project in Reducing Deforestation in the Brazilian Amazon. *American Journal of Agricultural Economics*, 101(1), 1-19. <https://doi.org/10.1093/ajae/aay028>
- Soares-Filho, B. S., Alencar, A. A., Nepstad, D. C. *et al.* (2004). Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: The Santarém Cuiabá corridor. *Global Change Biology*, 5, 745-764. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00769.x>
- Soares-Filho, B. S., Nepstad, D. C., Curran, L. M. *et al.* (2006). Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440: 520-523. <https://doi.org/10.1038/nature04389>
- Soares-Filho, B. S., Pennachin, C. L., & Cerqueira, G. (2002). Dinamica a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154, 217-235. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00059-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00059-5)
- Spracklen, D. V., & Righelato, R. (2014). Tropical montane forests are a larger than expected global carbon store. *Biogeosciences*, 10, 2741-2754. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2741-2014>
- Stehman, S. & R. Czaplewski (1998) Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles. *Remote Sensing of Environment* 64, 331-344. Recuperado de https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_1998_stehman_s001.pdf
- Toledo, V. M. (1990). El proceso de ganaderización y la destrucción biológica y ecológica en México. In E. Leff (Ed.) *Medio ambiente y desarrollo en México*. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, 191-227. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Turner, K. G., Anderson, S., Gonzales-Chang, M. *et al.* (2016). A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. *Ecological Modelling*, 319, 190-207.
- Watson, R. T., Noble, I. R., Bolin, B. *et al.* (Eds.) (2001). *Land use, land use change, and forestry*. Cambridge University Press. Cambridge, 375. Recuperado de <http://asiannature.org/sites/default/files/2000%20Watson%20IPCC.pdf>

- Weatherley-Singh, & J., Gupta, A. (2015). Drivers of deforestation and REDD+ benefit sharing: A meta-analysis of the (missing) link. *Environmental Science & Policy*, 54, 97-105. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.06.017>
- Wright, J. S. (2005). Tropical forests in a changing environment. *Ecology and Evolution*, 20, 553-560. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.07.009>
- Xu C., Li Y., Hu J. *et al.* (2012). Evaluating the difference between the normalized difference vegetation index and net primary productivity as the indicators of vegetation vigor assessment at landscape scale. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 1275-1286. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2039-1>
- Yu G., Chen Z., Shilong P. *et al.* (2014). High carbon dioxide uptake by subtropical forest ecosystems in the East Asia monsoon region. *Proceedings National Academy Sciences. USA*, 111, 4910-4915. <https://doi.org/10.1073/pnas.1317065111>

Determinación del nivel medio del mar en el mar de Bransfield. Aplicación a la determinación del geoide en islas Decepción y Livingston, Islas Shetland del Sur (Antártida)

Determination of the Mean Sea Level in the Bransfield Sea. Application to determination of the geoid at Deception and Livingston islands (Antarctica)

Bismarck Jigena Antelo¹

Manuel Berrocoso Domínguez²

Juan Manuel Vidal Pérez³

Recibido 15 de agosto de 2020; aceptado 20 de octubre 2020

Resumen

Este trabajo presenta un estudio detallado para la determinación del nivel medio del mar (NMM), las constituyentes de marea y un geoide de precisión en las islas Decepción y Livingston y el entorno del mar de Bransfield. Para realizar estos trabajos es necesario definir el marco de referencia geodésico, para ello se han utilizado las redes geodésicas REGID (Red Geodésica de Isla Decepción), RENID (Red de Nivelación de Isla Decepción) y REGRID (Red Gravimétrica de Isla Decepción), utilizando como vértices fundamentales algunos puntos pertenecientes a la red RGAE (Red Geodésica Antártica Española). Los datos de marea fueron obtenidos mediante sensores de presión instalados en las estaciones mareográficas de LIVMAR y DECMAR, islas Livingston y Decepción respectivamente, ubicadas muy cerca de las bases antárticas y Gabriel de Castilla. Se obtuvieron las primeras series temporales con 798 días de observación en

¹ Departamento de Ciencias y Técnicas de la Navegación y Construcciones Navales, Universidad de Cádiz, España, correo electrónico: bismarck.jigena@gm.uca.es. ORCID 0000-0002-4858-3415

² Facultad de Ciencias, Laboratorio de Astronomía, Geodesia y Cartografía, Universidad de Cádiz, España, correo electrónico: manuel.berrocoso@uca.es. ORCID 0000-0002-1878-9658

³ Escuela de Ingeniería Naval y Oceánica, Universidad de Cádiz, España, correo electrónico: juan.vidal@uca.es. ORCID: 0000-0002-1828-3876

ambas estaciones, cuyo análisis armónico nos proporcionó 70 constituyentes de marea, siendo 19 las más representativas con amplitudes superiores a 1 cm. Se determinamos el nivel medio del mar, utilizando como puntos fundamentales el LN00 (isla Decepción) y BEJC (isla Livingston). Por último, se determinó el modelo de geoide de precisión, GeoiDEC14, calculado a partir de mediciones GPS, gravimétricas y de nivelación y cuyo resultado ha sido contrastado con los modelos globales más actuales. Estos son los primeros resultados de determinación del nivel medio del mar y la obtención de un modelo de geoide de precisión en esta zona de la Antártida y mejoran trabajos previos realizados en la región.

Palabras clave: ondulación del geoide, gravimetría, nivelación, constituyentes de marea, Base Antártica Española.

Abstract

This work presents a detailed study in order to determine the mean sea level (NMM), the tidal constituents and a precision geoid at Deception and Livingston Islands and the Bransfield Sea area. To carry out these works, it is necessary to define the geodetic reference frame, for this the geodetic networks like REGID (Geodetic network of Deception Island), RENID (Levelling network of Deception Island) and REGRID (Gravimetric network of Deception Island) have been used. In addition, some geodesic points belonging to the RGAE network (Spanish Antarctic Geodetic network) as fundamental vertices, were used. The tidal data were obtained using pressure sensors installed at the LIVMAR and DECMAR tidal stations, Livingston and Deception islands, respectively, located very close to the Antarctic Bases and "Juan Carlos I" and Gabriel de Castilla. The first time series were obtained with 798 days of observation in both stations, whose harmonic analysis provided us with 70 tidal constituents, 19 being the most representative with amplitudes greater than 1 cm. With these tidal series we determine the mean sea level, using the LN00 (Deception Island) and BEJC (Livingston island) as a fundamental points. Finally, the precision geoid model, GeoiDEC14, was determined from GPS, gravimetric and leveling measurements. To contrast the results, a comparison of GeoiDEC14 against the most current global models, was made. These are the first results of determining the mean sea level and obtaining a precision geoid model in this Antarctic area. The results obtained improve previous work carried out in the region.

Key words: Geoid undulation, gravimetry, leveling, tide constituents, Spanish Antarctic Base.

1. Introducción

Las Islas Shetland del Sur, al ser parte de la Antártida, es una zona geográfica bastante extrema y con un entorno muy complejo para realizar observaciones oceanográficas y geofísicas en el terreno. Las observaciones de marea en la Antártida son muy escasas y las existentes corresponden a registros durante el verano austral, pues el resto del año las aguas de las zonas costeras normalmente permanecen congeladas (Dragani *et al.*, 2004), y no se conocen datos que lleguen al año de duración marea (King & Padman, 2005; Vidal *et al.*, 2012). Hasta la fecha, para muchos estudios oceanográficos y geofísicos, se han utilizado datos obtenidos indirectamente, como las cartas cotidales, cartas de iso-amplitud y datos de altimetría por satélites que son muy generales. Es muy importante obtener una serie temporal de datos de mareas en base a medidas directas y con una duración mayor a un año, esto nos permite estudiar con datos reales, la propagación y características de la onda en el entorno de la estación y extrapolar estos resultados a lugares próximos.

Las primeras observaciones de los niveles del mar en la isla Decepción se realizaron en 1970, por personal del Servicio de Hidrografía Naval de Argentina (SHN, 1970). Posteriormente, en 1991 el SHN, volvió a tomar datos de marea en este mismo lugar, Dragani *et al.* (2004). Con estos datos se obtuvo el primer datum vertical referido al vértice geodésico BARG (Base Argentina), cuyo valor de altura ortométrica fue de 2 547 msnm. Este datum vertical fue trasladado mediante nivelación geométrica de primer orden geodésico hasta el punto LN00, ubicado en la Base Española Gabriel de Castilla, que ha sido utilizado como referencia vertical para la red RENID (Red de Nivelación de Isla Decepción) a partir del año 2003 y cuya cota ortométrica fue de 5 430 msnm. A partir de este datum vertical se dotó de cota de nivelación los puntos pertenecientes a las líneas de nivelación de la red RENID (Berrocoso *et al.*, 2006a, 2006b, 2008).

En cuanto a otros estudios relacionados con los niveles del mar, diversos autores utilizaron estaciones hidrográficas, mareógrafos y correntómetros para estimar la circulación y el transporte en la cuenca oriental del Estrecho de Bransfield y fueron instalados en las islas Low, Rey Jorge y Livingston (Lopez *et al.*, 1993; 1994, 1999; Smithson, 1992; Schöne, 1998; Speroni, 2000; Padman *et al.*, 2002; Wilmott *et al.*, 2007; Vidal *et al.*, 2012). Los estudios realizados determinaron que las mareas en el Estrecho de Bransfield tienen una combinación de frecuencias diurnas y semi-diurnas, obteniendo las componentes principales de mareas O1, K1, M2 y S2 y la variación de los rangos máximos de marea entre 1.7 m y 2.1 m (Dragani *et al.*, 2004). Con los trabajos de Vidal *et al.* (2012), se obtuvieron los primeros resultados del nivel medio del mar con observaciones directas de 81 días en las estaciones DECMAR y LIVMAR.

El primer geoide en la Antártida fue presentado en 1980 por Geoscience Australia, por encargo del SCAR (Comité Científico de Investigación Antártica) calculado a partir del modelo geopotencial GEM10C, con curvas de N cada 20 metros. La segunda edición de este modelo fue elaborada en 1990 con

curvas de N a intervalos de 5 metros, utilizando el elipsoide GRS80 y los coeficientes geopotenciales del modelo OSU89A (SCAR, 1993). Desde 1988, grupos de investigación argentinos y españoles han realizado un seguimiento sistemático de las actividades volcánicas y tectónicas en las islas Decepción y Livingston utilizando técnicas de geofísica y geodesia. Desde ese año también se comenzaron a establecer las primeras estaciones de la red RGAE y REGID con la finalidad de estudiar la actividad geodinámica en el volcán Decepción y su entorno (Berrocoso *et al.*, 2006a, 2006c, 2008). En la vigilancia realizada a partir de esa fecha, se han detectado dos crisis volcánicas importantes en Decepción, en diciembre y enero de 1991 y en enero y febrero de 1999. En 1992, para la elaboración del mapa topográfico de isla Decepción a escala 1:25 000, el Centro Geográfico del Ejército Español (CGE) estableció como valor inicial para la ondulación del geoide (N) un valor convencional de 13 metros (CGE 1992). Este mapa junto a la ortoimagen de Isla Decepción a escala 1:20 000, son referentes cartográficos para la comunidad científica (Berrocoso *et al.*, 2012).

Se establecieron dos bases gravimétricas que han permitido el enlace de las observaciones con el continente sudamericano y también de las observaciones marinas con la red gravimétrica terrestre en Ushuaia (Argentina), Punta Arenas (Chile), BAE "Juan Carlos I" (isla Livingston), Base Gravimétrica Argentina y Base Gravimétrica Española en isla Decepción (Carbó *et al.*, 2001; Berrocoso *et al.*, 2007, 2008). Los trabajos de Carbó *et al.* (2001), dieron como resultado los mapas de anomalías de Bouguer, tanto en Puerto Foster como en la parte exterior de isla Decepción.

El primer geoide experimental de isla Decepción fue calculado según los trabajos de (Berrocoso *et al.*, 2007, 2008). El mapa de ondulaciones del geoide de este trabajo se encuentra disponible en el Sistema Web SIMAC (Sistema de Información Multidisciplinar de Apoyo Científico para Isla Decepción) y también es explicado en Torrecillas *et al.* (2006). Los valores de N de este primer geoide experimental fueron calculados con la cota ortométrica de 5.43 msnm definida para LN00, obteniendo un valor medio 19.59 m para N en isla Decepción. Este valor tiene una diferencia de más de 6 metros respecto al valor definido por el CGE (1992), sus detalles se pueden ver en Berrocoso *et al.* (2006a, 2007, 2008, 2012).

En este trabajo se presentan los resultados de nuevas observaciones de mareas en las estaciones de DECMAR y LIVMAR, con series de más de dos años de observación y que tienen como objetivo la obtención de nuevas constituyentes de marea, la determinación del nivel medio del mar y la determinación de un modelo de geoide de precisión para esta zona de la Antártida.

2. Área de estudio

El área de estudio pertenece a la cuenca del Bransfield situada entre la Península Antártica y el archipiélago de las Shetland del Sur. Las Islas Livingston y Decepción, forman parte de este archipiélago y se encuentran localizadas en

el límite norte del Estrecho, siguiendo aproximadamente la prolongación del eje de expansión de la cuenca NE-SO. La cuenca del Bransfield, geodinámicamente se encuentra asociada a un área muy compleja, comprende parte del Cono Sur del Continente Americano, el Pasaje de Drake, las islas Shetland del Sur y la Península Antártica. Esta complejidad se debe a la confluencia de dos placas tectónicas principales: la placa Sudamericana y la placa Antártica; y tres micro placas que interactúan, la de Scotia, Drake (ex-Phoenix) y la de las Shetland del Sur, que según varios autores tienen un movimiento tectónico de 1,0 cm/año (González-Ferrán, 1991; Smellie *et al.*, 1995; Fernández-Ros, 2006; Solari *et al.*, 2008; Taylor *et al.*, 2008).

El estrecho de Bransfield es una cuenca marginal activa en donde se ha identificado un eje de extensión con dirección NE-SW entre los paralelos 60° y 63° Sur, está protegido de mar abierto por las islas Smith, Snow y Livingston por el norte y al oeste, y por las islas Greenwich, Robert, Nelson y Rey Jorge, al norte y al este (Lenn *et al.*, 2003). Está ocupada por seis edificios volcánicos alineados aproximadamente a lo largo de la dirección principal de la cuenca (Gracia *et al.*, 1997). En Berrocoso *et al.* (2008) se dan más detalles sobre la tectónica regional.

Isla Decepción es un volcán activo, geológicamente muy joven, menos de 0,75 Ma (Valencio *et al.*, 1979) y con erupciones históricas datadas en 1839, 1842, 1912, 1917, 1967, 1969 y 1970 (Smellie *et al.*, 2002). La forma actual de la isla se debe al colapso de un enorme edificio volcánico, dejando una isla en forma de herradura con una caldera inundada, que ha formado una entrada de mar de 9-10 km de diámetro llamada Port Foster. Se comunica al estrecho de Bransfield a través de un paso angosto y poco profundo, de unos 500 metros denominado Fuelles de Neptuno (Smith *et al.*, 2003). Una explicación detallada de las diferentes hipótesis de la formación de la isla y su bahía la podemos ver en Martí *et al.* (1996), Smellie (2001, 2002), Smellie *et al.* (2002), Fernández-Ros (2006) y Maestro *et al.* (2007).

En la isla se encuentran las bases antárticas "Gabriel de Castilla" (España) y "Decepción" (Argentina). Además, se encuentran las ruinas de la una ex-Base Chilena, cuyo funcionamiento terminó violenta y definitivamente el 4 de diciembre de 1967 con la última erupción volcánica, las ruinas de una factoría ballenera que estuvo operativa hasta 1931 y la base británica "Station B-Deception Island" abandonada el 23 de febrero de 1969. En la isla se encuentra instalada la estación mareográfica DECMAR, ubicada en Punta Colatinas a unos 3 km al sur de la BAE Gabriel de Castilla y aproximadamente a la misma distancia de los Fuelles de Neptuno.

La isla Livingston es la segunda isla en tamaño, ubicada al sur de archipiélago de las Islas Shetland, tiene unos 70 km de largo y un ancho variable de 4-32 km. En esta isla sin actividad volcánica se encuentran las bases antárticas "Juan Carlos I" (España), San Clemente de Ohrid (Bulgaria) y la base Shirreff (Chile). También está el Campamento Científico Livingston (Argentina) en la península Byers y la Cape Shirreff Field Station (USA). La estación mareográfica LIVMAR

se encuentra instalada en Caleta Johnson muy cerca de la base "Juan Carlos I". Unos 20 km al sur de Livingston está la isla Decepción, siendo la distancia de navegación entre ambas bases de unos 50 kilómetros. La Figura 1 muestra el área de estudio y la ubicación de las estaciones mareográficas.

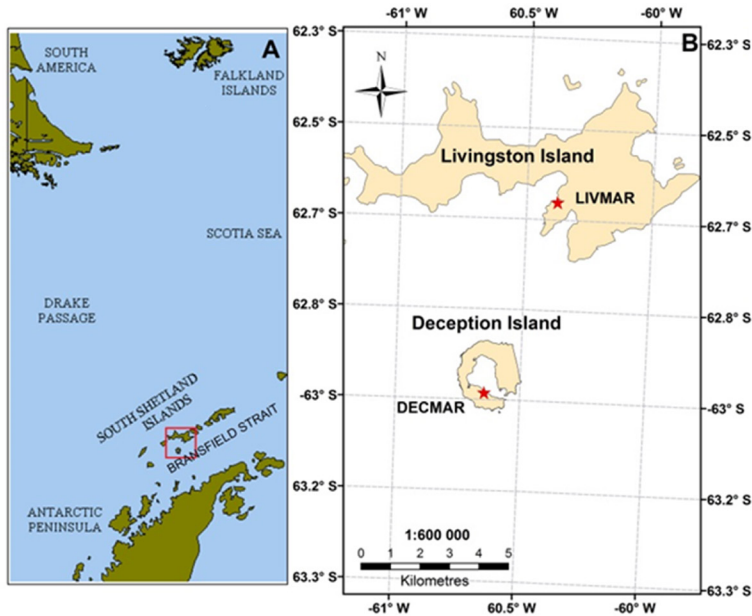


Figura 1. a. Área de estudio (polígono rojo), b. Islas Livingston y Decepción. Las estrellas rojas indican la ubicación de las estaciones mareográficas DECMAR and LIVMAR.

3. Metodología, instrumentación y datos

3.1. Marco geodésico y gravimétrico

El marco de referencia geodésico de nuestra área de estudio está compuesto por las diferentes redes geodésicas establecidas en la Antártida, entre las que se encuentran: Red Geodésica de la Antártida Española (RGAE), Red Geodésica de Isla Decepción (REGID), Red de Nivelación de Isla Decepción (RENID) y la Red Gravimétrica de Isla Decepción (REGRID), esta última constituye el marco gravimétrico de la isla.

Todas las estaciones de estas redes están dotadas de coordenadas geocéntricas tridimensionales (X, Y, Z), transformadas a coordenadas geodésicas latitud (ϕ), longitud (λ) y altura elipsoidal (h) referidas al Marco Internacional de Referencia Terrestre ITRF2000.0 y ajustadas con un cierre de precisión

milimétrico (Altamimi, Sillard y Boucher, 2002), como veremos más adelante. Para los trabajos cartográficos se han utilizado las coordenadas s planas rectangulares UTM (Universal Transversa de Mercator) para la Zona UTM 20 sur, Meridiano Central 63° de longitud oeste.

3.1.1. Red Geodésica de la Antártida Española (RGAE)

La red RGAE fue la primera red diseñada en la Antártida por investigadores españoles, para definir un marco de referencia geodésico en la región de las Islas Shetland del Sur, el Mar de Bransfield y la Península Antártica (Figura 2).

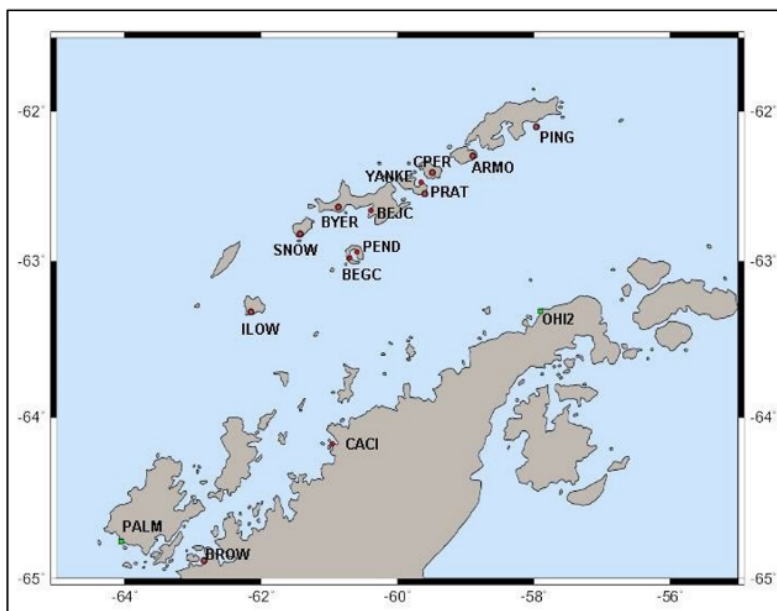


Figura 2. Red RGAE y la ubicación de sus vértices geodésicos.

Utilizando algunos vértices de esta red como puntos fundamentales, se determinaron las coordenadas de los vértices de la red REGID. Para este trabajo se utilizaron los siguientes: BEJC (BAE “Juan Carlos I”, isla Livingston), BEGC (BAE Gabriel de Castilla, isla Decepción), PEND (Caleta Péndulo, isla Decepción). Mayores detalles de esta red geodésica (Berrocoso *et al.*, 2006a, 2006b, 2006c, 2008).

3.1.2. Red Geodésica de Isla Decepción (REGID)

La Red REGID es la segunda red geodésica establecida en la Antártida, específicamente en isla Decepción, con la finalidad de constituir el marco de

referencia geodésico para cualquier actividad científica o técnica y establecer los puntos de control para determinar los modelos de deformación horizontal debidos a la actividad volcano-tectónica. La red está constituida por 13 vértices geodésicos distribuidos alrededor de Puerto Foster, que se pueden ver y en la Figura 3 y coordenadas ajustadas de la red se muestran en la Tabla 1. El benchmark geodésico LN000 ha sido incluido en la red REGID, pues constituye el Punto Fundamental de Referencia Vertical de la red. Más detalles de la misma los podemos ver en Berrocoso *et al.* (2006a, 2006b, 2007, 2008).

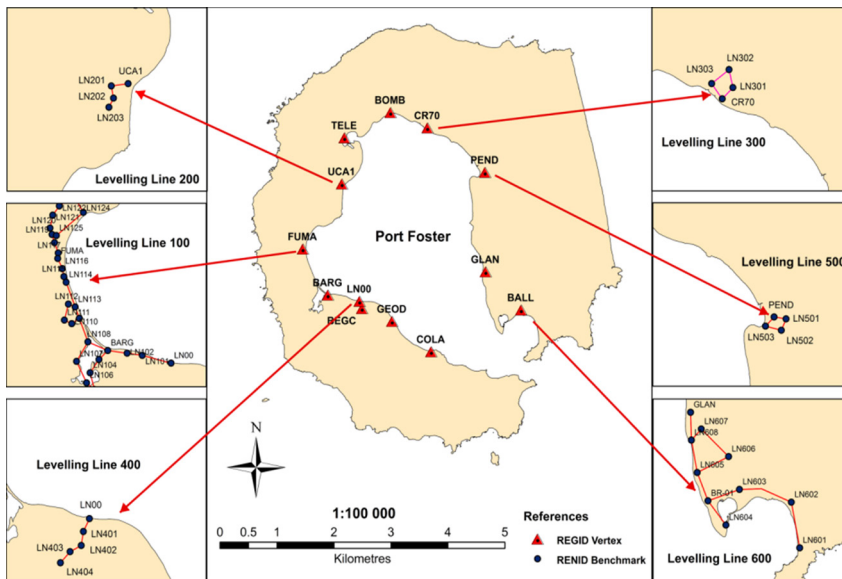


Figura 3. Red de Nivelación de Islas Decepción (RENID).

Tabla 1. Vértices red REGID. Coordenadas y precisiones (ITRF 2000.0)

No	VERTICE	Latitud S (° ' ")			Longitud W (° ' ")			h (m)	$\sigma\phi$ (m)	$\sigma\lambda$ (m)	σh (m)
1	BEGC	62	58	43.6576	60	40	27.5304	82.070	0.001	0.001	0.002
2	BALL	62	58	38.5553	60	33	52.5089	25.968	0.003	0.001	0.006
3	FUMA	62	57	41.0170	60	42	59.3471	22.911	0.001	0.001	0.006
4	PEND	62	56	09.8456	60	35	34.3437	28.841	0.001	0.001	0.003
5	COLA	62	59	27.9180	60	37	31.8014	48.050	0.003	0.001	0.009
6	GLAN	62	57	58.3621	60	35	23.8528	27.541	0.003	0.003	0.012
7	GEOD	62	58	56.4127	60	39	11.7290	42.182	0.003	0.001	0.009
8	UCA1	62	56	28.4103	60	41	28.0891	28.667	0.003	0.001	0.009
9	CR70	62	55	23.6706	60	38	01.0013	23.600	0.003	0.003	0.015
10	TELE	62	55	37.9905	60	41	25.5485	23.791	0.003	0.003	0.012
11	BOMB	62	55	08.4201	60	39	33.8481	23.785	0.003	0.003	0.015
12	BARG	62	58	30.2679	60	41	53.3601	22.283	0.001	0.001	0.006

3.1.3. Red de Nivelación de Isla Decepción (RENID).

La red de nivelación RENID consta de 60 marcas de nivelación (*benchmarks*), divididas en seis líneas de nivelación independientes.

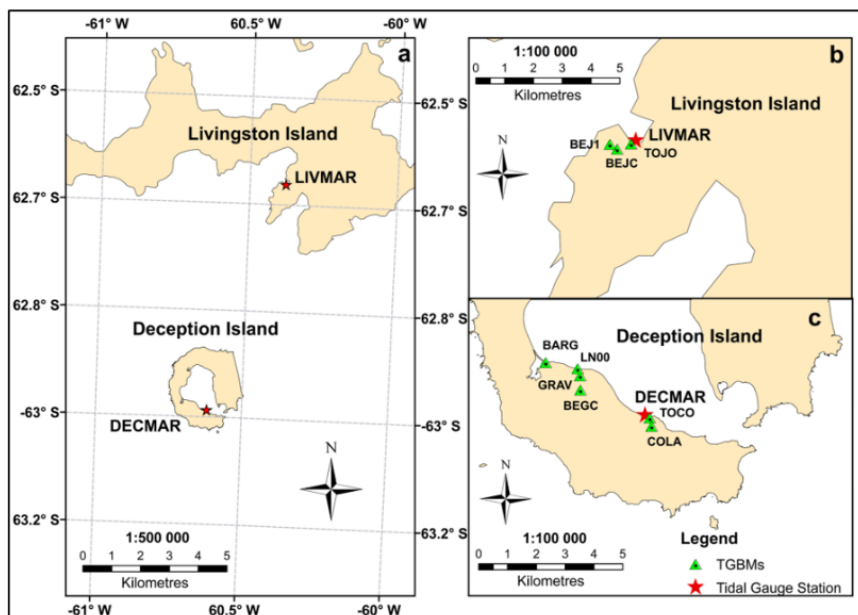


Figura 4. a. Ubicación de las estaciones mareográficas, b. Isla Livingston, ubicación de LIVMAR y sus correspondientes TGBM, c. Isla Decepción, ubicación de DECMAR y sus correspondientes TGBM.

El punto fundamental de referencia de altitud es el LN00, situado junto a la Base Antártica Española "Gabriel de Castilla" y las líneas de nivelación que están vinculada al menos a uno de los vértices geodésicos de la red REGID, fueron establecidas en diferentes trabajos (Berrocoso *et al.* 2006a, 2006b, 2007, 2008; Vidal *et al.* 2012). La Figura 4 muestra las diferentes líneas de nivelación que componen la red RENID y los vértices geodésicos de la red REGID a los que están vinculados. En la Tabla 2 se muestran los datos de nivelación obtenidos en todos los puntos pertenecientes a la red RENID, así como los errores asociados a cada uno de ellos.

3.1.4. Red Gravimétrica de isla Decepción, REGRID

Para complementar las redes REGID y RENID en cuanto al seguimiento de la deformación vertical en isla Decepción, se estableció la red gravimétrica REGRID

Tabla 2. Puntos de la red RENID y con sus diferencias de nivel y sus errores asociados

No	ESTACION	Δn 2014 (m)	$\sigma \Delta n$ 2014 (m)	No	ESTACION	Δn 2014 (m)	$\sigma \Delta n$ 2014 (m)
1	LN00	0.000	0.008	34	LN119	-1.94	0.020
2	BEGC	57.025	0.003	35	LN120	-0.38	0.020
3	BALL	0.723	0.026	36	LN121	2.949	0.018
4	FUMA	-2.771	0.007	37	LN122	5.776	0.018
5	PEND	3.562	0.038	38	LN123	12.02	0.013
6	COLA	22.847	0.010	39	LN124	0.051	0.008
7	GLAN	2.213	0.033	40	LN125	-4.123	0.002
8	GEOD	17.018	0.014	41	LN201	17.845	0.009
9	UCA1	3.513	0.032	42	LN202	6.567	0.011
10	CR70	-1.531	0.042	43	LN203	12.550	0.022
11	TELE	-1.394	0.068	44	LN301	5.757	0.046
12	BOMB	-1.353	0.020	45	LN302	19.817	0.050
13	GRAV	23.456	0.000	46	LN303	-0.109	0.034
14	BARG	-2.883	0.008	47	LN401	4.645	0.003
15	TOCO	-3.640	0.008	48	LN402	12.409	-0.013
16	LN101	2.136	0.003	49	LN403	20.640	-0.020
17	LN102	8.606	0.004	50	LN404	32.454	-0.012
18	LN103	-0.756	0.008	51	LN501	-2.270	0.074
19	LN104	-3.485	0.014	52	LN502	19.396	0.056
20	LN105	4.960	0.009	53	LN503	26.238	0.061
21	LN106	1.167	0.006	54	BR-01	17.059	0.031
22	LN107	2.843	0.007	55	LN601	-4.347	0.054
23	LN108	0.266	0.000	56	LN602	1.785	0.050
24	LN109	3.758	0.004	57	LN603	8.617	0.043
25	LN110	20.362	0.003	58	LN604	-3.911	0.046
26	LN111	24.279	0.001	59	LN605	3.668	0.048
27	LN112	10.539	0.009	60	LN606	7.238	0.053
28	LN113	-1.488	0.004	61	LN607	12.875	0.074
29	LN114	-4.002	0.008	62	LN608	1.995	0.070
30	LN115	-4.655	0.011				
31	LN116	-3.804	0.011	201	BEJC	0.000	0.000
32	LN117	-3.74	0.012	202	BEJ1	1.025	0.002
33	LN118	-2.082	0.012	203	TOJO	-9.482	0.000

durante la Campaña Antártica 2002-03. Se realizó el enlace gravimétrico entre el continente sudamericano y las Islas Shetland del sur. El enlace se realizó desde la base gravimétrica APPA (Punta Arenas, Chile) hasta el vértice geodésico BEJC (BAE "Juan Carlos I" en la isla Livingston) y desde este se realizó el enlace con el vértice GRAV, definido como la Base Gravimétrica de Decepción (Berrocoso *et al.*, 2008). Los datos obtenidos en estos enlaces se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Enlace gravimétrico entre el continente sudamericano y las islas Shetland del Sur (isla Livingston e isla Decepción)

Base Gravimétrica (enlace)	Valor Gravedad (mGal)	Desviación Estándar (mGal)	Número de enlace
APPA	981320.8100	0.0150	1
BEJC	982212.8190	0.1374	1
GRAV	982202.5445	0.1866	1

La red REGRID está compuesta por 12 estaciones geodésicas de la red REGID, 50 marcas de nivelación de la red RENID y 46 puntos gravimétricos auxiliares, en total 108 puntos. Todos estos puntos constituyen el marco de referencia gravimétrico en la isla y al cual están referidas todas las medidas de gravedad.

Esta red dispone además del pilar gravimétrico situado en el Sótano de la antigua Base Argentina y de la nueva Base Gravimétrica de isla Decepción, el vértice GRAV, que constituye el Punto Fundamental de la red. En la Tabla 4 se muestran los puntos principales de la red RE-GRID con valores de gravedad y sus errores asociados. Más detalles en Jigena *et al.* (2016).

Tabla 4. Medidas red gravimétrica REGRID y sus errores asociados

No	ESTACION	GRAVEDAD (G; mGal)	σ G (mGal)	No	ESTACION	GRAVEDAD (G; mGal)	σ G (mGal)	No	ESTACION	GRAVEDAD (G; mGal)	σ G (mGal)
1	LN00	982206.408	0.051	22	LN108	982206.612	0.102	43	LN301	982200.833	0.056
2	BEGC	982196.927	0.021	23	LN109	982205.950	0.100	44	LN302	982199.515	0.061
3	BALL	982204.414	0.027	24	LN110	982203.095	0.096	45	LN303	982202.097	0.051
4	FUMA	982204.912	0.026	25	LN111	982202.109	0.089	46	LN401	982206.461	0.053
5	PEND	982202.237	0.022	26	LN112	982204.271	0.077	47	LN402	982205.851	0.064
6	COLA	982205.580	0.035	27	LN113	982206.870	0.059	48	LN403	982204.553	0.065
7	GLAN	982201.404	0.040	28	LN114	982206.167	0.053	49	LN404	982202.775	0.054
8	GEOD	982203.666	0.028	29	LN115	982206.008	0.061	50	LN501	982203.602	0.071
9	UCAI	982201.949	0.029	30	LN116	982205.614	0.054	51	LN502	982200.069	0.075
10	CR70	982201.672	0.032	31	LN117	982205.665	0.060	52	LN503	982198.328	0.057
11	TELE	982204.877	0.034	32	LN118	982204.907	0.077	53	BR-01	982200.614	0.053
12	BOMB	982204.710	0.038	33	LN119	982204.957	0.092	54	LN601	982205.191	0.049
13	GRAV	982202.545	0.006	34	LN120	982204.608	0.094	55	LN602	982204.490	0.051
14	BARG	982206.942	0.018	35	LN121	982204.254	0.092	56	LN603	982203.097	0.052
15	LN101	982205.937	0.059	36	LN122	982204.026	0.086	57	LN604	982205.008	0.050
16	LN102	982204.751	0.052	37	LN123	982203.253	0.075	58	LN605	982202.019	0.066
17	LN103	982206.520	0.058	38	LN124	982204.803	0.058	59	LN606	982202.965	0.068
18	LN104	982207.415	0.077	39	LN125	982205.356	0.087	60	LN607	982200.233	0.050
19	LN105	982206.059	0.089	40	LN201	982200.860	0.078	61	LN608	982201.389	0.061
20	LN106	982207.936	0.096	41	LN202	982202.898	0.078	62	TOCO	982205.580	0.006
21	LN107	982205.767	0.100	42	LN203	982202.238	0.087				

3.2. Marco oceanográfico

El marco oceanográfico en el área de estudio está definido por las estaciones mareográficas, puntos de control de mareógrafos (TGBM, en inglés: Tide Gauge

benchmark), puntos auxiliares de referencia de mareógrafos (TGAR, en inglés: Tide Gauge Auxiliary Reference) y los vértices de referencia. Se instalaron dos estaciones mareográficas en las islas Livingston y Decepción denominadas LIVMAR y DECMAR, que se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Estaciones mareográficas y sus marcas de referencia geodésicas, TGBM y TGAR

Estaciones de Marea	Vértices Geodésicos	TGBM	TGAR
LIVMAR	BEJ1	TOJO	CIJO
DECMAR	COLA	TOCO	CINF, CSUP

La Figura 4 muestra la ubicación de las estaciones mareográficas, con sus respectivos Puntos de Control de Mareógrafos (TGBM) y sus referencias auxiliares (TGAR).

3.3. Equipos utilizados para toma de datos

Los datos de marea se obtuvieron mediante dos sensores de presión y temperatura SAIV modelo TD304, CTD 204 SAIV SD y AQUAlogger PT520. Los sensores de presión fueron fondeados a unos 30 metros de la línea de playa y a profundidades aproximadas de 7.5 y 3.5 metros en LIVMAR y DECMAR respectivamente. Para el fondeo se utilizó una embarcación neumática Zodiac Pro 500.

Las estaciones geodésicas tienen coordenadas absolutas con precisión milimétrica en X, Y, Z, y en latitud (φ), longitud (λ) y altura elipsoidal (h) relativas al Sistema de Referencia ITRF2000.00 (Altamimi *et al.*, 2002). Para el posicionamiento GPS se utilizaron receptores geodésicos Leica GX1230 y TRIMBLE 5700, en posicionamiento estático (fase) con postprocesamiento y antena estándar, como se especifica en Seeber (2003).

La nivelación geométrica se realizó utilizando un nivel óptico Leica modelo NA2 con una precisión de ± 0.7 mm para un kilómetro de doble recorrido. Para las nivelaciones trigonométricas y los enlaces geodésicos, utilizamos la Estación Total Leica modelo TPS 403. A estas medidas realizadas se le aplicaron las correcciones por esfericidad terrestre y efectos de refracción atmosférica.

Las observaciones gravimétricas se realizaron con un gravímetro relativo LaCoste & Romberg modelo D-203. Se aplicaron correcciones de mareas, altura y deriva a todo el conjunto de datos gravimétricos. Los detalles de los sensores y equipos utilizados los podemos ver en Jigena *et al.* (2015, 2016).

4. Resultados y discusión

4.1. Determinación de las constituyentes de marea

El período de registro de marea en ambas estaciones fue del 3 de febrero de 2011 al 11 de abril de 2013 (Figura 5). Todas las medidas de las series se normalizaron

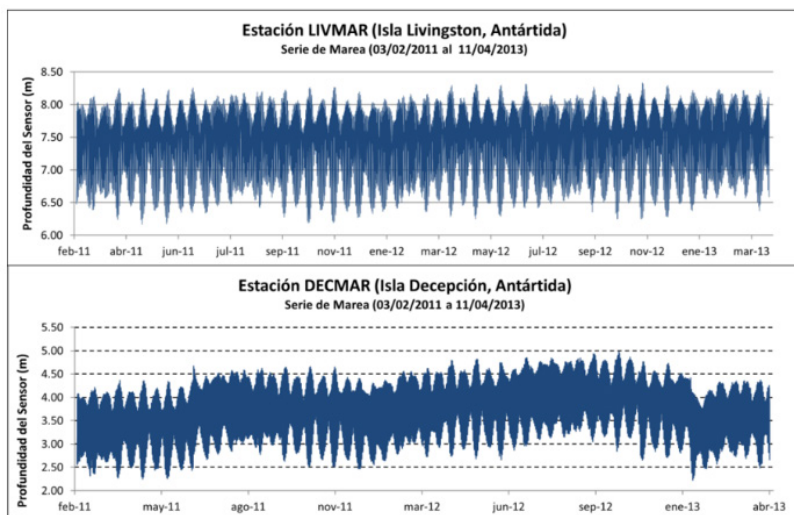


Figura 5. Series de mareas obtenidas en LIVMAR y DECMAR.

a 1 dato/hora. Las series temporales en cada estación fueron sometidas a un análisis armónico utilizando una aplicación desarrollada de acuerdo a Foreman (1977). Durante todo el período del registro de datos de marea, se obtuvieron datos meteorológicos de presión atmosférica y temperatura del aire, tomados por la Agencia Española de Meteorología (AEMET), en las estaciones de “Gabriel de Castilla” (isla Decepción) y “Juan Carlos I” (isla Livingston).

La presión atmosférica en la estación de isla Livingston se tomó como serie de referencia, al ser más estable y completa. La presión atmosférica en Livingston osciló entre un mínimo de 943,35 mb y un máximo de 1 025,59, con un promedio de 988,27 mb utilizado como referencia. Para convertir la presión hidrostática a una altura equivalente del nivel del mar, usamos:

$$h = (P - P_a) / g \quad (1)$$

donde, P es la presión registrada por el sensor del mareógrafo, P_a es la presión atmosférica de referencia, utilizando el valor constante de 988,27 mb, g es la aceleración debida a la gravedad cuyo valor medio en Isla Decepción es 9,822956 m/s² y ρ la densidad del agua en el área de estudio, cuyo valor medio es de 1025 kg/m³, siguiendo las especificaciones de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, 1981, 1994) y Fofonot & Millard (1983). Se realizó la corrección por efecto de barómetro invertido de acuerdo con Muñoz & Abarca (2009).

Las series de marea tienen un total de 19 143 datos horarios, que supone un registro de más de dos años de observación (798 días) en ambas estaciones. En el análisis armónico obtuvimos una condición de matriz de 0.82 y una bondad de ajuste de 0.993, teniendo como resultado 70 constituyentes de marea, siendo diecinueve (19) las más importantes, con amplitud mayor a un centímetro y un aporte de energía del 93% del total de la onda. En todos los análisis armónicos realizados se obtuvo que la mayor cantidad de energía de la onda de marea (85%) es aportada por ocho componentes, cuatro semidiurnas (M2, S2, K2, N2) y cuatro diurnas (K1, O1, P1, Q1), con un aporte similar para cada grupo de aproximadamente un 42,5%. En lo referente a las amplitudes de las series, los resultados muestran que las amplitudes máximas y mínima son de 4 986 m. y 2 224 m con un rango de 2 762 m para DECMAR, y de 8 334 m y 6 169 m con un rango de 2 165 m para LIVMAR. El factor de forma de marea o índice de Courtier (C) obtenido es 0,91 y 0.90 para LIVMAR y DECMAR respectivamente, determina que las mareas tienen un régimen mixto, con una componente predominantemente semidiurnas ($0.25 < C < 1.50$), definidas por Defant (1961), Dragani *et al.* (2004) y Vidal *et al.* (2012).

En general, los resultados en amplitud, desfase y régimen de marea, no difieren significativamente de los obtenidos por (Smithson, 1992; SCAR, 1993; López *et al.*, 1993; García, 1994; Schöne *et al.*, 1998; López *et al.*, 1999; Speroni *et al.*, 2000; Padman *et al.*, 2002; D'onofrio *et al.*, 2003; Dragani *et al.*, 2004;

Tabla 6. Principales constituyentes de marea. Estaciones DECMAR y LIVMAR

Estación LIVMAR				Estación DECMAR			
Constante	Frecuencia	Amplitud (m)	Desfase (grados)	Constante	Frecuencia	Amplitud (m)	Desfase (grados)
M2	0.0805	0.39	290.1	M2	0.0805	0.40	280.5
K1	0.0418	0.27	73.5	K1	0.0418	0.28	68.9
O1	0.0387	0.26	54.9	O1	0.0387	0.27	52.5
S2	0.0833	0.20	351.2	S2	0.0833	0.21	341.2
P1	0.0416	0.09	73.1	P1	0.0416	0.09	68.5
Q1	0.0372	0.06	41.8	K2	0.0836	0.06	338.5
K2	0.0836	0.06	354.6	Q1	0.0372	0.06	40.3
N2	0.0790	0.05	253.8	N2	0.0790	0.05	245.1
MF	0.0031	0.02	195.5	SSA	0.0002	0.04	324.9
NO1	0.0403	0.02	62.3	MF	0.0031	0.02	190.4
MM	0.0015	0.02	128.5	NO1	0.0403	0.02	51.7
L2	0.0820	0.01	308.9	L2	0.0820	0.01	300.2
SSA	0.0002	0.01	133.7	MM	0.0015	0.01	110.3
J1	0.0433	0.01	71.9	T2	0.0832	0.01	348.6
T2	0.0832	0.01	335.4	SIG1	0.0359	0.01	37.0
RHO1	0.0374	0.01	49.4	RHO1	0.0374	0.01	39.6
SIG1	0.0359	0.01	37.9	J1	0.0433	0.01	68.5
2Q1	0.0357	0.01	29.2	NU2	0.0792	0.01	243.6
NU2	0.0792	0.01	250.6	2Q1	0.0357	0.01	25.0
Longitud serie (días)		797.63		Longitud serie (días)		797.63	
Datos Observados		19143		Datos Observados		19143	
Condición de Matriz		0.82		Condición de Matriz		0.82	
Ajuste		0.993		Ajuste		0.993	
Courtier		0.91		Courtier		0.90	

Vidal *et al.*, 2012), sin embargo, se observan variaciones significativas en la constituyente K1 con respecto a los valores dados por (Dragani *et al.*, 2004, Vidal *et al.*, 2012). El resultado del ajuste entre los datos reales y los datos predichos es de un 99.3%, que es un parámetro excelente y muy representativo para realizar predicciones en base a los datos obtenidos y utilizados en el análisis. Los resultados obtenidos en amplitud y desfase de las principales componentes de marea en ambas estaciones se muestran en la Tabla 6 y mayores detalles se pueden consultar en Jigena *et al.* (2015).

4.2. Determinación del Nivel Medio del Mar y georreferenciación vertical

Para el control vertical, los datos de marea fueron referidos altimétricamente a un TGBM, que a su vez está enlazado con otras marcas auxiliares de referencia de nivel TGAR y con el vértice geodésico más cercano, STGPS (en inglés: Station GPS). Toda la referenciación altimétrica se realizó mediante nivelación geométrica y el esquema de la misma lo podemos ver en la Figura 6. Las mediciones de control, entre el PTG (en inglés: Principal Tide Gauge) y el TSG (en inglés: Tide Staff Gauge) se realizaron en días escogidos, sin viento y sin olas (mar en calma) tomando las lecturas simultáneas al menos 1 hora, con una frecuencia de 10 minutos.

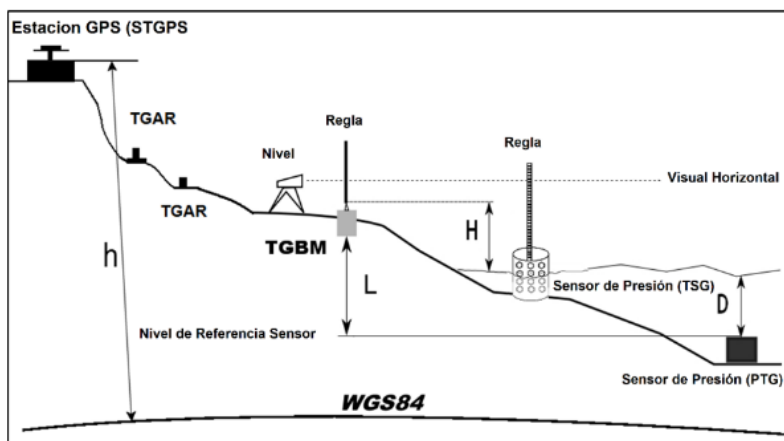


Figura 6. Vinculación altimétrica entre los TGBM (marca de referencia de mareógrafos), TGAR (marca auxiliar de referencia), PTG (sensor principal) y TSG (sensor móvil).

Fuente: adaptada de Jigena *et al.* (2015).

Se realizó un ajuste lineal entre la lectura del sensor principal PTG, transformada a profundidad y corregida por presión atmosférica (D), contra los datos de altura (H) tomados por el sensor de control TSG, instalado en la regla de marea y corregidos por la referencia al TGBM mediante nivelación geométrica. Este ajuste nos proporciona un valor medio del nivel de marea para cada instante de la lectura referido al TGBM y los valores medios de profundidad de fondeo de los sensores y cuyos resultados se aprecian en la Figura 7. Los detalles y la metodología se encuentran explicados en Vidal *et al.* (2012) y Jigena *et al.* (2014, 2015).

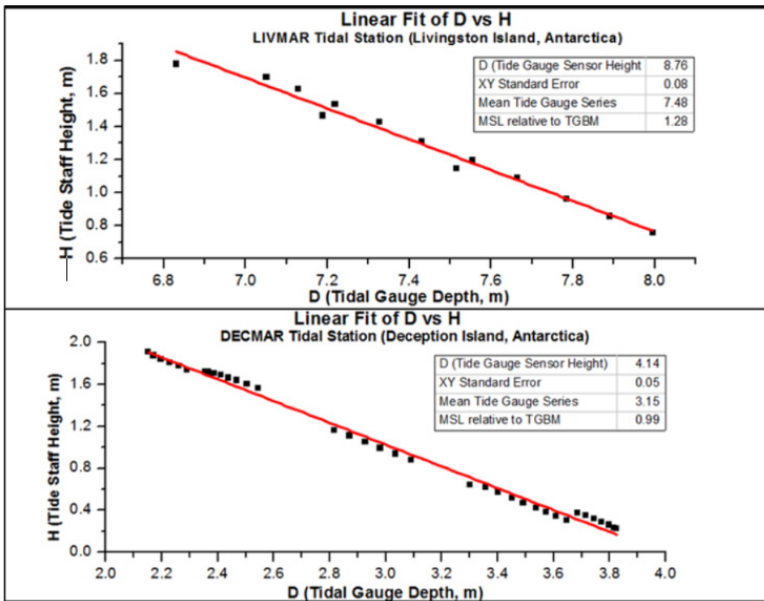


Figura 7. Ajuste lineal entre las medidas instantáneas del nivel medio del mar.

En la Tabla 7 vemos la relación entre las estaciones mareográficas con respecto a los vértices geodésicos de referencia, con los resultados obtenidos en los vértices de BEJC, COLA y LN00, con los errores estimados asociados a los mismos. El valor obtenido del Nivel Medio del Mar (NMM) se corresponde con el valor de la altura ortométrica (H) para el TGBM de referencia con su error correspondiente en la determinación del NMM para cada estación, para DECMAR (CINF) y para LIVMAR (CIJO).

Se obtuvo una altura ortométrica muy precisa en todos los puntos de control de mareógrafos (TGBM) y en los vértices geodésicos de referencia (BEJC, COLA y LN00), corregida por efectos gravimétricos. La nivelación geométrica entre los TGBM, TGAR y los vértices geodésicos de referencia (STGPS) cumple con los estándares para nivelación geométrica de Primer Orden Geodésico.

El benchmark LN00, fue definido como Punto Fundamental de Referencia Altimétrica de la red REGID y RENID, y su cota ortométrica queda determinada en 6 200 msnm. En la Tabla 7 se muestran los resultados finales del cálculo de los valores del NMM, donde el valor calculado del error de H (σ_H) incluye el error por medida y lectura del NMM. Además en la tabla h = altura alipsoidal; Δn = Diferencia de nivel (nivelación geométrica); N = Ondulación del geoide; H = Altura Ortométrica.

Tabla 7. Valores del Nivel Medio del Mar (NMM) y variables asociadas, en los vértices de referencia de las estaciones mareográficas DECMAR y LIVMAR

	DECMAR (Isla Decepción)		LIVMAR (Isla Livingston)
	COLA	LN00	BEJC
h (m)	47.985 ± 0.002	25.069 ± 0.002	32.350 ± 0.001
g (mgal)	982205.580 ± 0.035	982206.408 ± 0.051	982212.819 ± 0.137
Dn (m)	29.047 ± 0.003	6.200 ± 0.007	12.418 ± 0.003
N (m)	18.966 ± 0.037	18.932 ± 0.056	19.932 ± 0.017
H (m)	29.05 ± 0.09	6.20 ± 0.11	12.42 ± 0.10

Las nuevas cotas ortométricas obtenidas tienen una diferencia + 0,06 m para BEJC y de + 0.20m para COLA, respecto a los valores obtenidos por (Vidal *et al.*, 2012). En general, los resultados obtenidos en este trabajo han mejorado los trabajos anteriores realizados en la zona (SHN, 1970; Dragani *et al.*, 2004; Vidal *et al.*, 2012).

4.3. Determinación del Geoide GEIODEC14

Otro de los resultados de este trabajo, fue la determinación de un geoide experimental de precisión para la isla Decepción, denominado GeoiDEC14, además de tres puntos dotados con ondulación del geoide en isla Livingston, en el área aledaña a la BAE "Juan Carlos I" y a Caleta Johnsons. Para la determinación del geoide de precisión se utilizó la metodología GPS/Nivelación/Gravedad, debido a que la misma computacionalmente es fácil de implementar, ya que simplemente se manejan vectores del tamaño de la cantidad de datos disponibles y el método se basa en la resolución de ecuaciones de segundo grado.

El método desarrollado está basado en la determinación de la ondulación del geoide (N) a partir de la diferencia entre la altura elipsoidal (h), obtenida directamente mediante observaciones GPS, y la altura ortométrica (H) obtenida por nivelación geodésica, geométrica o trigonométrica y corregida por efectos gravimétricos mediante medidas de la gravedad (Heiskanen & Moritz, 1985; Torge, 2001; Berrocoso *et al.*, 1996), para ello utilizamos la fórmula que aproximadamente es igual a:

$$h = H + N \quad (2)$$

donde h es la altura elipsoidal, H la altura ortométrica y N es la ondulación del geode. Sabiendo que en un punto P de la superficie terrestre se conocen la cota ortométrica (H) y la altura elipsoidal (h), se puede determinar de forma muy aproximada la ondulación del geode (N). La altura elipsoidal (h) la obtenemos directamente por observaciones GPS y partimos de un punto de altura ortométrica (H) conocida, el problema para la aplicación del método se reduce a obtener la altura ortométrica en los demás puntos. Para calcular la altura ortométrica en un punto P_j (H_{P_j}), obtenemos el siguiente desarrollo que nos permita calcular el de H partiendo de la diferencia de alturas ortométricas $\Delta H_{P_i;j}$ entre el punto de cálculo P_j y el punto de referencia P_i , y que nos dé como resultado la siguiente ecuación:

$$0.0424 \cdot 10^{-3} H_{P_j}^2 + g_{P_i} H_{P_j} - (g_{P_j} \Delta n_{P_i;j} + g_{P_i} H_{P_i} + 0.0424 \cdot 10^{-3} H_{P_i}^2) = 0 \quad (3)$$

Es una ecuación de segundo grado, donde la incógnita es la altura ortométrica (H_{P_j}) del punto P_j que puede ser calculada a partir de la altura ortométrica (H_{P_i}) en el punto de referencia P_i , la diferencia de nivel $\Delta n_{P_i;j}$ entre los puntos P_i y P_j y los valores de la gravedad absoluta en estos puntos, g_{P_i} y g_{P_j} .

Tabla 8. GeoDEC14: Valores ondulación del geode y sus errores estimados

No.	ESTACION	N 2014 (m)	σN 2014 (m)	No.	ESTACION	N 2014 (m)	σN 2014 (m)	No.	ESTACION	N 2014 (m)	σN 2014 (m)
1	LN00	18.932	0.091	35	LN122	18.592	0.119	69	EG11	18.925	0.188
2	BEGC	18.744	0.092	36	LN123	18.092	0.110	70	EG13	18.909	0.188
3	BALL	19.156	0.119	37	LN124	18.655	0.106	71	EG14	18.928	0.188
4	FUMA	19.485	0.100	38	LN125	18.547	0.101	72	G02	18.467	0.188
5	PEND	19.082	0.129	39	LN201	18.925	0.102	73	G03	18.493	0.188
6	COLA	18.916	0.106	40	LN202	18.900	0.100	74	G04	18.555	0.188
7	GLAN	19.083	0.133	41	LN203	18.878	0.112	75	G07	18.829	0.188
8	GEOD	18.905	0.111	42	LN301	18.976	0.140	76	G10	18.873	0.188
9	UCA1	18.978	0.129	43	LN302	18.921	0.144	77	G14	19.309	0.188
10	CR70	18.963	0.145	44	LN303	19.141	0.128	78	G15	19.245	0.188
11	TELE	18.986	0.168	45	LN401	18.390	0.101	79	G16	19.224	0.188
12	BOMB	18.975	0.123	46	LN402	18.610	0.114	80	G17	18.831	0.188
13	GRAV	18.897	0.098	47	LN403	19.029	0.125	81	G18	18.904	0.188
14	LN101	18.934	0.093	48	LN404	18.721	0.116	82	G20	18.837	0.188
15	LN102	18.888	0.095	49	LN501	18.741	0.170	83	G21	18.782	0.188
16	LN103	18.925	0.099	50	LN502	18.525	0.157	84	G22	18.845	0.188
17	LN104	18.958	0.108	51	LN503	19.041	0.162	85	G26	18.940	0.188
18	LN105	18.897	0.109	52	BR-01	18.179	0.130	86	G27	18.883	0.188
19	LN106	18.943	0.101	53	LN601	18.682	0.155	87	G28	19.014	0.188
20	LN107	18.920	0.100	54	LN602	18.507	0.148	88	G31	18.823	0.188
21	LN108	18.909	0.091	55	LN603	18.712	0.144	89	G32	18.861	0.188
22	LN109	18.910	0.095	56	LN604	18.144	0.145	90	G33	18.926	0.188
23	LN110	18.883	0.095	57	LN605	18.275	0.147	91	G34	18.905	0.188
24	LN111	18.890	0.098	58	LN606	19.015	0.153	92	G35	18.945	0.188
25	LN112	18.944	0.100	59	LN607	18.349	0.177	93	G42	18.986	0.188
26	LN113	18.939	0.099	60	LN608	18.704	0.170	94	G43	18.920	0.188
27	LN114	18.936	0.099	61	EG01	19.962	0.188	95	G44	18.880	0.188
28	LN115	18.611	0.108	62	EG02	18.803	0.188	96	G45	18.902	0.188
29	LN116	18.586	0.114	63	EG03	19.085	0.188	97	G48	18.986	0.188
30	LN117	18.958	0.105	64	EG05	19.249	0.188	98	G49	19.042	0.188
31	LN118	18.363	0.112	65	EG06	18.874	0.188	99	G53	18.910	0.188
32	LN119	18.053	0.119	66	EG07	18.814	0.188	100	G55	18.859	0.188
33	LN120	18.173	0.118	67	EG09	18.941	0.188	101	G57	18.872	0.188
34	LN121	18.688	0.120	68	EG10	18.888	0.188	102	TOCU	19.009	0.104

Con estos datos se obtuvo el mapa de curvas de N aplicando el método interpolación para toda la isla (Figura 8a). Igualmente, se obtuvo el mapa de errores en metros de la ondulación del geoides (Figura 8b).

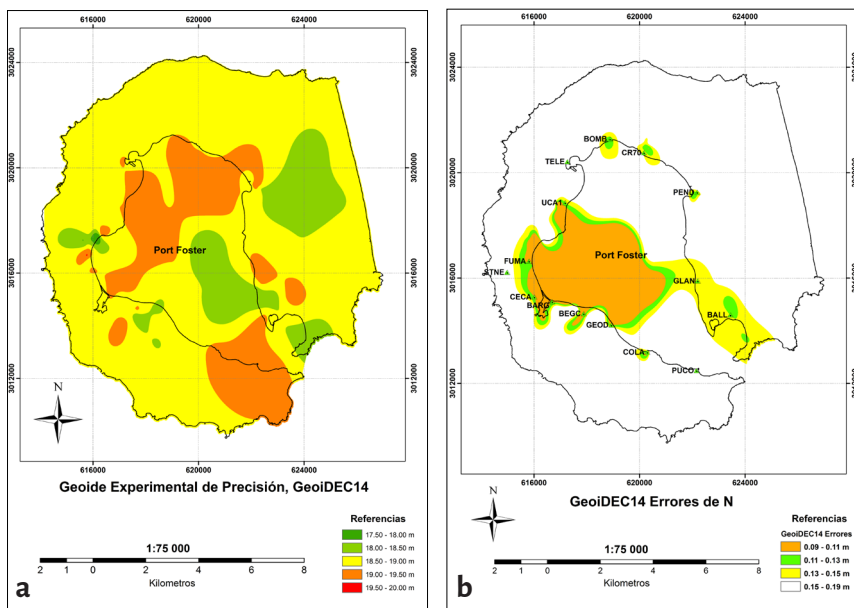


Figura 8. a. Valores de N obtenidos para GeoIDEC14, b. Errores estimados de N agrupados por zonas.

Observamos que los mayores errores se obtuvieron en las zonas Cráteres del 70, Caleta Péndulo y Punta Collins, mientras que en la zona de Bahía Balleneros se observó un cambio de tendencia. En general, los errores estimados en la determinación de GeoIDEC14 no exceden los 20 cm y pueden agruparse en tres tipos y están relacionados geográficamente a un área concreta de la isla como se muestra en la Tabla 9.

Tabla 9. Errores estimados del geoides del GeoIDEC14, agrupados por zonas

AREA	ERROR (m)
Colatinas Point , Gabriel de Castilla Base, Argentine Base, Fumarole Bay, Obsidianas, Pendulum Cove	0.09 - 0.11
Bombs Field, Craters 70, Black Glacier	0.11 - 0.15
Telephon Bay , Collins Point, Lobera Beach	0.15 - 0.19

En la isla Livingston, área de la BAE "Juan Carlos I" y caleta Johnsons, se han establecido tres puntos provistos de ondulación del geoide (N), altura ortométrica y coordenadas absolutas GNSS. En la Tabla 10 se muestran los resultados de estas observaciones en la isla Livingston y la ubicación de las estaciones se muestran en la Figura 4.

Tabla 10. Valores experimentales de N obtenidos en isla Livingston

No	PUNTO	X (m)	Y (m)	N ₂₀₁₄ (m)	σ_N (m)
201	BEJC	633755.090	3049250.005	18.808	0.052
202	BEJ1	633803.084	3049258.486	18.905	0.054
203	TOJO	633624.647	3049599.424	18.917	0.068

La importancia de este trabajo radica en que es el primer modelo de un geoide local de precisión obtenido en una zona volcánica activa, como es el volcán Decepción y en esta zona de la Antártida. Este modelo permitirá realizar trabajos técnicos y científicos y producir resultados con un alto nivel de precisión. Como es un modelo preciso puede técnicamente tener la capacidad de ser utilizado para:

- la calibración de modelos geopotenciales globales,
- la determinación directa de alturas ortométricas combinando el modelo con observaciones GPS,
- en la elaboración de modelos de deformación y en monitoreo de la deformación producida por efectos volcánicos,
- en el diseño de modelos de flujo de lavas y en las previsiones para determinar mapas de peligrosidad y localización de las zonas de riesgo,
- en aplicaciones de oceanografía, control de los niveles del mar, topografía directa con GPS y en aplicaciones geofísicas.

Para obtener el modelo GeiDEC14, hemos utilizado la metodología GPS/nivelación/gravedad realizando el cálculo sobre un total de 108 puntos disponibles en toda la isla, distribuidos homogéneamente en la parte interior de la isla alrededor de Puerto Foster. Estos puntos tienen un valor promedio de ondulación del geoide (N) de 18,83 metros con un rango de valores entre 18,05 y 19,49 metros.

Se obtuvieron tres puntos en isla Livingston, todos se encuentran ubicados en la zona entre la BAE "Juan Carlos I" y caleta Johnson. Estos tres puntos tienen un valor promedio de 18,87 metros, muy similar y coherentes con los obtenidos en isla Decepción. Debido a que estos puntos son muy cercanos su obtención

no es relevante ni suficiente para la determinación de un geoide local en esta área; sin embargo, sirven para contrastar los datos obtenidos de GEO-DEC14 en Decepción.

Se ha realizado una comparación entre las ondulaciones del geoide obtenidas con modelos globales de geoide como el EGM96, EGM2008, AUIB-Grace2003s y ITSG-Grace2014s, además del geoide experimental de isla Decepción 2007 determinado por Berrocoso *et al.* (2007, 2008), contra las obtenidas con el GEOIDEC14, que nos han servido para comparar y analizar sus diferencias con respecto a nuestro geoide experimental. Los resultados se observan en la Figura 9c y Figura 9f, los valores de GeoiDEC14 se han introducido en cuadrícula del EGM08 y GRACE2014s para mostrar su influencia en la generación de los modelos combinados. Podemos observar que GeoiDEC14 tiene valores más pequeños de N, llegando a los 18,05 metros en algunas zonas, valor no alcanzado por ninguno de los geoides globales estudiados.

La comparación muestra una diferencia máxima del valor de N, en los puntos observados de alrededor de 2,5 m con respecto a los antiguos modelos globales EGM96, GRACE03 y EGM2008 (Figuras 9a, 9b y 9d). Respecto a los modelos DEC2007 y GRACE2014 (Figura 9e) la diferencia es de 1,9 m.

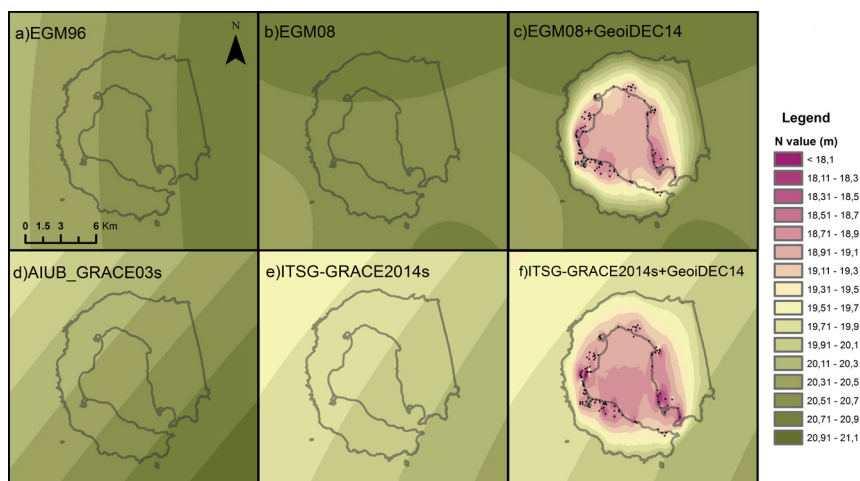


Figura 9. Valores de N obtenidos para a) EGM96, b) EGM08, d) AIUB_GRACE03s, e) ITSG-GRACE2014s, c) and f) muestran los resultados de la inserción de GeoiDEC14 dentro de EGM08 y GRACE2014.

En la Tabla 11 se presenta un análisis estadístico realizado, denominado Tamaño de Efecto (ES, en inglés Effect Size), que nos sirve para comparar diferentes modelos tomando uno de ellos como referencia, en este caso GEOIDEC14 (Ledesma *et al.*, 2008). Los modelos donde ES es mínimo serían aquellos que se acerquen más a nuestro modelo patrón. Los resultados indican que los valores mínimos corresponden a los modelos GRACE2014 y DEC2007. Con este análisis nuevamente se marca una separación entre los modelos y se confirma que estos son los que tienen la mayor precisión y resolución entre los comparados. Este análisis validaría nuestra hipótesis de que el modelo de geoides local de precisión GeoiDEC14 es el modelo más preciso obtenido hasta la fecha en el área de la isla Decepción.

Tabla 11. Resumen estadístico de los valores de N (metros) entre los modelos geopotenciales globales y los modelos locales DEC2007 *versus* GeoiDEC14.

B. Diferencias de N entre modelos respecto a GeoiDEC14. ES_Max y ES_Average es el resultado de aplicar el análisis Tamaño del Efecto (ES)

	A. Resumen Estadístico						A. Diferencias de N respecto a GEOIDEC14				
	GOIDEC14	GEOIDEC07	EGM96	GRACE03	EGM08	GRACE14	Dif EGM96	Dif GRACE03	Dif EGM08	Dif GRACE14	Dif GEOIDEC07
MAX	19.49	20.37	20.69	20.70	20.73	20.18	-0.96	-0.81	-1.12	-0.32	0.26
MIN	18.05	18.77	20.44	20.23	20.57	19.78	-2.51	-2.52	-2.57	-1.90	-1.85
PROMEDIO	18.82	19.64	20.53	20.40	20.64	19.88	-1.71	-1.58	-1.81	-1.06	-0.82
SD	± 0.26	± 0.28	± 0.08	± 0.13	± 0.05	± 0.08	± 0.28	± 0.30	± 0.26	± 0.28	± 0.23
ES_Max	0.00	4.56	4.58	4.69	2.25	3.35					
ES_Promedio	0.00	6.45	5.97	6.86	4.00	3.10					

Los resultados comparativos con otros modelos de geoides indican que los valores mínimos corresponden a los modelos GRACE2014 y DEC2007. Este análisis marca una separación entre los modelos y confirma que estos son los que tienen la mayor precisión y resolución entre los comparados. Este análisis validaría nuestra hipótesis de que el modelo GeoiDEC14 es el más preciso obtenida hasta la fecha en el área de la isla Decepción. La razón de la existencia de una diferencia más pequeña respecto al modelo experimental DEC2007 y al modelo GRACE2014, podemos decir que se deben a que el primero fue obtenido con datos experimentales in situ, mientras que el modelo GRACE2014 es el modelo global más preciso obtenido hasta la fecha, resolución grado 200, que se traduce en una mayor precisión y por lo tanto sus datos se acercan más a modelos obtenidos con datos reales tomados in situ. Más detalles sobre esta comparativa de presentan en Jigena *et al.* (2016).

El estudio de la distribución espacial de los valores de N en GeoiDEC14, muestra que algunas de sus anomalías coinciden con los puntos calientes de la isla, i.e., los valores mínimos se ubican en bahía Fumarolas y bahía Balleneros, que son zonas con presencia de fumarolas y puntos calientes.

Por otro lado, los valores máximos los podemos encontrar en zonas donde existen restos de flujo de lavas, i.e., Colatinas, Glaciar Negro o Punta Murature. Estas anomalías pueden deberse a las propiedades de la corteza o a la densidad del terreno en la zona (Crescentini y Amoruso, 2007), que se pueden apreciar en la geología de la isla.

5. Conclusiones

La Antártica es una región donde los datos de mareas son escasos, por este motivo las series temporales con más de un año de observación son muy valiosas para estudios de geofísica, oceanografía que se requieren en la zona. La importancia de este trabajo radica en que es un trabajo pionero en varios aspectos, entre ellos:

- a. Es el primer estudio con registros de mareas en Decepción y Livingston con más de dos años de observación continua (798 días), corresponden a datos tomados en varias campañas antárticas en las campañas antárticas 2010-11, 2011-12, 2012-13), que ha permitido obtener 70 constituyentes de marea de corto periodo (diurno y semidiurno) y de largo periodo (quincenal, mensual, semi-anual y anual).
- b. También es el primer trabajo donde se determina con mucha precisión el nivel medio del mar (NMM), que es el plano de referencia vertical fundamental, que es de obligada utilización en aplicaciones geodésicas, geofísicas y oceanográficas tanto técnicas como científicas, donde se requiera una referencia altimétrica precisa. Además, con este trabajo se ha iniciado la vinculación a la referencia altimétrica de la redes geodésicas de la Antártica como la RGAE, REGID y RENID, y que continuará en el futuro.
- c. Es el primer modelo de un geoide local de precisión obtenido en una zona volcánica activa, como es el volcán Decepción, y en esta zona de la Antártida y que será de mucha aplicación tanto en proyectos de investigación como en actividades técnicas y de ingeniería.

Con este trabajo se subsanan las carencias de registros de marea continuos y de largo periodo y que además que se encuentren vinculados a sistemas de referencia oficiales (e.g. ITRF, 2000) y referenciados altimétricamente a puntos de referencia vertical permanentes, que sean utilizados a partir de la fecha como benchmarks de referencia de mareógrafos (TGBM).

Otro resultado importante de este trabajo ha sido la obtención de una altura ortométrica precisa en los vértices geodésicos de referencia (BEJC, COLA y LN00) y la monumentación física de las marcas de referencia altimétrica como los (TGBM, Tide Gauge Benchmark) y las marcas auxiliares de referencia de nivel (TGAR, Tide Gauge Auxiliary Reference), que quedaran como datums fundamentales para referencia vertical y horizontal de las estaciones

mareográficas de LIVMAR y DECMAR, y que utilizaremos posteriormente para la determinación del nivel medio del mar en la zona.

El modelo de geoide GEODEC14, ha sido obtenido mediante el método directa GPS-Nivelación-Gravedad, combinando datos de GPS, de nivelación y gravimetría para determinar la ondulación del geoide con la mayor precisión posible y que ha hecho posible contar con un modelo de geoide cuya precisión es superior a la de cualquier modelo global existente a la fecha e inclusive a modelos experimentales obtenidos anteriormente, como es el modelo experimental local DEC2007.

El nuevo modelo local GeoiDEC14, al tener una mayor precisión, combinado con el GPS, permite determinar las alturas ortométricas directamente y con la precisión suficiente para ser utilizado en aplicaciones de geofísica, topográfica y oceanográficas en toda el área de estudio, principalmente en la zona interior de la isla Decepción, alrededor de Puerto Foster.

El nivel medio del mar (NMM) es el plano de referencia vertical fundamental, de obligada utilización en aplicaciones geodésicas, geofísicas y oceanográficas tanto técnicas como científicas. Este trabajo es uno de los primeros de una serie de estudios de marea utilizando series de datos a largo período y que en el futuro podrá ser vinculado para la referenciación altimétrica de la Red Geodésica de Isla Decepción (REGID) y la Red Geodésica de la Antártida Española (RGAE).

Para el presente trabajo, se estudió también la posibilidad de aplicar otras metodologías para la determinación del geoide, entre ellas el método Remove-Restore, sin embargo los resultados obtenidos no fueron muy satisfactorios (Berrococo *et al.*, 2008). Además, este método es difícil aplicación en la zona debido a la falta de datos, i.e., Modelo Digital del Terreno (DTM), Modelo Digital de Elevación (DEM); que sería fundamental para obtener con esta metodología un modelo de geoide preciso.

Es importante señalar que este geoide experimental, GeoiDEC14, puede mejorarse en el futuro, mediante la adición de datos de la zona exterior de la isla, ya que la altura ondulación del geoide en la parte externa de la isla se obtuvo por extrapolación, tomando los valores de los puntos ubicados en la bahía interior, lo que implica una mayor error en la parte exterior de la isla. También sería de mucha ayuda añadir medidas gravimétricas marinas tanto en el interior de Puerto Foster como en la zona del estrecho de Bransfield entre las islas Livingston y Decepción. Es aconsejable que en trabajos futuros se realice un nuevo levantamiento altimétrico, con la finalidad de corregir los errores de marco de referencia altimétrico definido en 2003 y redefinir un nuevo marco de referencia con las nuevas precisiones alcanzadas.

Considerando, que hemos obtenido nuevos valores altimétricos en los puntos de referencia de la redes REGID y RENID que han mejorado el plano de referencia vertical (NMM), por lo que actualmente disponemos de un marco de referencia actualizado, es conveniente completar este estudio con datos satélite de radar altímetro de radar de las medidas instantáneas del nivel del mar.

Por último, en isla Livingston, proporcionamos una nueva y más precisa altura ortométrica en las estaciones geodésicas BEJC y BEJ1 y en la estación de control mareógrafo TOJO. En estos puntos posteriormente también se obtuvo la ondulación del geode (N). Los valores de N obtenidos en Livingston son similares al valor medio obtenido en la isla Decepción, y dado que la isla Livingston no tiene actividad volcánica y los valores de N son muy similares, por lo tanto no se detecta ninguna anomalía en la zona. Aunque estos tres valores obtenidos en Livingston no permiten determinar un geode en esta pequeña zona; sin embargo, nos sirven para comparar los valores obtenidos en isla Decepción, que al ser similares nos permiten inferir que en ambas islas la estructura de corteza y la distribución de masas no varían significativamente.

Agradecimientos

La realización de esta tesis doctoral y posterior publicación de este artículo ha sido posible gracias al apoyo y la financiación de las siguientes instituciones: Universidad de Cádiz (UCA), Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID), al Laboratorio de Astronomía, Geodesia y Cartografía de la UCA y al Grupo de Investigación RNM-314. A las tripulaciones de las Bases Antárticas Españolas "Gabriel de Castilla", isla Decepción y "Juan Carlos I", isla Livingston, y de los buques de Investigación Científica españoles "Las Palmas" y "Hespérides, por el apoyo a los trabajos de campo donde el autor participó como investigador antártico durante las Campañas Antárticas 2008-2009 y 2009-2010. A los directores de la tesis, los doctores Manuel Berrocoso Domínguez y Juan Vidal Pérez.

Bibliografía

- Altamimi, Z., Sillard P. & Boucher C. (2002). ITRF2000: A new release of the International Terrestrial Reference Frame for earth science applications. *J. Geophys. Res.*, 107(B10), 2214. <https://doi.org/10.1029/2001JB000561>
- Berrocoso M., Gárate J., Martín-Dávila J., Fernández-Ros A., Moreu G. & Jigena B. (1996). Improving the local geoid with GPS. *Reports of the Finnish Geodetic Institute*, 96(2), 91-96, Masala. Recuperado de https://rodin.uca.es/bitstream/handle/10498/20949/1996_2_FGI_local%20geoid_articulo%2BIndice.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Berrocoso M., Fernández-Ros A., Torrecillas C., Enriquez-Salamanca J. M., Ramírez M. E., Pérez-Peña A., González-Fuentes M. J., Páez R., Jiménez-Teja Y., García-García A., Tárraga M. & García-García F. (2006a). Geodetic Research on Deception Island, Antarctica. En Fütterer D. K., Damaske D., Kleinschmidt G., Miller H. & Tessensohn F. (Eds.) *Antarctica: Contributions to Global Earth Sciences*, 391-396. Springer, Berlin, Heidelberg https://doi.org/10.1007/3-540-32934-X_49
- Berrocoso M., Jiménez Teja Y., Páez R. (2006b). Determination of a physical reference frame for Deception Island. *Geophysical Research Abstracts*.

- Berrocoso M., Ramírez, M. E., Fernández-Ros, A., Torrecillas, C., Enríquez-Salamanca, J. M., Pérez-Peña, A., Páez, R., Jiménez-Teja, Y., González-Fuentes, M.J., Sánchez-Alzola, A., García-García, A., Tárraga, M., & García-García, F. (2006c). Diseño, desarrollo, objetivos y estado actual de las redes geodésicas establecidas en la Antártida durante las campañas antárticas españolas. VII Simposio de Estudios Polares (pp. 48-50). Granada, España.
- Berrocoso, M., Salamanca J. M., Ramírez, M. E., Fernández-Ros, A. & Jigena, B. (2007). Determination of a local geoid for Deception Island, in Antarctica: A keystone in a Changing World, Online Proceedings of the 10th ISAES X. En A. K. Cooper and C. R. Raymond (Ed.), *USGS Open-File Report 2007-2007-1047*, Poster Sesión 145, 141 <https://doi.org/10.3133/of2007-1047>
- Berrocoso M., Fernández-Ros A., Ramírez M. E., Enríquez de Salamanca J. M., Torrecillas C., Pérez-Peña A., Páez R., García-García A., Jiménez-Teja Y., García-García F., Soto R., Gárate J., Martín-Dávila J., Sanchez-Alzola A., De Gil A., Fernández-Prada J.A. & Jigena B. (2008). Geodetic Research on Deception Island and its Environment (South Shetland Islands, Bransfield Sea and Antarctic Peninsula) during Spanish Antarctic Campaigns (1987–2007). En Capra A., Dietrich R. (Eds.) *Geodetic and Geophysical Observations in Antarctica*, 97-124. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-74882-3_6
- Berrocoso M., Torrecillas C., Jigena B. & Fernández-Ros A. (2012). Determination of geomorphological and volumetric variations in the 1970 land volcanic craters area (Deception Island, Antarctica) from 1968 using historical and current maps, remote sensing and GNSS. *Antarctic Science*, 24(04), 367-376. <https://doi.org/10.1017/S0954102012000193>
- Carbó A., Muñoz-Martín A., Dávila J., Catalán M. & García A. (2001). Análisis de nuevos datos gravimétricos marinos en el entorno de la Isla Decepción (Islas Shetland del Sur, Antártida). *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 14(3-4), 189-197. Recuperado de [https://sge.usal.es/archivos/REV/14\(3-4\)/Art03.pdf](https://sge.usal.es/archivos/REV/14(3-4)/Art03.pdf)
- Centro Geográfico del Ejército Español (CGE) (1992). Topographic map of Deception Island. 1:25 000. Madrid.
- Crescentini L. & Amoruso A. (2007). Effects of crustal layering on the inversion of deformation and gravity data in volcanic areas: An application to the Campi Flegrei caldera, Italy. *Geophysical Research Letters*, 34, L09303, <https://doi.org/10.1029/2007gl029919>
- Defant A. (1961). *Physical oceanography*. New York: Pergamon Press.
- D'onofrio E., Dragani W. C., Speroni J. O. & Fiore M. E. (2003). Propagation and amplification of tide at the north-eastern coast of the Antarctic Peninsula. *An observational study. Polar Geoscience*, 16, 53-60.
- Dragani W. C., Drabble M. R., D'onofrio E. E. & Mazio C. A. (2004). Propagation and amplification of tide at Bransfield and Gerlache straits, northwestern Antarctic Peninsula. An observational study. *Polar Geosciences*, 17, 156-170.
- Fernández-Ros A. (2006). Modelización de movimientos y deformaciones de la corteza terrestre mediante observaciones de los satélites del Sistema de Posicionamiento Global. Tesis doctoral, Departamento de Matemáticas, Facultad de Ciencias, Universidad de Cádiz.

- Fofonoff N. P. & Millard (1983). Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. *UNESCO Technical Papers in Marine Science*, 44, 53 pp.
- Foreman M. G. G. (1977). Manual for tidal heights analysis and prediction. Sidney, BC: Institute of Ocean Sciences, Pacific Marine Science Report 77-10, 97 pp.
- García M. A. (1994). Oceanografía dinámica de un mar Antártico: el Estrecho de Bransfield. Investigación Española en la Antártida. Seminario de la Universidad Internacional Menéndez Pelayo (pp. 193-208) Santander, 19-23 julio, 1993. Madrid: Centro de Publicaciones, Ministerio de Educación y Ciencia.
- González-Ferrán, O. (1991) The Bransfield Rift and its active volcanism. En Thomson M. R. A., Crame J. A., Thomson J. W. (Eds.), *Geological Evolution of Antarctica*, (pp. 505-509). Cambridge University Press, Cambridge.
- Gracia E., Canals M., Farranz M., Sorribas J. & Pallas R. (1997). Central and eastern Bransfield basins (Antarctica) from high-resolution swath-bathymetry data. *Antarctic Science*, 9, 168-180.
- Heiskanen W. A. & Moritz H. (1985) *Physical Geodesy*. Instituto Geografico Nacional. Madrid, España.
- King M. A. & Padman L. (2005). Accuracy assessment of ocean tide models around Antarctica. *Geophysical Research Letters*, (32), L23608
<https://doi.org/10.1029/2005GL023901>
- Jigena B., Vidal J. and Berrocoso M. (2014) Determination of the Mean Sea Level at Deception and Livingston Islands. *Antarctic Science* 27(01), 101-102.
<https://doi.org/10.1017/S0954102014000595>
- Jigena B., Vidal J. & Berrocoso M. (2015). Determination of the tide constituents at Livingston and Deception Islands (South Shetland Islands, Antarctica), using annual time series. *DYNA* 82 (191), 209-218.
<https://doi.org/10.15446/dyna.v82n191.45207>
- Jigena B., Berrocoso M., Torrecillas C., Vidal J., Barbero I. & Fernandez-Ros A. (2016). Determination of an experimental geoid at Deception Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Antarctic Science*, 28(4), 277-292,
<https://doi.org/10.1017/S0954102015000681>
- Ledesma R., Macbeth G., & Cortada N. (2008). Tamaño del efecto: revisión teórica y aplicaciones con el sistema estadístico ViSta. *Revista Latinoamericana de Psicología*, 40(3), 425-440. Recuperado de
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2925044>
- Lenn Y. D., Chereskin T. K. & Glatts R. C. (2003). Seasonal to tidal variability in currents, stratification and acoustic backscatter in an Antarctic ecosystem at Deception Island. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 50(10-11), 1665-1683. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(03\)00085-7](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(03)00085-7)
- López O., García M. A. & Sánchez-Arcilla A. S. (1993). Marea y circulación en el Estrecho de Bransfield durante el verano austral 92-93. En Cacho J. & Serrat D. (Eds.). *Actas del V Simposio Español de Estudios Antárticos* (pp. 389-401). Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología, Madrid, España.
- López O., García M. A. & Sánchez-Arcilla A. S. (1994). Tidal and residual currents in the Bransfield Strait, Antarctica. *Annales Geophysicae*, 12, 887-902.

- López O., García M. A., Gomis D., Rojas P., Sospedra J. & Sánchez-Arcilla A. S. (1999). Hydrographic and hydrodynamic characteristics of the eastern basin of the Bransfield Strait (Antarctica). *Deep-Sea Research I*, 46, 1755-1778.
- Maestro A., Somoza L., Barnolas A., Rey J., Martínez-Frías J., & López-Martínez, J. (2007). Active tectonics, fault patterns and stress field of Deception Island: A response to oblique convergence between the Pacific and Antarctic Plates. *Journal of South American Earth Sciences*, 23(2-3), 256-268.
<https://doi.org/10.1016/j.jsames.2006.09.023>.
- Martí J., Vila J. & Rey J. (1996). Deception Island (Bransfield Strait, Antarctica); an example of a volcanic caldera developed by extensional tectonics. En McGuire, W. J., Jones, A. P., Neuberger, J. (Eds.). *Volcano instability on the earth and other planets*. Special Publications 110, 253-265. London: Geological Society, London.
- Muñoz Pérez J. J., Abarca Molina J. M. (2009). Influencia del viento y de las variaciones de la presión atmosférica en el nivel del mar de marismas y estuarios. *Revista de Obras Públicas*, (3505), ISSN 0034-8619.
- Padman L., Fricker H. A., Coleman R., Howard S. and Erofeeva L. (2002). A new tide model for the Antarctic ice shelves and seas. *Annals of Glaciology*, 34, 247-254.
<https://doi.org/10.3189/172756402781817752>
- Schöne T., Pohl M., Zakrajsek A.F. and Schenke H. W. (1998). Tide gauge measurements, a contribution for the long-term monitoring of the sea level. En Wiencke, Ferreyra, Arntz, Rinaldi (Eds.) *The Potter Cove coastal ecosystem, Antarctica*, Berichte zur Polarforschung, 299, 12-14.
- SCAR (Scientific Committee for Antarctic Research) (1993). Antarctic digital database on CD-ROM. Cambridge: SCAR.
- Seeber G. (2003). Satellite Geodesy, 2nd completely revised and extended edition. Walter de Gruyter GmbH & Co. KG.
- Servicio de Hidrografía Naval de la República Argentina (SHN) (1970). *Informe Campaña Oceanográfica Isla Decepción 1970*. Departamento de Oceanografía, Servicio de Hidrografía Naval, 70 pp. Buenos Aires, Argentina.
- Smellie J. L., Liesa M., Muñoz J. A., Sabàt F., Pallàs R., & Willam R. C. R. (1995). Lithostratigraphy of volcanic and sedimentary sequences in central Livingston Island, South Shetland Islands. *Antarctic Science*, 7(1), 99-113.
- Smellie J. (2001). Lithostratigraphy and volcanic evolution of Deception Island, South Shetland Islands. *Antarctic Science*, 13(2), 188-209.
<https://doi.org/10.1017/S0954102001000281>
- Smellie, J. L. (2002). The 1969 subglacial eruption on Deception Island (Antarctica): events and processes during an eruption beneath a thin glacier and implications for volcanic hazards. En Smellie J. L. & Chapman M. G. (Eds.) *Volcano-ice interaction on Earth and Mars*. Geological Society of London, Special Publication, (202), 59-79. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2002.202.01.04>
- Smellie, J. L.; López-Martínez, J.; Headland, R. K.; Hernández-Cifuentes, F.; Maestro, A.; Millar, I. L.; Rey, J.; Serrano, E.; Somoza, L., & Thomson, J. W. (2002) Geology and geo-morphology of Deception Island. Cambridge, British Antarctic Survey. (BAS Geomap Series, Sheets 6A and 6B).
- Smith Jr. K. L., Baldwin R. J., Glatts R. C., Chereskin T. K., Ruhl H., & Lagun V. (2003). Weather, ice, and snow conditions at Deception Island, Antarctica: long time-

- series photographic monitoring. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 5(10-11), 1649-1664.
[https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(03\)00084-5](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(03)00084-5)
- Smithson, M. J. (1992). *Pelagic tidal constants, IAPSO Publication Scientifique*, No. 35. Birkenhead: IAPSO, IUGG.
- Solari, M., Hervé, F., Martinod, J., Le Roux, J., Ramírez, L. & Palacios, C. (2008). Geotectonic evolution of the Bransfield Basin, Antarctic Peninsula: Insights from analogue models. *Antarctic Science*, 20(2), 185-196.
<https://doi.org/10.1017/S095410200800093X>
- Speroni, J. O., Dragani, W. C., D'Onofrio, E. E., Drabble, M. R. & Mazio, C. A. (2000). Estudio de la marea en el borde de la barrera Larsen, Mar de Weddell noroccidental. *Geoacta*, 25, 111.
- Taylor F. W., Bevis M. G., Dalziel I. W. D., Smalley Jr. R. Frohlich C., Kendrick E., Foster J., Phillips D. & Gudipati K. (2008). Kinematics and segmentation of the South Shetland Islands-Bransfield basin system, northern Antarctic Peninsula. *Geochemistry Geophysics Geosystems*, 9(4), Q04035, 10.1029/2007GC001873
- Taylor, F. W., M. G. Bevis, I. W. D. Dalziel, R. Smalley Jr., C. Frohlich, E. Kendrick, J. Foster, D. Phillips, & K. Gudipati(2008) Kinematics and segmentation of the South Shetland Islands-Bransfield basin system, northern Antarctic Peninsula, *Geochem. Geophys. Geosyst*, 9 (4), Q04035.
<https://doi.org/10.1029/2007GC001873>
- Torge W. (2001). *Geodesy*. Third Edition. Gruyter Eds. Berlin, NewYork.
- Torrecillas C., Berrocoso M., García-García A. (2006). The Multidisciplinary Scientific Information Support System (SIMAC) for Deception Island. En Fütterer D.K., Damaske D., Kleinschmidt G., Miller H., Tessensohn F. (Eds.) *Antarctica*. 397-402. Springer, Berlin, Heidelberg.
https://doi.org/10.1007/3-540-32934-X_50
- UNESCO (1981). Tenth report of the joint panel on oceanographic tables and standards. *Technical Papers in Marine Science*, 36, 25 pp.
- UNESCO (1994). Intergovernmental Oceanographic Commission manual on sea level measurement and interpretation. Vol. II. Emerging technologies. UNESCO Manuals and Guides, 14, 77 pp.
- Valencio D. A., Mendiá J. E. & Vilas J. F. (1979) Paleomagnetism and K-Ar age of Mesozoic and Cenozoic igneous rocks from Antarctica. *Earth and Planetary Science Letters*, 45(1), 61-68. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(79\)90107-9](https://doi.org/10.1016/0012-821X(79)90107-9)
- Vidal, J., Berrocoso, M., & Fernández-Ros, A. (2012). Study of tides and sea levels at Deception and Livingston islands, Antarctica. *Antarctic Science*, 24(2), 193-201.
<https://doi.org/10.1017/S095410201100068X>
- Willmott V., Domack E., Padman L. & Canals M. (2007). Glaciomarine sediment drifts from Gerlache Strait, Antarctic Peninsula. In: Hambry M., Christoffersen P., Glasser N. F., Hubbard B. (Eds.). *Glacial sedimentary processes and products*. IAS Special Publication. New York: Blackwells, 67-84.
<https://doi.org/10.1002/9781444304435.ch6>

Estimación de biomasa aérea y carbono con Teledetección en bosques alto-Andinos de Boyacá, Colombia. Estudio de caso: Santuario de Fauna y Flora Iguaque

Aboveground biomass and carbon estimation in the high-Andean forests of Boyacá, Colombia using remote sensing.
Case study: Santuario de Fauna y Flora Iguaque

Mauricio Alejandro Perea-Ardila¹

Hernán J. Andrade-Castañeda²

Milena A. Segura-Madrigal³

Recibido 2 de septiembre de 2020; aceptado 30 de noviembre de 2020

Resumen

La Teledetección es clave para el monitoreo de bosques naturales. En este estudio, se estimó la biomasa aérea (AGB) y el carbono (C) con teledetección en bosques del Santuario de Fauna y Flora Iguaque (SFFI) en Boyacá, Colombia. Se establecieron 23 parcelas temporales de muestreo (PTM) de 250 m² cada una y se midieron los árboles con diámetro a la altura del pecho (dap) \geq 10 cm. La AGB real se estimó con una ecuación alométrica para especies alto-andinas y se multiplicó por 0,5 para estimar el C. Solo nueve PTM cumplieron con criterios de una densidad mínima de 30 árboles por parcela, estas se correlacionaron con tres índices de vegetación: el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, el Índice de Vegetación Ajustado al Suelo y el Índice de Vegetación Mejorado (NDVI, SAVI y EVI) derivados de dos imágenes Landsat 8 OLI en época seca y lluviosa del 2016. Se desarrolló un modelo para estimar AGB con base en

¹ Grupo de Investigación Producción Ecoamigable de Cultivos Tropicales "PROECUT", Universidad del Tolima, Colombia, correo electrónico: mapereaa@ut.edu.co. ORCID: 0000-0003-4561-0251

² Grupo de Investigación Producción Ecoamigable de Cultivos Tropicales "PROECUT", Universidad del Tolima, Colombia, correo electrónico: hjandrade@ut.edu.co. ORCID: 0000-0002-3398-294X

³ Grupo de Investigación Producción Ecoamigable de Cultivos Tropicales "PROECUT", Universidad del Tolima, Colombia, correo electrónico: masegura@ut.edu.co. ORCID: 0000-0002-4813-1224

índices de vegetación para construir mapas de carbono. El mejor modelo estuvo basado en el NDVI de la época seca (R^2 ajustado = 0,79 y error medio cuadrático = 17,1 Mg/ha). Los bosques del SFFI almacenaron en promedio 36,6 Mg C/ha en AGB. Asimismo, acumularon 163 Gg CO₂e traducidos en emisiones evitadas a la atmósfera por deforestación. Este estudio de caso presenta un primer ejercicio en la estimación de AGB y C con herramientas de Teledetección para el monitoreo de bosques en áreas protegidas de importancia regional y servirá como referente para futuras investigaciones que involucren el monitoreo satelital de bosques naturales de la región.

Palabras clave: *ecosistemas forestales, monitoreo, imágenes de satélite, índices de vegetación, Landsat 8.*

Abstract

Remote sensing is very important for monitoring the natural forests. In this study was estimated the aboveground biomass (AGB) and carbon (C) with remote sensing in the Santuario de Fauna y Flora Iguaque (SFFI) in Boyacá, Colombia. A total of 23 temporal sampling plots (TSP) of 250 m² each were installed and all trees with diameter at breast height (dbh) \geq 10 cm were measured. The real AGB was estimated using allometric equations for species from high-Andean forests and was multiplied for 0,5 to estimate C. Only nine TSP fulfilled the criterion of a minimal tree density of 30 trees per plot, these were correlated with three vegetation indexes, Normalized Difference Vegetation Index, Soil Adjusted Vegetation Index and Enhanced Vegetation Index (NDVI, SAVI and EVI) derived from two Landsat 8 images from dry and rainy season in 2016. A model to estimate AGB based on a vegetation index was developed in order to build carbon maps. The best model was based on NDVI in the dry season (adjusted $R^2 = 0.79$ and root of mean square error of 17.1 Mg/ha). The forests in the SFFI stored a mean of 36.6 Mg C/ha in AGB. Also, was accumulated 163 Gg CO₂e in the forests the SFFI that correspond emissions avoided at the atmosphere. This case study was presented as the first exercise for estimated AGB and C with remote sensing tools for forest monitoring in protected areas of environmental importance and will serve as a reference for future investigations for the satellite monitoring of the region's natural forests.

Key words: *Forest ecosystem, monitoring, satellite images, vegetation indexes, Landsat 8.*

1. Introducción

Los bosques naturales son de gran importancia para comprender las dinámicas ecológicas del planeta (Brown, 1997), considerando que la biomasa forestal es un importante reservorio de carbono (C) juega un papel fundamental en la

regulación de su ciclo global y en la mitigación del cambio climático (Main-Knorn *et al.*, 2013; Timothy *et al.*, 2016; Andrade-Castañeda *et al.*, 2017).

La mayor cantidad de C que se almacena en los árboles se fija a través del proceso de la fotosíntesis y se acumula en la biomasa aérea (AGB por sus siglas en inglés) (Roy & Ravan, 1996; Rodríguez-Veiga *et al.*, 2017). El monitoreo de los reservorios de C es importante para la comprensión del ciclo de este elemento y para reducir las emisiones de CO₂ presentes en la atmósfera (Timothy *et al.*, 2016). La AGB proporciona estimaciones del C en la vegetación forestal, ya que aproximadamente el 50% de la biomasa es C (Brown, 1997) y es posible realizar estimaciones de la cantidad de CO₂ que se libera a la atmósfera por algún disturbio (IPCC, 2007).

Los métodos para la estimación directa de AGB en campo presentan buenos resultados, sin embargo, son de un costo muy elevado y requieren de un gran despliegue logístico, este método contempla la cosecha de árboles para el desarrollo de modelos alométricos locales, lo que se traduce en la destrucción del bosque (Zhu & Liu, 2015).

Los sensores remotos son una fuente de datos para la estimación indirecta de la AGB y el C (Martínez-Barrón *et al.*, 2016; Pechanec *et al.*, 2017). Este método indirecto presenta una ventaja con respecto a los métodos tradicionales debido a la practicidad para el procesamiento rápido de grandes volúmenes de datos y por la correlación entre bandas espectrales y los datos de inventarios forestales (Lu *et al.*, 2012). Esta característica lo convierten en un método alternativo para la estimación de AGB y C en grandes áreas forestales (Lu, 2006). Las imágenes Landsat son datos de observación de la Tierra que se han utilizado para el monitoreo y la estimación de AGB y C de bosques naturales (Powell *et al.*, 2010; Qiu *et al.*, 2019), son de libre acceso a la comunidad científica y representan una alternativa de bajo costo para llevar a cabo el monitoreo de bosques utilizando imágenes de satélite (Banskota *et al.*, 2014; Zhu *et al.*, 2019).

Los índices de vegetación (IV) calculados a partir de imágenes de sensores remotos son comúnmente utilizados en las estimaciones de AGB y C (Imran & Ahmed, 2018). Los IV se obtienen de la división de las bandas espectrales (reflectividad) de sensores remotos (Chuvienco, 2010) lo que permite extraer información relacionada con la vegetación (Gilabert *et al.*, 1997).

Diferentes estudios han utilizado los IV para la estimación de AGB y C; tal es el caso de Saatchi *et al.* (2007), quienes estimaron la AGB de la cuenca amazónica con el uso de imágenes de sensores remotos del sensor Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) y datos de inventarios forestales de los siete países que la conforman. Por su parte, Li *et al.*, (2019) emplearon imágenes Landsat 8 de diferentes estaciones del año, datos de inventarios forestales y doce IV para estimar la AGB de los bosques de la provincia de Hunan en China; asimismo, Gizachew *et al.* (2016) utilizaron imágenes del Landsat 8, datos de campo y siete IV para estimar la AGB y el C de ecosistemas forestales en el distrito de Liwale, sureste de Tanzania. Otro ejemplo de aplicación es el

reportado por Padrón & Navarro-Cerrillo (2007), quienes basaron su estudio en el uso de imágenes Landsat 7, datos de parcelas forestales y seis IV para estimar la AGB de bosques de especies forestales (*Prosopis pallida*) en la provincia de Piura (noreste de Perú, América).

A nivel local, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM) ha realizado estudios sobre la estimación de la AGB y C de los ecosistemas forestales de país utilizando imágenes de sensores remotos, 3020 parcelas de inventarios forestales de diferentes tamaños, temporalidad y de tres IV (Galindo *et al.*, 2011).

De igual manera, Anaya *et al.* (2009) propusieron un método para estimar AGB en la zona continental de Colombia utilizando imágenes MODIS y datos de 44 parcelas reportadas en la literatura para bosques primarios y otros tipo de coberturas; otro enfoque para la estimación de C es el propuesto por Clerici *et al.* (2016), quienes utilizaron datos de sensores remotos de alta resolución espacial, datos de AGB derivados de parcelas en bosques secundarios periurbanos y cinco IV en el altiplano cundiboyacense en los Andes Orientales de Colombia. Estos estudios denotan la importancia que presentan los sensores remotos frente al monitoreo de la AGB y el C en ecosistemas forestales.

El Santuario de Fauna y Flora Iguaque (SFFI) es un área protegida del orden nacional y de gran importancia ecológica, alberga gran cantidad de especies vegetales de ecosistemas Andinos y alto-Andinos que son base para la biodiversidad y la regulación hídrica de la región (Fernández-Méndez *et al.*, 2016). Pese a su importancia ecológica, los bosques Andinos del SFFI están en constante presión debido a la ampliación de la frontera agropecuaria (deforestación, pastoreo y quemadas), siendo prácticas que pueden aumentar las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) a la atmósfera y así contribuir al cambio climático (Villareal *et al.*, 2017).

Según el reciente informe del *Atlas de Carbono para el Sistemas de Áreas Protegidas de los Andes Nororientales de Colombia*, el SFFI presentó una cifra de deforestación neta de 281,9 ha entre 1990 y 2012, pudiéndose liberar aproximadamente 71 458,3 t CO₂e a la atmósfera (Parques Nacionales Naturales, 2018) por lo que la necesidad del monitoreo de la AGB y C en bosques naturales es fundamental.

Los objetivos de este estudio fueron: 1) realizar un inventario forestal exploratorio en los bosques del SFFI; 2) estimar la AGB y el C real con datos de campo y ecuaciones alométricas; 3) la posterior correlación de la AGB y tres IV mediante técnicas estadísticas y de teledetección; y 4) generar cartografía a resolución de 30 m de la AGB y el C del SFFI y calcular las emisiones de CO₂e evitadas por deforestación.

2. Área de estudio

El SSFI se encuentra localizado sobre la Cordillera Central de los Andes en el nororiente colombiano (Figura 1). Esta área protegida posee una superficie de 6 923 ha, presenta elevaciones entre los 2 400 y 3 890 m y alberga bosques Andinos y alto-Andinos con dominancia de especies forestales de los géneros *Weinmannia* spp, *Clusia* spp y *Miconia* spp. El SSFI se caracteriza por presentar una distribución bimodal de lluvias, los meses secos se encuentran entre diciembre-febrero y entre junio-agosto y meses de mayor precipitación están comprendidos entre marzo-mayo y entre septiembre-noviembre (Parques Nacionales Naturales, 2006; Villareal *et al.*, 2017).

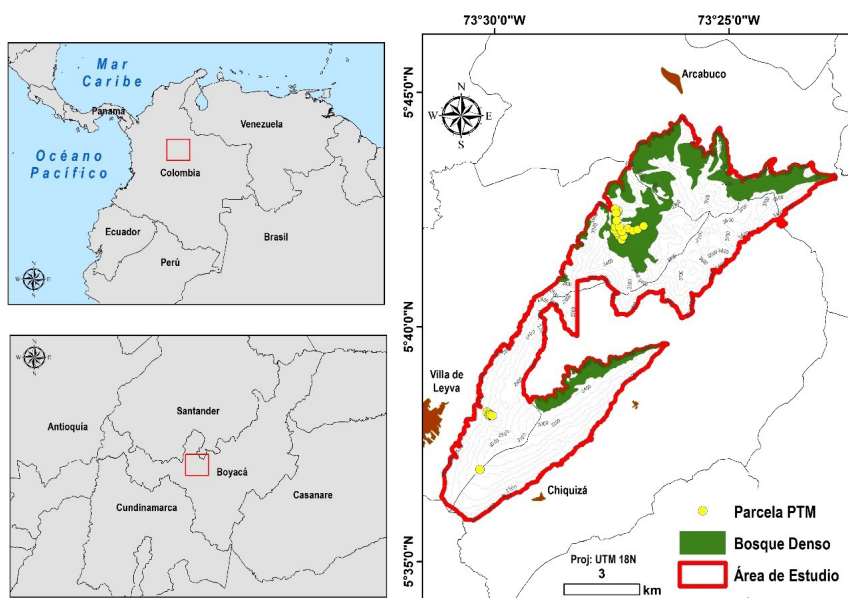


Figura 1. Localización del Santuario de Fauna y Flora Iguaque, Colombia.

3. Metodología

El flujo de trabajo de este estudio se detalla en la Figura 2, se incluyen mediciones en campo, análisis y procesamiento de imágenes de satélite, cálculo de IV, desarrollo de modelos de biomasa con base en IV y desarrollo de mapas de AGB y C en el SSFI. Los análisis estadísticos fueron realizados con el software InfoStat versión 2016 (Di Rienzo *et al.*, 2016), el manejo de datos geográficos y análisis de las imágenes Landsat 8 fueron realizados con el software ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014).

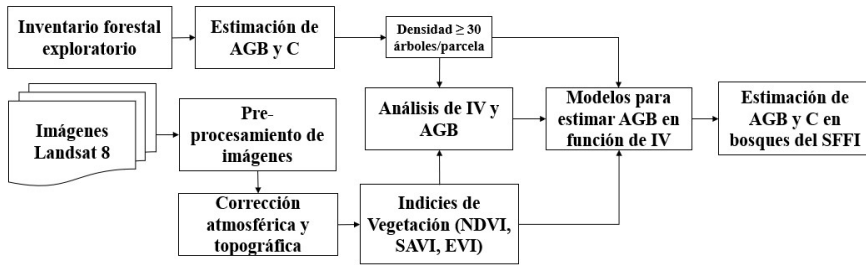


Figura 2. Flujograma para la estimación de la biomasa aérea (AGB) y C en el Santuario de Fauna y Flora Iguaque en Boyacá, Colombia. IV: índice de vegetación.

3.1. Inventario forestal exploratorio

La localización de los “bosques densos” se realizó mediante la descarga de la capa (*shapefile*) oficial de coberturas y usos de la tierra para el año 2012 del SFFI alojada en el geovisor de Parques Nacionales Naturales de Colombia (<https://mapas.parquesnacionales.gov.co/>). En campo y con ayuda de cartografía se establecieron 23 Parcelas Temporales de Muestro (PTM) al azar, las PTM fueron de 250 m² (10 x 25 m) se consideró las recomendaciones de Corral-Rivas et al. (2013), para el inventario forestal.

Asimismo, se registró el diámetro a la altura del pecho (*dap*) ≥ 10 cm para cada árbol en cada parcela con una cinta diamétrica. Las PTM fueron ubicadas geográficamente en campo con un GPS GARMIN eTrex Vista Hcx, registrando el punto central de la PTM con remediciones para obtener una precisión de ± 3 m. El trabajo de campo se realizó en el mes de septiembre del año 2016.

3.2. Estimación de biomasa arriba del suelo y carbono

Se estimó la AGB total para cada árbol individual de la PTM por medio de la ecuación alométrica (Ecuación 1) propuesta por (Lerma & Orjuela, 2014)¹. Esta ecuación se desarrolló a partir del método directo (destrutivo) para especies de bosques alto-Andinos de Anaime en Cajamarca (Colombia), el modelo se desarrolló para especies forestales de *Weimannia auriculata*, *Miconia* spp y *Baccharis* spp y de similares condiciones ambientales a las del SFFI.

$$\text{Ln}(Bt) = -1,85 + 2,11 * \text{Ln}(dap) \quad (1)$$

Donde:

Bt: Biomasa aérea (kg/árbol)

Ln: Logaritmo natural

¹ La ecuación se encuentra en proceso de verificación en la plataforma *GlobAllomeTree* de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) <http://www.globallometree.org/>

dap: Diámetro a la altura del pecho (cm)

R²aj: Coeficiente de determinación ajustado

La AGB estimada para las PTM fue extrapolada a Mg/ha y el C se multiplicó por 0,5 ya que es el valor recomendado por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) (IPCC, 2007).

3.3. Imágenes Landsat 8

Se emplearon dos imágenes del Satélite Landsat 8 OLI-Level 1 del año 2016: una del 2 de febrero en época seca (USGS, 2016a) y una del 23 de mayo en época lluviosa (USGS, 2016b) (Tabla 1). Estas imágenes fueron proporcionadas por la Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés) a través del portal Land Viewer del EOS Data Analytics (<https://eos.com/landviewer>).

Tabla 1. Características de las imágenes del satélite Landsat 8 OLI-Level 1

<i>Propiedad</i>	<i>Imagen febrero 2016</i>	<i>Imagen mayo 2016</i>
ID de la imagen	LC80070562016032LGN00	LC80070562016144LGN00
Path/row	007/056	007/056
Fecha de captura	1 de febrero de 2016	23 de mayo de 2016
Acimut solar	128,76189712	56,31905694
Elevación solar	52,96286801	61,21069074
Cubrimiento de nubes	4,70%	55,94%
Zona UTM	UTM 18 N	
Resolución espacial	30 m Bandas multiespectrales 30 m Bandas termales 15 m Banda pancromática	

De igual manera, se descargó un modelo digital de elevaciones (MDE) con resolución de 1 arco/segundo (30 m resolución espacial) de la misión Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER), proyecto Global Digital Elevation Map Announcement (GDEM) versión 2 (NASA-METI, 2011) el cual fue accedido través del portal oficial del Japan Space Systems (<http://www.jspacesystems.or.jp/ersdac/GDEM/E>).

3.4. Preprocesamiento de las imágenes

3.4.1. Corrección atmosférica

Se realizó la conversión de los niveles digitales (ND) a reflectancia al Tope de la Atmosfera (ToA, por sus siglas en inglés) (Ecuación 2 y Ecuación 3), empleando los parámetros establecidos por Ariza (2013) y el USGS (2018). Esto se realizó debido a que la reflectancia de la superficie de la Tierra capturada por los sensores ópticos se ve directamente influenciada por los efectos atmosféricos como el vapor de agua y los aerosoles, por lo cual se hace necesario el mejoramiento radiométrico de las imágenes para mejorar su calidad (Aguilar-Arias *et al.*, 2014; Nguyen *et al.*, 2015).

$$\rho\lambda' = Mp * Q_{cal} + Ap \quad (2)$$

$$\rho\lambda = \frac{\rho\lambda'}{\sin(\theta)} \quad (3)$$

Dónde:

$\rho\lambda'$: Valor de reflectancia planetaria ToA, sin corrección por ángulo solar;

Mp: Factor multiplicativo de escalado de la banda (metadato);

Ap: Factor aditivo de escalado de la banda (metadato);

Qcal: Valor del pixel (DN);

θ : Ángulo de elevación solar (radianes).

3.4.2. Corrección topográfica

Se utilizó el método de corrección topográfico C-correction (Ecuación 4 y Ecuación 5) propuesto por Teillet *et al.* (1982), corrección muy aplicada para imágenes Landsat (Wu *et al.*, 2004; Hantson & Chuvieco, 2011). El método se basa únicamente en la correlación observada entre la reflectancia y el coseno de la iluminación incidente (Banskota *et al.*, 2014). La constante C se estimó empleando el MDE para crear un modelo de relieve sombreado (*Hillshade*) el cual se correlacionó a través de una regresión lineal con los valores de reflectancia ToA de ambas imágenes ($C = b/m$). Esta corrección se realizó porque los bosques naturales del SFFI se encuentran sobre laderas y terrenos irregulares, lo cual puede afectar la reflectividad capturada por el sensor y pueden presentar variaciones en la respuesta espectral de los bosques (Hantson & Chuvieco, 2011; Pimple *et al.*, 2017).

$$L_H = L_T \left\{ \frac{\cos(\theta) + C}{\cos(i) + C} \right\} \quad (4)$$

$$L_T = m \cos(i) + b \quad (5)$$

Donde:

- L_n : Iluminación topográfica corregida;
 L : Iluminación topográfica no corregida;
 i : Ángulo de incidencia (grados);
 \emptyset : Ángulo solar Zenith (grados),
 C : Constante de corrección,
 b y n : Intercepto y pendiente de la regresión lineal.

3.4.3. Índices de vegetación

Con base en las imágenes corregidas, se estimaron tres IV (Tabla 2), los cuales son operaciones cuantitativas generadas a partir de los valores corregidos de los píxeles de las bandas espectrales y generando valores únicos para determinar características de la vegetación (Chuvioco, 2010). Los IV seleccionados en este estudio fueron implementados en Colombia para la estimación y monitoreo de AGB en bosques naturales empleando sensores remotos (Galindo *et al.*, 2011).

Tabla 2. Índices de vegetación empleados

Índice	Ecuación	Fuente
NDVI	$\frac{NIR-Rojo}{NIR+Rojo}$	Rouse <i>et al.</i> , 1974
SAVI	$\frac{NIR-Rojo}{NIR+Rojo+L} (1+L)$	Huete, 1988
EVI	$G \cdot \frac{NIR-Rojo}{L_2+NIR+C_1 \cdot Red-C_2 \cdot Azul}$	Huete <i>et al.</i> , 1999

El Índice de Diferencia Normalizada (NDVI) se expresa como la diferencia entre las bandas infrarrojas cercanas y rojas normalizadas, es muy sensible a identificar vegetación y presenta valores entre -1 y 1 donde los valores positivos constituyen vegetación (Silleos *et al.*, 2006; Rhyma *et al.*, 2020). Asimismo, el Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI) disminuye los efectos provocados por el suelo principalmente, trabaja igual que el NDVI incluyendo un factor de ajuste L , el cual puede tomar valores de entre 0 y 1 según la densidad de la vegetación (Eastman, 2006). En este estudio, se utilizó un factor de L de 0,5 asumiendo una densidad media en la estructura de los bosques del SFFI.

Finalmente, el Índice de Vegetación Mejorado (EVI) es una mejora del NDVI, además, del factor L , incluye los parámetros C_1 , C_2 y la banda azul que buscan corregir alguna afectación por las condiciones atmosféricas y la influencia del

suelo en la vegetación (Huete *et al.*, 1999). Una de las características principales de estos IV es que se basan en la pendiente y son comúnmente utilizados para el estudio de la vegetación, su estado y abundancia (Silleos *et al.*, 2006). De igual manera, se generó una máscara de nubes con la banda BQA para la imagen de época lluviosa con el fin de trabajar con píxeles de superficie.

3.4.4. Modelos para estimar AGB en función de los índices de vegetación

La variación en la abundancia de árboles y la estructura de la vegetación incide en la densidad de las copas en una parcela, esto influencia la estimación de la AGB con datos de sensores remotos (Li *et al.*, 2019). Por tal razón, se seleccionaron las PTM que tuviesen una densidad ≥ 30 árboles/parcela con dap ≥ 10 cm, adicionalmente, se extrajo una máscara con el valor mínimo y máximo del NDVI de las PTM para definir el rango de IV en el que se encontraron ese tipo de bosques.

El valor de los IV y AGB se extrajo a través de la herramienta "Extract Values" de ArcGIS. Finalmente, nueve parcelas cumplieron con la condición, para una representatividad de 0,23 ha. En el caso de que la parcela quedara en medio de dos o más píxeles (Figura 3), se tomó el valor de promedio de los píxeles vecinos.

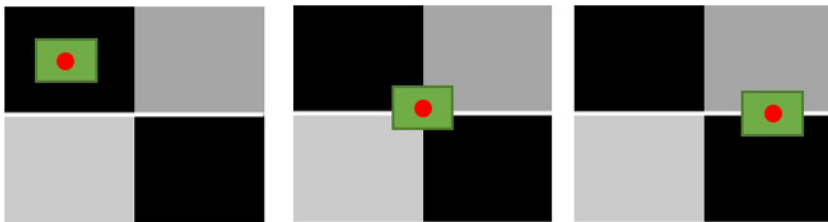


Figura 3. Posible ubicación de las parcelas temporales de muestreo (verde) y punto GPS (rojo) en el píxel de la imagen Landsat 8.

Se realizó el análisis de correlación de Pearson entre los valores cuantitativos de la AGB y los IV y se probó modelos de regresión lineal con las variables transformadas logarítmicamente y sin transformar para definir los modelos de mejor ajuste. En este caso, la AGB fue la variable dependiente y los IV la variable independiente. Los modelos se evaluaron con base en el coeficiente de determinación (R^2), coeficiente de determinación ajustado (R^2_{adj}), el error cuadrático medio de predicción (ECMP), el Criterio de Información Akaike (AIC) y el Criterio de Información Bayesiano (BIC) recomendados por Segura & Kanninen (2005); Segura & Andrade (2008) y Andrade *et al.* (2014). Adicionalmente, se estimó el Error Medio Cuadrático (EMC) con los valores observados (parcelas) y estimados (modelo) de AGB según lo recomendado por Günlü *et al.* (2014).

3.5. Distribución de la AGB y C en bosques del SFFI

Se aplicó la fórmula del modelo generado con el fin de conocer la distribución de AGB y C en el SFFI, empleando la “calculadora raster”, y se procedió a realizar una salida gráfica donde se plasmaron los resultados obtenidos. Asimismo, para una mejor visualización de los resultados, se propuso clasificar los valores en tres rangos que comprenden >50 y ≤100, >100 y ≤140 y de >140 ≤170 Mg/ha para AGB y entre >28 y ≤50, >50 y ≤70 y >70 ≤85 Mg C/ha y se calculó el área para cada rango de distribución. Se multiplicó el contenido de AGB y C promedio con el área estimada de los bosques naturales donde se estimó el almacenamiento total. Finalmente, se estimó el equivalente de dióxido de carbono (CO₂e) aplicando el factor de 3,67 recomendado por el IPCC, (2007), con el fin de conocer las emisiones evitadas por deforestación para la estimación total del C.

4. Resultados

4.1. Estimación de biomasa y carbono en campo

Los bosques del SFFI presentaron una abundancia de 602 árboles/ha y dap promedio de 15,8 cm. La especie forestal de mayor abundancia fue *Weinmannia* spp conocida en la zona comúnmente como “Encenillo”. Asimismo, se obtuvo un promedio de AGB del orden de los 73,1 Mg/ha (168,0 ± 11,2 Mg/ha) lo que representó 36,6 Mg C/ha (84,0 ± 5,61 Mg C/ha) (Figura 4). Las PTM con mayor biomasa fueron 11 y 6 con 168,0 y 160,0 Mg/ha, respectivamente.

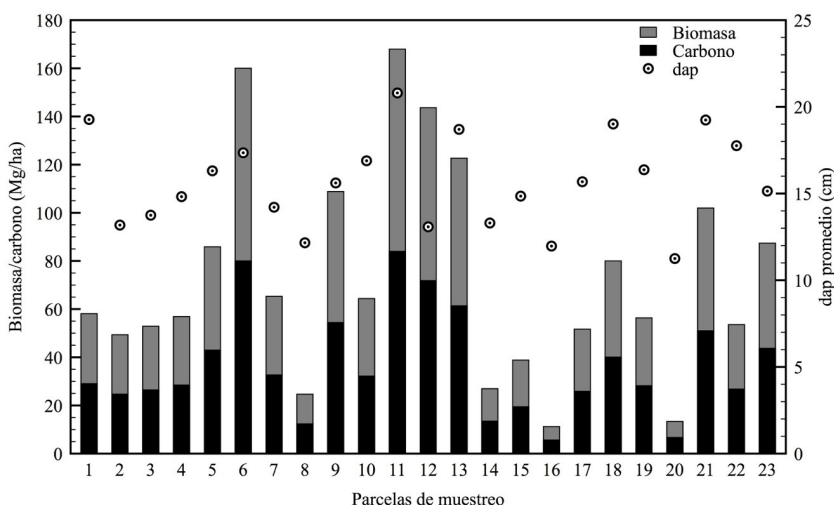


Figura 4. Estimación de los contenidos de AGB y C en las Parcelas Temporales de Muestreo del Santuario de Fauna y Flora Iguaque.

4.2. Mejoramiento de las imágenes Landsat 8

Los ND (números digitales) de las imágenes se transformaron a valores de reflectancia ToA (valores que oscilan entre 0 y 1), observando una mejora radiométrica para ambas épocas eliminando en gran medida los efectos atmosféricos y topográficos presentes originalmente (Figura. 5). La imagen de mayo presentó algunas nubes sobre la parte este y noreste del área de estudio; sin embargo, visualmente se observa una mejora en el contraste y se pueden detallar características propias de las coberturas presentes como bosques densos (rojo oscuro), Páramo (marrón) vegetación menos densa (rojo claro) y floraciones rocosas (tono gris claro) en la superficie terrestre del SFFI.

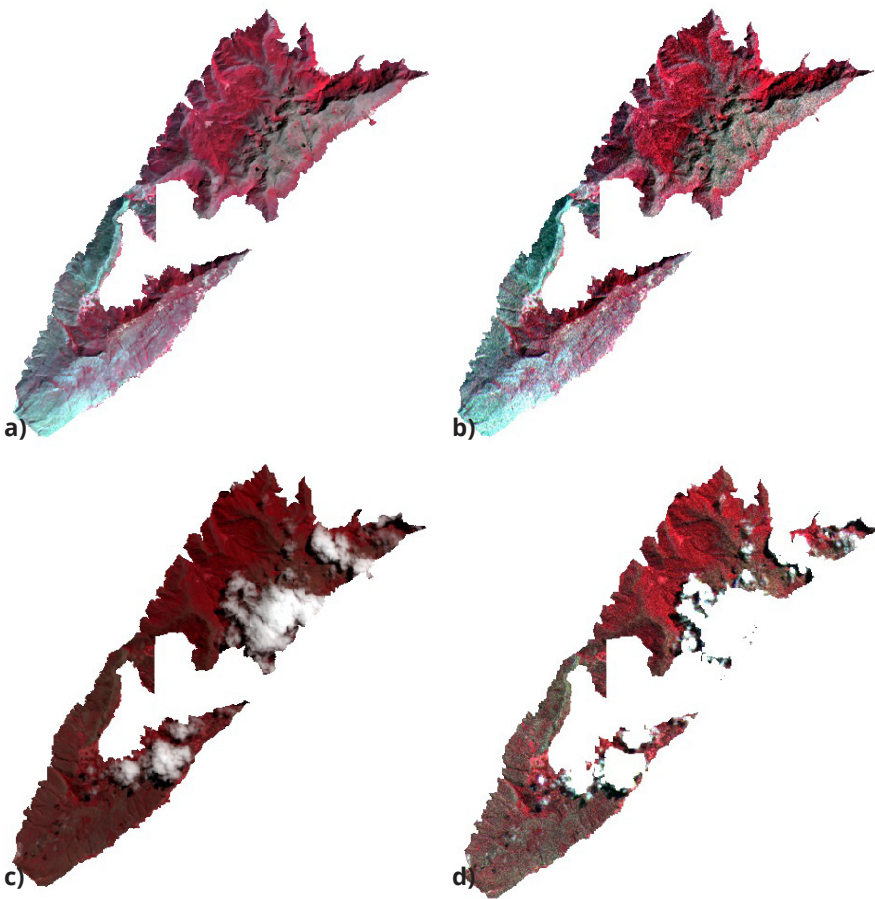


Figura 5. Mejoramiento de imágenes Landsat 8 para el SFFI (RGB 543); a) imagen de febrero sin corrección; b) imagen de febrero con corrección; c) imagen de mayo sin corrección y d) imagen de mayo con corrección.

4.3. Índices de vegetación

Los IV presentaron diferencias en valores para ambas épocas (Figura 6). El EVI de mayo obtuvo el valor máximo de 1,0; a su vez, el NDVI de febrero presentó el valor más bajo con -0,48. En este caso, los tonos verdes más intensos se encontraron en la parte Norte, parches continuos sobre la zona Este y Sur del SFFI; mientras que los tonos de rojo por su parte representan otro tipo de coberturas. Los IV para el mes de febrero presentaron para el NDVI, SAVI y EVI un valor promedio de 0,51; 0,26 y 0,33 y para el mes de mayo de 0,49; 0,26 y 0,37 respectivamente.

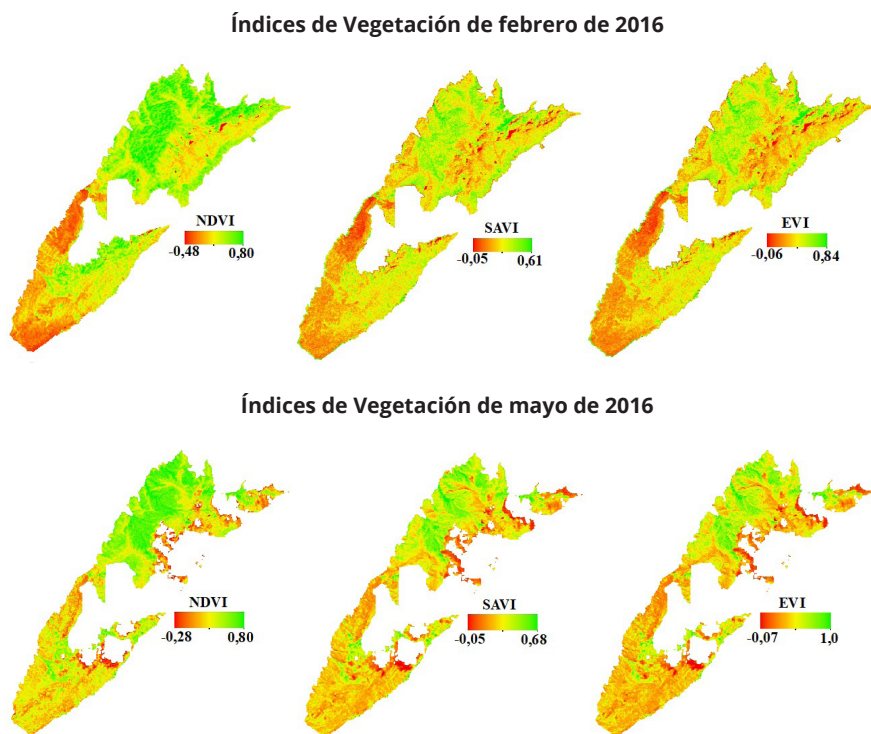


Figura 6. Índice de vegetación determinados para la época seca (febrero) y lluviosa (mayo) para el SFFI.

4.3.1. Análisis de valores de índices de vegetación

El AGB para las nueve PTM que cumplieron con el criterio de densidad arbórea obtuvieron un promedio estimado de 106,3 Mg/ha (Figura 7) y valores promedio

de NDVI, SAVI y EVI para febrero de 0,64; 0,32 y 0,42, respectivamente y valores

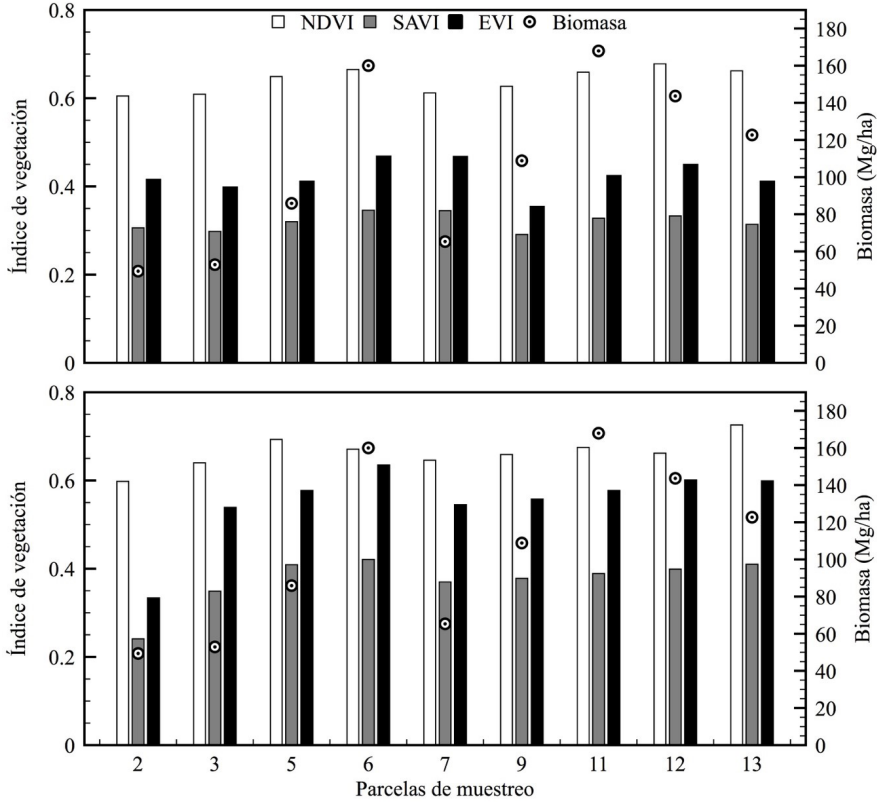


Figura 7. Comparación de valores de índice de vegetación vs biomasa aérea para el SFFI.

ligeramente superiores para mayo de 0,66; 0,37 y 0,55, respectivamente. La PTM 12 presentó un valor de NDVI de 0,68, siendo el mayor valor registrado para febrero.

4.3.2. Modelos de AGB basados en índices de vegetación

Los rangos del NDVI mínimos y máximos que se utilizaron para definir los bosques según el criterio de densidad de copas estuvieron entre $0,68 \pm 0,61$ respectivamente. El resultado del análisis de correlación de Pearson demostró que el IV de mayor correlación correspondió al NDVI de febrero con un valor de $R= 0,88$ (Tabla 4). Asimismo, para la imagen de mayo presentó fuertes correlaciones con el SAVI y EVI ambos con $R= 0,7$. El EVI de febrero fue el de menor correlación con un valor de $R= 0,3$.

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Pearson entre la biomasa aérea y los índices de vegetación

Época	Parámetro	AGB _t	Seca			Lluviosa		
			NDVI	SAVI	EVI	NDVI	SAVI	EVI
Seca (febrero)	AGBt	1	-	-	-	-	-	-
	NDVI	0,88	1	-	-	-	-	-
	SAVI	0,4	0,46	1	-	-	-	-
	EVI	0,3	0,31	0,95	1	-	-	-
Lluviosa (mayo)	NDVI	0,6	0,71	0,18	0	1	-	-
	SAVI	0,7	0,74	0,42	0,2	0,84	1	-
	EVI	0,7	0,72	0,42	0,22	0,77	0,98	1

Donde: AGBt: Biomasa aérea total.

Dentro del proceso de prueba para los diferentes modelos y según los parámetros de ajuste y evaluación se observó que el modelo tipo exponencial (Figura 8) arrojó los mejores resultados presentando un R² de 0,82 (R²adj = 0,79) para el NDVI de época seca. Los contenidos de AGB estimados y observados alcanzaron un EMC de 17, 11 Mg/ha con el modelo de mejor ajuste.

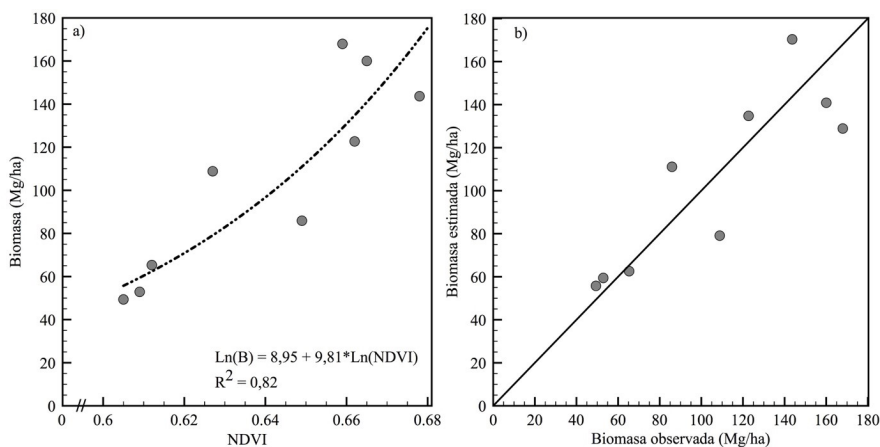


Figura 8. (a) Modelo para estimar de estimación de AGB en función del NDVI en época seca (b) Relación entre la AGB estimada y observada del SFFI.

4.3.3. Distribución de la AGB y C en bosques del SFFI

En total se determinó un área de 1 213,62 ha de bosques naturales lo que correspondió al 17,5% del total del área del SFFI (Tabla. 5). Asimismo, la clase de AGB con de mayor ocupación correspondió a la clase 1 con el 8,23%.

Tabla 5. Distribución de rangos de biomasa aérea y Carbono

Clase	AGB (Mg/ha)	C (Mg C/ha)	Área (ha)	Área (%)
1	>50 ≤100	>28 ≤50	569,80	8,23
2	>100 ≤140	>50 ≤70	421,36	6,09
3	>140 ≤170	>70 ≤85	222,46	3,21
<i>Total</i>			1 213,62	17,53
<i>Superficie del SFFI</i>			6 293	100

Los mayores contenidos de AGB y C para la Clase 1 se encuentran en alturas que corresponden a los 3 000 y 3 300 m; en la franja de bosques al sureste que presenta valores dominantes. A su vez, la mayor AGB se concentra en pequeños fragmentos de la zona norte del SFFI distribuidos heterogéneamente (Figura 9).

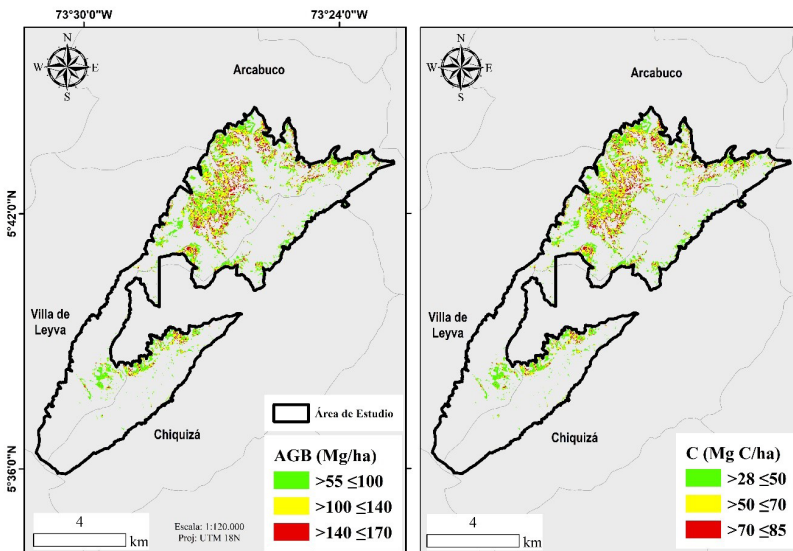


Figura 9. Estimación de AGB y C en los bosques del Santuario de Fauna y Flora Iguaque.

Los bosques naturales del SFFI presentaron contenidos estimados totales de AGB y C de 88,7 Gg AGB y 44,4 Gg C, respectivamente. Se estimó en 163 Gg CO₂e las emisiones evitadas por deforestación.

5. Discusión

Este estudio arrojó las primeras estimaciones de AGB y C en los bosques naturales de SFFI, en donde se observa la importancia de mediciones con el uso de PTM y la aplicación de ecuaciones alométricas para especies forestales andinas son de gran importancia para conocer las condiciones ecológicas de los bosques y su capacidad para el almacenamiento de C para la mitigación del cambio climático (Brown *et al.*, 1993; Vashum & Jayakumar, 2012; Reichstein & Carvalhais, 2019). El trabajo de campo fue planificado para establecer y registrar la mayor cantidad de PTM (23 en total), en un inventario exploratorio y como un primer insumo para conocer las condiciones y el estado actual de los bosques del SFFI. Sin embargo, se hace necesario establecer nuevas PTM que mejoren la representatividad de la muestra, ya que son parámetros necesarios para la minimización de incertidumbres al realizar estimaciones de AGB y C con datos de campo y sensores remotos (Galindo *et al.*, 2011).

Los valores estimados de AGB en este estudio fueron similares a los reportados por Clerici *et al.* (2016), con parcelas de 400 m² en bosques andinos de Cundinamarca ($180,7 \pm 23,8$ Mg/ha) y los reportados por Yepes-Quintero *et al.* (2011), en parcelas de 1 ha en bosques de tierras altas de Antioquia con contenidos de AGB y C de $102,38 \pm 25,22$ Mg/ha y $51,19 \pm 12,61$ Mg C/ha respectivamente. La AGB y C estimado para el bosque andino del SFFI mostró una heterogeneidad en el dap de los árboles registrados en campo, esto indicó que se presentó en algún momento un proceso de intervención antrópica, lo cual concordó con lo señalado por Villareal *et al.* (2017), quien afirma que los bosques del SFFI se encuentran en estado de recuperación mientras que algunos otros fragmentos conservan su estructura original. Por otro lado, cabe resaltar que las condiciones ambientales de zonas montañosas, tal como alta nubosidad, vientos, pendientes, clima y suelo, a las que están sometidos estos bosques podrían evidenciar limitaciones en el crecimiento y desarrollo de las especies forestales y verse reflejado en la variabilidad en contenidos de AGB (Yepes *et al.*, 2015).

Las correcciones en imágenes Landsat 8 utilizadas en este estudio presentaron ajustes radiométricos lo que mejoró la visualización de características espectrales de la superficie terrestre en especial la de bosques Andinos. La imágenes Landsat son muy utilizadas para estimación de AGB y C, ya que son de fácil acceso para la comunidad y presentan un largo catálogo lo que permite un monitoreo constante de la vegetación (Zhu & Liu, 2015). Investigaciones realizadas por Banskota *et al.* (2014), Zhu & Liu (2015), Clerici *et*

al. (2016), Gizachew *et al.* (2016), Imran & Ahmed, (2018) y Li *et al.* (2020) señalan la importancia de realizar correcciones previas a las imágenes de satélite para minimizar incertidumbres frente al comportamiento radiométrico en coberturas boscosas para la estimación de AGB y C con sensores remotos ópticos.

El NDVI para la época seca presentó la mejor correlación frente a los datos de AGB de las PTM ($r = 0,88$) de igual manera, los índices de época lluviosa obtuvieron buenos rendimientos frente a la correlación con la AGB real ($0,6 < r < 0,7$). El uso de IV basados en las bandas rojas e infrarrojas obtienen buenos resultados en la estimación de AGB en bosques tropicales ya que están relacionados directamente con la actividad fotosintética (Macedo *et al.*, 2018).

Las nueve PTM seleccionadas para la correlación y ajuste del modelo presentaron una densidad ≥ 30 árboles/parcela, esto partiendo de la idea que un número mayor de árboles por píxel (densidad de la copa) debe estar asociado a mayores contenidos de AGB (Anaya *et al.*, 2009; Wassihun *et al.*, 2019). Se definió un rango de valores de NDVI mínimo y máximo de 0,61 y 0,68, respectivamente, valores que se encuentran dentro del rango reportado por Cargua *et al.* (2018), en bosques Andinos del Ecuador.

Sin embargo, se hace necesario profundizar en el estudio de los IV ya que al estar relacionados directamente con la capacidad fotosintética, estos pueden variar según las condiciones ambientales, climáticas y fenológicas propias de los ecosistemas forestales (Van Leeuwen *et al.*, 2013; Millano & Paredes, 2016; Suepa *et al.*, 2016). Estos fenómenos pueden ser un factor relevante al momento de estimar AGB y C con sensores remotos en diferentes épocas del año (Zhu & Liu, 2015; Macedo *et al.*, 2018).

Este estudio desarrolló un modelo tipo exponencial ($R^2 = 0,82$) el cual fue el de mejor ajuste según los criterios recomendados por Segura & Kanninen (2005); Segura & Andrade (2008) y Andrade *et al.* (2014), los resultados de los estadígrafos de ajuste fueron similares a los reportados por (Devagiri, 2013). De igual manera, los contenidos de AGB estimados vs los observados alcanzaron un RSME de 17, 1 Mg/ha, esta métrica se utiliza para determinar el rendimiento del modelo y es fundamental para la evaluación del mismo (Li *et al.*, 2020).

El modelo exponencial se basó en un número relativamente pequeño de PTM (nueve de 10×25 m) lo que reflejó una limitación en cuanto a su número; sin embargo, se convierte en un primer ejercicio de estimación de AGB y C en bosques Andinos del SFFI con sensores remotos. Si bien, existen estudios a nivel nacional con el mismo objetivo (Anaya *et al.*, 2009; Galindo *et al.*, 2011; Clerici *et al.*, 2016), estos varían en el enfoque metodológico, escala de trabajo y la variabilidad en el tamaño y número de parcelas utilizadas.

Geográficamente, la AGB y el C se encontró distribuida heterogéneamente, siendo la clase 1 la de mayor porcentaje (8,3); pequeños parches de bosque conservados presentaron los mayores diámetros localizados mayormente en la parte norte del SFFI lo que concuerda con lo señalado por Parques Nacionales Naturales (2006) y Villareal *et al.* (2017). Asimismo, se estimó el total de AGB y C

para los bosques del SFFI en 88,7 Gg AGB y 44,4 Gg C, respectivamente, siendo las primeras aproximaciones a los contenidos de AGB y C en estos bosques. De igual manera, se estimó que cerca de 163 Gg CO₂e se podrían emitir en caso de deforestación; este resultado es importante para el planteamiento de políticas que busquen la protección de estos bosques en la búsqueda de mejorar la capacidad de adaptación y mitigación al cambio climático en la región (Phillips *et al.*, 2011; Saatchi *et al.*, 2011). Generar cartografía de la distribución de los contenidos de AGB y C se hace necesario para ampliar las posibilidades de monitoreo a escala local y regional (Gibbs *et al.*, 2007; GOF-C-GOLD, 2016; Rodríguez-Veiga *et al.*, 2016).

6. Conclusiones

Este estudio aportó las primeras estimaciones de AGB y C real en los bosques del SFFI datos que estuvieron en promedio en 73,1 Mg/ha y 36,6 Mg C/ha respectivamente. El uso de imágenes Landsat 8, técnicas de Teledetección y el uso de IV reflejaron una alternativa para la estimación indirecta de AGB y C; en este estudio se determinó un modelo tipo exponencial para un NDVI de temporada seca con un R²= 0,82 lo cual reflejó un buen ajuste; asimismo, se determinó que los mayores rangos de AGB y C se encuentran en alturas que correspondieron entre los 3 000 y 3 300 m y se encuentran localizados heterogéneamente en la zona sureste y norte del SFFI siendo estos sitios los de mayor interés para la conservación y monitoreo; se estimó en 136 Gg CO₂e las emisiones evitadas a la atmosfera por deforestación siendo el potencial de estos bosques como Stoks de C. Los resultados aquí expuestos brindan una oportunidad para llevar a cabo el monitoreo de AGB y C en bosques Andinos y una alternativa de monitoreo en áreas de importancia ambiental.

Agradecimientos

Este estudio se desarrolló bajo el contexto del proyecto denominado "Caracterización florística y almacenamiento de carbono en bosques nativos en el Santuario de Fauna y Flora de Iguaque, Boyacá, Colombia" del Grupo de Investigación Producción Ecoamigable de Cultivos Tropicales "PROECUT" de la Universidad del Tolima. Asimismo, los autores agradecen a Parques Nacionales Naturales de Colombia PNNC y en especial al equipo administrativo y funcionarios técnicos del Santuario de Fauna y Flora de Iguaque con sede en Villa de Leyva, Boyacá, por todo el apoyo en el trabajo de campo.

Bibliografía

Aguilar-Arias, H., Mora-Zamora, R., & Vargas-Bolaños, C. (2014). Metodología para la corrección atmosférica de imágenes aster, rapideye, spot 2 y landsat 8 con el

módulo FLAASH del software ENVI. *Revista Geográfica de América Central*, 2(53), 39-59. <http://doi.org/10.15359/rgac.2-53.2>

- Anaya, A., Chuvieco, E., & Palacios-Orueta, A. (2009). Forest ecology and management aboveground biomass assessment in Colombia: A remote sensing approach. *Forest Ecology and Management*, 257, 1237-1246. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.016>
- Andrade-Castañeda, H. J., Arteaga-Céspedes, C. C., & Segura-Madrigal, M. A. (2017). Emisión de gases de efecto invernadero por uso de combustibles fósiles en Ibagué, Tolima (Colombia). *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 18(1), 103-112.
- Andrade, H. J., Segura, M., & Forero, A. (Eds.) (2014). *Desarrollo de modelos alométricos para volumen de madera, biomasa y carbono en especies leñosas perennes: conceptos básicos, métodos y procedimientos*, ISBN: 978-958-8747-58-3. Ibagué, Colombia. Universidad del Tolima.
- Ariza, A. (2013). *Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission) Versión 1.0*. Centro de Investigación y Desarrollo (CIAF), Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Recuperado de: www.un-spider.org/sites/default/files/LDCM-L8.R1.pdf
- Banskota, A., Kayastha, N., Falkowski, M. J., Wulder, M. A., Froese, R. E., White, J. C., ... Canada, N. R. (2014). Forest monitoring using landsat time series data: a review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 40(5), 362-384. <http://doi.org/10.1080/07038992.2014.987376>
- Brown, S. (1997). *Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: A Primer*. FAO Forest Paper 134. ISBN: 92-5-103955-0. Roma, Italia. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Brown, S., Hall, C. A. S., Knabe, W., Raich, J., Trexler, M. C., & Wooster, P. (1993). Tropical forests: their past, present, and potential future role in the terrestrial carbon budget. *Water Air Soil Pollut*, 70, 71-94. <http://doi.org/10.1007/BF01104989>
- Cargua, F., Rodríguez, M., Romero, B., & Santillan, P. (2018). Evaluación del estado de conservación del bosque de ceja Andina sur occidental del Parque Nacional Sangay (Ecuador), para una mejor gestión del recurso forestal. *Revista Espacios*, 39(45), 29.
- Chuvieco, E. (Eds.) (2010). *Teledetección Ambiental (3a. edición)*. ISBN: 978-84-344-8073-3, Barcelona, España, Ariel Editorial.
- Clerici, N., Rubiano, K., Abd-Elrahman, A., Posada, J., & Escobedo, F. J. (2016). Estimating aboveground biomass and carbon stocks in periurban andean secondary forests using very high resolution imagery. *Forests*, 7, 1-17. <http://doi.org/10.3390/f7070138>
- Corral-Rivas, J. J., Vargas-Larreta, B., Wehenkel, C., Aguirre-Calderón, O., & Crecente-Campo, F. (2013). Guía para el establecimiento, seguimiento y evaluación de sitios permanentes de monitoreo en paisajes productivos forestales. Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Recuperado de: http://forestales.ujed.mx/monafor/archivos/descargas/guias_manuales/Guia_pa-ra_el_Establecimiento_Seguimiento_y_Evaluación_de_Sitios_Permanetes_de_Monitoreo.pdf

- Devagiri, G. M., Money, S., Singh, S., Dadhawal, V. K., & Patil, P. (2013). Assessment of above ground biomass and carbon pool in different vegetation types of south western part of Karnataka, India using spectral modeling. *Tropical Ecology*, 54(2), 149-165.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2016). InfoStat. InfoStat Software Estadístico. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Recuperado de: <https://www.infostat.com.ar/>
- Eastman, J. R. (2006). IDRISI Andes Guide to GIS and Image Processing. Manual Version 15.00. Worcester, USA. Clark Labs, Clark University. Recuperado de: http://www.cartografia.cl/download/manuales/idrisi_andes.pdf
- Environmental Systems Research Institute (ESRI) (2014). ArcGIS Desktop 10.3. Redlands, USA.
- Fernández-Méndez, F., Velasco-Salcedo, V. E., Guerrero-Contecha, J., Galvis, M., & Neri, A. V. (2016). Recuperación ecológica de áreas afectadas por un incendio forestal en la microcuenca Tintales (Boyacá, Colombia). *Colombia Forestal*, 19(2), 143-160.
- Galindo, G., Cabrera, E., Vargas, D., Pabón, H., Cabrera, K., Yepes, A., ... Ordoñez, M. (Eds.) (2011). *Estimación de la Biomasa Aérea Usando Datos de Campo e Información de Sensores Remotos Version 1.0*. ISBN: 978-958-8067-50-6 Bogotá D.C, Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales-IDEAM. Editorial Scripto Ltda.
- Gibbs, H. K., Brown, S., Niles, J. O., & Foley, J. A. (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, 2, 1-13. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023>
- Gilabert, M. A., González-Piqueras, J., & Garcia-Haro, J. (1997). Acerca de los índices de vegetación. *Revista de Teledetección*, (8), 1-10.
- Gizachew, B., Solberg, S., Næsset, E., Gobakken, T., Bollandsås, O. M., Breidenbach, J., ... Mauya, E. W. (2016). Mapping and estimating the total living biomass and carbon in low - biomass woodlands using Landsat 8 CDR data. *Carbon Balance and Management*, 11(13), 1-14. <http://doi.org/10.1186/s13021-016-0055-8>
- Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics (GOF-C-GOLD) (2016). *A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation*. Holanda: Report version-COP22-1, GOF-C-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University. Recuperado de: http://www.gofcgold.wur.nl/redd/sourcebook/GOF-C-GOLD_Sourcebook.pdf
- Günlü, A., Ercanlı, I., Başkent, E., & Çakır, G. (2014). Estimating aboveground biomass using Landsat TM imagery: A case study of Anatolian Crimean pine forests in Turkey. *Annals of Forest Research*, 57, 289-298.
- Hantson, S., & Chuvieco, E. (2011). Evaluation of different topographic correction methods for Landsat imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13(5), 691-700. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jag.2011.05.001>

- Huete, A., Justice, C., & Leeuwen, W. Van (1999). MODIS Vegetation Index (MOD 13) Algorithm Theoretical Basis Document Version 3. NASA. Goddard Space Flight Center.
- Huete, A. R. (1988). Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25, 295-309. [http://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](http://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Imran, A. B., & Ahmed, S. (2018). Potential of Landsat-8 spectral indices to estimate forest biomass. *International Journal of Human Capital in Urban Management*, 3(4), 303-314. <http://doi.org/10.22034/IJHCUM.2018.04.04>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007). *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. New York, USA: Cambridge University Press. Recuperado de: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/ar4_wg1_full_report-1.pdf
- Lerma, M., & Orjuela, E. (2014). Modelos Alométricos para la Estimación de la Biomasa Aérea Total en el Páramo de Anaimé, Departamento del Tolima, Colombia. Tesis de Pregrado. Universidad del Tolima. Ibagué, Colombia. Re-cuperado de: <https://bit.ly/3k8iLPP>
- Li, C., Li, Y., & Li, M. (2019). Improving forest aboveground biomass (AGB) estimation by incorporating crown density and using Landsat 8 OLI images of a subtropical forest in western Hunan in Central China. *Forests*, 10, 1-17. <http://doi.org/10.3390/f10020104>
- Li, Y., Li, M., Li, C., & Liu, Z. (2020). Forest aboveground biomass estimation using Landsat 8 and Sentinel-1A data with machine learning algorithms. *Scientific Reports*, 10, 9952. <http://doi.org/10.1038/s41598-020-67024-3>
- Lu, D. (2006). The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 27(7), 1297-1328. <http://doi.org/10.1080/01431160500486732>
- Lu, D., Chen, Q., Wang, G., Moran, E., Batistella, M., Zhang, M., ... Saah, D. (2012). Aboveground forest biomass estimation with Landsat and LiDAR Data and uncertainty analysis of the estimates. *International Journal Of Forestry Research*, (1), 1-16. <http://doi.org/10.1155/2012/436537>
- Macedo, F. L., Sousa, A. M. O., Gonçalves, A. C., da Silva, J. R., Mesquita, P. A., & Rodrigues, R. A. F. (2018). Above-ground biomass estimation for *Quercus rotundifolia* using vegetation indices derived from high spatial resolution satellite images. *European Journal of Remote Sensing*, 51(1), 932-944. <http://doi.org/10.1080/22797254.2018.1521250>
- Main-knorn, M., Cohen, W. B., Kennedy, R. E., Grodzki, W., Dirk, P., Grif, P., & Hostert, P. (2013). Remote sensing of environment monitoring coniferous forest biomass change using a Landsat trajectory-based approach. *Remote Sensing of Environment*, 139, 277-290. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.010>
- Martínez-Barrón, R. A., Aguirre-Calderón, O. A., Vargas-Larreta, B., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., & Yerena-Yamalle, J. I. (2016). Modelación de bio-masa y carbono arbóreo aéreo en bosques del estado de Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(35), 91-106. <https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v7i35.77>

- Millano, J. L., & Paredes, F. J. (2016). Variabilidad de la vegetación con el Índice de Diferencia Normalizada (NDVI) en Latinoamérica. *Novum Scientiarum*, 2(4), 33-44.
- NASA-METI (2011). ASTER Global Digital Elevation Model V002. NASA EOSDIS Land Processes [ID ASTGTM2_N05W074].
- Nguyen, H. C., Jung, J., Lee, J., Choi, S.-U., Hong, S.-Y., & Heo, J. (2015). Optimal Atmospheric correction for above-ground forest biomass estimation with the ETM+ remote sensor. *Sensors*, 15, 18865-18886. <http://doi.org/10.3390/s150818865>
- Padrón, E., & Navarro-Cerrillo, R. (2007). Aboveground biomass in *Prosopis pallida* (Humb. and Bonpl. ex Willd.) H. B. K. ecosystems using Landsat 7 ETM+ images. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80, 43-53.
- Parques Nacionales Naturales (PNN) (2006). *Plan de Manejo Santuario de Fauna y Flora Iguaque*. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Recuperado de: humboldt.org.co/es/...de.../279-plan-de-manejo-santuario-de-fauna-y-flora-iguaque
- Parques Nacionales Naturales (PNN) (2018). *Atlas de Carbono de las Áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Subdirección de Sostenibilidad y Negocios Ambientales, Parques Nacionales Naturales de Colombia. Recuperado de: <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2018/07/Atlas-de-Carbono-DTAN-1.pdf>
- Pechanec, V., Stržínek, F., Purkyt, J., Štěrbová, L., & Cudlín, P. (2017). Carbon stock in forest aboveground biomass – comparison based on Landsat data. *Central European Forestry Journal*, 63, 126-132. <http://doi.org/10.1515/forj-2017-0014>
- Phillips, J. F., Duque, A. J., Cabrera, K. R., Yepes, A. P., Navarrete, D. A., García, M. C., ... Vargas, D. M. (Eds.) (2011). *Estimación de las reservas potenciales de carbono almacenadas en la biomasa aérea en bosques naturales de Colombia*. ISBN: 978-958-8067-33-9. Bogotá D.C, Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales. Editorial Scripto.
- Pimple, U., Sitthi, A., Simonetti, D., Pungkul, S., Leadprathom, K., & Chidthaisong, A. (2017). Topographic correction of Landsat TM-5 and Landsat OLI-8 Imagery to improve the performance of forest classification in the mountainous terrain of northeast Thailand. *Sustainability*, 9, 1-26. <http://doi.org/10.3390/su9020258>
- Powell, S. L., Cohen, W. B., Healey, S. P., Kennedy, R. E., Moisen, G. G., Pierce, K. B., & Ohmann, J. L. (2010). Remote Sensing of environment quantification of live aboveground forest biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. *Remote Sensing of Environment*, 114, 1053-1068. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2009.12.018>
- Qiu, A., Yang, Y., Wang, D., Xu, S., & Wang, X. (2019). Exploring parameter selection for carbon monitoring based on Landsat-8 imagery of the aboveground forest biomass on Mount Tai. *European Journal of Remote Sensing*, 53, 1-12. <http://doi.org/10.1080/22797254.2019.1686717>
- Reichstein, M., & Carvalhais, N. (2019). Aspects of forest biomass in the Earth system: Its role and major unknowns. *Surveys in Geophysics*, 40(4), 693-707. <http://doi.org/10.1007/s10712-019-09551-x>
- Rhyman, P. P., Norizah, K., Hamdan, O., Faridah-Hanum, I., & Zulfa, A. W. (2020). Integration of normalised different vegetation index and Soil-Adjusted Vegetation Index

- for mangrove vegetation delineation. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 17, 1-7. <http://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.100280>
- Rodríguez-Veiga, P., Saatchi, S., Tansey, K., & Balzter, H. (2016). Magnitude, spatial distribution and uncertainty of forest biomass stocks in Mexico. *Remote Sensing of Environment*, 183, 265-281. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2016.06.004>
- Rodríguez-Veiga, P., Wheeler, J., Louis, V., Tansey, K., & Balzter, H. (2017). Quantifying Forest biomass carbon stocks from space. *Current Forestry Reports*, 3(1), 1-18. <http://doi.org/10.1007/s40725-017-0052-5>
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Shell, J. A., & Deering, D. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Proceedings of the Third Earth Resources Technology Satellite- 1 Symposium Volume I: Technical presentations. NASA. Goddard Space Flight Center. 301-317. Recuperado de: <https://ntrs.nasa.gov/citations/19740022614>
- Roy, P. S., & Ravan, S. A. (1996). Biomass estimation using satellite remote sensing data - An investigation on possible approaches for natural forest. *Journal of Biosciences*, 21(4), 535-561.
- Saatchi, S., Houghton, R. A., Alvalá Dos Santos, R. C., Soares, J. V., & Yu, Y. (2007). Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology*, 13, 816-837. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01323.x>
- Saatchi, S. S., Harris, N. L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E. T. A., Salas, W., ... Morel, A. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(24), 9899-9904. <http://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- Segura, M., & Andrade, H. J. (2008). ¿Cómo construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono de especies leñosas perennes? *Agroforestería en Las Américas*, 46, 89-96.
- Segura, M., & Kanninen, M. (2005). Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. *Biotropica*, 37(1). <http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.02027.x>
- Silleos, N. G., Alexandridis, T. K., Gitas, I. Z., & Perakis, K. (2006). Vegetation indices: Advances made in biomass estimation and vegetation monitoring in the last 30 years. *Geocarto International*, 21(4), 21-28.
- Suepa, T., Qi, J., Lawawirojwong, S., & Messina, J. P. (2016). Understanding spatio-temporal variation of vegetation phenology and rainfall seasonality in the monsoon Southeast Asia. *Environmental Research*, 147, 621-629. <http://doi.org/10.1016/j.envres.2016.02.005>
- Teillet, P., Guindon, B., & Goodenough, D. (1982). On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 8(2), 84-106. <http://doi.org/10.1080/07038992.1982.10855028>
- Timothy, D., Onisimo, M., Cletah, S., & Adelabu, S. (2016). Remote sensing of aboveground forest biomass: A review. *Tropical Ecology*, 57(2), 125-132.
- United States Geological Survey (USGS) (2016a). USGS EROS Archive - Landsat Archives - Landsat 8 OLI (Operational Land Imager) and TIRS (Thermal Infrared Sensor) Level-1 Data Products. U.S Geological Survey. Landsat 8 OLI/TIRS Collection 1. Landsat Scene ID LC80070562016032LGN00.
- United States Geological Survey (USGS) (2016b). USGS EROS Archive-Landsat Archives-Landsat 8 OLI (Operational Land Imager) and TIRS (Thermal Infrared Sensor)

- Level-1 Data Products. Landsat 8 OLI/TIRS Collection 1. Landsat Scene ID LC80070562016144LGN00.
- United States Geological Survey (USGS) (2018). Landsat 8 (L8) data users handbook- Version 3.0. Sioux Falls, USA. Recuperado de: https://prd-wret.s3-us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/s3fs-public/atoms/files/LSDS-1574_L8_Data_Users_Handbook.pdf
- Van Leeuwen, W. J. D., Hartfield, K., Miranda, M., & Meza, F. J. (2013). Trends and ENSO/AAO driven variability in NDVI derived productivity and phenology alongside the Andes mountains. *Remote Sensing*, 5(3) 1177-1203.
<http://doi.org/10.3390/rs5031177>
- Vashum, K. T., & Jayakumar, S. (2012). Methods to Estimate Above-Ground Biomass and Carbon Stock in Natural Forests - A Review. *Journal of Ecosystem & Ecography*, 2(4), 1-7. <http://doi.org/10.4172/2157-7625.1000116>
- Villareal, H., Nuñez, M., Zorro, W., & Pacheco, C. (2017). Plan de manejo del Santuario de Fauna y Flora Iguaque. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Recuperado de: <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2018/06/PM-SFF-IGUAQUE-adoptado.pdf>
- Wassihun, A. N., Hussin, Y. A., Leeuwen, L. M. Van, & Latif, Z. A. (2019). Effect of forest stand density on the estimation of above ground biomass/carbon stock using airborne and terrestrial LIDAR derived tree parameters in tropical rain forest, Malaysia. *Environmental Systems Research*, 8(27), 1-15.
<http://doi.org/10.1186/s40068-019-0155-z>
- Wu, X., Furby, S., & Wallace, J. (2004). An approach for terrain illumination correction. Proc of 12th Australasian Remote Sensing and Photogrammetry Conference. Recuperado de: <https://publications.csiro.au/rpr/pub?list=BRO&pid=procite:27c185ad-8c81-43f6-b383-ec0948959e62>
- Yepes-Quintero, A., Duque-Montoya, Á., Navarrete-Encinales, D., Phillips-Bernal, J., Cabrera-Montenegro, E., Corrales-Osorio, A., ... Vargas-Galvis, D. (2011). Estimación de las reservas y pérdidas de carbono por deforestación en los bosques del departamento de Antioquia, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 33(95), 193-208.
- Yepes, A., Herrera, J., Phillips, J., Cabrera, E., & Galindo, G. (2015). Contribución de los bosques tropicales de montaña en el almacenamiento de carbono en Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 63(1), 69-82.
<http://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.14679>
- Zhu, X., & Liu, D. (2015). Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 102, 222-231.
<http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.08.014>
- Zhu, Z., Wulder, M. A., Roy, D. P., Woodcock, C. E., Hansen, M. C., Radelo, V. C., ... Scambos, T. A. (2019). Benefits of the free and open Landsat data policy. *Remote Sensing of Environment*, 224, 382-385. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.016>

Landslides and floods zonation using geomorphological analyses in a dynamic catchment of Costa Rica

Zonificación de deslizamientos e inundaciones usando análisis geomorfológicos en una cuenca dinámica de Costa Rica

Adolfo Quesada-Román¹

Recibido 4 de noviembre de 2020; aceptado 29 de diciembre 2020

Abstract

During the last decades, the number of floods and landslides events have been growing every year in Costa Rica, both in urban and rural areas. Despite of the geomorphological diversity of Central America and Costa Rica, there are few detailed geomorphological studies in the region. A 1:25,000 geomorphological analyses of the Upper General River Catchment (UGRC) located in the southeast in Costa Rica is presented, based on the interpretation of aerial photographs and field geomorphological mapping. First, a morphometric analysis was performed to calculate and analyze seven variables that were merged in order to produce the flood and landslides susceptibility maps. Second, a total of 43 types of landforms divided genetically into endogenic (tectonic), and exogenic (fluvial, gravitational, and glacial) features are mapped for an area of 1 560 km². Finally, a geomorphological hazard map with the zonation of the different susceptibility levels of landslides and floods were performed. This cartography is important in terms of geomorphological evolution, disaster risk reduction as well as for land use planning for approximately 40,000 inhabitants. The presented methodology can also be applied in other developing countries for different purposes such as landscape evolution, morphogenetic detailed maps, disaster risk reduction, and land use planning.

Key words: geomorphology, natural hazards, geomorphometry, geomorphological mapping, disaster risk reduction.

¹ Laboratorio de Geografía Física, Escuela de Geografía, Universidad de Costa Rica, correo electrónico: adolfo.quesada@gmail.com. ORCID: 0000-0001-6601-5254

RESUMEN

Durante las últimas décadas, el número de inundaciones y deslizamientos han ido creciendo cada año en Costa Rica, tanto en las zonas urbanas como en las rurales. A pesar de la diversidad geomorfológica de Centroamérica y Costa Rica, existen pocos estudios geomorfológicos detallados en la región. Se presenta un análisis geomorfológico 1: 25,000 de la Cuenca del Río General Superior (CRGS) ubicada en el sureste de Costa Rica, basado en la interpretación de fotografías aéreas y mapeo geomorfológico de campo. Primero, se realizó un análisis geomorfométrico para calcular y analizar siete variables que se fusionaron para producir los mapas de susceptibilidad a inundaciones y deslizamientos de tierra. En segundo lugar, un total de 43 formas de relieve divididas genéticamente en endógenas (tectónicas) y exógenas (fluviales, gravitacionales y glaciales) se cartografiaron para un área de 1 560 km². Finalmente, se realizó un mapa de riesgos geomorfológicos con la zonificación de los diferentes niveles de susceptibilidad de deslizamientos e inundaciones. Esta cartografía es importante en términos de evolución geomorfológica, reducción del riesgo de desastres, así como para la planificación del uso del suelo para unos 40 000 habitantes. La metodología presentada también se puede aplicar en otros países en desarrollo para diferentes propósitos, como la evolución del paisaje, mapas detallados morfogenéticos, reducción del riesgo de desastres y planificación territorial.

Palabras clave: *geomorfología, amenazas naturales, geomorfometría, cartografía geomorfológica, reducción del riesgo de desastres.*

1. Introduction

Hydrometeorological disasters number in Costa Rica have been growing during the last decades (Campos-Durán and Quesada-Román, 2017a); especially annual floods and landslides in both, urban and rural areas (Quesada-Román & Calderón, 2018). This trend is consistent in Central America, a region commonly affected by tropical cyclones due to its position and high vulnerability (Campos-Durán and Quesada-Román, 2017b). Recent disaster impacts in Costa Rica, due to the tropical cyclones, are clear examples of the increasing vulnerability. The cost of recovery from Hurricane Otto (2016) signified 0.3% of the national Gross Domestic Product (GDP), while tropical storm Nate (2017) summed 1.2% of the GDP (Quesada-Román *et al.*, 2019).

The impacts of natural disasters are mainly in road infrastructure (bridges and roads) where Costa Rica has a clear progress delay, but sometimes with casualties (Brenes and Girot 2018; Quesada-Román *et al.*, 2020a). Furthermore, an increase of heavy rains is predicted for future decades in the Caribbean of Costa Rica (Imbach *et al.*, 2018), and a greater number of tropical cyclone

occurrence in the Atlantic catchment have been forecast (Lavender *et al.*, 2018), as well as more major hurricanes recurrence (Bender *et al.*, 2010). Concordantly, global tendencies indicate that disaster risk have been exacerbated by climate change increasing its frequency and intensity (UNDRR, 2019). Developing countries and smaller economies, challenge a more difficult economic situation after a comparable disaster than do developed countries or bigger economies (Klomp and Valckx, 2014).

Baseline information in order to reduce disasters in Costa Rica should be enhanced and the cartography of natural hazards must be improved (Quesada-Román, 2017). However, the number of investigations on vulnerability and risk in the country should increase in order to reduce disasters (Quesada-Román *et al.*, 2018). The increasing vulnerability conditions in Costa Rica due to the inefficient territorial management leads to the occurrence of cascading disasters (Quesada-Román, 2015; Quesada-Román *et al.*, 2020d). Therefore, this study aim to (i) generate a geomorphometric analysis, (ii) a morphogenetic mapping, and (iii) a hazard zonation mapping for landslides and floods for the Upper General River Catchment in southeast Costa Rica, as a study case of detailed geomorphological mapping in tropical dynamic catchments.

2. Geographical setting

The UGRC is located 80 km southeast of the capital of Costa Rica, San José, where the city of San Isidro del General is the most important town. This is where the Cordillera de Talamanca, the General River valley, and the Fila Brunqueña merge in an area of 1,560 km² (Figure 1). The topography and geomorphology of the UGRC results from a complex tectonic interaction between the Cocos, Caribbean, Panama, and Nazca plates, as well as the subduction of the submarine volcanic cordillera of Cocos, also known as the Coco's Ridge, which stopped the volcanism and provoked an intense uplift of Cordillera de Talamanca (DeMets *et al.*, 2010). The study area is divided into two morphotectonic sectors, the fore arc (sedimentary catchments of the General River and Fila Brunqueña) and the inner arc (Cordillera de Talamanca) (Marshall, 2007). The Cordillera de Talamanca is composed of volcanic rocks of the Miocene, while the Fila Brunqueña are made up of sedimentary Oligocene-Miocene rocks (Denyer and Alvarado, 2007).

The latitudinal migration of the Intertropical Convergence Zone (ITCZ), the El Niño Southern Oscillation (ENSO), northeast trade winds, cold fronts, and tropical cyclones influence the local climate and precipitation patterns (Quesada-Román, 2016). Annual rainfall totals typically reach 3000-5000 mm in the region with two distinct rainfall maxima, one in May and a second, more distinct rainfall peak in October. In July and August, rainfall decreases during two to four weeks, known as the Mid-Summer Drought (Quesada-Román, 2017). About 85% of the annual rainfall occurs between May and November (rainy season) with a distinct dry season from December to April. Annual average temperatures range between 18 and 22°C at the study site. Vegetation is composed mostly

of páramo over 3000 m (Esquivel-Hernández *et al.*, 2019; Quesada-Román *et al.*, 2020b), tropical premontane, and tropical basal rainforests (Kappelle, 2016). The UGRC have been impacted by earthquakes such Buenavista earthquake (1983), and different tropical cyclones such as Hurricanes Joan (1988), César (1996), Tropical Storm Alma (2008), Hurricane Nate (2017), and Hurricane Eta (2020).

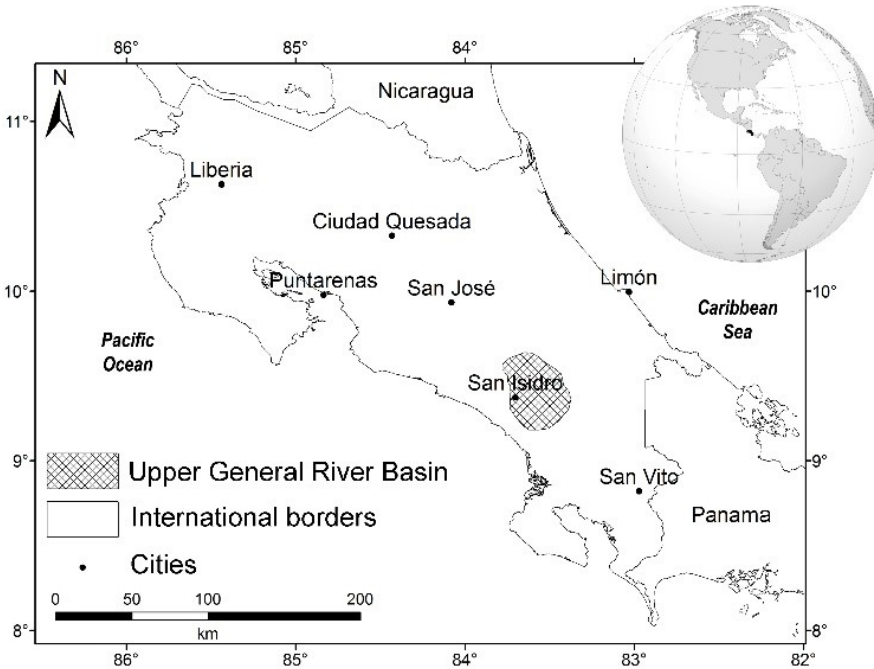


Figure 1. Upper General River Catchment location.

3. Materials and methods

This study was conducted in three phases: pre-mapping, fieldwork and post-mapping (Smith *et al.*, 2011). During the pre-mapping the geomorphometry and the morphogenetic maps were generated based upon Aerial Photo Interpretation at 1:25,000 scale (CARTA, 2005). These aerial photographs were georeferenced and processed to accomplish the geomorphological mapping (Smith *et al.*, 2011). These aerial photographs were the best input available covering the whole study area, and the morphogenetic do not change during the time. A morphometric analysis calculated and analyzed seven variables (altimetry, slopes, dissection density, dissection profundity, relief energy, potential erosion, and total erosion). These variables were merged in order to

produce the flood and landslides susceptibility maps, grouped into three ranges (high, medium and low), which allowed a cross analysis with the DesInventar disaster database (LA RED, 2016). This study used the most recent flood and landslide records based on the Des-Inventar disaster database to provide an updated view of the problem.

The fieldwork was conducted during several fieldworks between 2011 and 2013 to check the different landform dynamics and limits using a preliminary morphogenetic map and morphometric cartography at 1:25,000 scale. Due to the geomorphology principal landforms slow change, this study has focused on dynamic landslides and floods prone areas changes. During the post-mapping, the legend for the geomorphological map of the UGRC was prepared, dividing the landforms genetically into endogenic (tectonic) and exogenic (fluvial, gravitational, and glacial), as well as depositional and erosional. Finally, the geomorphometric and morphogenetic maps were created within a Geographic Information System (ArcGIS 10.3). Once morphogenetic and geomorphometry maps are done, a merge of both cartographies is necessary to produce the geomorphological hazards map for landslides and floods zonation. These hazard zones were visited and identified in the field. Due to the large dimensions of the morphogenetic map (2.6 x 2.6 m) and the geomorphological hazards maps, these documents can be displayed in high definition in Quesada-Román (2016) and Quesada-Román and Zamorano-Orozco (2019a).

4. Results and discussion

4.1. Geomorphometry analysis

Five morphological regions were determined: mountain zone (Cordillera de Talamanca), floodplain, accumulative ramp (alluvial fans), minor mountain ranges (Fila Brunqueña), and mountain foothills covered by proluvial sediments (Quesada-Román and Zamorano-Orozco, 2019b). The mountain zone is intensely modeled with the presence of extensive weathering crusts on inclined and fractured slopes, which favors fluvial-gravitational processes. The minor mountain ranges serve as limit to the alluvial plain of the Pacuar and General River, that due to its sedimentary lithology, steep slopes, the rainfall regime and land use changes have trigger its slope instability. The mountain foothills have a plateau morphology with alluvial covers on the base of the slopes. The accumulative proluvial ramp is the transition between the mountain zone and the floodplain, its morphology is defined by the presence of an alluvial fans sequence. Finally, the floodplain is well-defined by the seasonal and extraordinary flooding areas.

The slopes map was the first approximation of the gravitational dynamics. It helped to identify landforms associated with the fluvial erosive-accumulative action. The dissection density showed zones of greater/lesser erosion, where the channels concentration are linked to rainy zones, unconsolidated and

altered sediments, disjunctive structures, large areas without significant lithological changes, and heterogeneous morphology. Otherwise, the dissection profundity made evident the influence of the disjunctive structures in the erosive and accumulative relief dynamics. The relief energy integrated fluvial action (dissection density and dissection profundity) and slopes in its analysis. These three elements are closely linked to mass wasting. It also considers lithology, the influence of weathering, the faults activity, earthquakes, and precipitation. Else, potential erosion located indirectly areas with denudation susceptibility, linked to factors such as specific lithological characteristics, topographic contrasts, morphological variety, hydroclimatic conditions, vegetation cover, and land use changes. In the case of total erosion, areas with greater erodibility and with older morphologies were distinguished through the terrain roughness, and the role played by variables such as lithology age, disjunctive structures, the past climate (glaciations), the current rainfall patterns, and slopes.

The territories where up to two morphometric indicators coincided, were considered as potential areas; the areas where three indexes were overcome, were classified as frequent occurrence areas, and the spaces classified as maximum occurrence were those where four or five variables matched. These criteria were applied for landslides and floods. These maps are spatially compared with the disaster database DesInventar (LA RED, 2016), where 85.15% of the reports coincide with the zones identified as prone to flooding and 76.54% with susceptible areas to landslides (Figure 2).

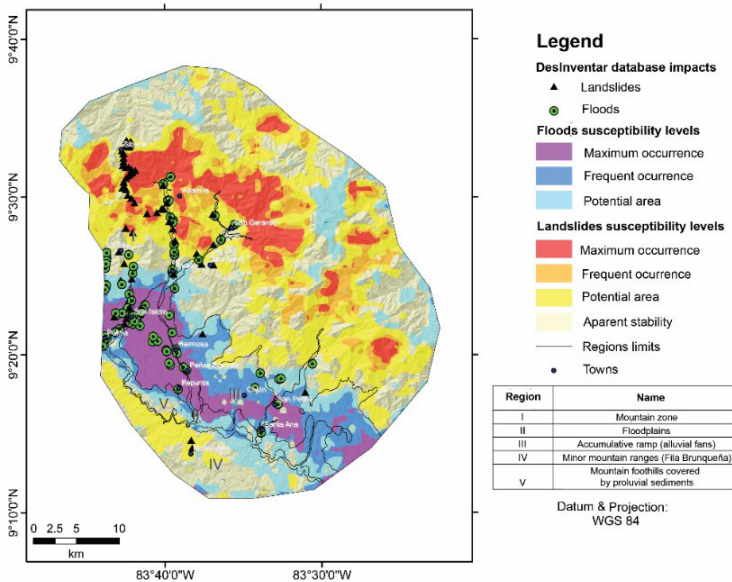


Figure 2. Geomorphometry landslides and floods susceptibility zonation.

4.2. Morphogenetic mapping

According to Quesada-Román (2016) and Quesada-Román and Zamorano (2019a), the morphogenetic classification presented 46 landforms, organized in endogenic landforms (tectonic) and exogenic (fluvial, gravitational, and glacial). The endogenic landforms comprise uniquely tectonic landforms associated with a strike-slip fault identified in the SE of the study area that comprise the spatial distribution, arrangement, variety, and morphology of escarpments, fluvial deflections, shutter ridges, and sag ponds (Quesada-Román and Zamorano, 2019a).

The exogenic landforms are divided in fluvial, gravitational and glacial genesis. The erosive fluvial landforms are the result of the action of the rivers, which when acting in conjunction with the gravitational movements form valleys, which are not isolated structures, are linked with other fluvial forms, both erosive and accumulative such as cirques, headwaters, ravines and gullies. The depositional fluvial landforms begin to appear at the moment in which the longitudinal profile of the river decreases its slope and is associated with alluvial fans, floodplains, flood terraces, and alluvial cones.

Alluvial fans origin and evolution are directly conditioned by tectonics and climate. The first variant is linked to the rise of the source area, the Cordillera de Talamanca. Its lift has been calculated at 1.1 mm per year and has been constant in the last 2 Ma (Gardner *et al.*, 2013). This condition added to the wide and dense channel network has favored intense erosion and with it, the transport and accumulation of important detrital deposits south of the most important mountain chain in the country. Otherwise, the influence of the climate is evident from 3000 m asl, the region was under colder conditions from 100 to 10 ka ago (Orvis & Horn, 2000). The existence of landforms of glacial origin (geomorphological inheritances) made up of debris, left at the disposal of river erosion and transport the sediments mobilization through the glacial and fluvial valleys. Most of these materials became part of extensive fans on the periphery of the mountain. In general, they maintain an inclination $<10^\circ$, and the orientation of the longest distance, to the SW, and were classified according to their relative height in late, intermediate, and early (Camacho *et al.*, 2020).

The floodplains occupy the bottom of wide valleys, which in most cases are flooded areas during the rainy season or in extraordinary rainfall periods (tropical cyclones) that were classified as intermountain, transitional (between alluvial fans) and wide areas: Pacuar and General rivers. The floodplains alternate with flood terraces that are characterized by being symmetrical and asymmetric, three levels of terraces are recognized: seasonal, extraordinary and exceptional. These characteristics reveal a lateral and vertical erosive dynamic associated with intense neotectonics movements (Quesada-Román, 2017). The gravitational landforms are located on slopes greater than 15° and where the substrate is poorly consolidated (fractured and weathered rocks, debris or soil), the presence of disjunctive structures favors its development,

and the precipitation magnifies its dynamic (> 2,500 mm annually). The mass movements cirques are associated with landslides, rockfalls, and mudflows with step and lobular morphologies (Quesada-Román *et al.*, 2018).

Glacial morphologies are landforms originated during the Last Glacial Maximum (Quesada-Román *et al.*, 2019b). These paleoforms were formed as a result of the accumulation of snow and ice, resulting in processes of abrasion and polishing due to the downslope movement of the glacial ice masses. Among the erosional glacial landforms, volcanic slopes modified by glacial action, cirques, arêtes, riegels, glacial lakes, and *rôches moutonnées*. The volcanic slopes modified by glacial action are located over 3000 m in altitude, they were shaped by the colder conditions during the LGM (Quesada-Román *et al.*, 2020c). Here, straight and concave geometries predominate among the exhumation of polished, predominantly granodiorite rocks. The most representative depositional glacial landforms are the lateral and ground moraines which show the extent of glacial advances during the LGM. On these landforms rely 963 palustrine and lacustrine wetlands with a para-mount hydrological and ecological importance (Veas *et al.*, 2018; Esquivel-Hernández *et al.*, 2018).

4.2.1. Geomorphological hazards map: landslides and floods zonation

4.2.1.1. Landslides susceptible territories

The maximum occurrence sites for landslides are located on slopes greater than 25° where the typical geological outcrops are from Miocene volcanic and plutonic rocks in concave and straight slopes (Figure 3a). The highest values recorded in dissection density, relief energy, depth of dissection, potential and total erosion morphometric variables showed regions of strong slope instability (Quesada-Román *et al.*, 2018). Maximum occurrence to landslides are activated by well-identified triggering agents such as highly weathered substrates, seasonal (> 2500 mm annually) and cyclonic rains (between August and November), and the seismic-tectonic influence (Figure 4). The low-occurrence landslides territories are defined as extensive areas that encapsulate the regions of maximum occurrence with intense instability on mountain slopes where concave and straight morphologies predominate with inclinations between 16 and 63°, located on Miocene granite rock substrates. The potential areas for landslides are located on straight and concave mountain slopes less than 25°, on Miocene volcanic, plutonic and sedimentary substrates. The territories with apparent stability to landslides are located in middle or low ranges (less than 25°) with a dense forest coverage.



Figure 3. (a) Maximum occurrence landslide over Interamerican Highway. (b) Apparent seasonal flood bed in San Isidro del General.

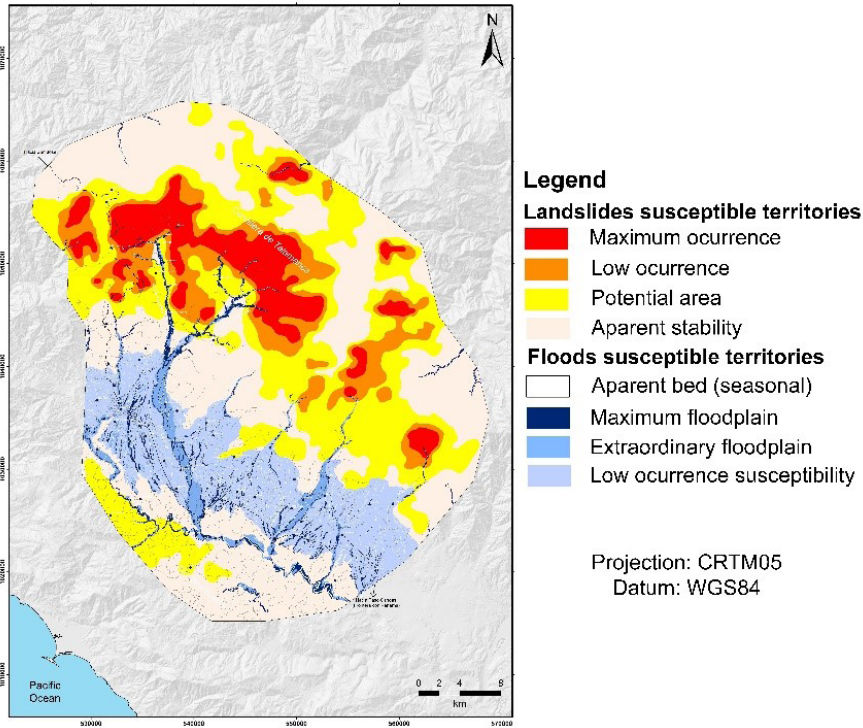


Figure 4. Geomorphological hazards (landslides and floods) zonation.

4.2.1.2. *Floods susceptible territories*

The aparent (seasonal) beds are located in the lower sections of rivers such as the Buenavista, Chirripó Pacífico, Pacuar, San Pedro, Convento and General, where flooding and overflow processes occur each year during the rainy season between May and November (Figure 3b). Maximum floodplains are terrains with low inclinations (<15°) and subhorizontal morphology (Quesada-Román and Zamorano-Orozco, 2018). To this condition is added that in rainy seasons the soils are saturated, which helps the overflow of channels. Floods occur once the rainy seasons exceed the annual average, or are influenced by low pressure systems, temporary or both direct and indirect effects of tropical cyclones with a recurrence of less than 5 years. The maximum floodplains are associated with subhorizontal morphologies with inclinations less than 15° that are within the floodplains (Figure 4). These regions are activated during extraordinary rainy seasons in conjunction with extreme events such as the La Niña phenomenon, the atmospheric anomalies associated with the Intertropical Convergence Zone and the tropical cyclones of the Caribbean Sea and the Pacific Ocean (Alfaro

& Quesada-Román, 2010). The areas with floods low occurrence are made up of sections that do not belong to the flood plains with slopes below 15° and a significant fluvial density (Figure 4).

5. Conclusions

Geomorphometry is a practical tool for disaster risk mitigation to determine susceptible floods and landslides areas. However, it requires a correction with the landforms to specify the areas to be affected from a more accurate mapping. These procedures can be baseline assessments for the territorial management of hydrographic catchments and political-administrative units at local and regional scales.

The conditions that favor the physical vulnerability of the study area are recognized in the floodplains of the General River where floods are frequent and are associated with intense rains, both seasonal like tropical cyclones. Landslides are frequent in the mountain area where the slope of the terrain exceeds 25°. The most important disasters were the Buenavista earthquake (1983), Hurricanes Joan (1988), César (1996), Tropical Storm Alma (2008), Tropical Storm Nate (2017) and Hurricane Eta (2020). These disasters brought deaths and serious economic losses on vital lines (communication routes, electrical wiring and aqueducts) as well as in the agricultural sector.

From morphometric and morphogenetic cartography integration, a geomorphological hazard map was made, which allowed determining areas with different levels of susceptibility to landslides and floods. The landslides presented the following susceptibility classes: maximum occurrence, low occurrence, and potential area. While, for floods: apparent bed (seasonal), maximum floodplain, extraordinary floodplain, and low susceptibility to occurrence. These territories help to delimit, with a very detailed scale, the regions exposed to these common natural risks that could generate economic losses in the UGR. This methodology can also be used for other areas of Costa Rica as well as other tropical and developing countries for different purposes, including the landscape evolution, morphogenetic detailed maps, disaster risk reduction, and land use planning.

References

- Alfaro, E., Quesada-Román, A., & Solano, F. J. (2010). Análisis del impacto en Costa Rica de los ciclones tropicales ocurridos en el Mar Caribe desde 1968 al 2007. *Revista Diálogos*, 11(2), 25-38. <https://doi.org/10.15517/dre.v11i2.578>
- Bender, M. A., Knutson, T. R., Tuleya, R. E., Sirutis, J. J., Vecchi, G. A., Garner, S. T., & Held, I. M. (2010). Modeled impact of anthropogenic warming on the frequency of intense Atlantic hurricanes. *Science*, 327, 454-458. <https://doi.org/10.1126/science.1180568>

- Brenes, A., & Giroto, P. (2018). Gestión del riesgo y cambio climático. *Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible*. Pavas, Costa Rica: CONARE, Programa Estado de la Nación, pp. 1-52.
- Camacho, M. E., Quesada-Román, A., Mata, R., & Alvarado, A. (2020). Soil-geomorphology relationships of alluvial fans in Costa Rica. *Geoderma Regional*, 21, e00258. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00258>
- Campos-Durán, D., & Quesada-Román, A. (2017a). Impacto de los eventos hidrometeorológicos en Costa Rica, periodo 2000-2015. *Revista Geo UERJ*, 30, 440-465. <https://doi.org/10.12957/geouerj.2017.26116>
- Campos-Durán, D., & Quesada-Román, A. (2017b). Riesgos Intensivos y Extensivos en América Central entre 1990 y 2015. *Anuário do Instituto de Geociências*, 40(2), 234-249. http://dx.doi.org/10.11137/2017_2_234_249
- CARTA - Costa Rica Airborne Research and Technology Applications. (2005). *Aerial photographs scale 1:25,000 of Costa Rica*. NASA (USA) and Costa Rica Government.
- DeMets, C., Gordon, R. G., & Argus, D. F. (2010). Geologically current plate motions. *Geophysical Journal International*, 181(1), 1-80. doi:10.1111/j.1365-246X.2009.04491.x.
- Denyer, P. & Alvarado G. E. (2007). *Mapa geológico de Costa Rica*. San José, Costa Rica: Librería Francesa. Escala 1:400 000.
- Esquivel-Hernández, G., Sánchez-Murillo, R., Quesada-Román, A., Mosquera, G.M., Birkel, C., & Boll, J. (2018). Insight into the stable isotopic composition of glacial lakes in a tropical alpine ecosystem: Chirripó, Costa Rica. *Hydrological Processes*, 32(24), 3588-3603. <https://doi.org/10.1002/hyp.13286>
- Esquivel-Hernández, G., Mosquera, G. M., Sánchez-Murillo, R., Quesada-Román, A., Birkel, C., Crespo, P., Céleri, R., Windhorst, D., Breuer, L., & Boll, J. (2019). Moisture transport and seasonal variations in the stable isotopic composition of rainfall in Central American and Andean Páramo during El Niño conditions (2015-2016). *Hydrological Processes*, 33(13), 1802-1817. <https://doi.org/10.1002/hyp.13438>
- Gardner, T.W., Fisher, D. M., Morell, K. D., & Cupper, M. L. (2013). Upper-plate deformation in response to flat slab subduction inboard of the aseismic Cocos Ridge, Osa Peninsula, Costa Rica. *Lithosphere*, 5(3), 247-264. <https://doi.org/10.1130/L251.1>
- Imbach, P., Chou, S. C., Lyra, A., Rodrigues, D., Rodriguez, D., Latinovic, D., Siqueira, G., Silva, A., Garofolo, L., & Georgiou, S. (2018). Future climate change scenarios in Central America at high spatial resolution. *PlosONE*, 13(4), 1-21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193570>
- Klomp, J., & Valckx, K. (2014). Natural disasters and economic growth: A meta-analysis. *Global Environmental Change*, 26, 183-195. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.006>
- Lachniet, M. S., & Seltzer, G. O. (2002). Late Quaternary glaciation of Costa Rica. *Geological Society of America Bulletin*, 114, 547-558.
- LA RED - Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina. (2016). *DesInventar: Sistema de inventario de efectos de desastres de Costa Rica entre 1970 y 2015*. Ciudad de Panamá, Panamá.

- Lavender, S. L., Walsh, K. J., Caron, L. P., King, M., Monkiewicz, S., Guishard, M., Zhang, Q., & Hunt, B. (2018). Estimation of the maximum annual number of North Atlantic tropical cyclones using climate models. *Science Advances*, 4(8), 1-7. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat6509>
- Marshall, J. (2007). The Geomorphology and Physiographic Provinces of Central America. In: Bundschuh & Alvarado (Eds), *Central America: Geology, Resources and hazards*. Taylor & Francis. 1436 pp. <https://doi.org/10.1201/9780203947043.pt2>
- Orvis, K. H., & Horn, S. P. (2000). Quaternary Glaciers and Climate on Cerro Chirripó, Costa Rica. *Quaternary Research*, 54(1), 24-37. doi:10.1006/qres.2000.2142
- Quesada-Román, A. (2015). Implicaciones en la gestión del riesgo de desastres y ambiente en el Valle Central en los últimos treinta años (1985-2015). *Vigésimoprimer Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible* (2014).
- Quesada-Román, A. (2016). *Peligros geomorfológicos : inundaciones y procesos de ladera en la cuenca alta del Río General, Pérez Zeledón, Costa Rica*. (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, México. Available on <https://repositorio.unam.mx/contenidos/83125>
- Quesada-Román, A. (2017). Geomorfología Fluvial e Inundaciones en la Cuenca Alta del Río General, Costa Rica. *Anuário do Instituto de Geociências*, 40(2), 278-288. http://dx.doi.org/10.11137/2017_2_278_288
- Quesada-Román, A., & Calderón-Ramírez, G. (2018). Gestión del riesgo y política pública en el cantón de Desamparados, Costa Rica. *Uniciencia*, 32(2), 1-19. <http://dx.doi.org/10.15359/ru.32-2.1>
- Quesada-Román, A., Ballesteros-Cánovas, J. A., Granados-Bolaños, S., Birkel, C., & Stoffel, M. (2020a). Dendrogeomorphic reconstruction of floods in a dynamic tropical river. *Geomorphology*, 359, 107133. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107133>
- Quesada-Román, A., Ballesteros-Cánovas, J. A., Guillet, S., Madrigal-González, J., & Stoffel, M. (2020b). Neotropical *Hypericum irazuense* shrubs reveal recent ENSO variability in Costa Rican páramo. *Dendrochronologia*, <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2020.125704>
- Quesada-Román, A., Campos, N., Alcalá-Reygosa, J., & Granados-Bolaños, S. (2020c). Equilibrium-line altitude and temperature reconstructions during the Last Glacial Maximum in Chirripó National Park, Costa Rica. *Journal of South American Earth Sciences*, 100, 102576. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102576>
- Quesada-Román, A., Fallas-López, B., Hernández-Espinoza, K., Stoffel, M., Ballesteros-Cánovas, J.A. (2019). Relationships between earthquakes, hurricanes, and landslides in Costa Rica. *Landslides*, 16(8), 1539-1550. <https://doi.org/10.1007/s10346-019-01209-4>
- Quesada-Román, A., Moncada-López, R., Paz-Tenorio, J.A., Espinoza-Jaime, E., Castellón-Meyrat, C., & Acosta-Galeano, N. (2018). Las investigaciones sobre movimientos de laderas en Costa Rica, Honduras, México y Nicaragua: enseñanzas desde la academia, las agencias de cooperación y las instituciones públicas. *Revista Geográfica de América Central*, 60, 17-59. <http://dx.doi.org/10.15359/rgac.60-1.1>
- Quesada-Román, A., Stoffel, M., Ballesteros-Cánovas, J. A. & Zamorano-Orozco, J. J. (2019b). Glacial geomorphology of the Chirripó National Park, Costa Rica. *Journal of Maps*, 15(2), 538-545. <https://doi.org/10.1080/17445647.2019.1625822>

- Quesada-Román, A., Villalobos-Portilla, E., & Campos-Durán, D. (2020d). Hydrometeorological disasters in urban areas of Costa Rica, Central America. *Environmental Hazards* (in press).
- Quesada-Román, A., & Zamorano-Orozco, J. J. (2018). Peligros Geomorfológicos en Costa Rica: Cuenca Alta del Río General. *Anuário do Instituto de Geociências*, 41(3), 239-251. http://dx.doi.org/10.11137/2018_3_239_251
- Quesada-Román, A., & Zamorano-Orozco, J. J. (2019a). Geomorphology of the Upper General River Basin, Costa Rica. *Journal of Maps*, 15(2), 95-101. <https://doi.org/10.1080/17445647.2018.1548384>
- Quesada-Román, A., & Zamorano-Orozco, J. J. (2019b). Zonificación de procesos de ladera e inundaciones a partir de un análisis morfométrico en la cuenca alta del río General, Costa Rica. *Investigaciones Geográficas*, 99, e59843. <http://dx.doi.org/10.14350/rig.59843>
- Smith, M. J., Paron, P., & Griffiths, J. S. (2011). *Geomorphological mapping: Methods and Applications*. (Vol. 15). Elsevier. pp. 612.
- UNDRR - United Nations Office for Disaster Risk Reduction. (2019). *Global Assessment Report on Disaster Risk Reduction*. Geneva, Switzerland.
- Veas-Ayala, N., Quesada-Román, A., Hidalgo, H., & Alfaro, E. (2018). Humedales del Parque Nacional Chirripó, Costa Rica: características, relaciones geomorfológicas y escenarios de cambio climático. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1436-1448. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.31477>

RESEÑAS



Efrén, Díaz Díaz (2020). *Aspectos legales de los datos y servicios geoespaciales y su incidencia en la privacidad*. Wolters Kluwer, España, 544 pp. ISBN 978-84-18349-29-4

Antonio F. Rodríguez Pascual¹

Ésta es una obra que nos parece pionera y clave en el campo en el que se inserta. Es un tratado muy completo, riguroso y bien fundamentado, tanto legal y jurídicamente, como en todo lo referente a datos y servicios geoespaciales, sobre las aplicaciones legales y administrativas de la información geográfica, por lo que es un libro muy interesante para todos aquellos que quieran profundizar en la intersección de esos dos campos de conocimiento, el Derecho y la Geomática. No en vano está basado en la tesis doctoral del mismo autor.

Aborda varios temas relacionados entre sí y del máximo interés en el momento actual, en el que los datos geográficos han inundado nuestra vida, nuestra peripecia vital se ha convertido en buena parte en un periplo geográfico, vivimos rodeados de sensores y toda nuestra actividad se rastrea o se puede trazar con coordenadas, mientras que el correspondiente marco legal regulador de internet y lo geográfico se está fraguando, y es todavía bastante incipiente o generalmente poco conocido en muchos aspectos, con la consiguiente y perjudicial inseguridad jurídica para ciudadanos y organizaciones.

En ese sentido, resulta llamativo que mientras otros ámbitos de actuación esencialmente internacionales, como el mar abierto, el espacio aeronáutico, el espectro electromagnético o el espacio exterior, están ordenados mediante un marco legal, que parece suficiente y muy útil, en el caso de internet, donde actualmente se desarrolla buena parte de nuestra actividad, carece de un marco completo y lo que hay es a menudo desconocido. Por ello, todas las aportaciones de esta obra relativas al denominado derecho digital, resultan muy oportunas, máxime si se sitúan en un campo tan de actualidad y de permanente evolución tecnológica como el geoespacial.

Volviendo al libro, dedica en primer lugar un detallado análisis en el que se estudia una cuestión crucial: qué condiciones y requisitos, tanto legales como técnicos, deben darse para que los servicios web geoespaciales puedan utilizarse en procedimientos judiciales y administrativos con todas las garantías y plena validez, valor probatorio y requisito suficiente para toda

¹ Centro Nacional de Información Geográfica (España), correo electrónico: afrodriguez@fomento.es
ORCID:000-0002-0111-1349

clase de trámites oficiales o jurídicos. La primera condición para ello es que debe tratarse de servicios *Web Map Service* y *Web Map Tile Service*, oficiales, garantizados y sostenibles, es decir, fundamentales (de referencia, como se dice en Europa), publicados por organismos públicos responsables de su gestión y mantenimiento. Pero hay muchos otros aspectos que en este texto se definen con precisión y claridad, contemplando los recursos geoespaciales disponibles y fiables como una herramienta más, utilizable precisamente en esos dos ámbitos, el judicial y el administrativo.

Conseguir esas condiciones supone alcanzar lo que se define en el texto como interoperabilidad jurídica, concepto que viene a extender con un nuevo nivel el modelo de interoperabilidad del *European Interoperability Framework v2* (Comisión Europea, 2017), basado en los cuatro escalones de interoperabilidad identificados hasta ahora: técnica, semántica, organizacional y legal —que no significa lo mismo que *jurídica*. El concepto de interoperabilidad jurídica de los geodatos que el autor ha venido estudiando desde el año 2012, no sólo contempla el marco normativo europeo, con el destacado referente de la Directiva INSPIRE de 2007, sino que es extrapolable a otras jurisdicciones y ámbitos.

Por otro lado, se tratan también en extenso y con precisión temas relacionados con la información geoespacial de la actualidad y relevancia de los drones, las licencias de uso, la ciberseguridad, las cadenas de bloques (*blockchain*) y otros, siempre con especial atención a los aspectos legales más profundos en directa relación con el ejercicio y defensa jurídica de los derechos fundamentales y las libertades públicas. Con ello, se contribuye en varios puntos especialmente relevantes a sentar bases sólidas desde un doble punto de vista técnico en la intersección de esos dos campos de actividad, el Derecho y la Geomática, íntimamente relacionados.

Efectivamente, toda disposición legal tiene un ámbito geoespacial de aplicación, que interesa definir y gestionar de manera precisa y no ambigua, tanto al legislar como al dirimir cualquier conflicto entre particulares, entidades y organizaciones. También hay normas legales que se basan en condiciones espaciales, como distancias, situación, alturas e incluso orientaciones. Por otro lado, la propiedad inmobiliaria tiene unas dimensiones geográficas que interesa manejar no solo de manera literal, sino también geoespacial. Por último, se puede decir que, en general, todo acontece en algún lugar geográfico o susceptible de representación geoespacial y frecuentemente el dónde implica o genera consecuencias legales relevantes.

Se abren así perspectivas muy prometedoras de aplicación de los datos geoespaciales, que refuerzan la pertinencia y oportunidad de invertir esfuerzos humanos y económicos en conjuntos de datos fundamentales, generados al menos a nivel nacional, como el catastro, coordinado o coincidente con el registro de la propiedad, las ortofotos y la cartografía topográfica a grandes escalas, con un efecto directo en un incremento de la seguridad jurídica beneficiosa social y económicamente.

Por último, se contemplan las implicaciones prácticas y consecuencias operativas del Reglamento General de Protección de Datos (RGPD) europeo (Parlamento Europeo, 2016), una de las referencias fundamentales en protección de la privacidad junto a Ley de California de Privacidad del Consumidor (Estado de California, 2018), en lo tocante a la posición geográfica de los ciudadanos, que en realidad constituye un dato personal ya que, como se explica en el texto, nuestra ubicación describe no solo dónde estamos, sino también quiénes somos y a menudo qué hacemos, con una inmediata trazabilidad biográfica y geográfica.

El texto tiene además el mérito de desenvolverse con soltura y rigor en dos campos tan diferentes como son el Derecho y la Geomática. Maneja las ideas y conceptos de ambos campos de conocimiento con propiedad y competencia, y sale bien parado del difícil reto de manejar de manera coherente la terminología de dos disciplinas tan alejadas, hasta ahora, como esas. Una situación de convivencia de campos conceptuales hasta ahora disjuntos que cada vez será más frecuente, e incluso ya ha merecido la definición de una norma ISO específica para abordar el problema en general, la ISO 19146:2018 *Geographic information — Cross-domain vocabularies* (ISO, 2018).

En fin, una obra necesaria y oportuna en el momento actual, clave y pionera en la intersección de esas dos disciplinas y un primer ejemplo de lo que esperamos sea una larga sucesión de tratados sobre aplicaciones prácticas de los servicios geoespaciales en los más variados campos. Creemos que se abren unas perspectivas muy interesantes para una nueva generación de profesionales humanistas y polivalentes, capaces de maniobrar en campos de actividad poco conectados hasta ahora y de resolver con acierto, como se hace en esta obra, los conflictos terminológicos y conceptuales que nacen al hibridar esquemas de ideas desarrollados de forma independiente. Ahora que lo geoespacial resulta transversal a todo, se necesitan especialistas que dominen varias esferas de pensamiento.

Un libro muy recomendable, que sienta las bases para todo un sector de actividad del máximo interés y relevancia. Riguroso, preciso y bien fundamentado, de seguro servirá como obra de referencia para todo tipo de estudios ulteriores, investigaciones, aplicaciones y desarrollos.

El autor, Efrén Díaz Díaz, que trabaja en el Bufete Mas y Calvet de España, es un destacado miembro del Grupo de Trabajo de la IDE de España y del Comité Técnico de Normalización 148 sobre "Información geográfica digital" de UNE. Tuvo una actuación destacada en el proceso judicial que sirvió para establecer en Europa el llamado derecho al olvido digital y desarrolla su actividad profesional en el ámbito del derecho geoespacial y, recientemente, también en el espacial. El libro está editado por la editorial especializada en Derecho Wolters Kluwer y patrocinado por el Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG) de España, dada su especial relevancia.

Bibliografía

- Estado de California (2018). California Consumer Privacy Act. Recuperado de http://leginfo.legislature.ca.gov/faces/codes_displayText.xhtml?division=3.&part=4.&lawCode=CIV&title=1.81.5.
- Comisión Europea (2017). European Interoperability Framework v2. Recuperado de https://ec.europa.eu/isa2/eif_en.
- International Standardization Organization (2018). ISO 19146:2018 Geographic information — Cross-domain vocabularies.
- Parlamento Europeo (2016). Reglamento (UE) 2016/679 del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a la protección de las personas físicas en lo que respecta al tratamiento de datos personales y a la libre circulación de estos datos. Recuperado de <https://www.boe.es/doue/2016/119/L00001-00088.pdf>.

REVISTA **cartográfica**

Definición de la Revista

La *Revista Cartográfica* se publica desde 1952, es una publicación de la Comisión de Cartografía del Instituto Panamericano de Geografía e Historia un Organismo Especializado de los Estados Americanos (OEA).

El objetivo de la Revista es contribuir a la difusión del conocimiento en las áreas de cartografía, geodesia e información geográfica en general; promoviendo un enfoque que contribuya a compartir investigaciones, estudios y publicaciones en las áreas de conocimiento que son de interés para la revista.

La Revista publica artículos científicos (investigación, revisión y temáticos) y reseñas en los cuatro idiomas oficiales del IPGH (español, inglés, francés y portugués). Los artículos que se propongan para su publicación deberán ser originales y no estar publicados o propuestos para tal fin en otra revista.

Desde 2016 tiene una periodicidad semestral (enero-junio / julio-diciembre). La recepción de artículos está abierta permanentemente.

Proceso de evaluación por pares

En atención a las buenas prácticas editoriales la *Revista Cartográfica* los artículos que cumplan los requisitos formales y de calidad serán evaluados por pares académicos externos a la institución editora. Se aplicará el sistema de evaluación "doble ciego".

Secciones

Artículos:

- Artículo de investigación: documentos que presentan resultados de nuevas investigaciones, u otras contribuciones originales que sean de aporte a las ciencias y disciplinas de interés para la Revista.
- Artículo de revisión: documentos que analicen, sistematicen e integren resultados de material ya publicado sobre un área del conocimiento, con el objeto de divulgar los avances y las tendencias de desarrollo en dicha área. Requiere una cuidadosa y rigurosa revisión bibliográfica del tema, un artículo de revisión no debería considerar menos de 60 referencias directas e indirectas. Solo para áreas de conocimiento de desarrollo muy reciente se consideran artículos de revisión con un número menor de referencias.
- Artículos temáticos: documentos que respondan a una convocatoria de la Revista para conformar un número temático coordinado por un destacado especialista como editor invitado.

Reseñas:

Documentos que presentan un análisis crítico de libros u otras monografías que sean significativa para las ciencias y disciplinas de interés de la revista, que hayan sido publicados en los últimos tres años y que cuenten con ISBN. De forma excepcional se aceptarán reseñas de libros no actuales, clásicos, que sean significativos o de referencia para análisis y estudios actuales.

Norma para autores

Los artículos y reseñas se enviarán únicamente en formato digital a través de este enlace <https://www.revistasipgh.org/index.php/rcar>. Por lo tanto, es necesario que el autor este registrado de forma correcta y que disponga de usuario y contraseña.

Los archivos de texto se enviarán en formato Word, utilizando las plantillas correspondientes para que cada tipo de documento aceptado por la Revista.

Para asegurar la evaluación ciega del artículo, el archivo debe enviarse sin datos ni metadatos que permitan la identificación del autor. No se debe incluir nombre, afiliación, correo electrónico u organismo financiador en el documento. Estos datos se recogen de manera separada en la plataforma OJS, cuando se ingresan los metadatos del envío. Se solicita completar obligatoriamente los siguientes campos del formulario correspondiente a Autoría y colaboradores/as: Nombre/s y Apellido/s, contacto (e-mail), país, identificador ORCID y afiliación institucional.

Los documentos que no cumplan los requisitos de anonimato serán retirados del proceso de evaluación.

La revisión de los artículos incluye el uso de software antiplagio Ithenticate.

Los **Artículos** deberán tener una extensión máxima de 25 páginas, incluyendo figuras, tablas y bibliografía.

Las figuras y tablas deberán ubicarse dentro del texto. Las figuras se deben enviar por separado en formato JPG o PNG, con una resolución mínima de 300 dpi/ppp (o superior de acuerdo con el tamaño de la figura) sin compresión y a color. Para la impresión del número de la Revista se modificarán a escala de grises, siempre que no afecte la correcta comunicación de la información, en particular los mapas.

Las citas y referencias bibliográficas se harán según las Normas APA. Se recomienda el uso de gestores de referencias bibliográficas, como Zotero o Mendeley. Se debe incluir enlace DOI o enlace web en todos los casos que sea posible.

Las **reseñas** tendrán una extensión máxima de 8.000 caracteres con espacios incluidos.

Más información:

www.revistasipgh.org/index.php/rcar/Directrices

Evaluación de pares:

<https://www.revistasipgh.org/index.php/rcar/EvaluacionPares>

María Ester Gonzalez
Editora
Departamento de Geografía, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía
Universidad de Concepción
Victoria 486-490, CP 4030000, Concepción, Chile
Correos electrónicos:
editor_revista_cartografica@ipgh.org | maria.ester.gonzalez@ipgh.org |
mariaesgonzalez@udec.cl

No se devolverá el material enviado.

Función editorial del Instituto Panamericano de Geografía e Historia

El IPGH publica seis revistas, impresas y distribuidas desde México. Estas son: *Revista Cartográfica*, *Revista Geográfica*, *Revista Geofísica*, *Revista de Historia de América*, *Antropología Americana* y *Revista de Arqueología Americana*.

Se invita a todos los investigadores y profesionales de las áreas de interés del IPGH: cartografía, geografía, historia, geofísica y ciencias afines, a que presenten trabajos de investigación para que sean publicados en nuestras revistas científicas.

Si requiere mayor información, favor de comunicarse a:

Departamento de Publicaciones
Secretaría General del IPGH
Ex-Arzobispado 29, Colonia Observatorio, 11860 Ciudad de México, México
Tels.: (+52-55) 5277-5888 / 5515-1910
Correo electrónico: publicaciones@ipgh.org

Edición del
Instituto Panamericano de Geografía e Historia
realizada en su Departamento de Publicaciones
Ex Arzobispado núm. 29, Col. Observatorio
11860, Ciudad de México, México
Tels.: 5277-5791 / 5277-5888 / 5515-1910
publicaciones@ipgh.org
2021

ESTADOS MIEMBROS DEL INSTITUTO PANAMERICANO DE GEOGRAFÍA E HISTORIA

Argentina

EL IPGH, SUS FUNCIONES Y SU ORGANIZACIÓN

Belice

El Instituto Panamericano de Geografía e Historia (IPGH) fue fundado el 7 de febrero de 1928 por resolución aprobada en la Sexta Conferencia Internacional Americana que se llevó a efecto en La Habana, Cuba. En 1930, el Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos construyó para el uso del IPGH, el edificio de la calle Ex Arzobispado 29, Tacubaya, en la Ciudad de México.

Bolivia

Brasil

Chile

En 1949, se firmó un convenio entre el Instituto y el Consejo de la Organización de los Estados Americanos y se constituyó en el primer organismo especializado de ella.

Colombia

Costa Rica

El Estatuto del IPGH cita en su artículo 1o. sus fines:

Ecuador

1) Fomentar, coordinar y difundir los estudios cartográficos, geofísicos, geográficos e históricos, y los relativos a las ciencias de interés para América.

El Salvador

2) Promover y realizar estudios, trabajos y capacitaciones en esas disciplinas.

Estados Unidos de América

3) Promover la cooperación entre los Institutos de sus disciplinas en América y con las organizaciones internacionales afines.

Guatemala

Solamente los Estados Americanos pueden ser miembros del IPGH. Existe también la categoría de Observador Permanente, actualmente se encuentran bajo esta condición: España, Francia, Israel y Jamaica.

Haití

Honduras

El IPGH se compone de los siguientes órganos panamericanos:

México

1) Asamblea General

Nicaragua

2) Consejo Directivo

3) Comisión de :

Panamá

Cartografía (Costa Rica)

Geografía (EUA)

Paraguay

Historia (México)

Geofísica (Ecuador)

Perú

4) Reunión de Autoridades

República Dominicana

5) Secretaría General (México, D.F., México)

Uruguay

Además, en cada Estado Miembros funciona una Sección Nacional cuyos componentes son nombrados por cada gobierno. Cuentan con su Presidente, Vicepresidente, Miembros Nacionales de Cartografía, Geografía, Historia y Geofísica.

Venezuela



Una aproximación cartográfica al análisis de los vertidos de metales pesados en España *Fabián García Hernández y Francisco Escobar Martínez* • Implementación del método máquinas de soporte vectorial en bases de datos espaciales para análisis de clasificación supervisada en imágenes de sensores remotos *Raúl Alejandro Murillo Castañeda* • Dinámica espacio-temporal de uso, cambio de uso y cobertura de suelo en la región centro de la Sierra Madre Oriental: implicaciones para una estrategia REDD+ (Reducción de Emisiones por la Deforestación y Degradación) *Edgar G. Leija, Numa P. Pavón, Arturo Sánchez-González, Rodrigo Rodríguez-Laguna y Gregorio Ángeles-Pérez* • Determinación del nivel medio del mar en el mar de Bransfield. Aplicación a la determinación del geoide en islas Decepción y Livingston, Islas Shetland del Sur (Antártida) *Bismarck Jigena Antelo, Manuel Berrocoso Domínguez y Juan Manuel Vidal Pérez* • Estimación de Biomasa Aérea y Carbono con Teledetección en Bosques Alto-Andinos de Boyacá, Colombia. Estudio de caso: Santuario de Fauna y Flora Iguaque *Mauricio Alejandro Perea-Ardila, Hernán J. Andrade-Castañeda y Milena A. Segura-Madrigal* • Landslides and floods zonation using geomorphological analyses in a dynamic catchment of Costa Rica *Adolfo Quesada-Román* • Aspectos legales de los datos y servicios geoespaciales y su incidencia en la privacidad *Antonio F. Rodríguez Pascual*