ACTAS DE TRABAJOS COMPLETOS DEL

E-ICES 19

DECIMONOVENO ENCUENTRO DEL CENTRO INTERNACIONAL DE CIENCIAS DE LA TIERRA

del 28 de octubre al 1 de noviembre de 2024



ices
CENTRO INTERNACIONAL DE CIENCIAS DE LA TIERRA
Nodo ARGENTINA

CNEA Comisión Nacional de Energía Atómica

ACTAS DE TRABAJOS COMPLETOS

DEL

E-ICES 19

DECIMONOVENO ENCUENTRO DEL CENTRO INTERNACIONAL DE CIENCIAS DE LA TIERRA

28 de octubre al 1 de noviembre de 2024

UNCUYO
UNIVERSIDAD NACIONAL DE CUYO

ices
CENTRO INTERNACIONAL DE CIENCIAS DE LA TIERRA
Nodo ARGENTINA

CNEA Comisión Nacional de Energía Atómica

Comisión Nacional de Energía Atómica
Actas de Trabajos Completos del E-ICES 19: Decimonoveno Encuentro del Centro Internacional de Ciencias de la Tierra; Compilación de Martin Pedro Gómez; Dino Alberto Filipussi ; Coordinación general de Martin Pedro Gómez ; Director Martin Pedro Gómez ; Editado por Martin Pedro Gómez ; Dino Alberto Filipussi ; Fotografías de Martin Pedro Gómez ; Prólogo de Martin Pedro Gómez. - 1a ed. compendiada. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Comisión Nacional de Energía Atómica - CNEA, 2026.
Libro digital, PDF/A

Archivo Digital: descarga y online
ISBN 978-987-1323-93-7

1. Medio Ambiente. 2. Geografía. 3. Geología. I. Gómez, Martin Pedro, comp. II. Filipussi, Dino Alberto, comp. III. Gómez, Martin Pedro, coord. IV. Gómez, Martin Pedro, dir. V. Gómez, Martin Pedro, ed. VI. Filipussi, Dino Alberto, ed. VII. Gómez, Martin Pedro, fot. VIII. Gómez, Martin Pedro, prolog.
CDD 551



COMPILADORES
Dino Filipussi y Martín Gómez

EDITORES
Martín Gómez y Dino Filipussi

Impreso en Argentina - Printed in Argentina
Hecho el depósito que marca la ley 11.723
ISBN 978-987-1323-93-7

© CNEA 2026

AUTORIDADES DEL ICES

CONSEJO DE REPRESENTANTES

Prof. Luis Lenzano (UNCUYO)
Dr. Guido Berlín (CNEA)
Dr. Manuel Tovar (UNCUYO)
Dra. Karina Pierpauli (CNEA)

PRESIDENTE DEL CONSEJO DE REPRESENTANTES

Mag. Ing. Alberto Vich (UNCUYO)

DIRECTOR CIENTÍFICO

Dr. Martín Pedro Gómez (CNEA)

SECRETARIA EJECUTIVA

Dra. Adalgisa Scotti (CNEA)

DIRECTORES DEL ENCUENTRO

Dr. Martín Pedro Gómez (ICES CNEA, UTN-FRD, UNSAM)
Esp. Agrim. Luis Eduardo Lenzano Andia (ICES ARGENTINA, UNCUYO)

COMITÉ ORGANIZADOR

Gustavo Álvarez (ICES CNEA Malargüe)
Armando Barros (ICES CNEA Malargüe)
Ana Rosa Castaño Gañán (ICES CNEA Malargüe)
Gabriela Coria (ICES CNEA)
Diego Cowes (ICES CNEA)
Dino Filipussi (ICES CNEA, UNSAM)
Felipe Genovese (UTN FRSR)
Laura Giovino (ICES CONICET)
Daniela Guevara Vallese (ICES CNEA)
Andrea Juárez (ICES CNEA)
Leticia Katzer (ICES ARGENTINA, UNCUYO, CONICET)
Luis Eduardo Lenzano (ICES-UNCUYO-CONICET)
María Florencia Lenzano (ICES Regional Mendoza)
Gabriela Lenzano (IANIGLA-CONICET - UNCUYO)
Carlos López (UNCUYO)
Miriam Rocío Neyra Astudillo (ICES CNEA, UNSAM, UTN)
Nicolás Núñez (ICES CNEA)
Valeria Ortega Paredes (ICES CNEA)
Diego Pérez (CNEA)

Andrés Rivera (Univ. Nacional de Chile)
Andreas Richter (Univ. Nacional de La Plata - CONICET)
Laura Salgán (CONICET)
Hernán Sánchez (ICES CNEA)
Adalgisa Scotti (ICES-CNEA-UTN)
Mónica Torrejón (UNCUYO)
Alejandra Vesga Ramírez (ICES CONICET)
Mag. Alberto Vich (IANIGLA CONICET ICES)
Paula Vildoza (ICES Regional Mendoza)
Hernán Xargay (ICES CNEA))

COMITÉ CIENTÍFICO

Por el E-ICES 19
Dr. Mariano Agusto (UBA-CONICET)
Dr. Jorge Barón (ICES UNCUYO)
Dr. Giovanna Cappai (IGAG-CNR, Italia)
Mag. Ana Rosa Castaño Gañán (ICES CNEA Malargüe)
Mag. Diego Cowes (ICES CNEA)
Dr. Deyan Draganov (TU DELFT, Holanda)
Dr. Ing. Guido Ferrari (UTN-FRD)
Dr. Dino Filipussi (ICES CNEA, UNSAM)
Dr. Adolfo Gil (CONICET)
Dr. Martín Gómez (ICES CNEA, UTN-FRD, UNSAM)
Dr. Diego González (IMM, Bologna, Italia)
Dra. Daniela Guglietta (IGAG-CNR, Italia)
Dra. Clara Lamberti (UBA-CONICET)
Dra. María Isabel López Pumarega (ICES)
Prof. Luis Eduardo Lenzano (ICES UNCUYO-CONICET)
Dr. Stefano Millia (IGAG-CNR, Italia)
Dr. Gustavo Neme (CONICET)
Dra. Miriam Rocío Neyra Astudillo (ICES CNEA, UTN-FRD)
Mag. Diego Perez Gagni (CNEA)
Dr. José Ruzzante (UTN, UNTREF)
Dra. Laura Salgán (CONICET)
Dra. Adalgisa Scotti (ICES CNEA, UTN)
Dra. Francesca Trapasso (IGAG-CNR, Italia)
Mag. Alejandra Vesga Ramírez (CONICET)
Mag. Ing. Alberto Vich (IANIGLA CONICET)
Dr. Stefano Ubaldini (IGAG-CNR, Italia)
Esp. Ing. Hernán Xargay (ICES CNEA))

Por el GEM 24
Araneo, Diego. IANIGLA - CONICET. Argentina
Gende, Mauricio. Universidad Nacional de La Plata – CONICET. Argentina
Grasso, Nives. Politecnico di Torino. Italia
Kim, Changjae. Myongji University, Civil and Environmental Eng. Korea del Sur
Knyaz, Vladimir. Moscow Institute of Physics and Technology. Rusia
Lenzano, M. Gabriela. G8, TCII-ISPRS-Lab. Geomática Andina – IANIGLA - CONICET. Argentina

Pepe, Massimiliano. Università degli Studi "G. d'Annunzio" Chieti – Pescara INGEO. Italia
Richter, Andreas. Universidad Nacional de La Plata – CONICET. Argentina
Rivera, Andrés. Depto. de Geografía. Universidad Nacional de Chile. Chile

COORDINADORES DE SESIÓN (MODERADORES)

Mag. Ing. Ana Rosa Castaño Gañán (ICES CNEA Malargüe)
Mag. Diego Cowes (ICES CNEA, UNTREF)
Mag. Ing. Guido Ferrari (UTN)
Dr. Dino Filipussi (ICES CNEA, UNSAM)
Dr. Martín Gómez (ICES CNEA, UTN, UNSAM)
Mag. Andrea Juárez (ICES CNEA)
Dra. Clara Lamberti (UBA-CONICET)
Prof. Luis Eduardo Lenzano (ICES-UNCUYO-CONICET)
Dra. Miriam Rocío Neyra Astudillo (ICES CNEA, UNSAM, UTN)
Dra. Adalgisa Scotti (ICES-CNEA-UTN)
Mag. Alejandra Vesga Ramírez (CONICET)

VIRTUALIDAD

ASESORA DE HERRAMIENTAS VIRTUALES

Mónica Torrejón (ICES UNCUYO)
Florencia Lenzano (ICES Regional Mendoza)

RESPONSABLES TÉCNICOS DE SALA VIRTUAL

Mónica Torrejón (ICES UNCUYO)
Gustavo Álvarez (ICES CNEA Malargüe)
Diego Pérez (CNEA)
Diego Cowes (ICES CNEA)

COMUNICACIÓN

POR PÁGINA WEB
Florencia Lenzano (ICES Regional Mendoza)
Mónica Torrejón (ICES UNCUYO)

POR CORREO ELECTRÓNICO
Daniela Guevara Vallese (ICES CNEA)
Dino Filipussi (ICES CNEA, UNSAM)

DISEÑO DE PÓSTERES Y COMUNICACIONES
Florencia Lenzano (ICES Regional Mendoza)
Mónica Torrejón (ICES UNCUYO)

PRÓLOGO

Este Encuentro se realizó nuevamente de manera virtual desde la Universidad Nacional de Cuyo. En el acto de apertura estuvieron presentes el Consejero Representante por CNEA del ICES Argentina y Gerente de Desarrollo Tecnológico y Proyectos Especiales de la Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA) el Dr. Guido Berlín, el Director Científico del ICES Argentina y Jefe del Departamento ICES (CNEA) Dr. Martín Pedro Gómez, el Representante Regional por la UNCUYO del ICES Argentina Prof. Luis Lenzano, la Secretaria Ejecutiva del ICES Dra. Adalgisa Scotti, el Director del IANIGLA-CONICET Dr. Fidel Roig, la presidenta del *G8 Technical Comission II* de la ISPRS Dra. Gabriela Lenzano, la Rectora de la UNCUYO Dra. Esther Sánchez, el Vicerrector de la UNCUYO Mgtr. Gabriel Fidel, la titular de la Secretaría de Investigaciones, Internacionales y Posgrado de la UNCUYO Dra. María Teresa Damiani, y la decana de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNCUYO Dra. Julieta Araníbar y el agregado científico de la embajada de Italia en Buenos Aires, Dr. Salvatore Barba. En este Encuentro se realizaron dos eventos consecutivos ya que en una primera etapa sesionó el Workshop Geomatics in Environmental Monitoring (GEM24) y luego en los días siguientes se realizaron las sesiones ordinarias del Centro Internacional de Ciencias de la Tierra (E-ICES). Se presentaron en total 191 trabajos, 104 bajo modalidad oral (37 en el GEM24 y 67 en el E-ICES) y 87 bajo modalidad póster (3 en el GEM24 y 84 en el E-ICES). Además, se presentaron 10 conferencias plenarias (3 en el GEM24 y 7 en el E-ICES). Entre las cuales se pueden citar en el GEM24 a la Dra. Laura Frulla-Argentina que habló de la CONAE y sus aportes para estudios geológicos y medioambientales, el Prof. Emilio Chuvieco sobre teledetección de incendios forestales y el Prof. José Luis Lerma una revisión de diferentes enfoques del Monitoreo ambiental terrestre de largo alcance mediante fotogrametría y escaneo láser. En el E-ICES 19 el Dr. Stefano Ubaldini presentó la aplicación de procesos hidrometalúrgicos para la Valorización de Materias Primas Secundarias, el Dr. Andrés Rivera la historia de la investigación glaciológica en Chile y sus desafíos actuales y futuros, la Dra. Debora Bubach el uso de líquenes como bioindicadores ambientales en Patagonia y Antártida, el Dr. Deyan Draganov la aplicación de interferometría sísmica para obtener imágenes más claras en sismología, el Dr. Diego Araneo el Zonda en la región de Cuyo: caracterización y avances en su pronóstico, la Dra. María Luisa Izaguirre-Mayoral el impacto de las propiedades biológicas de tres tipos de suelos tropicales contrastantes en el crecimiento de clones de cacao fino y de aroma y la Ing. Silvia Irene Ortega el impacto ambiental por actividad antrópica en cuencas del dpto. Sarmiento.

Dr. Martín Pedro Gómez
Director Científico del ICES

ÍNDICE

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES APLICADO AL ESTUDIO HIDROQUÍMICO DE LAGUNAS SALINAS E HIPERSALINAS DEL OESTE BONAERENSE
Rosario Acosta, Carolina Tanjal, Eleonora Carol y María del Pilar Álvarez 1

ESTUDIO DEL AVANCE ESPACIO-TEMPORAL DE *GLEDITSIA TRIACANTHOS* L. EN LA CUENCA DEL ARROYO PEREYRA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES
Camila Anselmino, Verónica E. Giovenale, Sebastián P. Galarco y Fernanda J. Gaspari 7

APORTES DESDE LOS ESTUDIOS SOCIALES DE LA CIENCIA Y LA BIOMÍMESIS PARA EL DISEÑO DE POLÍTICAS PÚBLICAS
Camilo Arcos, Pehuén Barzol-Elizagaray, Mariela Gelman 13

RELEVAMIENTO DE ALTA RESOLUCIÓN DE LA BATIMETRÍA EN EL BALNEARIO EL PICAFLOR, BUENOS AIRES, ARGENTINA
Evelyn M. Benítez, María Pisoni, Mariana S. Olivo, Manuel Isla, Luciano López, Francisco A. Cellone 24

SIMULACIÓN DEL FENÓMENO PRECIPITACIÓN ESCORRENTÍA EN UNA CUENCA DEL SISTEMA SERRANO DE VENTANIA
Sebastián I. Besteiro, M. Isabel Delgado, E.A. González Fuentes, Camila B. Anselmino, Lucía de Antueno, Fabio A. Montealegre Medina, Fernanda J. Gaspari, Verónica E. Giovenale 33

DIAGNÓSTICO INTEGRAL DEL ARBOLADO URBANO EN EL ÁREA FUNDACIONAL DE LA CIUDAD DE SAN RAFAEL
M. Luisina Biondi, Cecilia J. Soengas, Daiana Cruzate, Agustina G. Sanchez Segura, Florencia A. Fernández, Izaak S. Borkert, Cristian G. Cornejo, Hugo A. Reviglio 42

COMPARACIÓN DE MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE LA TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL AGUA A PARTIR DE DATOS DEL SATELITALES LANDSAT 9
Matias Bonansea, Sofia Gutierrez, Mariana Correa, Sofia Pana, Victor Gauto, Francisco Nemiña, Alba Germán, Giuliana Beltramone, Lucio Pinotti, Anabella Ferral 50

ANÁLISIS DE PROYECCIONES DE PRECIPITACIÓN MEDIA ANUAL PARA EL AÑO 2100 EN LAS CUENCAS DE LOS RÍOS MENDOZA Y TUNUYÁN
Victor Burgos y Raúl Rapacioli 58

DETECCIÓN REMOTA DE HUMEDALES DE ALTURA EN LA CUENCA VALLECITOS, MENDOZA, ARGENTINA
Micaela Analía Carloni y María Belén Hernández 68

CONCENTRACIONES DE HIERRO Y MANGANESO EN SECTORES DE EXTRACCIÓN DE AGUA SUBTERRÁNEA DEL PARTIDO DE LA COSTA
Silvina C. Carretero, Leandro Rodríguez Capítulo y Eduardo Kruse 82

APLICACIÓN DE CLASIFICADORES LINEALES Y NO LINEALES A ESPECTROSCOPÍA DE PLASMA INDUCIDA POR LÁSER (LIBS)
Federico Checozzi, Juan Vorobioff, Norberto Boggio y Carlos Rinaldi 93

SISTEMA DE ELECTRO-BIORREMEDIACIÓN APLICADO A SUELOS CONTAMINADOS CON ACEITES VEGETALES
Débora Conde Molina, Mauricio Rizzardi, Vanina Di Gregorio 105

ZONIFICACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA SUPERFICIAL EN UNA CUENCA SERRANA BONAERENSE
Lucía de Antueno, Fernanda J. Gaspari, María I. Delgado, Evelin A. González Fuentes, Sebastián I. Besteiro, Verónica E. Giovenale, Camila B. Anselmino, Fabio A. Montealegre Medina 110

MONITOREO DE LA COMUNIDAD LIQUÉNICA DE LA MESETA DE LA ISLA COCKBURN, ANTÁRTIDA
Laura P. Dopchiz, Sofía A. Ozón, Alfredo J. Costa, Martín Ansaldo 120

METHANE SATELLITE DETECTION IN THE LANDFILL OF CORDOBA, ARGENTINA
Cristhian Escobares, Mariela Aguilera y Fernanda García Ferreyra 125

RESIDUOS SÓLIDOS PLÁSTICOS Y COMPOSTABLES RECUPERADOS DE ÁMBITOS UNIVERSITARIOS, COMO SUSTRATO PARA LA PROPAGACIÓN DE PLANTAS ORNAMENTALES Y HORTÍCOLAS
Tamara S. Esper Bordigoni, Laura Fernandez Bidondo, Julián G. Riso, Roxana P. Colombo 132

ANÁLISIS GEOHIDROLÓGICO EN LA CUENCA DEL ARROYO LAS PIEDRAS VENTANIA. ARGENTINA.
Fernanda J. Gaspari, Fabio A. Montealegre Medina, María I. Delgado, Sebastián I. Besteiro, Evelin A. Gonzalez Fuentes, Lucia. de Antueno, Verónica E. Giovenale, Camila B. Anselmino 144

DETERMINACIÓN DEL CAMBIO DE USO DE SUELO CON TELEDETECCIÓN EN PINAMAR
Verónica E. Giovenale, Camila B. Anselmino, Fernanda J. Gaspari 152

PLATAFORMA GEOESPACIAL PARA MAPEO DEL RIESGO AMBIENTAL EN VACA MUERTA
Diego Agustín Gonzalez, Juan Carlos Roca, Lucia Orrego, Azul Frabotta, Catherin Davies, Romina Diaz-Gomez, Marina Mautner, Laura Forni 160

APLICACIÓN DE MÉTODOS GEOELÉCTRICOS (ERT) Y ELECTROMAGNÉTICOS (EMI) PARA LA DETECCIÓN DE LENTES DE AGUA DULCE, BAHÍA DE SAMBOROMBÓN PROVINCIA DE BUENOS AIRES
María Paula Leal, Santiago Perdomo y Eleonora Carola 171

ANÁLISIS DE LA VARIABILIDAD IÓNICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN AMBIENTES MIXOHALINOS DEL LITORAL SUDESTE DE BAHÍA SAMBOROMBÓN
María Paula Leal, Santiago Perdomo y Eleonora Carol 175

LA GEOINFORMACIÓN Y SU APLICACIÓN PARA LA DELIMITACIÓN CARTOGRÁFICA DE TIERRAS AFECTADAS POR DESERTIFICACIÓN, EN LA PROVINCIA DEL NEUQUÉN
Diego Machado Pino, Marcos Damián Mare 179

VALOR DEL SUELO URBANO VACANTE EN VILLA DE MERLO (SAN LUIS, ARGENTINA)
Facundo Martins Meira 196

SEISMIC RELIABILITY OF ISOLATED BRIDGES
Elena Miceli, Marianela Ripani, Guglielmo Amendola and Paolo Castaldo 207

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE HUMEDALES EN RELACIÓN A LA RETENCIÓN DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS
María P. Pasquale Pérez, Eleonora Carol, Lucía Santucci y Leandro Tatone 216

MONITOREO DE ALTA RESOLUCIÓN TEMPORAL Y ESPACIAL DE LA LÍNEA DE COSTA EN EL ESTUARIO MEDIO DEL RÍO DE LA PLATA
María Pisoni, Evelyn M. Benítez, Manuel Isla, Mariana Olivo, Luciano López y Francisco A. Cellone 222

DEFINICIÓN ESPACIO TEMPORAL DEL USO DEL SUELO EN LAS ZONAS DE RIBERA DE LA CUENCA ALTA DEL ARROYO NAPALEOFÚ, TANDIL
Mario A. Quiroz Burbano, Fernanda J. Gaspari, M. Isabel Delgado, Sebastián I. Besteiro 232

ANÁLISIS DE FÍSICA DE ROCAS EN SEDIMENTOS SOMEROS DEL MARGEN CONTINENTAL ARGENTINO
Claudia L. Ravazzoli y Clara D. Bifaretti 240

ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DEL LITORAL DEL ESTUARIO MEDIO DEL RÍO DE LA PLATA
Lucía Santucci, Carolina Tanjal, Eleonora Carol, Leandro Tatone 250

IMPACTO DEL RETROCESO DEL GLACIAR TORRE EN LOS PROCESOS DE REMOCIÓN EN MASA ACTIVOS EN EL CERRO TECHADO NEGRO, PNLG, SANTA CRUZ
Daniela Schmidt y Diego Winocur 260

PRIMEROS RESULTADOS DE LOS BASALTOS DEL CERRO NEGRO COMO POSIBLE USO PARA MATERIALES VIALES (SAN RAFAEL, MENDOZA)
Cecilia J. Soengas, María José Correa, Denise Mombelli, María J. Vilche y Franco Vargas 267

APRENDIZAJE AUTOMÁTICO PARA EL PROCESAMIENTO DE GRANDES VOLÚMENES DE DATOS EN MEDICIONES DE MEZCLAS DINÁMICAS DE GASES
Juan Vorobioff J., Noé M.C., M.N. Vainer, N. Orlando, Federico Checozzi, M. Morgada, Norberto Boggio, Dino Filipussi, D. Nonino, Carlos Rinaldi 273

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES APLICADO AL ESTUDIO HIDROQUÍMICO DE LAGUNAS SALINAS E HIPERSALINAS DEL OESTE BONAERENSE

Rosario Acosta[a,b], Carolina Tanjal[a,b], Eleonora Carol[a,b] y María del Pilar Alvarez[c]

[a]*Centro de Investigaciones Geológicas (CIG, CONICET – UNLP), ARGENTINA.*
[b]*Facutad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, ARGENTINA.*
[c]*Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC, CENPAT – CONICET), ARGENTINA.*

e-mail: racosta@cig.museo.unlp.edu.ar

RESUMEN

En el oeste bonaerense existen lagunas salinas e hipersalinas que reciben la descarga del agua subterránea. Estas se desarrollan en depresiones, algunas de las cuales presentan sales evaporíticas. El objetivo del trabajo es analizar mediante estadística multivariada la química del agua superficial y subterránea de 4 de estas lagunas. Para ello se diseñó una red de muestreo de agua compuesta por 88 puntos. En septiembre 2023, in situ se midieron la conductividad eléctrica (CE) y el pH, y se tomaron muestras de agua para el análisis de elementos mayoritarios según métodos estandarizados. Por último, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) de todos los datos. Una de las lagunas presenta agua superficial salina y subterránea salobre a salina con pH neutros a alcalinos y facies Na-Cl. Por otro lado, las otras tres lagunas tienen agua superficial hipersalina y subterránea salina a hipersalina, con pH neutros a alcalinos y facies Na-Cl. El ACP arrojó 2 componentes principales (CP) que explican el 78,17% de la varianza. El CP1 agrupa Na^{+}-Cl^{-}-CE-K^{+}-Mg^{+2}-SO_4^{-2}-NO_3^{-} con correlación positiva entre ellos, y al HCO_3^{-} negativamente. El CP2 relaciona positivamente al pH con CO_3^{-2} y negativamente al Ca^{+2}. El gráfico CP1 vs CP2 muestra el agrupamiento de las muestras en subterráneas y superficiales, y además cómo se subdividen estas últimas. Por un lado, la laguna salina, que a diferencia de las otras no presenta sales evaporíticas, y por otro, las hipersalinas, que sí tienen sales evaporíticas, las cuales a su vez se subdividen en 2 subgrupos según los tipos evaporíticos (halita – thenardita, halita – yeso). Este análisis hidroquímico permite discriminar no solo la presencia/ausencia de sales evaporíticas, sino también el tipo de evaporita, evidenciando que, si bien las lagunas están próximas entre sí, las diferencias hidroquímicas que presentan son condicionantes de la formación de las sales.

Palabras Clave: Análisis de componentes principales, Lagunas salinas e hipersalinas, Sales evaporíticas, Hidroquímica superficial y subterránea.

INTRODUCCIÓN

En el oeste de la provincia de Buenos Aires existen numerosas lagunas salinas e hipersalinas que se desarrollan en depresiones que reciben tanto el aporte de agua de las precipitaciones como la descarga de agua subterránea. En esta región, el clima es subhúmedo seco, con precipitaciones medias anuales de 704 mm y evapotranspiración potencial media anual de 750.3 mm (Acosta et al., 2023), condiciones que favorecen la formación de depósitos evaporíticos en algunas de estas depresiones (Acosta et al., 2025).

Cercano a la localidad de Rivera, ubicada dentro del partido de Adolfo Alsina en el oeste de la provincia, se encuentran lagunas con las características mencionadas anteriormente (Fig. 1). Estudios previos evidencian que, dentro del área bajo estudio, existe variabilidad en los cuerpos lagunares, relacionada tanto a la presencia o ausencia de sales, como a los tipos evaporíticos encontrados (Acosta et al., 2023; Acosta et al., 2025). En relación a esto último, existen lagunas que presentan en superficie capas cloruro de sodio (halita) acompañadas de cristales de sulfato de calcio (yeso) entre 0,05 y 0,40 m de profundidad (Acosta et al., 2023). Por otro lado, en otras lagunas se encontraron en superficie costras salinas de halita asociadas con sulfatos de sodio como la thenardita, sin presentar sales en profundidad (Acosta et al., 2023).

El objetivo de este trabajo es analizar mediante estadística multivariada la química del agua superficial y subterránea de cuatro de las lagunas salinas e hipersalinas de este sector de la provincia de Buenos Aires. La estadística multivariada es una herramienta poderosa para la geología, ya que permite el análisis de unidades observacionales caracterizadas por múltiples variables, como pueden ser los datos hidroquímicos (Davis y Sampson, 1986). Esto posibilita, por un lado, reducir la complejidad de conjuntos de datos a gran escala (Menció y Mas-Pla, 2008) e identificar asociaciones entre los datos analizados (Tanjal et al., 2025).

MÉTODOS

En primera instancia se definió una red de muestreo de agua de cuatro lagunas del área de estudio. La misma cuenta con 88 puntos de muestreo, e incluye tanto agua superficial como subterránea somera (Fig. 1). Las muestras de agua superficial se tomaron directamente desde la laguna, mientras que para las muestras de agua subterránea se realizaron pozos someros (profundidades de hasta 1,5 m) con barreno manual. En septiembre 2023, *in situ* se midió tanto la conductividad eléctrica (CE) como el pH, y luego se tomaron muestras de agua para el análisis de elementos mayoritarios según métodos estandarizados (APHA, 1998), en el laboratorio de Geoquímica del Centro de Investigaciones Geológicas. Bicarbonato (HCO_3^-), cloruro (Cl^-), calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}) fueron determinados por titulación. Sodio (Na^+) y potasio (K^+) por fotometría de llama, y sulfato (SO_4^{-2}) y nitrato (NO_3^-) por espectrofotometría UV-Visible.

Los datos de CE y pH se analizaron a través de gráficos de caja y bigotes para observar cómo varían tanto en el agua superficial como subterránea, dentro de cada laguna y entre lagunas. Por último, con los parámetros fisicoquímicos y los datos químicos obtenidos se realizó un análisis de multicomponentes, ACP (análisis de componentes principales), de todos los datos con el Software Infostat (Di Renzo et al., 2009), para reducir la dimensionalidad e identificar asociaciones entre las variables hidroquímicas.

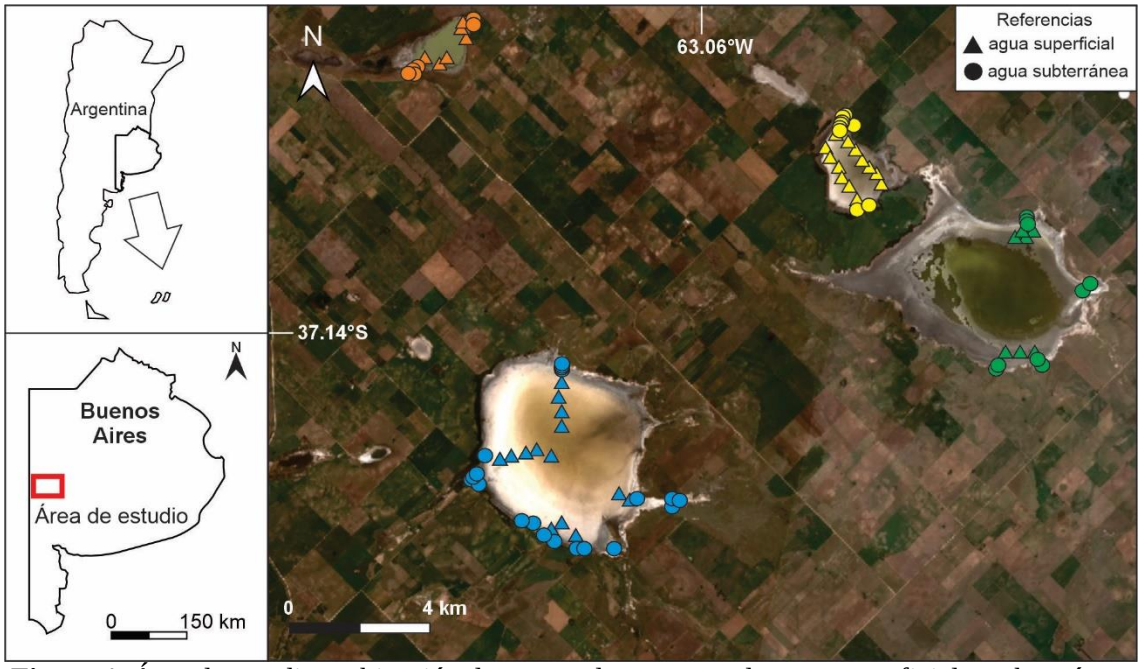


Figura 1. Área de estudio y ubicación de puntos de muestreo de agua superficial y subterránea.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los gráficos de caja y bigotes (Fig. 2) representan a los datos de los parámetros fisicoquímicos (pH y CE). En los mismos se observa que una de las lagunas (color naranja) presenta agua superficial salina, con valores de CE entre 37,7 y 39,2 mS/cm, y subterránea salobre a salina (CE entre 2,2 y 24,9 mS/cm), con pH neutros a alcalinos (entre 9,4 y 9,5 para el agua superficial, y entre 7,6 y 8,3 para la subterránea). Por otro lado, las otras tres lagunas (colores azul, verde y amarillo) tienen agua superficial hipersalina y subterránea salina a hipersalina (CE entre 108,7 y 181,4 mS/cm para el agua superficial y entre 3,5 y 168,7 mS/cm para el agua subterránea), con pH neutros a alcalinos, con valores entre 7,5 y 9,2 en el agua superficial y entre 6,8 y 9,4 en el agua subterránea.

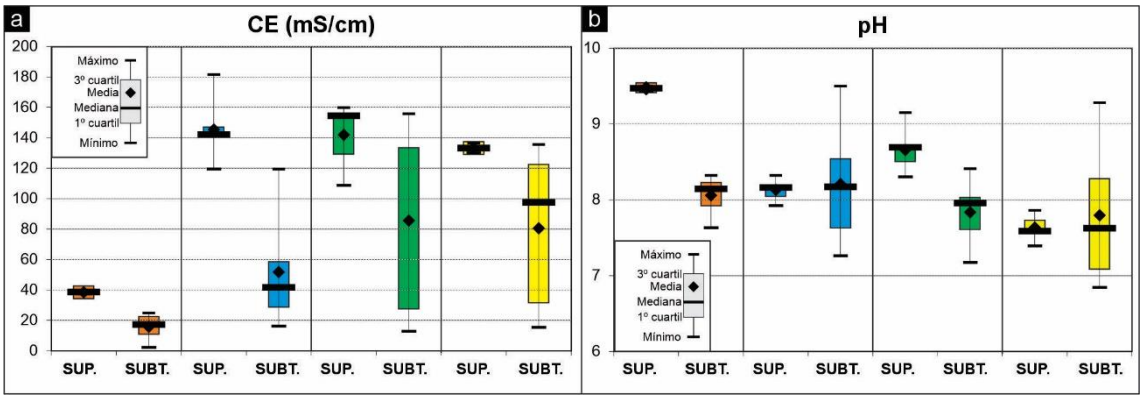


Figura 2. Parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua. **a.** Conductividad eléctrica (CE), **b.** pH.

Por su parte, la determinación de los iones mayoritarios de las muestras de agua evidencia que el agua superficial de las lagunas es, en todos los casos, clorurada sódica (facies Na-Cl), al igual que el agua subterránea. Para la laguna salina (color naranja) los iones

dominantes presentan concentraciones entre 347,61 y 505,02 meq/L para el Cl^- y entre 413,23 y 591,57 meq/L para el Na^+ en el agua superficial, mientras que los valores en el agua subterránea varían entre 3,28 y 243,33 meq/L y entre 18,92 y 278,38 meq/L respectivamente. A su vez, las lagunas hipersalinas presentan concentraciones en el agua superficial de Cl^- que varían entre 2791 y 7941,74 meq/L, mientras que el Na^+ se encuentra en concentraciones entre 2196,63 y 6502,89 meq/L. En cuanto al agua subterránea, las concentraciones varían ampliamente aumentando sus valores a medida que aumenta su proximidad con el agua superficial, pero manteniendo la dominancia del Na^+ entre los cationes y del Cl^- entre los aniones. Dichas concentraciones van desde 9,95 a 5698,93 meq/L para el Cl^- y desde 30,01 a 5154,47 meq/L para el Na^+.

Por otro lado, el ACP arrojó 2 componentes principales (CP) que explican el 78,17% de la varianza. La matriz de componentes (Tabla I) muestra cómo el CP1 explica el 56,76% de la varianza y agrupa Na^+-Cl^--CE-K^+-Mg^{+2}-SO_4^{-2}-NO_3^- con correlación positiva entre ellos (valores > 0,5), y al HCO_3^- negativamente (valores <-0,5). Por su parte, el CP2 explica el 21,41% de la varianza y relaciona positivamente al pH con CO_3^{-2} y negativamente al Ca^{+2}.

Tabla I. Matriz de componentes principales.

	CP1	**CP2**
Na^+	0,965	-0,064
Cl^-	0,955	-0,120
CE	0,939	-0,136
K^+	0,861	0,262
HCO_3^-	-0,858	-0,006
NO_3^-	0,749	0,464
SO_4^{-2}	0,728	-0,308
Mg^{+2}	0,717	-0,368
pH	-0,297	0,857
Ca^{+2}	-0,111	-0,797
CO_3^{-2}	0,579	0,659

En el gráfico CP1 vs CP2 (Fig. 3) se observa el agrupamiento de las muestras de agua en subterráneas y superficiales, y además se ve cómo se subdividen estas últimas. Por un lado, se agrupan los puntos correspondientes a la laguna salina (color naranja) que, a diferencia de las otras, no presenta sales evaporíticas, y por otro, los puntos correspondientes a las lagunas hipersalinas (colores azul, verde y amarillo), que sí tienen sales evaporíticas, las cuales, a su vez, se subdividen en 2 subgrupos según los tipos evaporíticos presentes en cada una (halita-thenardita, halita-yeso).

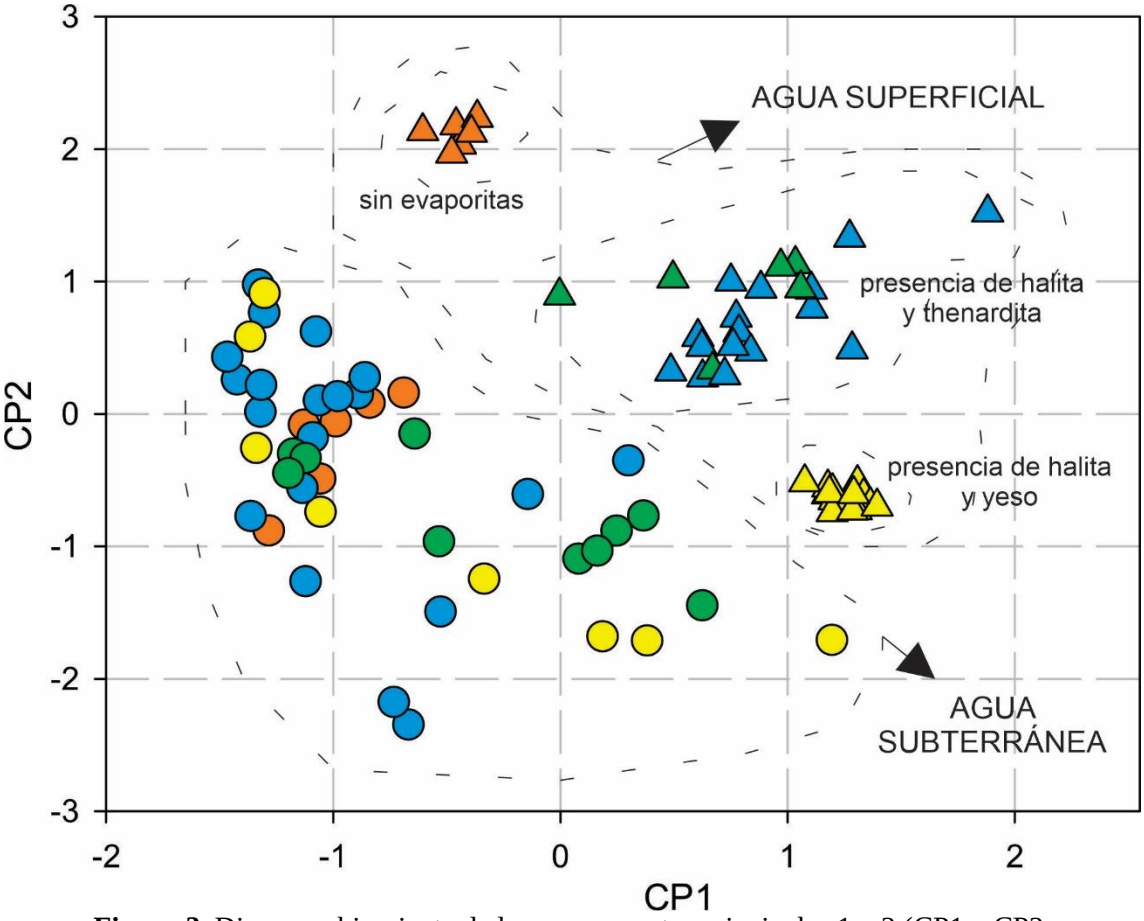


Figura 3. Diagrama bivariante de los componentes principales 1 y 2 (CP1 y CP2, respectivamente) y la agrupación de muestras obtenida en el análisis.

CONCLUSIONES

La evaluación de los datos hidroquímicos a partir del análisis de componentes principales permitió, en primer lugar, discriminar entre el agua subterránea y superficial. A su vez, permitió discriminar entre las muestras de agua superficial no solo la presencia/ausencia de sales evaporíticas en superficie, sino también el tipo de evaporita, evidenciando que, si bien las lagunas están próximas entre sí, las diferencias hidroquímicas que presentan son condicionantes de la formación de sales. Por su parte, en las muestras de agua subterránea no se observaron diferencias estadísticas significativas entre sí.

REFERENCIAS

Acosta, R., Carol, E., Borzi, G., Cellone, F., y Alvarez, M. P., 2023. Factors and processes controlling hydrochemistry and evaporitic deposits in hypersaline wetland-shallow lake systems. Hydrological Processes, 37(11), e15031.

Acosta, R., Leal, P., Carol, E., Alvarez, M. del P., Vigiani, L., y Kurten, G., 2025. Sensoramiento remoto aplicado al reconocimiento de depósitos evaporíticos del oeste de Buenos Aires, Argentina. Geoacta, 46(1), 49-52.

Apha, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (twentieth ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C.W., 2009. InfoStat 2009 versión. Córdoba, Argentina.

Davis, J.C., y Sampson, R. J., 1986. Statistics and data análisis in geology. Vol. 646, New York, Wiley.

Menció, A. y Mas-Pla, J., 2008. Assesment by multivariate analysis of groundwater-surface water interactions in urbanized Mediterranean streams. Journal of Hydrology, 362, 355-366.

Tanjal, C. V., Borzi, G. E., Santucci, L., Cellone, F. A., y Carol, E., 2025. Evaluación química del agua superficial y subterránea en el sistema lagunar El Hinojo, Pcia. de Buenos Aires. Geoacta, 46(1), 201-204.

ESTUDIO DEL AVANCE ESPACIO-TEMPORAL DE *GLEDITSIA TRIACANTHOS* L. EN LA CUENCA DEL ARROYO PEREYRA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Camila B. Anselmino[a], Verónica E. Giovenale[a], Sebastián P. Galarco[b] y Fernanda J. Gaspari[a]

[a] *Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas CEIDE. FCAyF-UNLP, ARGENTINA.*
[b] *Cátedra de Introducción a la Dasonomía LIMAD. FCAyF-UNLP, ARGENTINA.*

e-mail: camila.anselmino@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

Gleditsia triacanthos L., conocida como "Acacia negra" es una especie originaria del centro-este de los Estados Unidos. En la República Argentina se introdujo en la década de 1850, con objetivo forrajero, ornamental y como cortina forestal. En sitios disturbados, y debido a que conforman áreas donde los rayos solares alcanzan la superficie del suelo, el crecimiento de la Acacia negra es más vigoroso, provocando un rápido avance sobre otras especies vegetales, logrando una veloz transformación del territorio. Para estudiar dicho avance espacio-temporal se consideró la Cuenca del Arroyo Pereyra, ubicada al NE de la provincia de Buenos Aires, entre los partidos de Berazategui y La Plata. Posee una superficie de 60,4 km^2, y el 44,2% (26,7km^2) está ocupada por la Reserva de Biósfera UNESCO Parque Pereyra Iraola. Para la clasificación de uso del suelo se utilizó la plataforma Google Earth Engine, aplicando la clasificación supervisada del algoritmo Random Forest, diferenciando a la Acacia negra de otras especies de uso forestal. Se trabajó sobre imágenes satelitales Landsat 5 y 8, con resolución 30 metros, y 10% de nubosidad, en tres períodos 1997-2007, 2007-2017 y 2017-2022. Como resultado del avance se obtuvo una tendencia de ocupación del suelo, que refleja que la superficie con Acacia negra aumentó 47,6% en el primer período, 56,7% en el segundo y 29,7% en el tercero. Por ello se concluye, que estudiar el porcentaje de cambio de ocupación en el espacio y en el tiempo permite estimar el patrón de avance de la especie exótica forestal y brindar herramientas de análisis a gestores del territorio para evitar el problema de invasión mayor a futuro.

Palabras Clave: Acacia negra, Reserva de Biósfera, Zonificación, Clasificación Supervisada

INTRODUCCIÓN

Una técnica para estudiar el avance espacio-temporal de una especie forestal es la teledetección, también llamada detección o percepción remota, y se define como la adquisición de información a diferentes escalas de un objeto o fenómeno con el cual no se está en contacto directo. Es la técnica que permite adquirir imágenes de la superficie terrestre desde sensores instalados en plataformas espaciales. En la actualidad, la teledetección y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son las herramientas más utilizadas para el monitoreo, el estudio del medio ambiente y la planificación y gestión territorial. La teledetección se constituye como una herramienta imprescindible en el ámbito de las emergencias ya que posibilita el acceso de forma rápida, precisa y de bajo costo a zonas que de otra manera sería casi imposible (Garay, 2020).

Además, existen procedimientos de clasificación de imágenes de satélite con el propósito de categorizar automáticamente todos los píxeles en una o diversas clases temáticas. Esta información categorizada se utiliza posteriormente para generar mapas temáticos. Las clasificaciones pueden ser supervisadas y no supervisadas. En el primer caso, utilizado

en este estudio, se requiere del conocimiento de la zona de estudio, adquirido por experiencia previa o por la realización de un trabajo de campo. Los pasos básicos son tres, entrenamiento, clasificación y análisis de precisión. En el segundo caso, usa algoritmos para agregar píxeles en grupos naturales o clúster con características espectrales similares presentes en la imagen. En este tipo de proceso, el analista no interviene en el proceso de clasificación y no existen áreas de entrenamiento (Ingeoexpert, 2024).

Gleditsia triacanthos L., conocida como "Acacia negra" es una especie originaria del centro-este de los Estados Unidos. En la República Argentina se introdujo en la década de 1850, con objetivo forrajero, ornamental y como cortina forestal (Keil *et al.,* 2011). En sitios disturbados, y debido a que conforman áreas donde los rayos solares alcanzan la superficie del suelo, el crecimiento de la Acacia negra es más vigoroso, provocando un rápido avance sobre otras especies vegetales, logrando una veloz transformación del territorio (Tognetti *et al.,* 2019). Forma bosques monoespecíficos o mixtos, cuya estructura y dinámica permanecen poco estudiadas, sin embargo, se sabe que es una de las especies dominantes de estos bosques debido a su comportamiento como pionera. Al establecerse, forma arbustales bajos y espinosos que crecen y generan bosques con una densidad variable (Ceballos *et al.*, 2020).

Particularmente en la región pampeana, la vegetación natural de la llanura continental ha sido eliminada o modificada sustancialmente por acción antrópica a través de distintas actividades (urbanización, industrias, agricultura, ganadería, etc.). Un caso especial es el Parque Pereyra Iraola, particularmente la zona comprendida en la cuenca objeto de estudio, donde el pastizal de la llanura alta ha sido sustituido en gran parte por vegetación arbórea, que incluye alrededor de 130 especies nativas y exóticas. Debe señalarse, como hecho para tener en cuenta, el avance de la Acacia negra ya que es una especie sumamente peligrosa por su capacidad colonizadora, por el nivel de daño económico y ecológico que causa, por su difícil control, y en áreas recreativas, resulta, además, peligrosa por sus largas espinas. Allí se ha observado su avance en la parte sur, donde el ganado contribuiría a la diseminación de las semillas (Hurtado *et al*., 2006). Es por ello que se planteó como objetivo, estudiar su avance espacio-temporal en la Cuenca del Arroyo Pereyra (ver Fig. 1).

a.  **b.** 

c.  d. 

Figura 1. a. Arroyo Pereyra invadido por Acacia negra. **b.** detalle de las espinas. **c.** dosel en invierno, sin hojas y con visualización del fruto (chauchas). **d.** dosel en verano, con hojas y algunos frutos de la temporada anterior. Fotos tomadas en julio y diciembre del 2023.

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

ÁREA DE ESTUDIO

La Cuenca del Arroyo Pereyra (CAP) localizada entre los 34°48' y 34°54' de latitud S y 58°6' y 58°12' de longitud O; se ubica al NE de la provincia de Buenos Aires y abarca parte de los partidos de Berazategui y La Plata. Posee una extensión de 60,4 km^2 siendo que el 44,2% de su superficie comprende al Parque Provincial Pereyra Iraola, declarado por UNESCO en 2007 como Reserva de Biósfera Pereyra Iraola (RBPI) debido a su ubicación geopolítica central, el principal pulmón verde del conurbano sur bonaerense, única recarga local del acuífero Puelche y un espacio clave que actúa como barrera al avance urbano (Paszkiewicz, 2010). Es importante destacar las vías de comunicación que traspasan la CAP debido a la gran actividad socioeconómica del Gran Buenos Aires (ver Fig. 2).

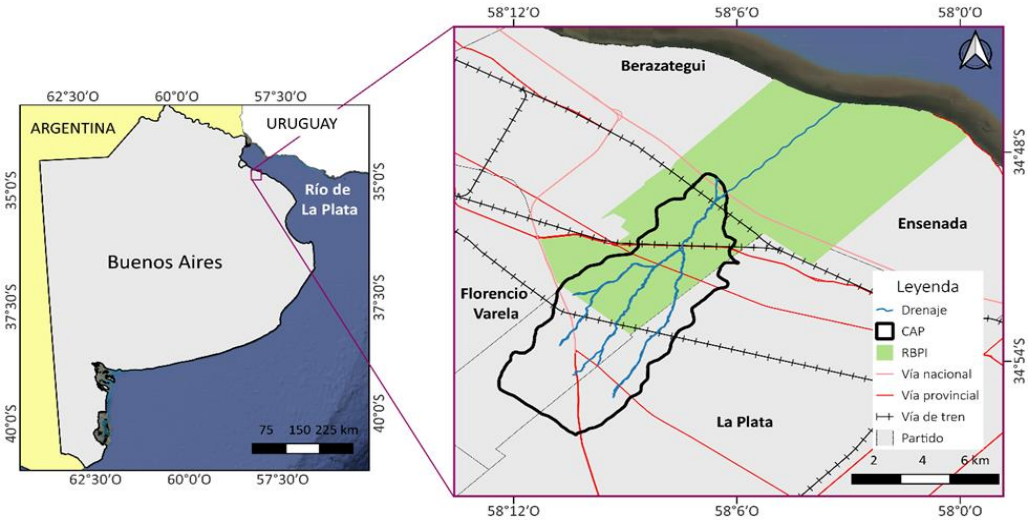


Figura 2. Ubicación de la Cuenca del Arroyo Pereyra con su drenaje definido. Fuente: elaboración propia con datos brindados por la Autoridad del Agua (ADA) (2023).

CLASIFICACIÓN SUPERVISADA

Para la clasificación de uso del suelo del presente trabajo, se utilizó la plataforma Google Earth Engine © (GEE), aplicando la clasificación supervisada del algoritmo Random Forest, diferenciando a la Acacia negra de otras especies de uso Forestal. Se trabajó sobre imágenes satelitales Landsat, con resolución 30 metros, y 10% de nubosidad, en tres períodos 1997-2007, 2007-2017 y 2017-2022. Random Forest es una técnica particular de aprendizaje automático, basada en la creación iterativa y aleatoria de árboles de decisión (es decir, un conjunto de reglas y condiciones que definen una clase). Calcula varios árboles de decisión aleatorios, basados en los siguientes parámetros: número de muestras de entrenamiento (la cantidad de datos de entrenamiento, o píxeles, utilizados aleatoriamente para entrenar el modelo) y número de árboles de decisión (cuanto mayor sea, mayor será la precisión del modelo) (Congedo, 2021).

Debido a la escala temporal considerada, se trabajó sobre imágenes satelitales Landsat 5 para los años 1997 y 2007, mientras que para 2017 y 2022 se utilizaron imágenes Landsat 8. En la plataforma GEE y con el código correspondiente al lenguaje Javascript, se seleccionaron las imágenes satelitales filtrándose por fecha (coincidiendo con los meses de verano donde la especie en cuestión presenta hojas), área de estudio y porcentaje de nubosidad. Posteriormente se asignó la combinación de bandas que mejor reflejó los usos del suelo, en este caso fue color verdadero (bandas 3, 2, 1 en Landsat 5 y bandas 4, 3, 2 en Landsat 8). Las áreas de entrenamiento (ROI) fueron definidas mediante puntos donde cada píxel se categorizó y asoció a una determinada clase de uso, diferenciando Acacia negra de Forestal (ver Fig 3). Con salidas a campo y búsqueda bibliográfica antecedente se lograron identificar áreas con presencia de la exótica y áreas con otro tipo de vegetación arbórea, tanto en la situación actual como en los años pasados, respectivamente. Se tomaron entre 50 y 60 puntos para cada uso en las cuatro imágenes y luego se utilizó el algoritmo Random Forest como clasificador. Por último y en el mismo código, se realizó un análisis de precisión para estimar la exactitud de la clasificación.

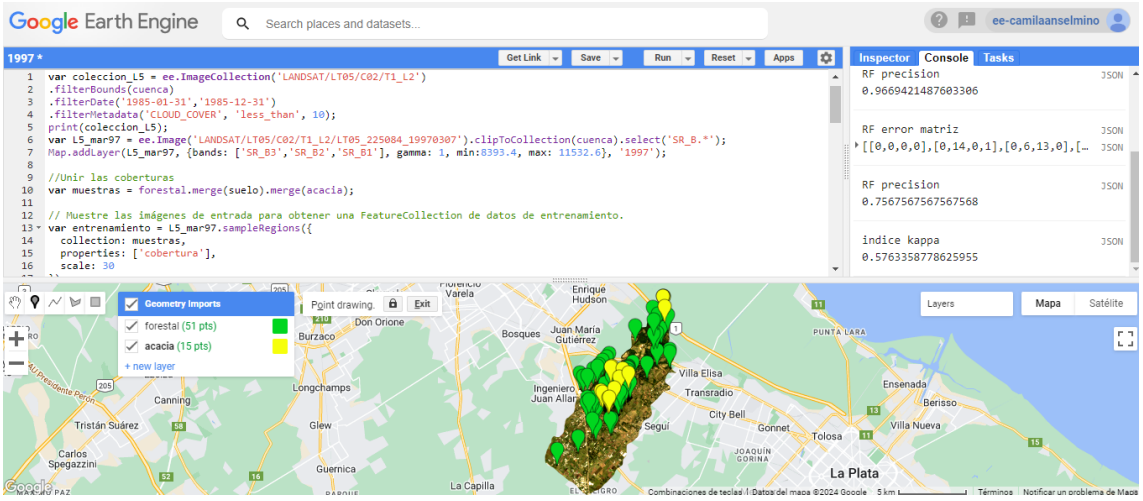


Figura 3: Visualización de la interfaz de Google Earth Engine © con el código correspondiente para la clasificación. Fuente: elaboración propia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La precisión general de la clasificación estuvo entre el 75% y 80% según los períodos analizados, valores altos que permitieron confiar en el clasificador utilizado. Se obtuvo una tendencia de ocupación del suelo, que refleja que la superficie con Acacia negra aumentó 47,6% en el primer período, 56,7% en el segundo y 29,7% en el tercero (ver Tabla I). La generación de los mapas temáticos permitió identificar aquellas zonas de la cuenca donde hubo mayor avance de la exótica (ver Fig. 4).

Tabla I. Superficie de ocupación del suelo según uso y año, en hectáreas. Fuente: elaboración propia.

Uso	**1997**	**2007**	**2017**	**2022**
Acacia negra	99,1	189,2	436,9	621,1
Forestal	1133,2	1311,1	1485,8	1138,5

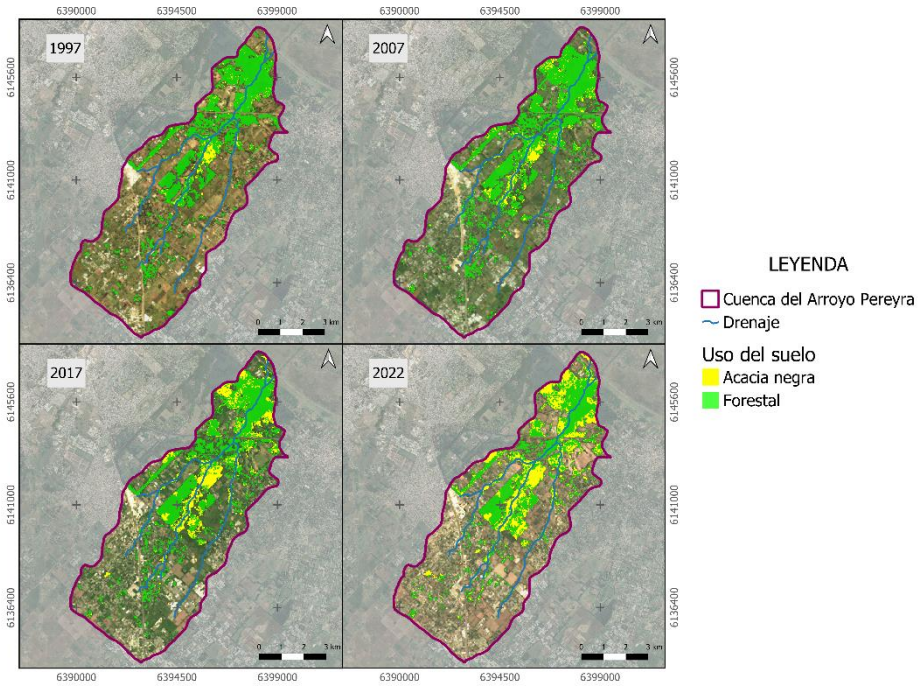


Figura 4. Avance espacio-temporal de Acacia negra en la CAP y contraste con el uso Forestal. Fuente: elaboración propia.

Si analizamos la superficie que representa la Acacia negra respecto del uso Forestal, entre 1997 y 2022 se obtiene 7% y 35,3% respectivamente, es decir que en 25 años se quintuplicó la superficie de la exótica forestal. Si bien se observó un avance general en la cuenca, hay una mayor concentración sobre las zonas aledañas al arroyo donde hay más humedad, y campos abandonados donde los animales favorecen la dispersión de sus semillas. Allí se encontraron densos bosquetes de la exótica que desplazaron a la vegetación nativa.

CONCLUSIONES

Se logró el objetivo planteado, estudiar el avance espacio-temporal de la Acacia negra en la Cuenca del Arroyo Pereyra. En estos 25 años hubo un aumento significativo de la superficie de Acacia negra, sobre el área de estudio. Si bien el aumento se observó en toda la cuenca, fue mayor en la parte baja, es decir la que comprende al RBPI (sustitución del pastizal por vegetación arbórea). Se utilizará este estudio como base para analizar lo que sucede con la dinámica hídrica superficial de la cuenca debido a este avance y las características de consumo hídrico de la Acacia negra.

Se concluye, que estudiar el porcentaje de cambio de ocupación en el espacio y en el tiempo permite estimar el patrón de avance de la especie exótica forestal y brindar herramientas de análisis a gestores del territorio para evitar el problema de invasión mayor a futuro.

REFERENCIAS

Ceballos, S. J., Jimenez, Y. G. and Fernandez, R. D. Estructura de los bosques de *Gleditsia triacanthos* en función de la edad (valle de La Sala, Tucumán, Argentina). *Ecología Austral* 30, 251-259 (2020). Disponible en: https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1083

Congedo, L. Complemento de clasificación semiautomática: una herramienta de Python para la descarga y el procesamiento de imágenes de teledetección en QGIS. *Journal of Open Source Software*. *Res.* 6(64), 3172 (2021) https://doi.org/10.21105/joss.03172

Garay, D. Incendios rurales y forestales: la importancia de la teledetección y los sistemas de información geográfica. *Tecnoárido*. *Res.* 2(3), 45-48 (2020).

Gis ADA. Portal de la Autoridad del Agua (ADA). Consultado el 11 de julio de 2024 en https://gis.ada.gba.gov.ar/gis/

Hurtado, M. A., Giménez, J. E., Cabral, M. G., da Silva, M., Camilión, M. C., Sánchez, C. A., Muntz, D., Forte, L., Boff, L., Somoza Sánchez, V., Andrade, G., Solero, C. and Martínez, O. R. Suelos del Partido de Berazategui como base para el planeamiento ambiental y ordenamiento territorial. Provincia de Buenos Aires, Ministerio de economía - Consejo Federal de Inversiones (CFI) - Dirección de Recursos Financieros. (2006). https://berazategui.gob.ar/wp-content/uploads/2022/04/Estudio-de-Impacto-Ambiental.pdf

Ingeoexpert. Portal de formación técnica online. Consultado en julio de 2024 en https://ingeoexpert.com/

Keil, G., Spavento, E., Murace, M. and Millanes, A. Acacia blanca (*Robinia pseudoacacia* L.) y Acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.): aspectos tecnológicos relacionados al empleo en productos de madera maciza. *Forest Systems. Res.* 20(1), 21-26 (2011).

Paszkiewicz, M. S. El Parque Pereyra Iraola como Reserva de Biósfera conflictos y potencialidades. Laboratorio de Investigaciones del Territorio y el Ambiente, Comisión de Investigaciones Científicas, Buenos Aires (CIC-PBA). 12 pp (2010). https://digital.cic.gba.gob.ar/handle/11746/832

Tognetti, P., Mazia, N. and Ibañez, G. Seed local adaptation and seedling plasticity account for Gleditsia triacanthos tree invasion across biomes. *Annals of Botany. Res.* 124(2), 307-318 (2019).

APORTES DESDE LOS ESTUDIOS SOCIALES DE LA CIENCIA Y LA BIOMÍMESIS PARA EL DISEÑO DE POLÍTICAS PÚBLICAS

Arcos, Camilo[a]; Barzola-Elizagaray, Pehuén[a,b]; Gelman, Mariela[a,c]

[a]*Grupo de Estudios en ciencia, tecnología y sociedad. Instituto Interdisciplinario de Ciencias Básicas. Unidad Ejecutora de doble dependencia FCEN-UNCUYO/CONICET. ARGENTINA.*
[b]*Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, ARGENTINA.*
[c]*Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Cuyo, ARGENTINA.*

e-mail: camiloarcos29@gmail.com.ar

RESUMEN

Ponemos en diálogo interdisciplinar nuestras investigaciones doctorales con el objetivo de reflexionar acerca de la coyuntura mundial, y en especial la Argentina, tanto a nivel económico como socioambiental. Nos proponemos presentar dos conceptos centrales para, luego, buscar una síntesis teórica que pueda transformarse en acción concreta de resolución de problemas públicos, transformando nuestras prácticas cotidianas, el uso que hacemos del conocimiento y de la tecnología disponibles. Para pensar modos de garantizar la justicia socioambiental desde América Latina, partimos de dos categorías: uso social del conocimiento y biomímesis. Como el objetivo de estas categorías es contribuir al bien común, encontramos en algunas perspectivas de la teoría sobre políticas públicas, elementos para operacionalizar los conceptos en acciones tangibles y útiles. Retornar a preguntarnos ¿cómo es la relación ciencia-sociedad-naturaleza? permite trabajar en sintonía más allá de las diferencias disciplinares, a través de la identificación de problemas concretos y brindarles un marco innovador que suscite soluciones novedosas y más abarcativas. De esta manera, podremos pensar las implicancias de la acción humana sobre la naturaleza, revirtiendo la tendencia de dirigirnos en contra de nuestra supervivencia.

Palabras clave: Biomímesis, CTS, Crisis Ambiental, Responsabilidad, Precaución

INTRODUCCIÓN

Nos proponemos presentar dos categorías provenientes de distintas ramas de las ciencias sociales que, tras una síntesis conceptual permitan discutir los objetivos y la ética detrás del hacer científico en la actualidad compleja que transitamos. Los bienes comunes son puestos en riesgo cada día, no sólo por nuestras prácticas cotidianas sino también por el uso que hacemos del conocimiento y de la tecnología disponibles, al punto que nos encontramos cada vez con menos disponibilidad para gestar una transición saludable (Riechmann, 2019). Para pensar modos de garantizar la justicia socioambiental desde América Latina, partimos de la categoría de *uso social del conocimiento*, proveniente del campo de estudios sociológicos conocido como Ciencia, Tecnología y Sociedad (CTS), y biomímesis, proveniente de las corrientes de Pensamiento Ambiental Crítico (PAC).

Ponemos en conversación estos conceptos, puesto que la cuestión ambiental es una problemática que cada vez cobra mayor envergadura, especialmente después de la pandemia de coronavirus, y la tarea del sector científico es dar respuesta a los graves problemas que se avecinan, anticipando las consecuencias, tanto en los aspectos biofísicos como en las problemáticas sociales que traen aparejados. Como tal, requiere de un esfuerzo epistemológico para situar y relacionar las propuestas teóricas con las coyunturas

particulares que generan los diversos modos de relación ciencia-sociedad-naturaleza. Retornar a preguntarnos cómo es esta relación nos permite trabajar en sintonía más allá de las diferencias disciplinares. Por otro lado, algunos de los interrogantes básicos de los estudios CTS, por ejemplo ¿cómo se produce conocimiento?, ¿para qué?, ¿para quiénes? Son cuestiones centrales a la hora de pensar las implicancias de la acción humana sobre la naturaleza, aun cuando se dirigen en contra de nuestra supervivencia.

LOS ESTUDIOS SOCIALES DE LA CIENCIA

Debatir sobre tópicos tales como quiénes producen el conocimiento y cómo se utiliza supone una serie de definiciones previas de tipo conceptuales y epistemológicas. A grandes rasgos, puede decirse que *la ciencia*, en tanto que objeto de estudio para las ciencias sociales es un campo de estudio relativamente reciente. Al calor de las guerras mundiales y los avances tecnocientíficos que éstas supusieron para la industria bélica, de la mano de la crisis social que sembró este período global comenzaron a surgir estos cuestionamientos acerca del para qué construir determinados conocimientos científicos o desarrollar ciertas tecnologías, para quiénes se hace y bajo qué racionalidad.

Para este trabajo buscamos algunos aportes específicos, situados y limitados geográficamente dentro de este campo de estudio. Alrededor de la década del 60', en América Latina, y en Argentina específicamente, gran parte de los esfuerzos teóricos en estas temáticas se concentran en describir la relación trunca entre las instituciones donde se produce conocimiento y el pueblo al que sirve, destacando la dificultad para lograr que estos conocimientos impacten positivamente en la vida social. Estos aportes discurren en grandes debates que buscamos sintetizar en una amplia pregunta: ¿cómo y para quiénes se produce conocimiento? Preguntarnos críticamente qué tipo de problemas de conocimiento tenemos, para qué y para quiénes queremos resolverlos puede ser un faro en la gestión de políticas públicas en torno a la crisis socioambiental que vivimos (Kreimer, 2000; Albornoz, 1996; Vessuri, 1995). Además, podemos decir, que no existe una única concepción de cuál debe ser la utilidad del conocimiento. Más bien, su definición está en relación con una postura epistemológica de mayor amplitud y también depende de diferentes niveles de análisis posibles: macrosocial, institucional e interaccional (Zabala, 2005).

Producción de conocimiento en contextos periféricos

Las condiciones materiales de producción de conocimiento en América Latina, obliga a poner el foco en la relación centro-periferia, con centralidad en el rol de los sistemas científico-tecnológicos estatales en un mundo globalizado y sus efectos sobre la producción de conocimiento científico en las periferias. Tal como señala Kreimer (2015) sobre la necesidad de cuestionar los modos en que se produce el conocimiento y en particular las formas industrializadas de la ciencia:

> Varsavsky rechaza la separación entre "contextos" (descubrimiento, justificación) porque, según él, […] "separa aquello que queremos ver junto", creando una dicotomía artificial que impide apreciar la complejidad y la riqueza de los procesos de producción de conocimiento y, sobre todo, sus dimensiones sociales o políticas. Así concluye que [...] los elementos ideológicos son inseparables de cualquier desarrollo de conocimientos (Kreimer, 2015, p. 3).

Asimismo, el Grupo PLACTED (Pensamiento Latinoamericano en Ciencia, Tecnología y Desarrollo), ligado al análisis de la tensión entre producción científica y el rol de la

ciencia para modificar la realidad, realiza fuertes cuestionamientos al modelo tradicional de desarrollo por etapas, exponiendo que se trata de situaciones determinantemente interconectadas y no de diferentes momentos de un proceso lineal.

Planificar y gestionar políticas públicas en ciencia y tecnología se vuelve cada vez más complejo. No sólo por el crecimiento notable de la desigualdad y la dificultad para disponer de recursos e inversión hacia estas actividades, sino también por los [1]condicionantes de los organismos internacionales de crédito sobre el tipo de actividades científicas que un Estado endeudado puede financiar. Situación que se complejiza aún más por la acción competitiva de corporaciones científicas emergentes de una lógica mercantil, que de forma indirecta determinan la producción y validación de conocimiento, haciendo de la relación ciencia-tecnología-sociedad una tríada cada vez más ininteligible.

Uso social del conocimiento

El debate acerca del uso del conocimiento y la inversión de los Estados en políticas públicas para el desarrollo de la ciencia y la tecnología es, al menos desde el informe Vannebar Bush (1945), un tema recurrente. Este problema atraviesa sustancialmente la literatura CTS latinoamericana puesto que, a diferencia de los países centrales, es un tema que no logra saldarse en la estructura política, económica y social de la región. En otras palabras, no existe un acuerdo generalizado sobre qué hacer con este tipo de inversión pública, lo que convierte al sector en un área susceptible de variaciones según los cambios de gobierno.

A los fines de profundizar en los diferentes posicionamientos sobre el papel que juega la ciencia en este escenario, es fundamental resaltar el nivel de sofisticación que necesita desarrollar una sociedad para poder elaborar problemas de conocimientos que tengan vasos comunicantes con los problemas sociales, y ambos con las políticas públicas. Esta dinámica suele encontrarse con variados obstáculos que impiden un desarrollo armónico. En este sentido, Fernando Peirano señala[2]:

> El modelo lineal predominante hasta los años ‘80, ‘90, le daba una primacía a una cadena causa-efecto donde la ciencia era el elemento desencadenante de nuevas tecnologías, y las nuevas tecnologías en innovaciones, y los actores que podías participar de esta cadena estaban muy limitados, eran las grandes empresas con sus laboratorios de I+D “in house”, eran las grandes instituciones estatales, con el paradigma de la “Big Science” [...]. Hay una cadena de instancias que hay que resolver, que, en Argentina al tener un Estado débil y poco articulado, tiene una gran ausencia [...], no quiere decir que el país no lo resuelva, pero no lo resolvemos de manera rutinaria y sistemática, lo resolvemos por la excepción y no por la regla. (F. Peirano, comunicación personal, 10 de agosto de 2023)

Con esto queremos decir que, cuando hablamos de utilidad del conocimiento, no nos referimos a un tipo de “investigación instrumental” (Shinn, 2000) ni tampoco a una rentabilidad en términos de “valor de cambio”. En cambio, entendemos desde una

[1] En Ciencia, la frontera sin fin (1999), Vannebar Bush, hace un pormenorizado relato de los beneficios que el desarrollo de la ciencia implica para la sociedad, tales como “más puestos de trabajo, salarios más altos, horarios laborales más cortos, cosechas más abundantes, más tiempo libre para la recreación, el estudio y para aprender a vivir sin la embotante monotonía que fue la carga del hombre común en épocas pasadas” (Vannebar Bush 1999: 103).

[2] Fernando Peirano es el ex presidente de la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación; Organismo dependiente del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación de Argentina presidido hasta diciembre de 2023.

perspectiva constructivista que "la utilidad de la investigación es una cualidad socialmente construida por la interacción de múltiples actores" (Zabala, 2005, p. 37). Hablar de la utilidad definida como una cualidad que se construye socialmente entra en una fuerte rivalidad con la emergencia de nuevos sujetos de producción científica privados o mixtos, vinculados a la producción de bienes informacionales o a desarrollos biotecnológicos con otras lógicas sobre lo producido científicamente. Esto sucede especialmente a partir de la última década del siglo XX, pero con mayor fuerza en el primer cuarto del siglo XXI. Es por ello que preguntarse para quién es útil esto que conocemos y lo qué hacemos con ello, se vuelve una pregunta crítica.

Una definición pertinente para el enfoque de este trabajo es entender al uso social del conocimiento desde una concepción amplia (macrosocial e institucional), haciendo foco en las políticas que condicionan la inversión local en ciencia y tecnología. Acorde con ello, hablar de una perspectiva constructivista del uso social del conocimiento implica la interacción de múltiples actores. O sea, los objetos de conocimiento (hechos y máquinas) adquieren el carácter de útiles (o válidos) en un proceso de lucha por su imposición en el escenario social, lo cual mitiga la idea de consenso en la asignación de utilidad y, por lo tanto, la tendencia a "naturalizar" la utilidad o considerarla una cualidad implícita del objeto (Zabala, 2005, p. 34).

Consideramos que el aporte a este diálogo iniciado desde la periferia contribuye significativamente a la profundización del debate sobre las nuevas formas de producción de conocimiento, desde una mirada necesaria y específica al respecto, orientada a pensar y gestionar la ciencia y la tecnología en el contexto del capitalismo informacional.

BIOMÍMESIS

Desde la publicación de su obra *Un mundo vulnerable* en el año 2000, el pensador, poeta y activista ambiental madrileño Jorge Riechmann ha escrito más de 20 títulos respecto a su propuesta para entender y superar la crisis socioambiental. En su obra, aborda aspectos éticos (2000, 2022), políticos (2012, 2023) y técnicos (2005, 2019) acerca de lo que necesitamos como sociedad para lograr una transición hacia la sustentabilidad, mediante la reinserción de nuestras prácticas económicas y tecnocientíficas dentro de los límites biofísicos del planeta, la reinvención de nuestra conciencia hacia una ética de la suficiencia y la justicia social, y un decrecimiento de nuestro metabolismo social.

Riechmann (2014) identifica cinco dimensiones o grandes problemas de nuestra civilización. Todas ellas están actualmente dirigidas por la fuerza de la hybris que se ha radicalizado en la modernidad avanzada. Los grandes problemas son: a) de escala: hemos llenado el mundo, alcanzando (y rebasando) sus límites biofísicos; b) de diseño: nuestra tecnosfera está mal diseñada y en guerra con la biosfera, funciona completamente desfasada (o en contrasentido) de sus lógicas. La aceleración y linealización del tiempo nos impide adaptarnos a los cambios que generamos y rompe con los ciclos naturales de nuestros ecosistemas; c) de eficiencia: somos terriblemente ineficientes en el uso de materias primas y energía; d) de desigualdad: no basta con que el mundo sea ecológicamente sustentable, sino que debe ser humanamente habitable. Vivimos en la época más desigual del mundo, a pesar de que contamos con la tecnología necesaria para que ello no sea así; y e) fáustico: nuestro poderoso sistema científico tecnológico está descontrolado, su ética sigue las premisas de competitividad y productividad. Luego, en relación directa con cada uno, Riechmann desarrolla cinco principios para restaurar la armonía de la relación sociedad-naturaleza:

- *Autocontención*: ética de la suficiencia y humanidad fronteriza, contra el consumo desmedido y la humanidad individualista y competitiva. Gestión generalizada de la demanda en oposición a la gestión de la oferta por innovación permanente y obsolescencia programada.
- *Biomímesis*: reconstrucción de la tecnosfera en base a los principios de funcionamiento de la naturaleza.
- *Ecoeficiencia*: freno y disminución del crecimiento material de la economía a escala global. No basta con ser ecoeficientes, debemos ser ecoeficaces y disminuir nuestro metabolismo social en términos absolutos, siguiendo los principios de la termodinámica.
- *Igualdad social*: abandono de la concepción de desarrollo como crecimiento (que es un bien posicional y, por ende, necesita de la desigualdad y el subdesarrollo) por la de desarrollo como aproximación a la vida buena. No existe un desarrollo sustentable que exporte insustentabilidad.
- *Precaución*: previsión de los posibles riesgos de las acciones humanas con una ciencia que evita desarrollos técnicos de los cuales desconoce su potencial perjudicial.

El principio de autocontención propone cambios en la consciencia social y la configuración de una ética adaptada a la nueva civilización que necesitamos. Describiendo la humanidad actual como una existencia inauténtica que evade su inminente colapso cayendo en ilusiones tecnoentusiastas y autodestructivas, Riechmann propone una transición hacia una humanidad fronteriza, que vuelva a lo carnal, interdependiente, colectivo, espiritual y frugal (Barzola et al., 2023). Mientras que el principio de biomímesis proporciona ciertos principios técnicos para el rediseño de los sistemas productivos y tecnocientíficos a fin de reinsertarlos en la biosfera.

La biomímesis aspira a una simbiosis entre naturaleza, cultura y tecnociencia. La propuesta de imitar los procesos naturales no surge como una doctrina moralizante, sino funcional: han pasado miles de millones de años perfeccionando sus procesos bióticos y abióticos a base de prueba y error en los procesos de adaptación evolutiva. Por lo que ninguna intervención racional humana supera la optimización de los procesos naturales (Agoglia et al., 2024). La biomímesis se relaciona estrechamente con el principio de precaución: para justificar desarrollos tecnocientíficos que se aparten de los modelos o de los principios de funcionamiento de la naturaleza, necesitamos razones mucho más fuertes y evidencias más claras, que para imitarlos (Riechmann, 2014). Ya no se trata de cómo hacer para conseguir más agua, energía, alimentos o sistemas de eliminación de residuos, sino de repensar e imaginar caminos posibles para una “autogestión colectiva de las necesidades y los medios para su satisfacción” (Riechmann, 2005, p. 393). Al aplicar los postulados centrales de la biomímesis, resulta prioritario considerar seis principios básicos.

1. Sistemas de estado estacionario: alcanzar sistemas homeostáticos o equilibrios dinámicos a fin de limitar el crecimiento irrestricto dentro de un sistema biofísico acotado. Toda vez que disponemos de los suficientes bienes y servicios para satisfacer las necesidades fundamentales de toda la población, el problema que debemos superar ya no es uno de acumulación, sino de distribución, por lo que es

necesario generar un sistema dinámico que sea capaz de volver a sus límites sustentables.

2. Considerar al sol como principal fuente de energía: una sociedad reproducible a largo plazo necesariamente tendrá que basar su producción en el uso de energías renovables, para lo cual resulta prioritario el diseño de estrategias productivas direccionadas al aprovechamiento diversificado de los diferentes flujos que provienen de la energía solar.
3. Cerrar los ciclos de materiales utilizados: el planteo debe dirigirse a procesos que tiendan al residuo cero, en el sentido que los residuos generados por los materiales utilizados en las diversas etapas de diseño, deben ser aprovechados íntegramente como materia prima, igual que sucede en los ciclos de materiales presentes en la biosfera.
4. No transportar demasiado lejos: los ecosistemas se desarrollan de manera local, complejizando las interacciones e interdependencias de sus sistemas y generando vínculos de traspaso de materia y energía de manera vertical (redes tróficas), pero no moviendo grandes masas de materia hacia regiones lejanas. El transporte de grandes distancias es por demás caro en términos energéticos y no se justifica pudiendo desarrollar localmente los bienes y servicios que una comunidad necesita para ser autosuficiente. Toda organización sostenible se basa en un modelo de desarrollo autocentrado, producción limpia es producción de proximidad.
5. Evitar el uso de xenobióticos: se trata de evitar la utilización de productos químicos u organismos producidos artificialmente que resultan extraños a los sistemas naturales, tales como los COP, los CFCs, PCBs., etc; o modificaciones artificiales de los organismos vivos con los que interactuamos, tal como ocurre con los híbridos o los OGM. La vida en la tierra no está adaptada a la presencia de estos productos y los tiempos de adaptación superan nuestra necesidad de supervivencia inmediata, es decir, la velocidad a la que nos exponemos a estos productos es tan alta que no llegamos a adaptarnos.
6. Respetar la diversidad tanto cultural como biológica: los procesos deben adaptarse a los sistemas humanos en los que se desarrollan, en este sentido, es fundamental la importancia de una imaginación creativa a partir de la cual, a pesar de contar con recursos escasos, se debe poder hacer frente a los imprevistos con el fin de proporcionar los bienes y servicios necesarios para las personas y las comunidades, atendiendo a su diversidad cultural y sus rasgos identitarios.

En definitiva, la esencia de una fase de diseño o planificación sostenible debe basarse en ciclos de materiales cerrados, sin contaminación y sin toxicidad, movidos por energías renovables, adaptados a la diversidad local. En un sentido similar a los postulados del ecodesarrollo, orientado a la implementación de "una serie de acciones conducentes a crear los conocimientos y las técnicas necesarias para el aprovechamiento de los recursos de cada ecosistema dentro de los criterios ecológicos que garantizan su reproducción" (Estenssoro, 2015, p. 92). El objetivo de una política que siga este plan, no debe aspirar a un crecimiento ilimitado de la producción, sino a un diseño inteligente y complejo, que busque la autonomía de las regiones y, una vez alcanzado el nivel de satisfacción de necesidades fundamentales propicie medios para el bienestar de su población relacionados con las actividades de esparcimiento colectivas, el desarrollo artístico,

espiritual y cultural, y la frugalidad no represiva, oponiéndose a la "autofrustrante acumulación bulímica de experiencias de consumo que no permiten un verdadero disfrute" (Riechmann, 2014, p. 323).

EL ENFOQUE DE LAS POLÍTICAS PÚBLICAS

El enfoque de políticas públicas puede servir para articular las propuestas conceptuales desarrolladas y canalizarlas en la aplicación del proceso de análisis y gestión de políticas públicas que den respuestas tangibles a las problemáticas identificadas. Así, partimos de una posible definición de Aguilar Villanueva (2009, en Arias De la Mora, 2019, p. 5) que define las políticas públicas como el conjunto de acciones que se orientan a la realización de objetivos considerados como prioritarios por la sociedad, o a resolver problemas cuya solución es considerada de interés o beneficio público. Este carácter público, según Enrique Cabrero (2000), "tiene una connotación mucho más allá de su contenido jurídico. Lo público de las políticas está muy lejos de significar exclusividad estatal; significa, sobre todo, el encuentro de la racionalidad estatal con la voluntad social" (en Arias De la Mora, 2019, p. 5).

Complementariamente, Subirats et al. (2008) señalan que toda política pública representa una respuesta del sistema político-administrativo a una situación de la realidad social juzgada políticamente como inaceptable, y que por tanto apunta a una resolución de un problema público reconocido como tal en la agenda gubernamental. En este sentido sugieren "que son los síntomas de un problema social los que habitualmente constituyen el punto de partida de la 'toma de conciencia' y del debate sobre la necesidad de una política pública", y que, en los inicios de cualquier intervención pública, "no se han identificado aún con precisión las causas de un problema colectivo, ni tampoco se ha alcanzado un consenso entre los actores públicos y privados sobre la definición del problema a resolver" (Subirats et al., 2008, p. 33).

Según el modelo propuesto por estos autores, el problema social es una construcción social y política, dado que dichos problemas y su conceptualización como tales, dependerá siempre de las percepciones, representaciones, intereses y recursos de los diferentes actores públicos y privados que intervienen en el proceso. Así, no existen respuestas institucionales lineales, mecánicas y que puedan entenderse sólo como el resultado de la importancia o presión objetiva que genera un problema colectivo: "esta respuesta, de darse, se plantea siempre en el marco de un ejercicio 'redistributivo' (con ganadores y perdedores), en el centro de una 'movilización de visiones sesgadas'" (Schattschneider, 1960 en Subirats et al., 2008, p. 35).

> No es el poder político como tal, sino su utilización para resolver los problemas colectivos lo que constituye el objeto esencial del análisis de políticas públicas. La noción de política pública hace referencia, por tanto, a las interacciones, alianzas y conflictos, en un marco institucional específico, entre los diferentes actores públicos, parapúblicos y privados, para resolver un problema colectivo que requiere de una acción concertada. (Subirats et al., 2008, p. 35)

Además, los especialistas concuerdan en que es necesario una definición "operacional" para calificar el objeto y el campo de estudio de esta disciplina. En este sentido, Subirats et al. (2008) proponen una definición que sintetiza los principales elementos sobre lo que existe consenso en la bibliografía.

> Una serie de decisiones o de acciones, intencionalmente coherentes, tomadas por diferentes actores, públicos y a veces no públicos —cuyos recursos, nexos

> institucionales e intereses varían— a fin de resolver de manera puntual un problema políticamente definido como colectivo. Este conjunto de decisiones y acciones da lugar a actos formales, con un grado de obligatoriedad variable, tendentes a modificar la conducta de grupos sociales que, se supone, originaron el problema colectivo a resolver (grupos-objetivo), en el interés de grupos sociales que padecen los efectos negativos del problema en cuestión (beneficiarios finales). (Subirats et al., 2008, p. 36)

El ciclo de políticas públicas

En el proceso de toma de decisiones públicas suelen distinguirse diversas fases que, de manera analítica y como herramienta pedagógica o heurística, suele representarse de forma cíclica a partir de la propuesta original de Jones (1970). Esta perspectiva cíclica (Fig. 1) debe verse como un marco de referencia y no como un esquema rígido; como un soporte a la búsqueda de sentido en las decisiones tomadas en el marco de una política pública (Subirats et al., 2008; Arias de la Mora, 2019).

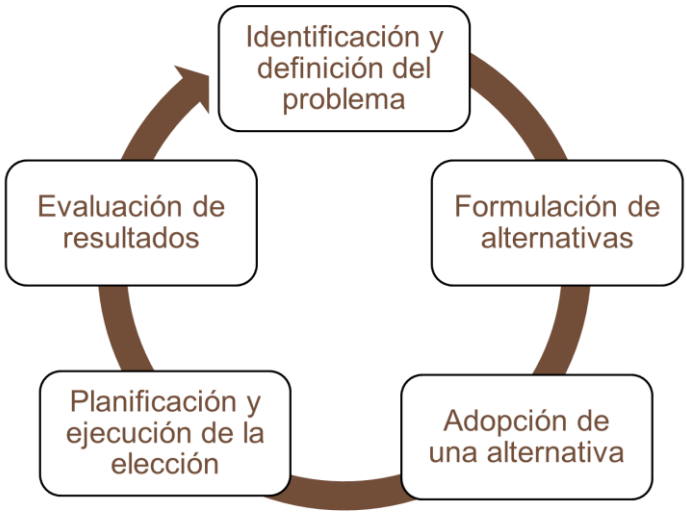


Figura 1. Ciclo de políticas públicas según Arias De la Mora (2019), basada en la propuesta original de Jones (1970).

La interpretación de las intervenciones públicas como procesos (fruto de una visión dinámica que contrasta con la visión estática propia de la perspectiva jurídica tradicional) permite evidenciar los mencionados fenómenos de "filtro" o selección a lo largo del ciclo de una política pública: filtro en la percepción de los problemas que se incorporan a la agenda político-administrativa, un nuevo filtro durante la formulación de la política pública, otro en la implementación y, finalmente, un filtro en la evaluación (Subirats et al., 2008). Respecto a las fases del modelo cíclico, tomamos la propuesta de Subirats et al. (2008) (Tabla I).

Tabla I. Fases del ciclo de políticas públicas. Fuente**:** adaptación de la Tabla I de Subirats *et al.* (2008, p. 43).

SECUENCIA	1ª. fase	2ª. Fase	3ª. fase	4ª. fase	5ª. Fase
TERMINOLOGÍA	Surgimiento de los problemas	Inclusión en la agenda	Formulación y decisión del programa de la política	Implementación de la política	Evaluación de la política
CONTENIDO	Surgimiento de un problema Percepción del problema Definición del problema e identificación de sus causas posibles Representación del problema Demanda de acción pública	Selección (filtro) de los problemas emergentes Esquema de formulación del modelo causal Respuestas de los poderes públicos a los problemas que se reconoce que han de ser objeto de una política	Definición del «modelo causal» Definición de la o las soluciones adaptadas al problema y aceptables Proceso de contraste entre las soluciones ideales y los medios disponibles Selección de los instrumentos de acción	Aplicación de las soluciones seleccionadas Acciones de los agentes administrativos a cargo de la implementación	Determinación de los posibles efectos de la política Evaluación de la eficacia, de la eficiencia, de la pertinencia de lo realizado respecto al problema inicial

- La *fase de surgimiento* y de percepción de los problemas se define como aquella en la que una determinada situación, produce una necesidad colectiva, una carencia o una insatisfacción identificable directamente o a través de elementos que exteriorizan esa situación y ante la cual se busca una solución (Jones 1970). Sin embargo, no todo problema social genera una política pública.
- La *fase de incorporación* a la agenda política corresponde a la priorización de ese problema de entre otros múltiples, por parte de los actores decisivos del sistema político administrativo. Esta incorporación a la agenda puede considerarse por tanto como una especie de filtro de los problemas por parte de los actores públicos.
- La *fase de formulación* de la política requiere de una definición del modelo causal por parte de los actores públicos, definición en la que los actores sociales tratan de influenciar en mayor o menor grado, y, luego, una formulación del programa, es decir, la selección de los objetivos, instrumentos y procesos que deberán ponerse en práctica para resolver el problema en cuestión. Puede tomarse esta fase como otro momento en el que existe un filtro.
- La *fase de implementación* consiste en una adaptación del programa político a las situaciones concretas a las que deberá enfrentarse (producción de *outputs*). También aquí se observarán diversos mecanismos de filtro (no-ejecución, la aplicación selectiva de medidas, etc.).
- Por último, la *fase de evaluación* apunta a determinar los resultados y los efectos de dicha política en términos de cambios de conducta de los grupo-objetivos y en términos del grado de resolución del problema (también susceptible de filtros o posibles sesgos).

EL PUNTO DE ENCUENTRO

En función de las dos categorías propuestas, una orientada a cuestionar qué hacemos con la producción de conocimiento y la otra a establecer principios socioambientales adecuados en un contexto de crisis urgente, creemos que es posible encontrar un marco teórico que sirva de guía para el desarrollo de políticas públicas en ciencia y tecnología. La necesidad de que el conocimiento científico responda a demandas de la sociedad y la urgencia de reducir el impacto ambiental sobre nuestro planeta, no constituyen esferas

separadas, sino que son consecuencias de un mismo sistema de depredación de los recursos naturales y explotación social.

En el marco de establecer un diálogo interdisciplinario entre nuestros trabajos, encontramos que los principales autores y líneas de investigación tienen puntos de encuentro al cuestionar los fundamentos de sus objetos de estudio desde una perspectiva crítica y proponer alternativas superadoras capaces de abarcar la complejidad de la realidad actual. De manera que, al poner en práctica la comunicación interdisciplinaria, fluyen de manera orgánica y conjunta los interrogantes y las posibles respuestas. A su vez, el enfoque de políticas públicas puede servir como articulador de las propuestas conceptuales desarrolladas, y canalizar sus potencialidades en la aplicación del proceso de análisis y gestión de políticas públicas dando respuestas tangibles a las problemáticas identificadas. En este sentido y tomando el modelo cíclico de las políticas públicas, creemos que los conceptos explicados pueden aportar principalmente a las fases de *identificación* y *definición* del problema, así como en la *formulación* de alternativas y un programa político que integre dichas visiones, logrando una mirada más amplia sobre los problemas abordados. A su vez, la evaluación de la política ambiental y/o científica ya establecida, por ejemplo, a partir de la creación de nuevos indicadores que cumplan los principios que se desprenden de estas perspectivas, permitirá establecer fortalezas y puntos críticos sobre cuales empezar a mejorar el desempeño de las herramientas ya existentes.

Desde la epistemología latinoamericana crítica, se reconoce al conocimiento científico como un bien en disputa, que pone en contradicción su carácter de bien común con la lógica de mercado. Esta posición abre un fuerte debate, sobre las nuevas formas mercantilizadas de construcción de conocimiento, tales como "*pay for read-pay for publish*", "open *access*" y "*open science*", cristalizadas en conflictos materiales que deben afrontar los equipos de investigación. Esto conlleva decidir qué hacer con los resultados de las investigaciones hacia el interior de la comunidad científica y su difusión hacia la sociedad en general (Babini y Rovelli, 2020; Lund y Zukerfeld, 2020; Maure, 2024). Como señala Mayorga (2006), la discusión que enfrenta los saberes especializados con intervención transformadora con la conciencia cotidiana que preexiste y orienta la acción de los individuos y colectivos, no es nueva. Se trata de cómo hacer posible que el conocimiento de la sociedad y de la naturaleza, sus pautas de significación y su desarrollo se perciban como saberes útiles. Esto debe entenderse en la teoría crítica en relación con fines prácticos y obligados, por lo tanto, a definirse en los marcos de las interpretaciones de la *vida feliz*.

REFERENCIAS

Agoglia, O., Barzola Elizagaray, P. & Arcos, C. (2024). Recuperar la imaginación como herramienta para reinventar lo colectivo. *Prometeica. Revista de Filosofía y Ciencias, 31*, 212–225. https://doi.org/10.34024/prometeica.2024.31.18613

Albornoz, M. (1996). *La ciencia política ignora la política de la ciencia*. Buenos Aires: UNQ.

Arias De la Mora, R. (2019). El "ciclo de las políticas" en la enseñanza de las políticas públicas. *Opera, 25*, 137–157. https://doi.org/10.18601/16578651.n25.08

Babini, D., & Rovelli, L. (2020). *Tendencias recientes en las políticas científicas de ciencia abierta y acceso abierto en Iberoamérica*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: CLACSO: Fundación Carolina.

Barzola Elizagaray, P., Agoglia, O., Arcos, C. & Gelman, M. (2023). Autocontención y humanidad fronteriza: la propuesta de Riechmann contra el consumo desmedido y una humanidad en fuga. *Prometeica. Revista de Filosofía y Ciencias*, *27*, 71–87. https://doi.org/10.34024/prometeica.2023.27.14593

Estenssoro, F. (2015). El ecodesarrollo como concepto precursor del desarrollo sustentable y su influencia en América Latina. *UNIVERSUM*, *30*(1), 81–99.

Jones, C. O. (1970). *An Introduction to the Study of Public Policy*. Belmont: Duxbury press.

Kreimer, P. (2000). *Ciencia y periferia: una lectura sociológica*. Buenos Aires: Manantial.

____ (2015). La ciencia como objeto de la ciencia: investigar o intervenir. Cuadernos del pensamiento crítico latinoamericano. N° 27, CLACSO.

Lund, A., y Zukerfeld, M. (2020). *Corporate capitalism's use of openness: Profit for free?* Palgrave Macmillan. https://doi.org/10.1007/978-3-030-28219-6

Maure, G. (2023). *La producción y validación de verdad científica en la cuarta revolución industrial: cambios y perspectivas*. Tesis doctoral. http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.33914.91844

Mayorga, E. (2006). *Teoría crítica y crítica política en la cuestión ambiental: problemas y perspectivas*. Buenos Aires: CLACSO.

Riechmann, J. (2000). *Un mundo vulnerable: ensayos sobre ecología, ética y tecnociencia*. Madrid: Catarata.

___ (2005). *Biomímesis: ensayos sobre imitación de la naturaleza, ecosocialismo y autocontención*. Madrid: La Catarata

___ (2012). *El socialismo puede llegar sólo en bicicleta: ensayos ecosocialistas*. Madrid: La Catarata.

___ (2014). *Un buen encaje en los ecosistemas*. Madrid: La Catarata.

___ (2019). *Otro fin del mundo es posible, decían los compañeros: sobre transiciones ecosociales, colapsos y la imposibilidad de lo necesario*. Madrid: MRA.

___ (2022). *Simbioética: Homo sapiens en el entramado de la vida. Elementos para una ética ecologista y animalista en el seno de una Nueva Cultura de la Tierra gaiana*. Madrid: Plaza y Valdés.

___ (2023). *Bailar encadenados: pequeña filosofía de la libertad*. Barcelona: Icaria.

Subirats, J., Knoepfel, P., Larrue, C. & Varonne, F. (2008). *Análisis y gestión de políticas públicas*. Barcelona: Ariel.

Vessuri, H. (1995). *La academia va al mercado*. Caracas: Fintec.

Zabala, J.P. (2005). *La construcción de la utilidad social del conocimiento científico en la lucha contra la aftosa*. Buenos Aires: UNQ.

RELEVAMIENTO DE ALTA RESOLUCIÓN DE LA BATIMETRÍA EN EL BALNEARIO EL PICAFLOR, BUENOS AIRES, ARGENTINA

Evelyn M. Benítez[a], María Pisoni[a], Mariana S. Olivo [b], Manuel Isla[c], Luciano López[d]
Francisco A. Cellone[e]

[a]*Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, ARGENTINA*
[b]*Instituto de Geociencias Básicas, Aplicadas y Ambientales de Buenos Aires (CONICET-UBA), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, ARGENTINA*
[c]*Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET-UNLP), Buenos Aires, ARGENTINA*
[d]*Instituto de Recursos Minerales (CIC-UNLP), Buenos Aires, ARGENTINA*
[e]*Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CONICET- UNLP), Buenos Aires, ARGENTINA*

e-mail: fcellone@fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN

En el litoral de Punta Indio, en el estuario medio del Río de la Plata, se ha detectado una fuerte erosión que afecta tanto la infraestructura como los ambientes naturales. Mediciones recientes mediante fotogrametría con VANT revelaron un retroceso generalizado de la línea de costa, con una tasa promedio de -0.71 m/a. Resulta entonces imperativo abordar la problemática para preservar los ambientes naturales, la infraestructura y garantizar el desarrollo de actividades llevadas a cabo en la costa. El presente trabajo busca realizar un relevamiento de alta resolución de la batimetría en el balneario El Picaflor, con el objetivo de generar información base para el desarrollo de estrategias de mitigación de la erosión costera. Para ello se levantaron 11 perfiles topográficos perpendiculares a la línea de costa con dGNSS. Los mismos fueron realizados con un distanciamiento de aproximadamente 5 m sobre cada perfil y 50 m entre perfiles, totalizando 580 puntos relevados. El procesamiento, mapeo y análisis de la información se efectuó en QGIS, realizándose una interpolación TIN a fin de obtener un modelo topográfico-batimétrico. El mapa resultante abarca una superficie total de 227,000 m^2, extendiéndose 400 m desde la línea de costa. Los perfiles topográficos indican un descenso constante de la profundidad, sin la presencia de barras submareales. Se infiere que el factor clave que condiciona la ausencia de estas últimas no radica exclusivamente en los parámetros hidrodinámicos de la costa, sino en la falta de sedimentos ya sea por poca disponibilidad o erosión, lo cual restringe la posibilidad de acumulación y organización del sedimento en forma de barras. Teniendo en cuenta los valores de retroceso de la línea de costa obtenidos previamente y el modelo topográfico-batimétrico, una medida de mitigación posible sería la construcción de un rompeolas semisumergido en conjunto con la restauración de la vegetación natural del humedal.

Palabras Clave: Estuario, Río de la Plata, Geología de costas, Topografía de alta resolución.

INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas se ha detectado en la zona litoral del Río de la Plata, en el partido de Punta Indio (Buenos Aires), un importante proceso de erosión que compromete tanto la infraestructura como los ambientes naturales. A través del uso de sensores remotos y sistemas de información geográfica (Cellone et al., 2016). Dicho

estudio se realizó para el período 1943-2013 a través del análisis multitemporal de imágenes satelitales (Worldview, con una resolución espacial de 0.5 m) y fotografías aéreas. En el mismo se determinó que un sector de la costa presentaba para todo el periodo analizado altas tasas erosivas con máximos de hasta -7.4 m/a y un retroceso promedio de -3.6 m/a, mientras que el resto de la costa presentó valores promedio de avance de 0.1 m/a (ver Fig. 1). Estos resultados son compatibles con los registrados por Bacino (2018) y D'Amico (2020), utilizando metodologías similares.

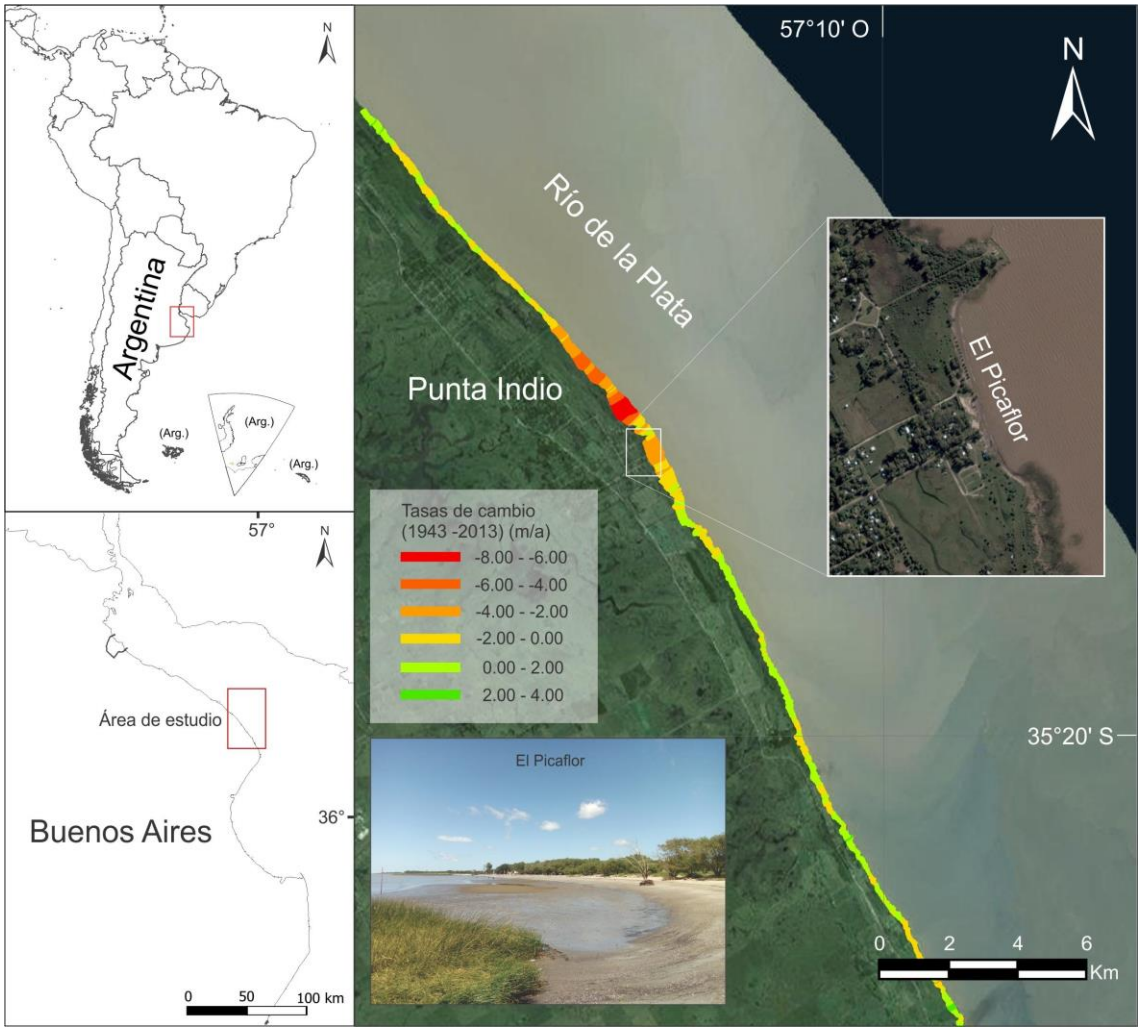


Figura 1. Ubicación del área de estudio y detalle del comportamiento de la línea de costa en el litoral de Punta Indio para el período 1943-2013.

El balneario El Picaflor, también conocido como El Pericón, presenta la mayor actividad recreativa y turística en la localidad de Punta Indio. En este balneario el paisaje natural, caracterizado desde el punto de vista geomorfológico por una marisma, se modificó intensamente con la instalación de infraestructura, el relleno con arena, bloques de hormigón y el retiro de la vegetación natural, específicamente la vegetación intermareal (principalmente representada por juncales).

Más recientemente, sobre este sector de la costa se realizaron relevamientos de alta resolución temporal y espacial mediante técnicas de fotogrametría Structure from Motion Multi-View Stereo (SfM-MVS) con VANT (vehículo aéreo no tripulado), que

permitieron cuantificar la velocidad con la que ocurren los procesos erosivos en la actualidad (2020 a 2022). Se cuantificó un retroceso generalizado del perfil de playa y de la línea de costa con un promedio de -0.71 m/año, aunque levemente heterogéneo, con sectores donde predomina la erosión y sectores caracterizados por acumulación (López y Cellone, 2022; Cellone et al., 2023).

Los estudios desarrollados en el área demuestran la celeridad de los procesos erosivos vigentes en la planicie costera de Punta Indio y su afectación para las estructuras y actividades antrópicas que congrega. En este contexto, se vuelve acuciante la diagramación y planificación de estrategias destinadas a mitigar la erosión costera de la zona. Para ello, una de las posibles alternativas planteadas es la instalación de un rompeolas semisumergido que aminore la intensidad del impacto del oleaje sobre la línea de costa y permita la recuperación de los ambientes naturales (Currin, 2019). La instalación de dicha estructura de mitigación requiere de un adecuado estudio batimétrico de la zona, un insumo básico para proyectar su ubicación y dimensiones, y generar los modelos predictivos que garanticen su funcionamiento.

Los límites del estudio abarcan desde el sector supramareal hasta el sector submareal de la planicie costera. El sector supramareal se encuentra delimitado por el nivel medio de la pleamar en dirección al mar (en este caso el estuario) y por la zona dónde comienza la vegetación terrestre en dirección a tierra. En cuanto al sector submareal es aquel área más alejada y profunda de la playa. Sus límites se sitúan entre el nivel medio de las aguas en bajamar y el nivel de base del oleaje de buen tiempo.

El objetivo del presente trabajo consiste en exponer los resultados de un relevamiento de alta resolución de la batimetría y del perfil de playa en el balneario “El Picaflor”, Punta Indio, en el litoral noreste del estuario del Río de la Plata para el desarrollo de estrategias de mitigación de la erosión costera.

MÉTODOS

Dada la escasa profundidad estimada del estuario para este sector, el estudio batimétrico se realizó mediante un GNSS diferencial (dGNSS) Pentax G7. El relevamiento se realizó el día 4 de septiembre de 2023. La determinación de la estación base se realizó tomando una estación estática corregida con la estación LPGS ubicada en la localidad de La Plata. Esta estación estática funcionó de base para el relevamiento *real time kinematic* (RTK). Todos los puntos obtenidos tuvieron solución fija con una precisión plani-altimétrica de 2 cm (ver Fig. 2).



Figura 2. Toma de datos de altura mediante GNSS diferencial para la playa El Picaflor. Septiembre de 2023. Izq. Estación fija. Der. Dispositivo Rover con extensor del bastón para realizar la batimetría.

Se levantaron una serie de puntos con el dGNSS para la construcción de perfiles topográficos perpendiculares a la línea de costa con un distanciamiento de 5 m aproximadamente entre perfiles integrantes de una misma transecta y 50 m entre los diferentes perfiles topográficos, teniendo en cuenta una longitud de onda de metros a decenas de metros para las distintas formas submareales posiblemente presentes a lo largo de los perfiles. El procesamiento, mapeo y análisis de la información se realizó en un sistema de información Geográfico (QGIS 3.28.10) (ver Fig. 3).

Los puntos obtenidos mediante dGNSS fueron interpolados a su vez mediante QGIS, utilizando para ello el proceso de interpolación TIN. Este proceso genera una interpolación de Red de Triángulos Irregulares para crear una superficie formada por triángulos de puntos de los vecinos más cercanos. Mediante esta interpolación se obtuvo un Modelo Digital de Elevación (DEM) con un tamaño de pixel de 10 cm.

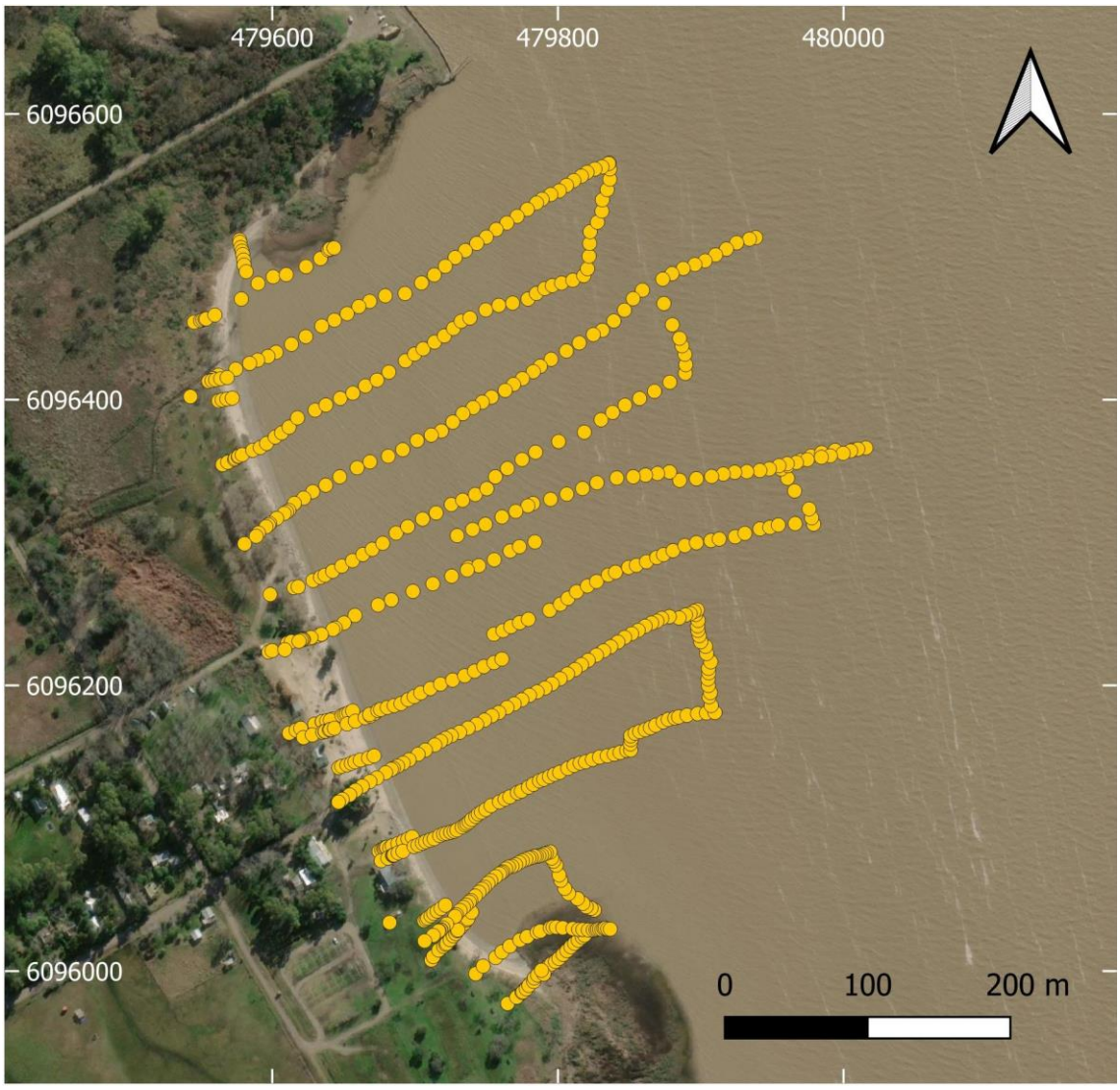


Figura 3. Mapa con la localización de los puntos donde se midieron datos de elevación (m s.n.m.) con el dGNSS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La interpolación de los puntos tomados con el dGNSS permitió la obtención de un mapa batimétrico de la zona de la playa El Picaflor. El mismo abarca un área de unos 227.000 m^2 y una distancia de hasta 400 m desde la línea de costa aguas adentro. El mapa batimétrico (ver Fig. 4) exhibe el resultado de la interpolación de los puntos relevados, se tomaron como límites de la escala vertical +1 a -1 m s.n.m. Se destaca que la zona de mayor profundidad se ubica al norte del área, cercana a la estructura de defensa costera. Se puede apreciar que el desnivel desciende de manera constante y con un muy bajo gradiente (de una pendiente porcentual de 0,33%). El mapa sugiere la ausencia de formas submareales en el área de estudio, tales como barras y canaletas.

Para complementar la visualización se construyeron 5 perfiles inter y submareales a partir de los datos tomados con el dGNSS (ver Fig. 4). En todos los perfiles se observa al igual que en el mapa batimétrico un descenso continuo de la profundidad con muy bajo gradiente (aprox. 0,0033 o 0,33%) (ver Fig. 5).

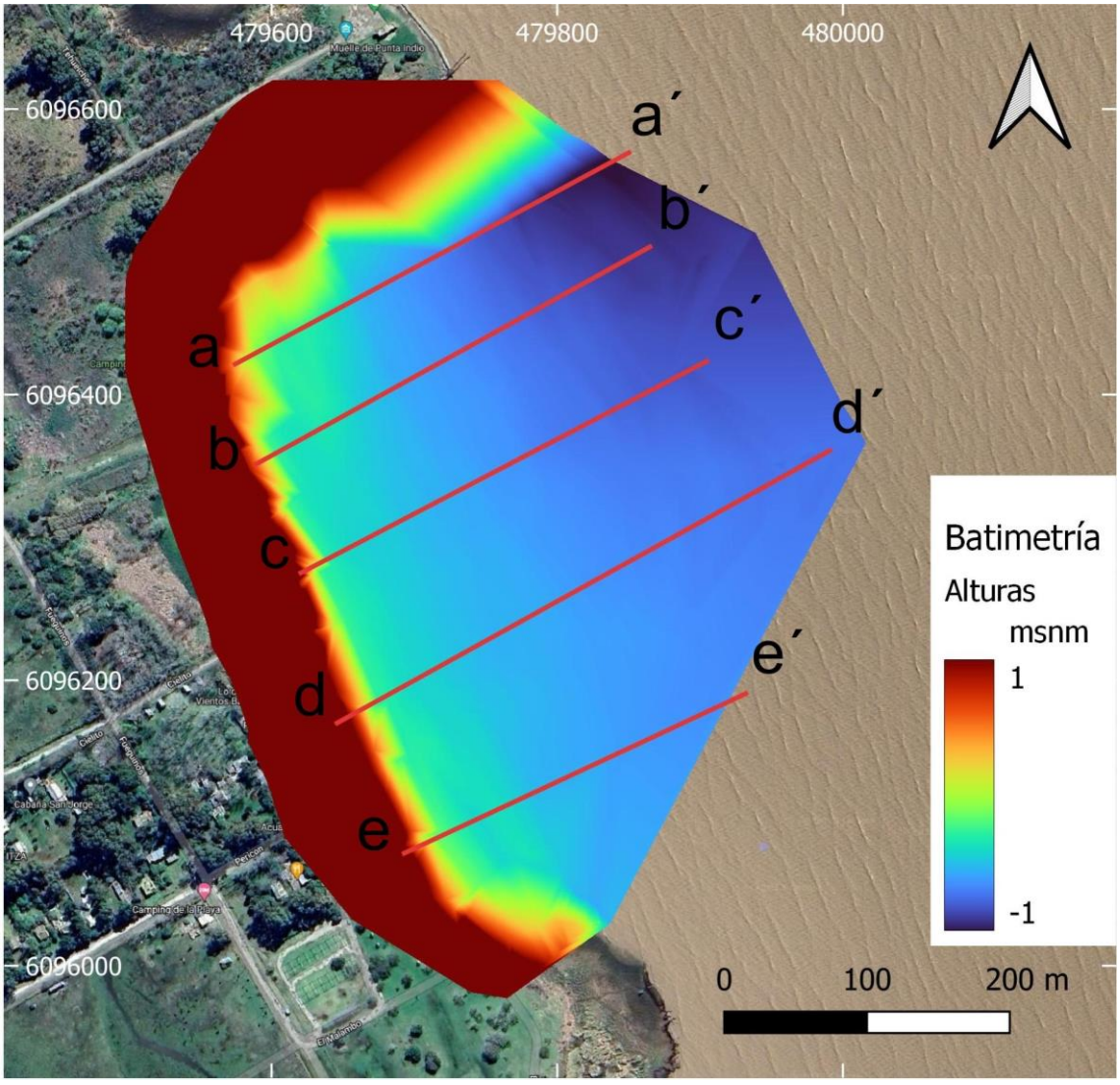


Figura 4. Mapa batimétrico para la playa El Picaflor obtenido a partir de los datos de dGNSS. Las líneas rojas representan transectas a lo largo de las cuales se construyeron perfiles topográficos.

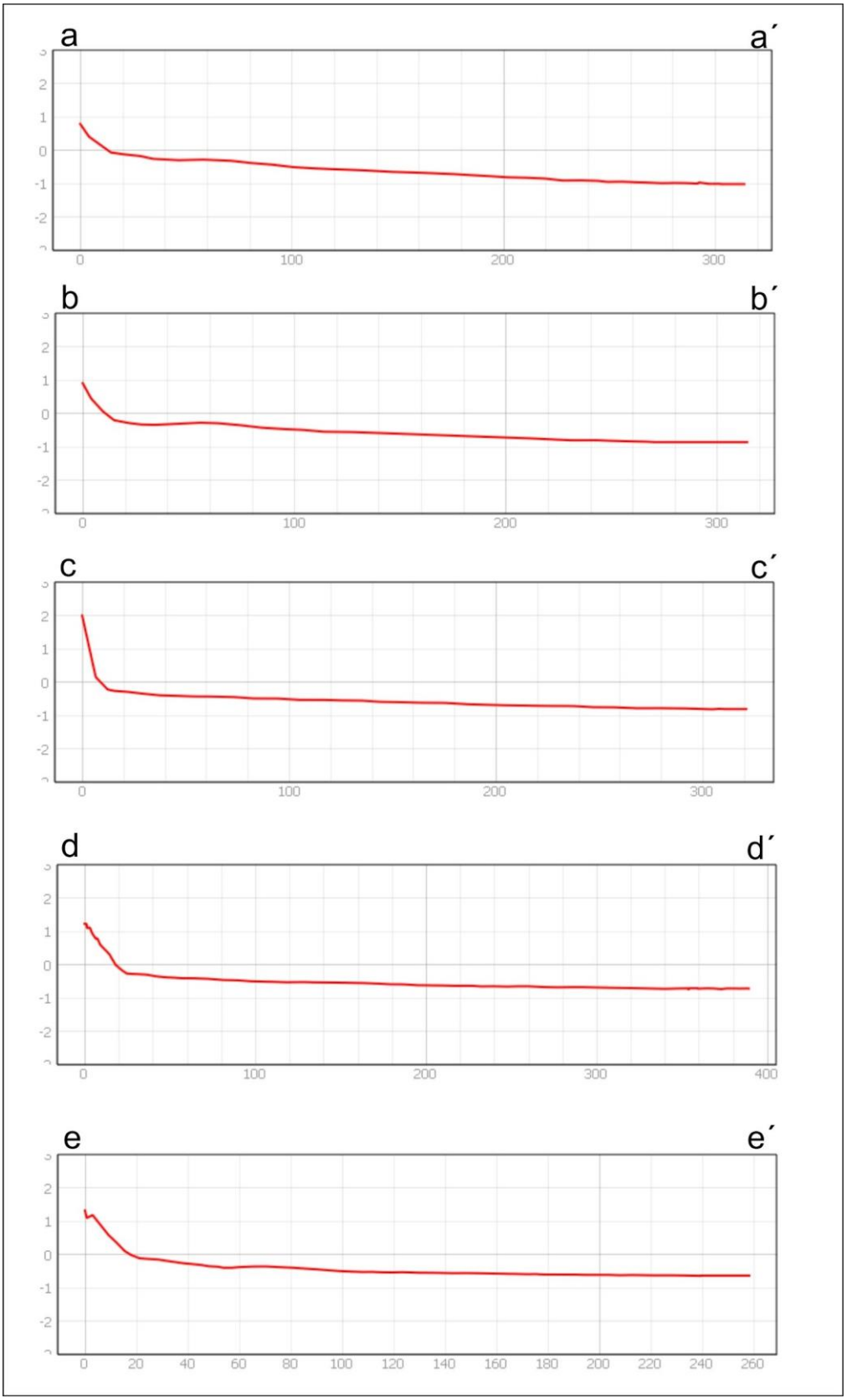


Figura 5. Perfiles inter y submareales obtenidos a partir de los datos tomados con el GNSS diferencial. La ubicación de la traza de los perfiles se localiza en la Fig. 4.

En base a los resultados obtenidos en cuanto al perfil de playa y la batimetría, el balneario El Picaflor se clasifica como una playa disipativa. Las playas disipativas típicamente se describen como aquellas que se forman en condiciones de alta energía de oleaje, en costas donde las olas son de gran altura y frecuentes. En general, las playas disipativas presentan pendientes muy suaves y perfiles anchos, lo que permite que la energía de las olas se disipe gradualmente a lo largo de una extensa zona de rompiente. Estas playas, se caracterizan por tener múltiples barras arenosas submarinas y surcos intermedios, los cuales actúan como zonas preferenciales de rompimiento de olas logrando una disipación de energía eficiente antes de que las olas alcancen la orilla. La granulometría asociada a este tipo de playa corresponde a sedimentos finos (limolitas, areniscas muy finas a finas), ya que la baja pendiente favorece su acumulación. Las playas disipativas contrastan con las playas reflectivas, donde el oleaje rompe directamente en la línea de costa, creando una pendiente más empinada y menos dinámica. Estas diferencias en morfodinámica están determinadas en gran parte por parámetros como el tamaño del grano, la altura de las olas y el período de las mismas (Wright y Short, 1984).

El modelo de Beach Stage (Wright y Short, 1984) clasifica las playas y explica su diferente morfodinámica en función de las condiciones del oleaje y las características del sedimento asociados. Este modelo se basa en el parámetro de caída o *surf similarity parameter* (Ω), que combina los valores de la pendiente de la playa, el tamaño del grano y las características del oleaje. Según este modelo, las playas se dividen en un continuum morfodinámico con dos extremos: las playas reflectivas ($\Omega < 1$), con pendientes empinadas, sedimento grueso y fuerte reflexión del oleaje, y las playas disipativas ($\Omega > 6$), con pendiente suave, sedimento fino y disipación de energía a lo largo de una amplia zona de rompiente. Entre estos extremos se desarrollan diferentes configuraciones intermedias, que pueden variar en el tiempo según cambien las condiciones del oleaje, generando diferentes formas topográficas como barras rítmicas, barras transversales, canales de resaca, y bermas.

Las barras y canales (también conocidos como surcos o *troughs*) que se forman dentro del sistema de playa, especialmente en playas disipativas, cumplen una función clave en la disipación de la energía del oleaje y en el transporte de sedimentos. Las barras actúan como zonas de rompiente donde las olas pierden progresivamente su energía a medida que avanzan hacia la costa, lo que reduce su impacto en la línea de orilla. Por su parte, los canales situados entre las barras canalizan el flujo del agua, facilitando el retorno del agua del oleaje (backwash) mar adentro y permitiendo la circulación en la zona de rompiente. Este sistema de barras y canales ayuda a estabilizar la morfología de la playa, ya que redistribuye la energía de manera eficiente y modula los patrones de erosión y sedimentación en el perfil costero (Aagaard et al., 2013).

En particular, la playa El Picaflor se caracteriza por su morfodinámica disipativa. Presenta un rango medio de mareas vivas (MSTR) de 0,7 metros, lo que la sitúa dentro de un régimen micromareal. La altura significativa media de las olas (Hs) simulado es de 0,57 m, lo cual representa una altura significativa media moderada y, notablemente, se observa la ausencia de barras arenosas en su configuración morfológica (Cellone et al., 2023).

Las barras intermareales se forman cuando existe una interacción favorable entre el oleaje incidente, el rango de marea y la pendiente del perfil de playa, que permite la

convergencia del transporte de sedimentos en ciertas zonas del intermareal. Para que se formen barras pronunciadas como las *slip-face bars*, se requieren olas de energía media a alta, con Hs entre 1 y 2 metros, y un entorno micro- a mesomareal con un rango medio de marea (MSR) inferior a 3 metros. En estas condiciones, el oleaje puede generar suficiente movimiento de sedimentos durante las tormentas para formar barras rompientes en la zona submareal, que luego migran tierra adentro hasta establecerse en la zona intermareal. También pueden generarse directamente en el perfil intermareal bajo procesos de swash y bores, especialmente durante períodos calmos posteriores a tormentas. En contraste, barras más planas como las *low-amplitude ridges* se forman con Hs entre 0.5 y 1 m y en ambientes meso- a macromareales con MSR mayor a 3 m, mientras que las *sand waves* se asocian a Hs menores a 0.5 m. En todos los casos, es crucial que haya suficiente disponibilidad de sedimentos, un perfil de playa suavemente inclinado, y que los procesos hidrodinámicos (oleaje y marea) tengan el tiempo suficiente para actuar sobre una zona determinada del perfil para que la barra pueda desarrollarse y mantenerse (Masselink et al., 2006).

La ausencia de barras intermareales en la playa El Picaflor, sujeta a un régimen micromareal (MSTR = 0,7 m), con una pendiente extremadamente suave (0,33% ≈ 0,19°) y una altura significativa de ola promedio (Hs) de 0,57 m, puede explicarse por la combinación de baja energía de oleaje, tiempo de residencia limitado de los procesos sedimentarios y posible falta de convergencia en el transporte de sedimentos o disponibilidad de los mismos. En primer lugar, la energía del oleaje no es suficientemente alta como para generar barras tipo *slip-face* (que requieren Hs entre 1 y 2 m), ni lo suficientemente persistente como para sostener una morfología de *low-amplitude ridges* (típicamente desarrolladas en entornos con Hs de 0,5 a 1 m y pendientes mayores a 1°). Además, al tratarse de una pendiente tan baja, el perfil se asemeja más al de las playas propicias para el desarrollo de *sand waves*, pero estas requieren condiciones de muy baja energía combinadas con una disponibilidad de sedimentos adecuada y un perfil amplísimo, lo cual puede no estar presente en este caso. Por otra parte, la baja pendiente y el rango de marea reducido hacen que el tiempo que los procesos de *swash* y *bores* puedan actuar sobre el mismo sector de la playa sea limitado, disminuyendo así la posibilidad de acumulación sedimentaria localizada que conduzca a la formación de barras. En este contexto, la ausencia de barras se interpreta como el resultado de condiciones que, si bien son propias de una playa de tipo disipativo (pendiente suave, oleaje bajo-moderado, régimen micromareal), no alcanzan los umbrales morfodinámicos necesarios para que se desarrollen barras intermareales estables.

Cabe destacar que, si bien las condiciones hidrodinámicas y morfológicas descritas podrían, en principio, permitir la formación de barras intermareales, las cuales de hecho se encuentran presentes al norte y al sur del área de estudio, la ausencia local de las mismas en la playa El Picaflor se atribuye principalmente a la escasa disponibilidad de sedimentos. Esta interpretación se ve reforzada por la observación de barras bien desarrolladas en sectores ubicados al norte y al sur del área de estudio, donde las condiciones de pendiente, energía de oleaje y régimen mareal son similares. Por lo tanto, se infiere que el factor clave que condiciona la morfodinámica local no radica exclusivamente en los parámetros hidrodinámicos, sino en la falta de sedimentos ya sea por poca disponibilidad o erosión, lo cual restringe la posibilidad de acumulación y organización del sedimento en forma de barras. Para corroborarlo debería realizarse un

monitoreo batimétrico continuo, tendiente a detectar posibles variaciones en la configuración morfológica de las zonas intermareal y submareal.

CONCLUSIONES

El relevamiento de perfil de playa y de la batimetría de la playa El Picaflor permitió establecer que (a) existe un marcado quiebre de pendiente aproximadamente en la cota -0,3 msnm, lo que podría indicar el límite submareal (b) las pendientes registradas fueron muy bajas y homogéneas en toda la superficie relevada, con un promedio de 0,33%, (c) los mayores gradientes se registran en la zona norte, contra el muelle donde alcanzan valores de 1,8%. El presente relevamiento registró la batimetría con una extensión de 227.000 m^2 en la playa El Picaflor el cual demostró la ausencia de barras y canaletas en la misma. La falta de dichos elementos morfológicos podría deberse a una baja energía del oleaje, una duración limitada de la residencia de los procesos involucrados en la construcción de las barras y una disponibilidad de sedimentos restringida. Este relevamiento es un insumo básico para la planificación de estrategias de mitigación en la erosión costera de la playa.

REFERENCIAS

Aagaard, T., Greenwood, B., & Hughes, M. (2013). Sediment transport on dissipative, intermediate and reflective beaches. *Earth-Science Reviews*, *124*, 32-50.

Bacino, G. L. (2018). Cambio en el clima de olas del Río de la Plata Exterior y su posible vinculación con la erosión de la costa en Bahía Samborombón, provincia de Buenos Aires, Argentina. (Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Buenos Aires).

Cellone, F., Carol, E., & Tosi, L. (2016). Coastal erosion and loss of wetlands in the middle Río de la Plata estuary (Argentina). *Applied Geography*, 76, 37-48.

Cellone, F. A., López, L., Bacino, G. L., & Brayer, I. (2023). Análisis de alta resolución temporal y espacial mediante SfM-MVS de los cambios en la morfología de la costa en el balneario El Picaflor, Punta Indio, Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Asociación Geológica Argentina (RAGA)*, *80*.

Currin, C. A. (2019*). Living shorelines for coastal resilience*. In Coastal wetlands (pp. 1023-1053). Elsevier.

D'Amico, G. M. (2020). *Un camino fluctuante para el análisis del territorio en el devenir del espacio geográfico* (Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata).

López, L., & Cellone, F. (2022). SfM-MVS and GIS analysis of shoreline changes in a coastal wetland, Parque Costero del Sur biosphere reserve, Argentina. *Geocarto International*, 37(26), 11134-11150.

Masselink, G., Kroon, A., & Davidson-Arnott, R. G. D. (2006). Morphodynamics of intertidal bars in wave-dominated coastal settings—A review. *Geomorphology*, *73*(1-2), 33-49.

Wright, L. D. and Short, A. D. 1984. Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis. *Marine Geology*, 56, 93118.

SIMULACIÓN DEL FENÓMENO PRECIPITACIÓN ESCORRENTÍA EN UNA CUENCA DEL SISTEMA SERRANO DE VENTANIA

Sebastián I. Besteiro[a,b], M. Isabel Delgado[c], E.A. Gonzalez Fuentes[a], Camila B. Anselmino[a], Lucía de Antueno[a] , Fabio A. Montealegre Medina[a] , Fernanda J. Gaspari[a], Verónica E. Giovenale[a]

[a]*Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas, CEIDE, FCAyF-UNLP, Universidad Nacional de La Plata, ARGENTINA*
[b]*Cátedra de Topografía, CEIDE, FCAyF-UNLP, Universidad Nacional de La Plata, ARGENTINA*
[c]*Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas. FCAyF-UNLP. Div. Ficología, Museo de La Plata, FCNyM-UNLP. CONICET. ARGENTINA.*

e-mail: sebabesteiro@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

La Cuenca del Arroyo Las Piedras (CALP), situada en el Sistema Serrano de Ventania, representa un área de interés para la gestión hídrica y la planificación territorial, producto de sus características geográficas, de uso del suelo y climáticas específicas. Una tarea indispensable para entender los procesos hidrológicos y prever posibles escenarios de flujo y escorrentía es la simulación hidrológica a nivel de cuenca hidrográfica. Una simulación hidrológica permite la evaluación y el análisis detallado del comportamiento de una cuenca ante diferentes condiciones meteorológicas, y escenarios de uso del suelo para lo cual se puede implementar el uso del software libre HEC-HMS (Hydrologic Engineering Center's Hydrologic Modeling System). Con el objetivo de realizar la simulación del fenómeno precipitación escorrentía en la cuenca CALP se optó por el método del Número de Curva para el cálculo de pérdidas y transformaciones, por la ecuación de la Dirección General de Carreteras de España para el cálculo del Tiempo de Concentración y por el método de ocho puntos de Muskignum-Cunge para el tránsito en los cauces con perfiles tomados a campo. Se modeló un evento pluvial de 88,5 mm distribuido en 30,5 horas en intervalos de 30 min, obteniéndose como resultado los hidrogramas parciales y totales, aportando picos máximos de descarga superiores a 20 m3/s y una lámina de escurrimiento superior a 40 mm. La simulación hidrológica de la CALP con HEC-HMS conformó una buena herramienta práctica para cuantificar caudales. Este tipo de estudios facilita la evaluación de la actividad torrencial en la sierra, ya que se pueden generar patrones de respuesta de precipitación/escorrentía, contribuyendo al diseño de estrategias de uso del suelo efectivas para la planificación del territorio y al conocimiento sobre la resiliencia del Sistema Serrano de Ventania frente a eventos pluviales de tipo torrencial.

Palabras Clave: HEC-HMS, Cuenca del Arroyo Las Piedras, Escurrimiento superficial, Gestión Hidrológica.

INTRODUCCIÓN

La dinámica de una cuenca hidrográfica es el resultado de la interacción entre la geomorfología fluvial, la variabilidad climática y los procesos antropogénicos (Volonté y Gil, 2021). El estudio de las cuencas en ambientes serranos reviste especial interés por su diversidad ecológica y la complejidad de sus dinámicas hídricas.

Diversos trabajos de investigación han destacado la importancia de estas cuencas, proporcionando información valiosa para la formulación de estrategias de manejo y conservación (Zulaica, 2008; Vázquez et al., 2022). Esto refuerza la idea de que la gestión hídrica y la planificación territorial son pilares fundamentales para el desarrollo sostenible en cualquier región (Dourojeanni, 1990; Gaspari et al., 2010).

El análisis de la escorrentía superficial (el excedente de una precipitación) es crucial para la planificación del recurso hídrico. Su cuantificación es fundamental tanto para aumentar la infiltración en el suelo —manteniendo el agua disponible para los cultivos— como para reducir los caudales pico que pueden causar inundaciones por desborde de los cauces (Gaspari et al., 2010).

La simulación hidrológica espacio-temporal permite determinar el impacto de la cobertura vegetal y su manejo en la calidad del suelo, destacando su rol esencial en la planificación de actividades productivas a nivel local y regional (Gaspari et al., 2009). Esta estrecha relación entre la ocupación del territorio y el agua se manifiesta en todos los procesos que sustentan la vida y el desarrollo humano, desde actividades agrícolas y urbanísticas hasta las industriales y recreativas (Calderón et al., 2020).

En este contexto, la Cuenca del Arroyo Las Piedras (CALP), ubicada en el Sistema Serrano de Ventania (Fig. 1), representa un área de gran interés para la gestión hídrica. Sus características geográficas, de uso del suelo y climáticas específicas la convierten en un caso de estudio ideal para analizar su comportamiento hidrológico y prever escenarios de flujo. Una herramienta clave para ello es la simulación hidrológica a nivel de cuenca, que permite un análisis detallado del comportamiento hídrico ante diferentes condiciones meteorológicas y escenarios de uso del suelo. Para este tipo de análisis, el software libre HEC-HMS (Hydrologic Engineering Center's Hydrologic Modeling System) es una opción idónea y ampliamente utilizada a nivel mundial.

HEC-HMS es un modelo hidrológico que facilita el estudio de sistemas naturales complejos y la predicción de su comportamiento hidrológico. Estos modelos son indispensables, ya que permiten simular los procesos hidrológicos completos de los sistemas de cuencas y predecir el impacto de futuros cambios hidrológicos. El modelado hidrológico mediante HEC-HMS ha demostrado ser efectivo en cuencas argentinas con características similares. Estudios previos han validado su aplicabilidad en sistemas serranos de Buenos Aires, mostrando buenos ajustes entre valores simulados y observados (Gaspari et al., 2013). En el Sistema Serrano de Ventania, investigaciones geomorfológicas han identificado la alta susceptibilidad a crecidas súbitas de sus cuencas debido a las pronunciadas pendientes y la rápida respuesta hidrológica (Gil & Volonté, 2019). Estos antecedentes refuerzan la importancia de desarrollar herramientas predictivas que contribuyan a la gestión del riesgo hídrico en estos ambientes serranos.

En este marco, el objetivo de este trabajo fue realizar una simulación del fenómeno precipitación-escorrentía en la Cuenca del Arroyo Las Piedras para caracterizarla hidrológicamente. Los resultados obtenidos aportarán al conocimiento de la dinámica

hídrica de las cuencas del Sistema Serrano de Ventania, y contribuirán a su adecuada gestión.

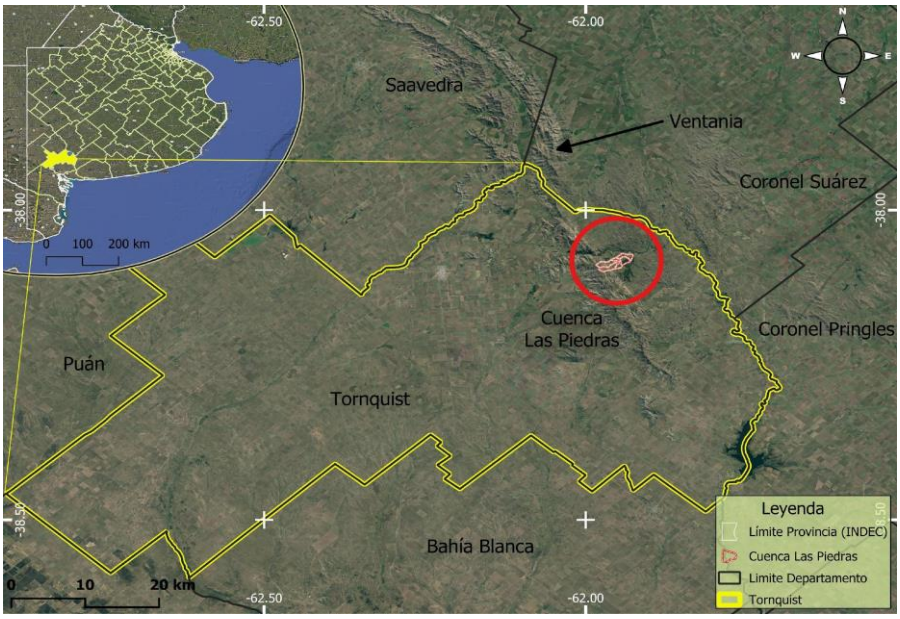


Figura 1. Ubicación de la Cuenca.

METODOLOGÍA

La simulación del fenómeno precipitación-escorrentía se llevó a cabo con el software HEC-HMS versión 4.11, consistente en un modelo determinístico de evento, que provee una variedad de opciones para simular dicho fenómeno. En su ejecución requiere de especificaciones respecto al modelo de cuenca (Fig. 2) y el modelo meteorológico (curva de masa de lluvia y especificaciones de control, Fig. 4).

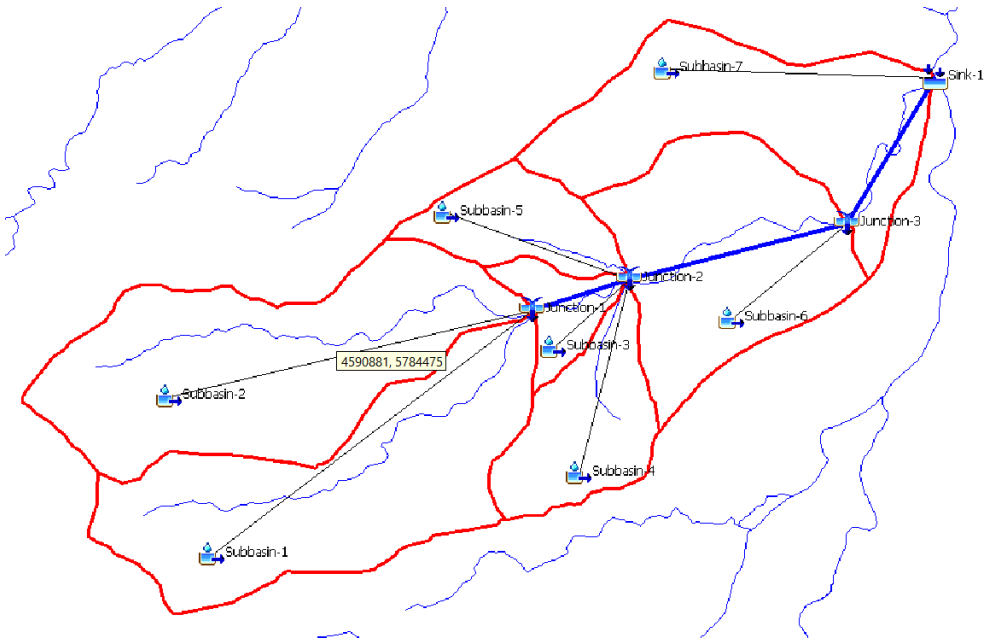
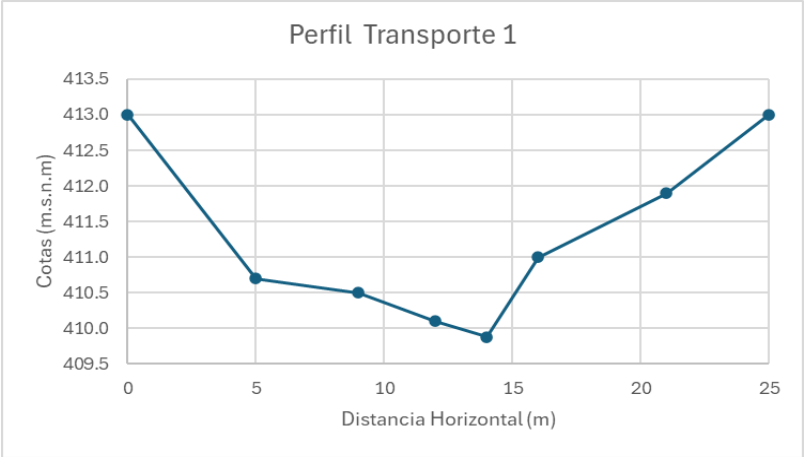


Figura 2. Modelo de cuenca (subcuencas, uniones, transportes por canales, aforo de la cuenca)

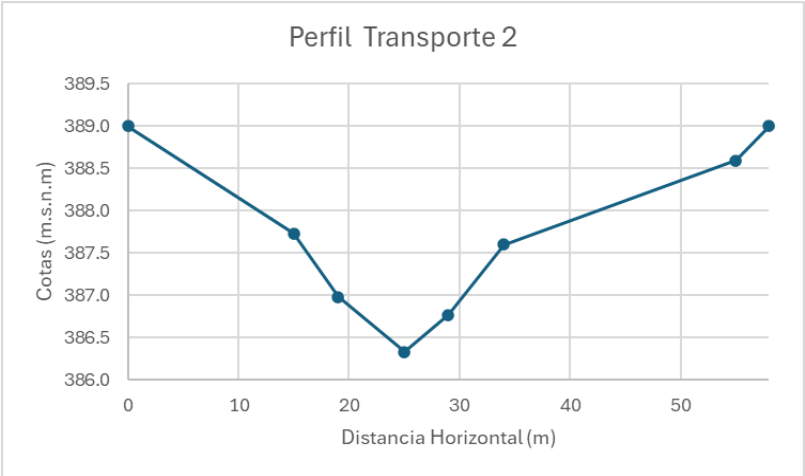
En este trabajo se empleó el método del Número de Curva (SCS) para el cálculo de pérdidas y transformaciones, la ecuación de la Dirección General de Carreteras de España para el cálculo del Tiempo de Concentración y el método de Muskignum-Cunge para el tránsito de flujo en los cauces, utilizando para esto 3 perfiles transversales de ocho puntos tomados a campo (Fig. 3). Para la modelación se consideró un evento pluvial de 88,5 mm en 30,5 horas de duración en intervalos de 30 minutos (Fig. 4).

La confección de la cartografía correspondiente al límite de cuenca, red hidrográfica superficial, usos/coberturas del suelo y grupos hidrológicos se trabajó en un entorno de Sistemas de Información Geográfica o SIG (QGIS). Los parámetros edáficos derivaron del mapa de suelos elaborado por el INTA, escala 1:50.000, el uso del suelo y coberturas vegetales se obtuvo por análisis de fotointerpretación sobre imágenes Google Earth de alta resolución, mientras que los datos de pendiente media de las subcuencas y de las secciones de los cauces se obtuvieron a partir del Modelo Digital de Elevación del IGN. La transformación de los valores de precipitación en escorrentía se realizó mediante el Hidrograma Unitario del Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos (SCS) y las pérdidas dentro del modelo hidrológico se calcularon con el método del Número de Curva (SCS).

a.



b.



 ISBN 978-987-1323-93-7

c.

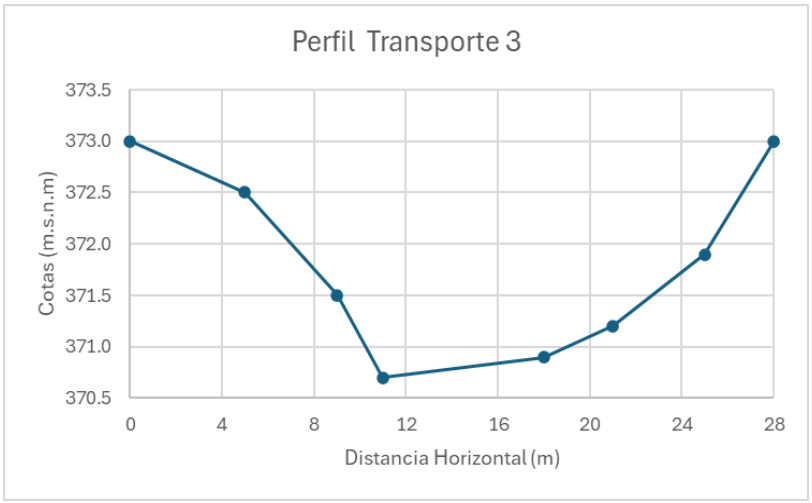


Figura 3. Perfiles batimétricos de los cursos de agua identificados como Transporte 1, 2 y 3 (**a**, **b**, **c**).

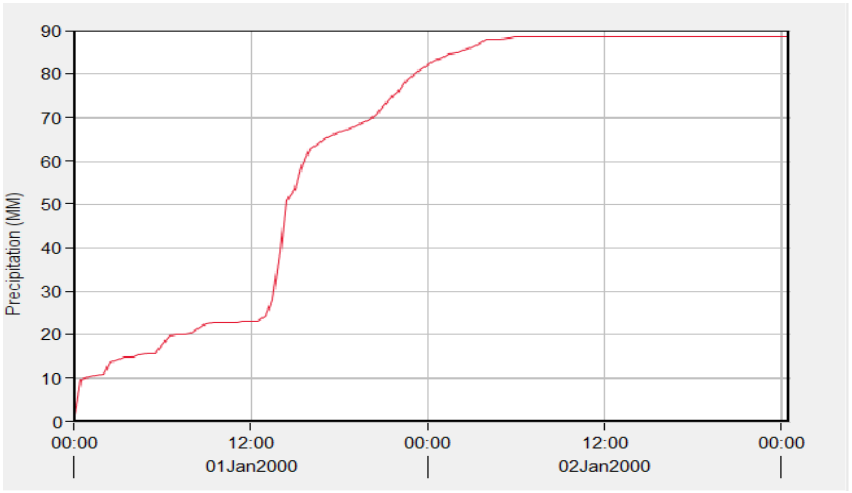


Figura 4. Curva de masa de lluvia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las pendientes obtenidas varían del 5 al 18%, con tiempos de concentración de 12,4 a 33,31 hs., calculada con la ecuación de la dirección general de carreteras de España. Los suelos presentan texturas franco, franco-arcilloso y arcillo-limoso, correspondiéndose con los Grupos Hidrológicos B, C y D. Los principales usos del suelo identificados fueron: cultivos alineados, bosque pobre, bosque rico y pastizal.

En el cuadro resumen del modelado (Tabla I), se confirma la fragilidad de estos ambientes ante un evento de lluvia promedio, en donde los caudales líquidos ascienden a valores cercanos al 66% con picos máximos de descarga de 23,2 m3/s.

De los hidrogramas de avenida obtenidos, solo se muestran los de las Subcuencas 1, 3 y 7 (Fig. 5), ya que son los más contrastantes respecto al valor asignado de Número de Curva y superficie (Tabla II).

Tabla I. Resultado tabular resumen de la corrida HEC HMS

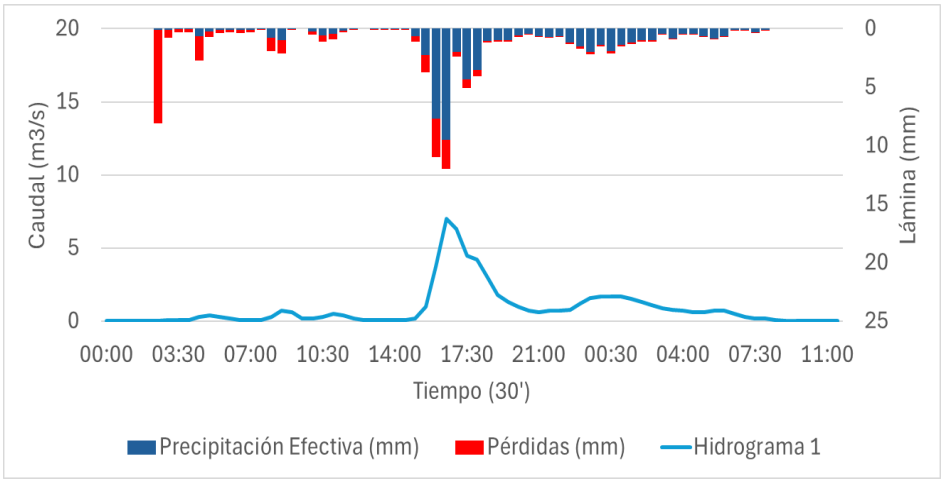
Elemento	Área (km^2)	Descarga (m^3/s)	Volumen(mm)
Subcuenca 1	1,9	7,0	58,21
Subcuenca 2	2,0	7,6	58,21
Unión 1	3,9	14,6	58,21
Transporte 1	3,9	14,1	58,23
Subcuenca 3	0,2	0,9	45,70
Subcuenca 4	0,7	2,1	40,14
Subcuenca 5	0,5	2,0	51,71
Unión 2	5,3	19,3	54,81
Transporte 2	5,3	17,7	54,88
Subcuenca 6	1,4	3,3	35,00
Unión 3	6,7	21,0	50,71
Transporte 3	6,7	19,6	50,77
Subcuenca 7	1,4	3,5	35,00
Salida (aforo)	8,1	23,2	48,02

Todos estos hidrogramas resultaron similares, caudales picos apenas desplazados respecto a la máxima intensidad de lluvia, lo que indica una respuesta casi inmediata del sistema ante el evento de lluvia. Finalizada la tormenta, tampoco se observan retardos en el escurrimiento, lo que reafirma lo observado anteriormente.

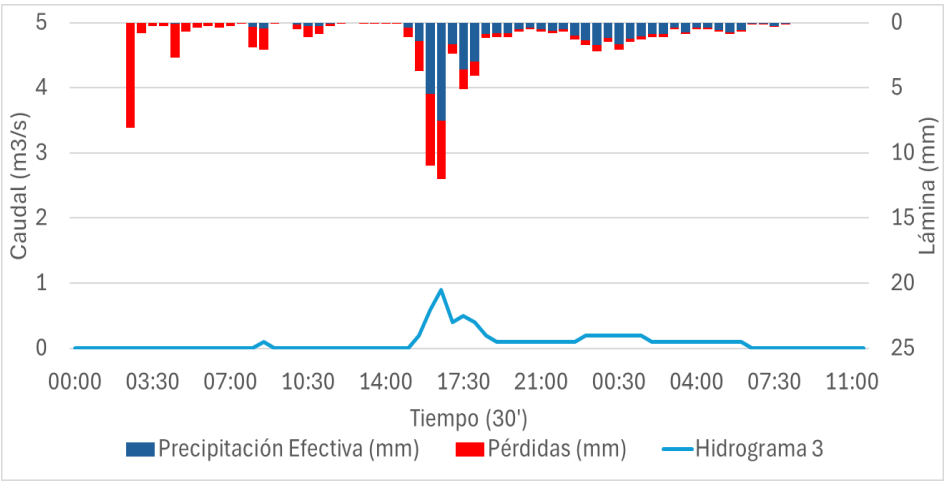
Tabla II. Superficies y valores de Número de Curva por subcuenca 3.

Subcuenca	Área (ha)	NC ponderado
1	187,9	89
2	204,3	89
3	25,0	83
4	65,8	80
5	47,5	86
6	140,6	77
7	141,5	77
	812,6	83

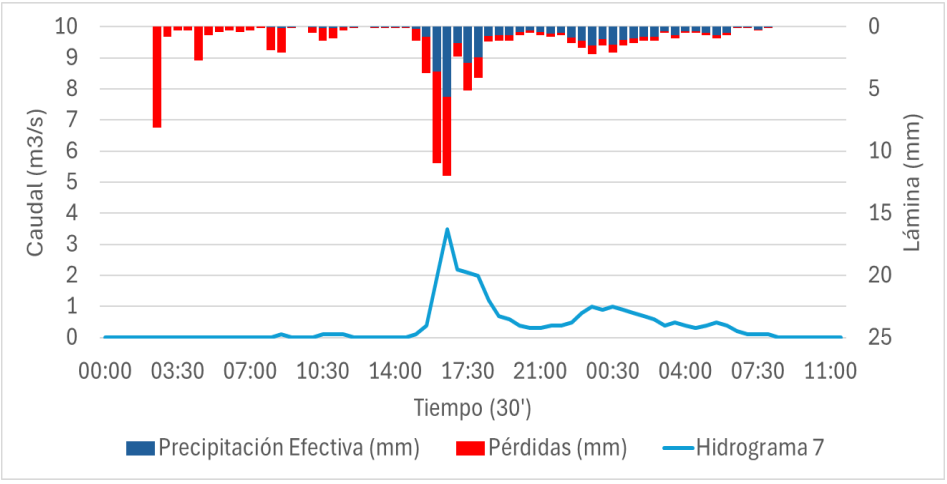
En la Fig. 6, se muestran los hidrogramas totales de cada subcuenca y del punto de aforo de la CALP, con caudales que superan los 20 m^3/s, en coincidencia con los picos máximos observados en la Tabla I.



a.



b.



c.

Figura 5. Hidrograma de avenida de Subcuencas 1, 3 y 7 + Hietogramas de Pérdidas y Precipitaciones Efectivas (**a**, **b**, **c**).

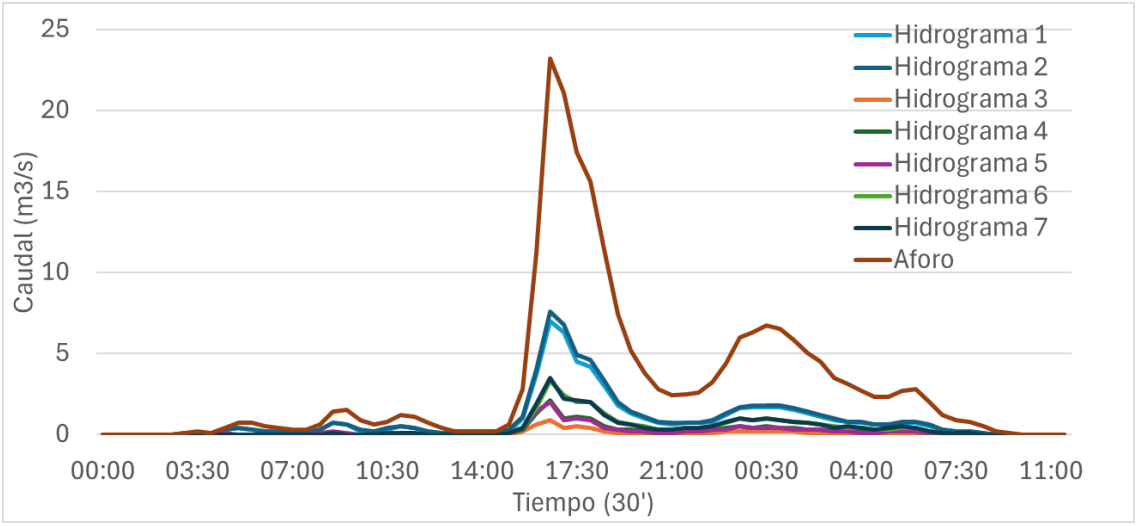


Figura 6. Hidrogramas totales de Subcuencas 1 a 7 y punto de salida de la cuenca

La selección del evento pluvial de 88,5 mm se basó en registros históricos de la región, representando un evento de frecuencia moderada característico de los patrones de precipitación del Sistema Serrano de Ventania. El método del Número de Curva del SCS fue elegido por su amplia validación en cuencas no aforadas y su capacidad para incorporar las características de uso del suelo identificadas en la zona de estudio. La aplicación del método de Muskingum-Cunge con ocho puntos permite una representación adecuada del tránsito de crecidas en cauces con geometría irregular, típica de los arroyos serranos.

Los resultados obtenidos muestran una respuesta hidrológica característica de cuencas serranas, con hidrogramas de forma aguda y tiempos de respuesta reducidos. La respuesta casi inmediata del sistema ante el evento de lluvia es consistente con estudios realizados en cuencas similares del Sistema Serrano de Ventania, donde se ha documentado la alta capacidad de generación de escorrentía debido a las condiciones topográficas y edáficas (Gil & Volonté, 2019). Los caudales pico obtenidos (23,2 m^3/s) sugieren un potencial significativo para la generación de crecidas, que refuerza la necesidad de considerar estos aspectos en la planificación territorial de la región. Futuros estudios deberían incluir procesos de calibración y validación con datos observados para aumentar la confiabilidad de las predicciones hidrológicas.

CONCLUSIONES

La simulación hidrológica de la CALP mediante HEC-HMS conformó una herramienta práctica y eficaz para cuantificar caudales. Este tipo de estudios facilita la evaluación de la actividad torrencial en las cuencas serranas, ya que se pueden generar patrones de respuesta de precipitación/escorrentía, que aportan al diseño de estrategias de uso del suelo efectivas para la planificación del territorio. Asimismo, contribuye al conocimiento sobre la resiliencia del Sistema Serrano de Ventania frente a eventos pluviales de tipo torrencial.

REFERENCIAS

Calderon, Gabriela, Zulaica, María Laura, Massone, Héctor Enrique, & Dalla Torre, Julieta. (2020). Vinculación entre el Ordenamiento Territorial y la gestión del agua en Argentina y

en la provincia de Buenos Aires. Análisis de aspectos normativos e institucionales (2003-2019). Revista de geografía Norte Grande, (77), 173-189. https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022020000300173

Dourojeanni, A. 1990. Procedimientos de gestión para el desarrollo sustentable (Aplicado a microrregiones y cuencas). Documento 89/05/Rev.1. Serie de ensayos. 452 p.

Gaspari, FJ, Delgado, MI y Senisterra, GE (2009). Simulación espacio-temporal de la erosión hídrica superficial en una cuenca serrana bonaerense. Argentina. Geoenfoque. Revista internacional de ciencia y tecnología de la información geográfica, (9), 67–82. Obtenido de https://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/161

Gaspari, F. J., Senisterra, G. E., Delgado, M. I., Rodríguez Vagaría, A. M., & Besteiro, S. I. (2010). Manual de manejo integral de cuencas hidrográficas.

Gaspari, F. J., Rodríguez Vagaría, A. M., Senisterra, G. E., Denegri, G., Delgado, M. I., & Besteiro, S. I. (2013). Caracterización morfométrica de la cuenca alta del río Sauce Grande, Buenos Aires, Argentina. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo, 45(1), 295-308.

Gil, V., & Volonté, A. (2019). Análisis geomorfológico aplicado al estudio del peligro de crecidas en cuencas serranas bonaerenses. Revista de Geomorfología, 21(2), 45-62.

Vazquez, P., Somoza, A., Sequeira, N. D., & Daga, D. Y. (2022). Análisis espectral temporal por sistemas ecológicos de la Cuenca Superior del Arroyo Langueyú, Tandil, Región Pampeana Argentina. Investigaciones Geográficas: Una Mirada Desde El Sur, (64), 99–118. https://doi.org/10.5354/0719-5370.2022.67706

Volonté, A., & Gil, V. (2021). El índice hidrogeomorfológico como herramienta para la gestión del territorio fluvial.: Cuenca del arroyo San Bernardo, Argentina. Finisterra, 56(117), 199-214.

Zulaica, L. (2008). Sistemas ambientales de la cuenca superior del arroyo Langueyú (partido de Tandil, Argentina). Investigaciones Geográficas, (45), 251–269. https://doi.org/10.14198/INGEO2008.45.10

DIAGNÓSTICO INTEGRAL DEL ARBOLADO URBANO EN EL ÁREA FUNDACIONAL DE LA CIUDAD DE SAN RAFAEL

M. Luisina Biondi[a], Cecilia J. Soengas[a], Daiana Cruzate[a], Agustina G. Sanchez Segura[a], Florencia A. Fernández[a], Izaak S. Borkert[a], Cristian G. Cornejo[b], Hugo A. Reviglio[a]

[a]*Grupo de Estudios sobre Desarrollo Territorial, Universidad Tecnológica Nacional, San Rafael, Mendoza, ARGENTINA*

[b]*Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Bs. As., ARGENTINA*

lbiondi@frsr.utn.edu.ar

RESUMEN

El presente trabajo se enmarca dentro de un proyecto de investigación y desarrollo interinstitucional que se propone elaborar un plan estratégico de gestión del arbolado urbano de la ciudad de San Rafael, como parte del plan municipal de ordenamiento territorial del departamento, para contribuir al desarrollo sostenible del territorio. La metodología propuesta responde a los enfoques de la planificación territorial y la evaluación ambiental estratégica, dentro del paradigma de un modelo sostenible de desarrollo. Todas las etapas del proyecto se llevan adelante a través de procesos de democracia participativa e intervención socio-territorial. Se presentan los avances obtenidos en el diagnóstico del arbolado urbano como subsistema territorial, a partir de: información de referencia, selección de variables estratégicas, diseño de instrumentos de relevamiento, construcción de sistema de información geográfica y aplicación del barrido territorial. Al momento se ha estudiado el arbolado de alineación de la zona fundacional de la ciudad de San Rafael, con un total de 1369 ejemplares relevados. Los datos recolectados se volcaron en un sistema de información geográfica, a partir del cual se efectuó un análisis integral. Se presentan como primeros resultados: estadísticas relacionadas con las variables censadas (localización, especie, diámetro del fuste, altura, inclinación, frondosidad, plagas, implantación, riego), correlación entre variables e indicadores de sostenibilidad. Posteriormente, deberá sumarse el relevamiento en otros sitios muestrales de la ciudad de San Rafael, para elaborar un diagnóstico integral del arbolado urbano del área de estudio. Se espera construir un producto tecnológico con originalidad local, a través de la concreción de un plan estratégico de desarrollo sostenible del arbolado urbano de la ciudad de San Rafael, al momento inexistente, a partir de la necesidad explícita de la Municipalidad de San Rafael como organismo demandante y de su compatibilidad y coherencia con las políticas públicas vigentes a escala nacional, provincial y municipal.

Palabras clave: Arbolado Urbano, Sistemas de Información Geográfica, Planificación Estratégica, Censo Forestal.

INTRODUCCIÓN

Conceptualmente, la infraestructura verde urbana está conformada por el arbolado público, las plazas, los parques y los espacios verdes en general que, en conjunto, constituyen una red interconectada dentro de las ciudades que conserva funciones y valores de los ecosistemas naturales (Vásquez, 2016). La existencia del arbolado urbano es el resultado de la plantación de especies forestales a lo largo de canales, calles, avenidas y espacios verdes en distintos períodos históricos, "una forma de vegetación claramente antropogénica, que debe su sobrevivencia, forma, estructura y estado de salud, a una compleja mezcla de factores socio-culturales y ambientales" (Rodríguez Bormioli et al, 2017).

La presencia de forestales en áreas urbanas responde a necesidades relacionadas con características climáticas, socioculturales y económicas. Entre sus múltiples beneficios se pueden mencionar: la disminución de la intensidad de las islas de calor, la absorción de gases de efecto invernadero, la reducción de la contaminación del aire, la producción de oxígeno, la proporción de sombra, la regulación de la humedad ambiental, la disminución de ruidos, la atenuación de vientos, la colaboración en la gestión del agua pluvial, la reducción de la erosión de los suelos, el aumento de la biodiversidad y el aporte de atractivo paisajístico al espacio urbano (Unión Europea, 2014). Sin embargo, el estado inadecuado del arbolado urbano puede ocasionar problemáticas asociadas al riesgo de caída de los ejemplares, como: interferencias con otros servicios públicos, afectación a propiedades y pérdida de vidas humanas. De todo esto se desprende que la planificación ambiental asociada a la infraestructura verde urbana es un aspecto relevante del desarrollo territorial, con influencia en la sustentabilidad de las ciudades (Martinez et al, 2014).

En la provincia de Mendoza (Argentina), la presencia masiva de árboles en los núcleos urbanos ha hecho de una región desértica natural, un lugar apto para el desarrollo de la vida humana (Martinez, 2019). Esta intensa arborización, les confiere a los núcleos urbanos de Mendoza un carácter único en la región y en el mundo y, junto con la red de riego, es el recurso natural que sustenta el modelo urbanístico desarrollado (Castellanos, 2018). Sin embargo, en la actualidad, el arbolado público de la provincia de Mendoza se encuentra en franco deterioro (Consejo Provincial de Defensa del Arbolado Público, 2017), situación a la que no es ajena la ciudad de San Rafael, cuya infraestructura verde urbana ha comenzado a experimentar problemas que atentan contra los servicios ambientales que esta presta: los árboles que han sido plantados en el pasado están desapareciendo rápidamente, otros han sido derribados por eventos climáticos extremos, a lo que se suma el crecimiento urbano que avanza sobre zonas forestadas (Rodríguez Bormioli et al, 2017). Ante este escenario, surge la necesidad de efectuar una planificación estratégica sectorial, específica para el arbolado urbano, que contribuya al ordenamiento territorial y al desarrollo sostenible de la ciudad de San Rafael.

La importancia de la temática y su vinculación con las políticas públicas de la región en sus distintas escalas (nacional, provincial y departamental) convierten a la iniciativa en un proyecto interinstitucional entre el Grupo de Estudios sobre Desarrollo Territorial de la UTN-FRSR, la Municipalidad de San Rafael y el Consejo Departamental de Defensa del Arbolado Público. Se plantea el desarrollo del plan estratégico de arbolado urbano en

la ciudad de San Rafael como un plan de ordenamiento territorial sectorial, que metodológicamente responde a los enfoques de la planificación territorial y la evaluación ambiental estratégica (Gómez Orea y Gómez Villarino, 2020), dentro del paradigma de un modelo sostenible de desarrollo. En el presente trabajo se muestran los avances obtenidos durante la primera fase del proyecto, correspondiente al diagnóstico evolutivo del arbolado urbano como subsistema territorial.

MATERIALES Y MÉTODOS

En esta primera etapa se ha trabajado en la elaboración de un diagnóstico integral del arbolado urbano, que incluye el análisis de antecedentes y el desarrollo de un relevamiento forestal de sitios muestrales del área de estudio, enfocado en el arbolado de alineación. Se describe a continuación la metodología empleada para: la selección de variables estratégicas, el diseño de instrumentos de relevamiento, la construcción del sistema de información geográfica y la aplicación del barrido territorial.

La selección de variables estratégicas se llevó adelante a partir de talleres participativos, coordinados por las instituciones ejecutoras del proyecto y con la presencia de actores clave: agentes gubernamentales (representantes del Concejo Deliberante del departamento, de la Dirección de Ordenamiento Territorial y de la Dirección de Espacios Verdes del municipio, y de la Dirección de Recursos Naturales Renovables de la provincia de Mendoza), instituciones científico-tecnológicas (representantes de la Universidad Tecnológica Nacional, de la Universidad Nacional de Cuyo, de la Universidad de Mendoza, del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas – CONICET, del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria – INTA y del Instituto de Educación Superior 9-011 – IES del Atuel), consejos profesionales del medio (representantes del Consejo Profesional de Ingenieros y Geólogos de Mendoza – Delegación San Rafael y del Colegio de Arquitectos de Mendoza – Regional Sur), sumados a expertos y vecinos invitados. Como resultado del trabajo participativo y transdisciplinario se obtuvo: la ficha de variables a observar en la etapa de relevamiento (Tabla I), una guía de identificación de las especies arbóreas más frecuentes en el área de estudio y lineamientos generales para desarrollar el trabajo de campo.

Para el diseño del instrumento de relevamiento se exploró el uso de varios programas y aplicaciones informáticas. La premisa fundamental fue utilizar un instrumento que pudiera implementarse a partir de un *smart phone* o *tablet* y que permitiera la georreferenciación de cada punto de relevamiento. A partir de pruebas piloto realizadas por el equipo de trabajo con diferentes aplicaciones, se decidió utilizar la herramienta "KoboToolbox", una plataforma de recopilación, gestión y visualización de datos creada por una organización no gubernamental de alcance mundial. La selección de esta herramienta se fundó en las siguientes características: es de uso gratuito para organizaciones sin fines de lucro; es compatible con Android y cualquier navegador web; permite la recopilación de datos en línea y fuera de línea (sin conexión a internet); la información es almacenada en una nube, sin necesidad de contar con un servidor propio; los datos pueden descargarse en formato XLS, CSV, KML, ZIP o GeoJSON; tiene una interfaz de usuario intuitiva y disponible en idioma español; cuenta con mapas de

visualización de los datos levantados y herramientas de análisis integradas. Con el usuario principal de la herramienta, se desarrolló el formulario web con base en la ficha de relevamiento consensuada. Luego, a partir de un enlace compartido, se le dio acceso a los participantes que desarrollan el barrido territorial, para cargar respuestas en el formulario.

Tabla I. Variables seleccionadas para el relevamiento del arbolado urbano y categorías de valor asignadas

N°	Variables	Categorías de Valor				
1	Localización	latitud	longitud			altitud
2	Especie	(lista desplegable con las 15 especies más usuales)				
3	Altura	menor a 3 m	entre 3 m y 5 m			mayor a 5 m
4	Diámetro del fuste	< 30 cm	30 a 50 cm	50 a 65 cm	65 a 80 cm	> 80 cm
5	Inclinación del fuste	sin inclinación	inclinación media			inclinación alta
6	Estado del follaje	bueno	regular			malo
7	Presencia de plagas	insectos/ácaros	hongos/parásitos			no evidencia
8	Estado de raíces	expuestas				no expuestas
9	Nicho	reglamentario	no reglamentario			libre
10	Acequia	revestida	no revestida			no posee
11	Observaciones	(campo de texto abierto)				
12	Foto del ejemplar	(campo para subir archivo desde cámara o galería del dispositivo)				

La construcción del sistema de información geográfica se desarrolló a partir del software libre y de código abierto “QGIS”, compatible con el instrumento de relevamiento utilizado. De esta manera se constituyó la principal herramienta para el análisis e interpretación de los datos recopilados, con la que se realizan estadísticas, relaciones e indicadores incorporando la dimensión espacial en el proceso. Además, sirve como herramienta de planificación y gestión pública, una base de datos fácilmente actualizable para la toma de decisiones.

Previo a la ejecución del barrido territorial (relevamiento propiamente dicho), se tuvieron en cuenta dos aspectos: en primer lugar, la capacitación del personal afectado a la actividad, unificando conceptos y criterios; en segundo lugar, la definición de los sitios que se tomarán como muestra para el diagnóstico integral. La ciudad de San Rafael cuenta con un arbolado de alineación de aproximadamente 300.000 ejemplares. Las especies

implantadas y el estado general responde a patrones históricos y culturales de forestación y cuidado del arbolado. Por esta razón, se decide seleccionar sitios de relevamiento representativos de las características de la infraestructura verde de diferentes épocas en el avance de la urbanización, entendiéndose que la misma se desarrolló desde el centro (casco fundacional), hacia la periferia (interfaz urbano-rural actual). Se eligieron zonas a muestrear con el siguiente criterio: área forestada entre los años 1920 y 1940 (zona fundacional y casco céntrico); área forestada entre los años 1940 y 1960 (expansión de zona urbana con dirección radial respecto al casco céntrico y desarrollo de importantes barrios históricos); área forestada entre los años 1970 y 2000 (expansión urbana con dirección sur y oeste); área forestada a partir del año 2000 (expansión urbana con dirección norte y este).

La villa cabecera del departamento de San Rafael fue dispuesta en su actual localización en el año 1903, y fue declarada ciudad en octubre de 1922 (Dirección General de Escuelas, 2024). La zona fundacional tiene características urbanas propias de la fisonomía de la época colonial y la concepción europea: plaza principal central, rodeada por la catedral de la ciudad, el municipio y las principales entidades del pueblo (bancos y puntos de encuentro); desde allí se expande el radio céntrico, con una morfología urbana de "manzanas" delimitadas por calles ortogonales ("damero") espaciadas aproximadamente cada 100 m. La zona fundacional fue reforestada en el año 1929: previamente, la especie predominante como arbolado urbano era la planta de mora que, con sus frutos y posterior descomposición, ocasionaba contaminación del área pública y alta presencia de insectos; por esta razón, el intendente de la época decide erradicar todos los ejemplares e implantar el arbolado que persiste en la actualidad.

El barrido territorial desarrollado comprende la totalidad de la zona fundacional, que abarca 25 manzanas y está comprendida entre las calles: Av. Rivadavia (límite Norte), Av. San Martín (límite Este), Av. Yrigoyen (límite Sur) y Av. Moreno (límite Oeste). El relevamiento se realizó en equipos de dos personas, cada uno de los cuales tenía asignadas una serie de alineaciones correspondientes a las calles incluidas en el área. Todas las alineaciones se recorrieron de Norte a Sur y de Oeste a Este, según el caso. La estandarización del método permitió la corrección de errores y revisiones necesarias. En total se relevaron 100 cuadras donde se localizaron 1369 ejemplares.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Dentro del área delimitada se relevaron 1369 ejemplares, de los cuales 77 se corresponden con tocones (sección de tronco que queda en el suelo unida a la raíz cuando se tala el árbol cercano a su base) o nichos vacíos (se ha talado el árbol y retirado el tocón). De esto resulta que existen actualmente 1292 árboles en la zona fundacional de la ciudad, con una media de 13 árboles por cuadra (promedio por alineación, a cada lado de la calle).

La especie fuertemente predominante es el plátano (*platanus hispanica*) totalizando el 70 % de los ejemplares relevados, seguida de la morera (*morus alba* y *morus nigra*) en su versión híbrida en un 7 % y la acacia visco (*parasenegalia visco*) en un 6 % (Fig. 1). Un 92 % de los ejemplares relevados pertenecen a especies permitidas por la legislación vigente (HCD San Rafael, 2020): acacias, fresnos, moreras híbridas, plátanos, paraísos,

ciruelo rojo y acer negundo. Entre las especies implantadas no permitidas se encontraron principalmente palmeras y frutales.

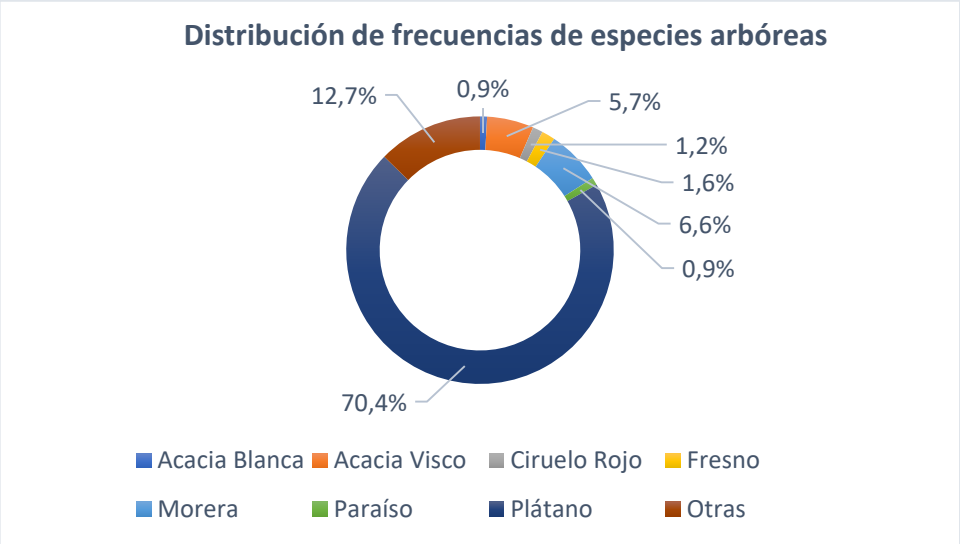


Figura 1. Distribución porcentual de frecuencias de las especies arbóreas relevadas en la zona fundacional de la ciudad de San Rafael.

Más de la mitad de los ejemplares se encuentran en buen estado general (vitalidad y frondosidad de ramas y follaje), una proporción importante posee varias ramas secas o dañadas (estado general regular) y otros, en menor porcentaje, deberían ser reemplazados debido a su estado general malo (Fig. 2).

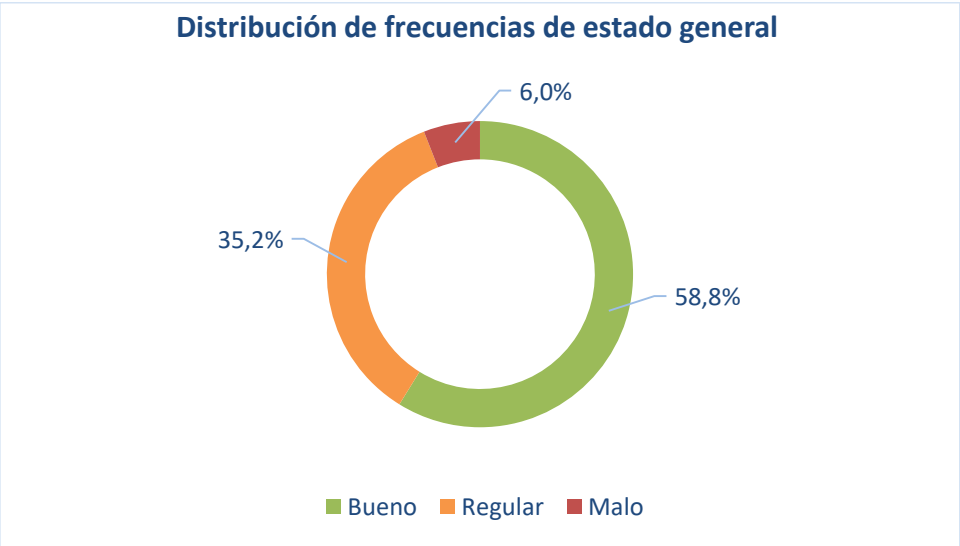


Figura 2. Distribución porcentual de frecuencias del estado general de los ejemplares relevados.

El 69 % de los árboles relevados cuenta con una altura superior 5 m y un diámetro del fuste mayor a 30 cm, dimensiones representativas de las especies predominantes para edades que rondan los 100 años. El 35 % de los ejemplares presenta inclinación del fuste media a alta; se infiere de las observaciones de los censistas que en la mayoría de los casos se relaciona con podas y desrames mal realizados (desequilibrios en la copa de los

árboles hacia el eje de calle o hacia la línea de edificación). Un porcentaje similar, el 34 % tiene raíces expuestas sobre la vereda o en las acequias.

El 25 % de los árboles relevados muestra presencia de plagas, entre las que se hallan: insectos (principalmente hormigas), ácaros, hongos y plantas parásitas (Fig.3).

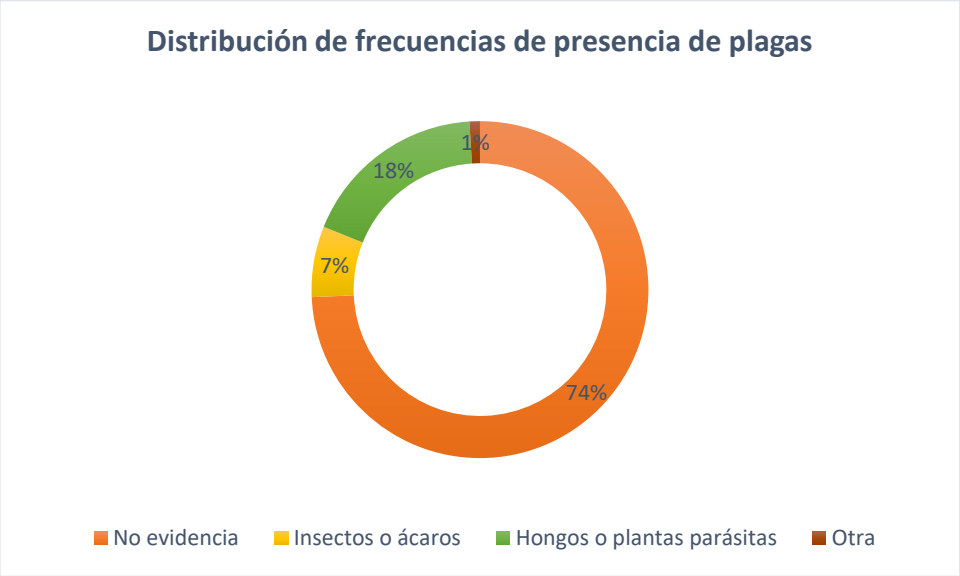


Figura 3. Distribución porcentual de frecuencias de la presencia de plagas en los ejemplares relevados.

El 18 % de los ejemplares está implantado en nichos (superficie libre) que no cumplen las disposiciones reglamentarias (HCD San Rafael, 2020)): 1 m^2 de superficie, lado mínimo de 0,8 m y lateral abierto hacia la acequia para el ingreso de agua de riego. A su vez, el 61 % del arbolado en la zona fundacional es abastecido de agua de riego a través de acequias revestidas, contando el 39 % restante con acequias de suelo natural.

En un primer análisis, se observan relaciones entre las siguientes variables relevadas:

- Especie – Estado general del ejemplar
- Especie – Presencia de plagas
- Condiciones del nicho de implantación – Tamaño del ejemplar
- Dirección de la alineación (Norte-Sur o Este-Oeste) – inclinación del ejemplar

Se está trabajando en la verificación probabilística de la existencia de correlación entre estos datos, como así también en la construcción de indicadores relativos a la sostenibilidad del arbolado público de alineación en la Ciudad de San Rafael.

CONCLUSIONES

El relevamiento del arbolado de alineación de la zona fundacional de la ciudad de San Rafael muestra un patrón de forestación con el plátano como especie predominante, situación que se extiende al casco céntrico. Del análisis de los datos se desprende la prevalencia de ejemplares de gran magnitud y estado general aceptable, aunque en muchos casos con deficiencias en el mantenimiento y cuidado: poda y desrames

perjudiciales, recambio de ejemplares por especies no permitidas, tala no autorizada por organismos de control y afectación de la infraestructura de plantación. Se están estudiando posibles correlaciones entre variables relevadas y se trabaja en la construcción de indicadores de sustentabilidad.

Luego de efectuar un relevamiento similar en los restantes sitios seleccionados, se podrá realizar análisis y comparaciones, incorporándose variables de estudio como: la frecuencia de riego, la calidad del mantenimiento en las diversas áreas y las especies que mejor se adaptan al medio local. Los datos serán integrados a partir del sistema de información geográfica, como base para construcción del diagnóstico evolutivo del arbolado urbano de San Rafael, dando cierre a la primera fase del proyecto.

Se espera elaborar un producto tecnológico con originalidad local, a través de la concreción de un plan estratégico de desarrollo sostenible del arbolado urbano de la ciudad de San Rafael, al momento inexistente, a partir de la necesidad explícita del organismo demandante (Municipalidad de San Rafael) y de su compatibilidad y coherencia con las políticas públicas vigentes a escala nacional, provincial y municipal.

REFERENCIAS

Castellanos, P. *Sistema integrado de información y gestión para la refuncionalización y recuperación del arbolado urbano en el área Metropolitana de Mendoza.* Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial del Gobierno de Mendoza (2018).

Consejo Provincial de Defensa del Arbolado Público. *Informe del Consejo Provincial de Defensa del Arbolado Público para la Legislatura de Mendoza* (2017).

Dirección General de Escuelas del Gobierno de Mendoza. *Historia de San Rafael*. Recuperado de https://www.mendoza.edu.ar/dia-del-departamento-de-san-rafael/ (2024).

Gómez Orea, D. y Gómez Villarino, A. *Marco Conceptual del Ordenamiento Territorial.* Clase 10 IX Posgrado de Evaluación Ambiental Estratégica y Ordenamiento Territorial. FundaBaires (2020).

Honorable Concejo Deliberante de San Rafael. *Ordenanza Municipal N° 9.814*. Recuperado de http://181.209.105.86:8080/invitadoDigesto/Queries/Documents (2010).

Martinez, C. F. *Gestión y monitoreo del bosque urbano en ciudades de zonas áridas. Caso de Mendoza - Argentina*. 2º Foro Latinoamericano y del Caribe sobre Bosques Urbanos, Silvicultura Urbana, arboricultura y áreas verdes, FAO (2019).

Martinez, C. F. et al. *Incidencia del déficit hídrico en el crecimiento de árboles de uso urbano en ciudades de zonas áridas*. Interciencia 39(12), 890–897 (2014).

Rodríguez Bormioli, N. et al. *Generación de cartografía temática del arbolado urbano mediante el uso de SIG*. Cardinalis 3(5), 117–142 (2017).

Unión Europea. *Construir una infraestructura verde para Europa*. ISBN: 978-92-79-39996-1. DOI: 10.2779/2738 (2014).

Vásquez, E. A. *Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades*. Revista de Geografía Norte Grande 63, 63–86 (2016).

COMPARACIÓN DE MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE LA TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL AGUA A PARTIR DE DATOS DEL SATELITALES LANDSAT 9

Matias Bonansea[a,b], Sofia Gutierrez[a], Mariana Correa[a], Sofia Pana[c], Victor Gauto[c], Francisco Nemiña[c], Alba Germán[c], Giuliana Beltramone[c], Lucio Pinotti[a,b], Anabella Ferral[c]

[a]*Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente (ICBIA, CONICET-UNRC), Río Cuarto, ARGENTINA.*
[b]*Departamento de Geología, Facultad de CEF-QyN, Universidad Nacional de Río Cuarto, ARGENTINA*
[c]*Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich, Centro Espacial Teófilo Tabanera, CONAE, ARGENTINA.*

e-mail: mbonansea@exa.unrc.edu.ar

RESUMEN

La temperatura del agua es un parámetro crucial para los sistemas acuáticos, influyendo tanto en la calidad del agua como en las condiciones hidrodinámicas de estos sistemas. Landsat 9, el satélite más reciente del programa Landsat, ofrece una oportunidad única para obtener datos de la temperatura superficial terrestre. A pesar de los numerosos esfuerzos por desarrollar métodos para estimar la temperatura superficial del agua (WST, por sus siglas en inglés) a partir de datos de teledetección, ha habido relativamente pocos estudios que comparen el rendimiento de estos métodos. El objetivo principal de este estudio fue evaluar y comparar la eficacia de varios métodos para estimar la WST en un embalse en Argentina, utilizando imágenes térmicas del nuevo satélite Landsat 9. Las estimaciones de WST se obtuvieron a partir de los productos Landsat Collection 2 (C2), Nivel 2, así como del método Single-Channel (SC) y del algoritmo Split-Window (SW) aplicados en imágenes Landsat C2, Nivel 1. El análisis comparativo mostró que, aunque los tres métodos tuvieron un rendimiento similar, el método Split-Window resultó ser el más efectivo para estimar la WST en el embalse Río Tercero (R^2 = 0.99, RMSE = 0.77 °C). Finalmente, este método se utilizó para producir mapas detallados de distribución de WST en el embalse en estudio.

Palabras Clave: Algoritmo Split-Window, Landsat 9 TIRS-2, Método Single-Channel, Productos Landsat Collection 2 Level 2, Temperatura del agua.

INTRODUCCIÓN

La temperatura del agua es uno de los parámetros clave en muchos procesos físicos, químicos y biológicos de los sistemas acuáticos, afectando la calidad del agua y las condiciones hidrodinámicas de estos sistemas. Además, las mediciones globales precisas de temperatura del agua son críticas para comprender el calentamiento global y el cambio climático (GCOS, 2016; Fuso et al, 2023). Los métodos convencionales para medir la temperatura del agua se basan en mediciones *in-situ*. Sin embargo, estos métodos son de carácter puntual, tienen limitaciones logísticas, son costosos y a menudo no son representativos para ecosistemas complejos y dinámicos como lagos y embalses (Dyda et al, 2022; Bonansea et al, 2021). Por otro lado, las técnicas de sensoramiento reomoto o teledetección por satélite se presentan como una herramienta poderosa y

rentable para evaluar la calidad del agua y la temperatura superficial del agua (WST, por sus siglas en inglés) a escalas regionales y globales (Meng et al, 2019).

Actualmente, es posible obtener la WST desde el espacio mediante varias plataformas satelitales (Jungkeit-Milla et al, 2024). El Programa Landsat se diferencia de otros programas satelitales por ofrecer información de temperatura de la superficie terrestre de manera ininterrumpida desde el lanzamiento del satélite Landsat 3 en 1978 (Markham et al, 2004). El satélite más reciente de este programa, se denomina Landsat 9, el cual fue lanzado el 27 de septiembre de 2021 y está en operación desde febrero de 2022. Este nuevo satélite ha mejorado las ventajas de este programa satelital, y presenta un gran potencial referido a la disponibilidad de datos y la idoneidad para varias aplicaciones (Wulder et al, 2022). En la actualidad, Landsat 9, junto con Landsat 8, proporciona una cobertura completa de la superficie terrestre cada 8 días.

Landsat 9 está equipado con el Sensor de Infrarrojo Térmico 2 (TIRS-2), y al igual que el TIRS-1 de Landsat 8, cuenta con dos bandas ubicadas en el infrarrojo térmico (TIR), que pueden proporcionar valiosos registros de temperatura superficial a alta resolución espacial, dado que la mayor parte de la energía detectada por estos sensores es emitida directamente desde la superficie terrestre (Yu et al, 2014; Niclòs et al, 2023).

En la actualidad, existen diversos métodos para estimar la temperatura superficial a partir de datos de teledetección (Gerace et al, 2020). Sin embargo, pocos estudios se han realizado para comparar el rendimiento de estos métodos (Vanhellemont et al, 2020). Además, diferentes autores sugieren que son necesarias tareas de validación basadas en datos recolectados a campo e independientes para evaluar la precisión de estos métodos (Niclòs et al, 2023). De esta manera, el objetivo principal de este estudio fue evaluar y comparar la eficacia de diferentes métodos para estimar la WST en un embalse de Argentina, basándose en imágenes térmicas del nuevo satélite Landsat 9.

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

ÁREA DE ESTUDIO Y CAMPAÑAS DE MUESTREO

El embalse Río Tercero está ubicado en la provincia de Córdoba (Argentina) (Fig. 1). Este reservorio tiene una superficie de 46 km^2, un volumen de 10 hm^3 y una profundidad máxima y media de 46.5 y 12.2 m, respectivamente. El embalse Río Tercero cumple múltiples funciones, tales como suministro de agua, generación de energía, control de inundaciones, riego, turismo y actividades recreativas. En 1986, en la costa sur de éste reservorio, se instaló una central de energía nuclear, la cual utiliza las aguas de este sistema como fuente de enfriamiento. De esta manera, el agua para enfriar el reactor nuclear se toma de la sección media del reservorio y retorna al embalse mediante un canal a cielo abierto de 5 km de largo (Fig. 1). La descarga de agua caliente de la central nuclear crea una pluma térmica en las aguas del reservorio, lo que lo convierte en un lugar ideal para evaluar la efectividad de diferentes métodos para estimar la WST mediante teledetección.

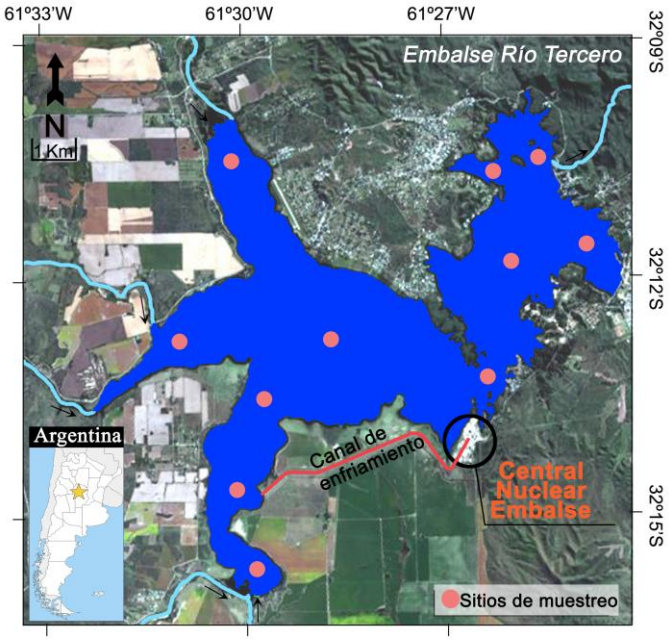


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo.

Como parte de diversos programas de monitoreo, se está evaluando la calidad del agua del embalse Río Tercero desde el año 2010. Para este estudio, se utilizaron las campañas de muestreo realizadas el 23 de Agosto de 2022 y el 13 de Diciembre de 2022. Así, en once sitios de muestreo se registraron las coordenadas de ubicación geográficas con un dispositivo GPS portátil y utilizando un termómetro, se realizaron las mediciones *in-situ* de la temperatura del agua a una profundidad de 0.2 m.

INFORMACIÓN SATELITAL

El satélite Landsat 9 posee dos sensores: el *Operational Land Imager* (OLI) y el sensor TIR. El instrumento OLI es un instrumento multiespectral de 9 bandas que cubre las regiones del visible (VIS), infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo de onda corta (SWIR) del espectro electromagnético con una resolución espacial de 30 metros en 8 canales, y de 15 metros en el canal pancromático (Wulder et al, 2022). El sensor TIR tiene dos canales en la región del infrarrojo térmico con longitudes de onda centradas en 10.9 µm (Banda 10: 10.6-11.2 µm) y 12.0 µm (Banda 11: 11.5-12.5 µm). La resolución espacial de las bandas térmicas es de 100 metros, sin embargo, está re-muestreado por convolución cúbica a 30 m para igualar la cuadrícula del sensor OLI (Irons et al, 2012). Información más detallada sobre el satélite Landsat 9 se puede encontrar en la siguiente página Web: https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-9.

En coincidencia con las actividades realizadas a campo, se descargaron imágenes Landsat 9 sin nubes del área de estudio (Path 229, Row 82) de los días 23 de Agosto de 2022 y 13 de Diciembre de 2022, desde el sitio Web https://www.usgs.gov/. Estas imágenes se descargaron como productos de Colección 2 (C2), Nivel 1 (L1) y Nivel 2 (L2) de procesamiento.

El procesamiento de la Colección 2, disponible desde el 1 de enero de 2022, contiene varias mejoras en comparación con la Colección 1 (C1), incluyendo mejoras en la

calibración radiométrica y nuevos ajustes relativos para reducir las inconsistencias a lo largo del trayecto que progresivamente empeoraron durante la misión (NASA, 2024). Esta colección incluye datos de los satélites Landsat en nivel L1 y L2. Los productos de datos Landsat C2-L1 consisten en Números Digitales (NDs) calibrados radiométricamente y corregidos geométricamente (NASA, 2024). Los datos Landsat C2-L2, generados a partir de las imágenes C2-L1, contienen productos de reflectancia superficial y temperatura superficial. El producto de temperatura superficial se genera a partir del algoritmo de un Single-Channel versión 1.3.0 aplicado a la banda 10 del TIRS C2-L1 (NASA, 2024). La técnica aplicada se presenta detalladamente en el estudio de Malakar et al. (2018).

Para comparar diferentes métodos para estimar WST, es este trabajo utilizamos datos de WST obtenidos de los productos Landsat C2-L2 y también aplicamos el método Single-Channel (SC) y un algoritmo de Split-Window (SW) en las imágenes Landsat C2-L1. Estos métodos fueron utilizados para estimar la WST en el embalse Río Tercero.

Para estimar la WST a partir de los productos Landsat C2-L2 en grados Centígrados (°C), se utilizó la siguiente Ec.:

$$\mathrm{WST} = ND * 0.00341802 + 149 - 273.15 \quad (1)$$

Por otro lado, los NDs de los datos Landsat 9 TIRS C2-L1 fueron convertidos primero a radiancia espectral (L_λ) utilizando la Ec. 2:

$$L_\lambda = gain * ND + bias \quad (2)$$

donde *gain* y *bias* son parámetros de calibración proporcionados en el archivo de metadatos de cada escena Landsat, además se presentan en la Tabla I.

Tabla I. Especificaciones para las bandas térmicas del sensor Landsat 9.

Banda	Gain	Bias	K_1 ($Wm^{-2}sr^{-1}*\mu m$)	K_2 (K)	Emisividad del agua
10	0.00038	0.1	799.03	1329.24	0.992
11	0.00035	0.1	475.6581	1198.35	0.998

Los valores de L_λ se convirtieron, luego, a temperatura radiativa del sensor (T_{sen}), utilizando la siguiente Ec. que está adaptada específicamente para Landsat y que se basa en la ley de Planck (Chandler et al, 2009):

$$T_{sen} = \frac{k_2}{ln\left(\frac{k_1}{L_\lambda} + 1\right)} \quad (3)$$

donde k_1 y k_2 son constantes de conversión térmica obtenidas del archivo de metadatos (Tabla I).

Según diferentes autores, el método SC es un algoritmo ampliamente utilizado para estimar la temperatura de la superficie debido a su simplicidad y robustez. El algoritmo SC utiliza una sola banda térmica (Banda 10 para los satélites Landsat). En este estudio,

se utilizó el método SC general propuesto por Jimenez-Muñoz et al. (2014). La ecuación para aplicar este método se muestra en la Ec. 4:

$$WST = \gamma[\varepsilon^{-1}(\psi_1 L_\lambda + \psi_2) + \psi_3] + \delta \quad (4)$$

donde γ y δ son parámetros dependientes de la función de Planck (Ec. 5 y 6, respectivamente), ϵ es la emisividad del agua; ψ_1, ψ_2 y ψ_3 son funciones atmosféricas que se calcularon mediante un procedimiento de simulación con MODTRAN (Jimenez-Muñoz et al, 2014).

$$\gamma = \left\{\frac{c_2 \, L_\lambda}{{T_{sen}}^2}\left[\frac{{\lambda_{ef}}^4}{c_1} L_\lambda + {\lambda_{ef}}^{-1}\right]\right\}^{-1} \quad (5)$$

$$\delta = -\gamma \, L_\lambda + T_{sen} \quad (6)$$

donde c_1 y c_2 son las constantes de radiación de Planck (c_1=1.19104×10^8, c_2= 14387.7) (Jimenez-Muñoz et al, 2014), λ_{ef} es la longitud de onda efectiva de la banda, para la banda 10 de Landsat 9 es de 10.896.

Como el sensor TIRS-2 tiene dos bandas térmicas adyacentes espectralmente, es posible aplicar un algoritmo de SW. La base del método SW es que la atenuación de la radiancia por absorción atmosférica es proporcional a la diferencia de radiancia de mediciones simultáneas en dos longitudes de onda diferentes, cada una sujeta a diferentes cantidades de absorción atmosférica (Jimenez-Muñoz et al, 2014). En este estudio, se aplicó el SW mejorado por Gerace et al. (2020) para Landsat 8 y 9 según la Ecuación 7:

$$WST = b_0 + \left(b_1 + b_2\frac{1-\epsilon}{\epsilon} + \frac{\Delta\epsilon}{\epsilon^2}\right)\frac{T_{sen\_i} + T_{sen\_j}}{2} + \left(b_4 + b_5\frac{1-\epsilon}{\epsilon} + b_6\frac{\Delta\epsilon}{\epsilon^2}\right)\frac{T_{sen\_i} - T_{sen\_j}}{2} + b_7\left(T_{sen\_i} - T_{sen\_j}\right)^2$$

donde b_k (k=0 a 7) son coeficientes dependientes del sensor (Gerace et al. 2020), i y j corresponden a las Bandas 10 y 11 del TIRS-2, ϵ es el promedio de las emisividades efectivas de las bandas y $\Delta\epsilon$ es la diferencia en las emisividades efectivas de ambas bandas (Tabla I).

Para evaluar la precisión de los métodos utilizados, mediante análisis de regresión simple, se compararon los valores estimados de WST por los diferentes métodos con los valores de WST medidos en el embalse Río Tercero durante las campañas de muestreo. Además, se calculó el coeficiente de correlación de Pearson (R^2) y el error cuadrático medio (RMSE) entre los valores medidos y predichos. Finalmente, se seleccionó el modelo con el mayor R^2 y el menor RMSE para representar la distribución espacial de WST en el embalse Río Tercero.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla II muestra las estadísticas básicas de las mediciones de WST realizadas en el embalse Río Tercero durante las campañas de muestreo. Como era de esperar, las mediciones realizadas en diciembre registraron temperaturas del agua más altas en comparación con las de agosto, lo que se puede atribuir a la relación entre la temperatura del agua y las condiciones atmosféricas ambientales. Al analizar la variabilidad espacial de la WST, se observó que, en ambas fechas de muestreo, los

valores de WST más altos se registraron en la zona de la salida del canal de enfriamiento de la central nuclear.

Tabla II. Estadística básica de WST registrada en el embalse Río Tercero.

Fecha de muestreo	Media ± desvio estándar (°C)	Rango (Min - Max) (°C)
23 de Agosto de 2022	14.3 ± 2.5	11.8 - 18.4
12 de Diciembre de 2022	27.2 ± 0.8	26.0 - 28.6

Los valores observados se compararon con los datos estimados de WST obtenidos mediante diferentes métodos. La Fig. 2 ilustra la comparación entre las mediciones de campo y los valores de WST predichos por el satélite Landsat 9. Esta figura demuestra que los tres métodos arrojaron un buen ajuste en el análisis de regresión, lo que indica un alto nivel de concordancia entre la pendiente y la intersección de las líneas de regresión.

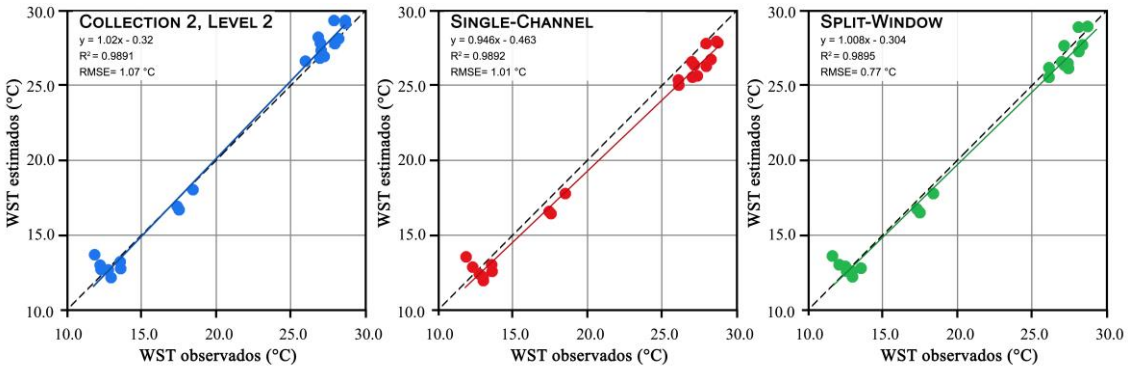


Figura 2. Gráficos de WST observados versus WST estimados por teledetección en el embalse Río Tercero.

Analizando los resultados, se observó que el método SW mejorado por Gerace et al. (2020) proporcionó las predicciones de temperatura más precisas. Sin embargo, las diferencias entre este método y los demás fueron mínimas. Las medidas de bondad de ajuste para el método SW fueron R^2= 0.99 y RMSE = 0.77 °C.

Finalmente, se obtuvieron mapas de la distribución espacial de la WST en el embalse Río Tercero utilizando datos del satélite Landsat 9. Con el algoritmo SW, fue posible predecir la WST en toda la superficie del embalse, lo que permitió una evaluación correcta y más precisa de la distribución espacial de esta variable. De acuerdo con las campañas de muestreo, la Fig. 3 muestra que los valores de WST más altos y más uniformes se registraron el 13 de Diciembre de 2022.

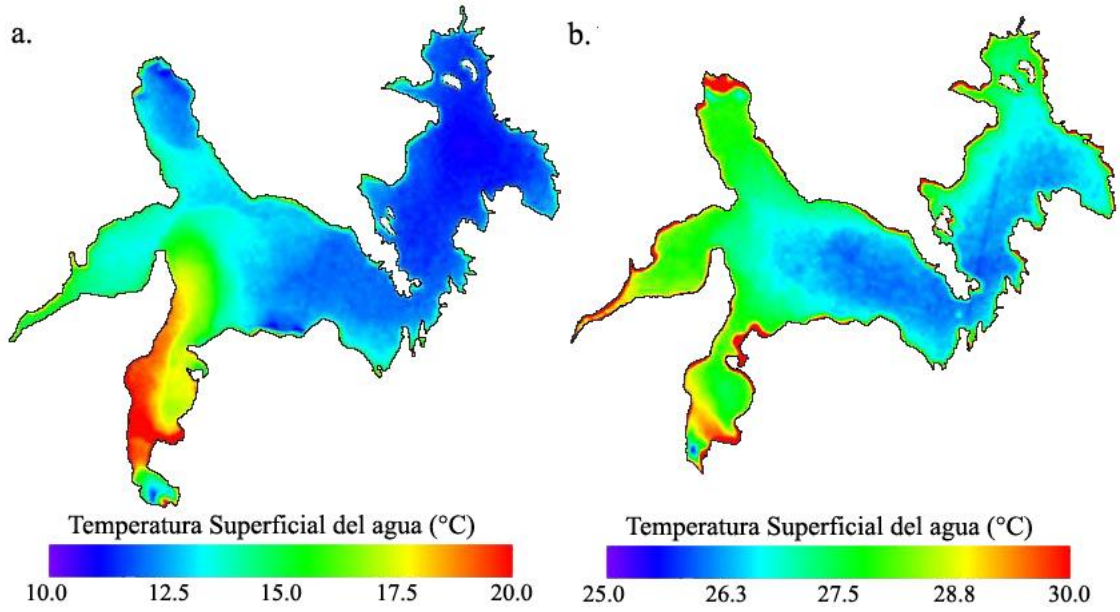


Figura 3. Temperatura superficial del agua estimada para el embalse Río Tercero. **a.** Fecha: 23 de Agosto de 2022. **b**. Fecha: 12 de Diciembre de 2022.

Al analizar la distribución espacial, se observaron valores más altos de WST en la región de salida del canal de enfriamiento de la central nuclear, mientras que los valores más bajos se encontraron en la región Este del embalse.
Utilizando datos satelitales, se logró identificar la firma de pluma térmica asociada con valores más altos de WST y relacionada con el canal de enfriamiento de la central nuclear. El día 23 de Agosto de 2022, esta pluma fue particularmente más evidente, mostrandosé como una línea ancha de disipación que es más amplia cerca del canal de enfriamiento y se extiende gradualmente hacia el resto del embalse.

CONCLUSION

Las imágenes satelitales se presentan como una herramienta crucial para el monitoreo de la calidad del agua. Este estudio es uno de los primeros en demostrar la efectividad del nuevo satélite Landsat 9 para estimar datos de WST en un sistema acuático. Se comparó la efectividad de tres métodos para estimar la temperatura del agua. El análisis comparativo reveló que, aunque los tres métodos ofrecieron un rendimiento similar, el método Split-Windows desarrollado por Gerace et al. (2020) fue el más efectivo para estimar la WST en el embalse Río Tercero. Sin embargo, los productos Landsat C2-L2 son también altamente recomendables por su rápida y fácil implementación.

Además, se obtuvieron mapas detallados de la distribución de la temperatura superficial del agua del embalse Río Tercero, y se detectó claramente la pluma térmica generada por la central nuclear. Esta pluma térmica genera una línea de disipación que es más ancha cerca del canal de enfriamiento y se extiende gradualmente a lo largo del resto del embalse. Este estudio ofrece un método novedoso para estimar y mapear la temperatura del agua, proporcionando información valiosa para los gestores ambientales

REFERENCIAS

Bonansea, M., Ferrero, S., Ferral, A., Ledesma, M., German, A., Carreño, J., and Pinotti, L. Assessing water surface temperature from Landsat imagery and its relationship with a nuclear power plant. *Hydrological Sciences Journal* 66(1), 50-58 (2021).

Chandler, G., Markham, B., and Helder, D. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of the Environment* 113 (5), 893–903 (2009).

Dyba, K., Ermida, S., Ptak, M., Piekarczyk, J., and Sojka, M. Evaluation of methods for estimating lake surface water temperature using Landsat 8. *Remote Sensing* 14(15), 3839 (2022).

Fuso, F., Stucchi, L., Bonacina, L., Fornaroli, R., and Bocchiola, D. Evaluation of water temperature under changing climate and its effect on river habitat in a regulated Alpine catchment. *Journal of Hydrology* 616, 128816 (2023).

Gerace, A., Kleynhans, T., Eon, R., and Montanaro, M. Towards an operational, split window-derived surface temperature product for the thermal infrared sensors onboard Landsat 8 and 9. *Remote Sensing* 12(2), 224 (2020).

GCOS. The global observing system for climate: Implementation needs. *World Meteorological Organization* 200, 316 (2016).

Irons, J., Dwyer, J., and Barsi, J. The next Landsat satellite: The Landsat data continuity mission. *Remote sensing of environment* 122, 11-21(2012).

Jiménez-Muñoz, J., Sobrino, J., Skoković, D., Mattar, C., and Cristóbal, J. Land surface temperature retrieval methods from Landsat-8 thermal infrared sensor data. *IEEE Geoscience Remote Sensing Letters* 11(10), 1840–1843 (2014).

Jungkeit-Milla, K., Pérez-Cabello, F., de Vera-García, A., Galofré, M., and Valero-Garcés, B. Lake Surface Water Temperature in high altitude lakes in the Pyrenees: Combining satellite with monitoring data to assess recent trends. *Science of the Total Environment* 933, 173181 (2024).

Malakar, N., Hulley, G., Hook, S., Laraby, K., Cook, M., and Schott, J. An Operational Land Surface Temperature Product for Landsat Thermal Data: Methodology and Validation. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 56(10), 5717-5735 (2018).

Markham, B., Storey, J., Williams, D., and Irons, J. Landsat sensor performance: history and current status. *IEEE transactions on geoscience and remote sensing* 42(12), 2691-2694 (2004).

Meng, X., Cheng, J., Zhao, S., Liu, S., and Yao, Y. Estimating land surface temperature from Landsat-8 data using the NOAA JPSS enterprise algorithm. *Remote Sensing* 11(2), 155 (2019).

NASA. Disponible en Web: https://landsat.gsfc.nasa.gov/data/handbooks-guides/ (2024)

Niclòs, R., Perelló, M., Puchades, J., Coll, C., and Valor, E. Evaluating Landsat-9 TIRS-2 calibrations and land surface temperature retrievals against ground measurements using multi-instrument spatial and temporal sampling along transects. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 125, 103576 (2023).

Vanhellemont, Q. Automated water surface temperature retrieval from Landsat 8/TIRS. *Remote Sensing of Environment* 237, 111518 (2020).

Wulder, M., Roy, D., Radeloff, V., Loveland, T., Anderson, M., Johnson, D., Healey, S. Zhu, Z., Scambos, T., Pahlevan, N., Hansen, M., Gorelick, N., Crawford, C., Masek, J., Hermosilla, T., White, J., Belward, A., Schaaf, C., Woodcock, C., Huntington, J., and Cook, B. Fifty years of Landsat science and impacts. *Remote Sensing of Environment* 280, 113195 (2022).

Yu, X., Guo, X., and Wu, Z. Land surface temperature retrieval from Landsat 8 TIRS—Comparison between radiative transfer equation-based method, split window algorithm and single channel method. *Remote sensing* 6(10), 9829-9852 (2014).

ANÁLISIS DE PROYECCIONES DE PRECIPITACIÓN MEDIA ANUAL PARA EL AÑO 2100 EN LAS CUENCAS DE LOS RÍOS MENDOZA Y TUNUYÁN

Victor Burgos[a,b] y Raúl Rapacioli[c]

[a]*Instituto Nacional del Agua, Centro Regional Andino (INA SCRA), ARGENTINA*
[b]*Facultad Regional Mendoza, Universidad Tecnológica Nacional (UTN FRM), ARGENTINA*
[c]*Facultad de Ingeniería – Universidad Nacional del Comahue, ARGENTINA*

e-mail: vburgos@ina.gob.ar

RESUMEN

El presente estudio evalúa proyecciones de precipitación para el año 2100, a nivel de cuenca de los ríos Mendoza y Tunuyán, y utilizando el conjunto de datos NEX-GDDP-CMIP6, consistente en escenarios climáticos globales a escala reducida derivados de modelos de circulación general ejecutados bajo el Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados Fase-6 (CMIP6) y dos de los cuatro escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero, conocidos como Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSPs). Estos escenarios se desarrollaron para apoyar el Sexto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC AR6). Se utilizan tres modelos climáticos: EC-Earth3, CESM-2 y GFDL-ESM4.1, considerando el escenario SSP585, que representa un futuro de altas emisiones y un calentamiento global continuo. Los datos fueron procesados mediante Google Earth Engine (GEE). Los modelos utilizados indican aumentos de precipitaciones en ambas cuencas de estudio, si bien existe una variabilidad significativa en las proyecciones. Para la cuenca del río Mendoza, las proyecciones para el año 2100 sugieren incrementos en PMA entre 6,5% (GFDL-ESM4) y 35,9% (CESM-2), con una media de 289,6 mm, representando un aumento del 12,6%. Para la cuenca del río Tunuyán las proyecciones poseen incrementos algo menores, de entre un 6,4% hasta un 17,2% con un valor medio de 426,7 mm indicando un aumento del 10,6% en la PMA.Estos hallazgos resaltan la necesidad de adaptar prácticas agrícolas y de gestión del agua para mitigar impactos del cambio climático y aprovechar oportunidades de mayores precipitaciones. GEE permitió el procesamiento y análisis de grandes volúmenes de datos climáticos a alta resolución, facilitando una evaluación precisa de las proyecciones a nivel de cuenca. Se destaca su importancia como herramienta en la investigación aplicada, ofreciendo una plataforma robusta para estudios futuros y apoyo a la toma de decisiones basada en datos precisos y actualizados.

Palabras Clave: Desagregación espacial, Impacto climático, Precipitación anual

INTRODUCCIÓN

El conjunto de datos NEX-GDDP-CMIP6 consiste en escenarios climáticos globales a escala reducida derivados de los modelos de circulación general (GCM) ejecutados bajo el Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados Fase 6 (CMIP6) y dos de los cuatro escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero conocidos como Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSPs) (O'Neill et al., 2016). Estos escenarios se desarrollaron para apoyar el Sexto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC AR6).

El propósito de este conjunto de datos es proporcionar proyecciones de cambio climático a alta resolución y corregidas de sesgos para evaluar los impactos del cambio climático en procesos sensibles a gradientes climáticos a menor escala y efectos de la topografía local en las condiciones climáticas. Se aplicó el método de Desagregación Espacial de Corrección de Sesgos (BCSD) para generar este conjunto de datos, el cual ajusta las proyecciones climáticas futuras para que sean consistentes con los registros climáticos históricos y más realistas para el dominio espacial de interés.

El Escenario Socioeconómico Compartido (SSP) 5-8.5 (conocido como SSP585), también llamado como de "desarrollo fósil", representa un futuro en el que las emisiones de gases de efecto invernadero continúan aumentando rápidamente debido a un crecimiento económico acelerado, una población mundial alta y una alta dependencia continua de los combustibles fósiles como principal fuente de energía. En este escenario, se prevé un calentamiento global significativo y cambios climáticos drásticos.

El Escenario SSP585 es parte del Marco de Modelado de Impacto Climático (Coupled Model Intercomparison Project - CMIP6), una colaboración internacional que proporciona escenarios socioeconómicos y de emisiones para su uso en modelos climáticos. SSP585 es uno de los cinco escenarios socioeconómicos compartidos que representan diferentes trayectorias de desarrollo mundial (Böttinger et al., 2020 - O'Neill et al., 2016).

En la Fig. 1 se puede observar para diversos escenarios, la evolución de la temperatura y del dióxido de carbono (CO_2) a nivel global hasta el año 2100. El nivel mayor se alcanza con el escenario SSP585.

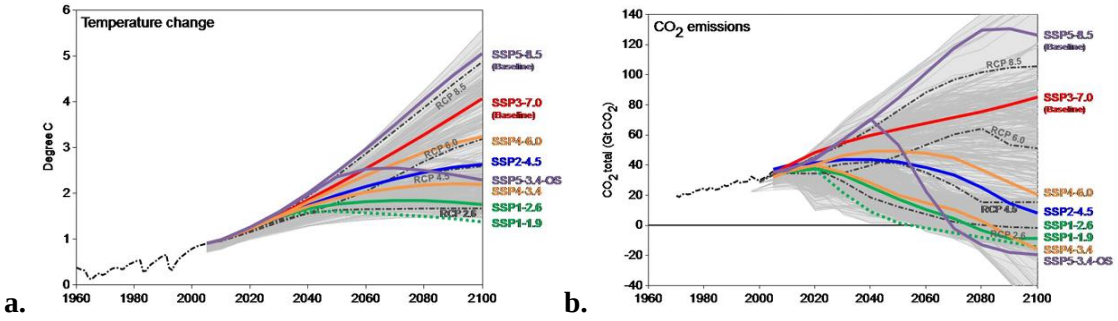


Figura 1. a. Evolución de temperatura global simulada, **b.** Emisiones de CO_2 implicada en cada escenario considerado en las simulaciones climáticas del conjunto CMIP6. (O'Neill et al., 2016).

En zonas montañosas, los modelos climáticos que mejor se adaptan son aquellos que pueden capturar con precisión los procesos atmosféricos y topográficos complejos que ocurren en estas regiones. Los modelos globales climáticos que se destacan por su capacidad para simular el clima en zonas montañosas son numerosos, pero en este análisis se utilizaran los siguientes:

a) EC-Earth3 (*European Centre Earth System Model – version 3*): Es un modelo desarrollado por una colaboración de instituciones europeas que combina componentes atmosféricos, oceánicos, terrestres y de hielo marino. Este

modelo es uno de los más completos y sofisticados disponibles actualmente. Ha sido utilizado en estudios que investigan el impacto del cambio climático en áreas montañosas. Puede ejecutarse a diferentes resoluciones espaciales y temporales, lo que permite adaptar la configuración del mismo a las necesidades específicas de sus estudios, por ejemplo, a áreas de montañas.

b) CESM-2 (*Community Earth System Model 2*): Es un modelo desarrollado por el National Center for Atmospheric Research (NCAR) que incluye componentes atmosféricos, oceánicos, terrestres y de hielo marino. Este modelo utiliza una resolución espacial variable lo cual permite que se aplique a regiones montañosas con mayor precisión que algunos modelos climáticos con una resolución uniforme. El CESM2 puede capturar la formación de orografías, donde el aire se eleva sobre las montañas y se enfría, lo que puede conducir a la formación de nubes y precipitaciones.

c) GFDL-ESM4.1 (*Global Forcing Data and Model Development - Earth System Model versión 4.1*) es un modelo climático de última generación desarrollado por el *Geophysical Fluid Dynamics Laboratory* (GFDL) de la NOAA de los Estados Unidos. La alta resolución espacial del este modelo, particularmente en el componente terrestre lo convierte en una herramienta útil para estudiar el clima en regiones montañosas.

Los tres modelos forman parte del CMIP6.

El NEX-GDDP (NASA Earth Exchange Global Daily Downscaled Projections) es un conjunto de datos que proporciona proyecciones climáticas diarias a escala reducida (25 km x 25 km) para todo el mundo. Estos datos derivan de las ejecuciones del modelo de circulación general (GCM) realizadas bajo el Proyecto de Inter comparación de Modelos Acoplados (Coupled Model Intercomparison Project - CMIP) y de los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero.

Los conjuntos de datos de reanálisis y proyección climática permiten a investigadores, estudiantes y docentes acceder a información climática global desde la segunda mitad del siglo XX hasta el presente y explorar futuros posibles. A pesar de su utilidad en ciencias ambientales y sociales, los usuarios enfrentan dificultades técnicas y de conocimiento para procesar y acceder a estos datos, lo que resulta en su infrautilización dentro de comunidades académicas y de investigación (Lea et. al, 2024).

MÉTODOS

La implementación de Google Earth Engine (GEE) y sus capacidades de inteligencia artificial se utilizan para procesar y analizar grandes volúmenes de datos climáticos. GEE es una plataforma basada en la nube para el análisis geoespacial a escala planetaria que aporta las capacidades computacionales masivas de Google a una variedad de problemas sociales de alto impacto que incluyen deforestación, sequía, desastres, enfermedades, seguridad alimentaria, gestión del agua, vigilancia del clima y la protección del medio ambiente. GEE ha facilitado la integración y el procesamiento de datos de alta resolución, permitiendo una evaluación más precisa y eficiente de las proyecciones de precipitaciones, facilitando la exploración de datos de reanálisis y

proyección climática, incluyendo productos como la resolución anual de variables climáticas para el período 1950-2022 y proyecciones climáticas CMIP6 para diferentes escenarios hasta el año 2100.

La aplicación de los modelos se efectúa mediante la plataforma GEE con un script elaborado para operar con el conjunto de datos NEX-GDDP de la NASA, que se encuentra en el catálogo de Earth Engine.

Se realiza una evaluación de la evolución de las precipitaciones hasta el año 2100 para las cuencas de los ríos Mendoza y Tunuyán (Fig. 2). Se utilizan datos de tres modelos climáticos globales: EC-Earth3, CESM2 y GFDL-ESM4.1, considerando el escenario de emisiones SSP585, que representa un futuro de altas emisiones y un calentamiento global continuo.

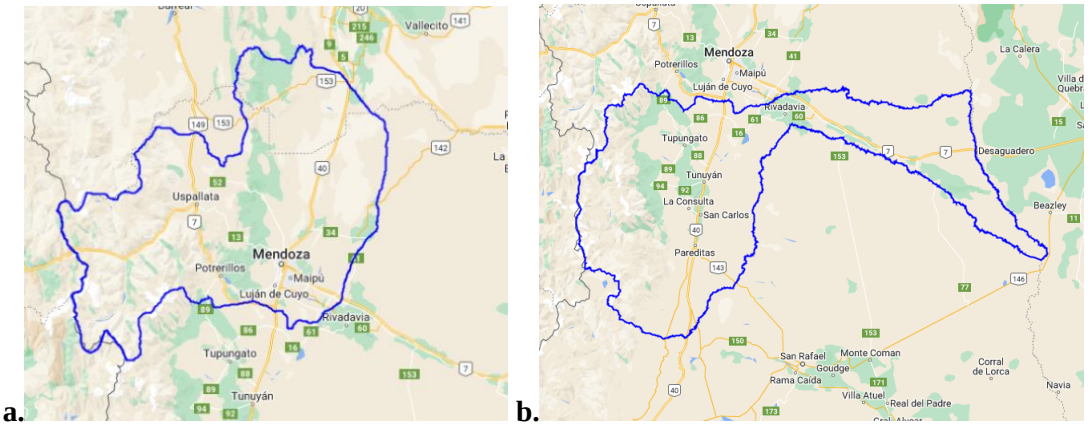


Figura 2. Áreas de estudio: **a.** Cuenca del Río Mendoza (17774,8 km²), **b.** Cuenca del río Tunuyán (20126,9 km²).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con GEE se obtuvieron las series temporales de precipitaciones diarias promedio para las cuencas de los ríos Mendoza y Tunuyán, para el período 2015 - 2100. Los datos de las series fueron tratados estadísticamente obteniéndose precipitaciones mensuales y anuales.

Se grafican las series de Precipitaciones Anuales históricas (1950-2015) y proyectadas para cada uno de los modelos analizados, con el objeto de observar la evolución temporal de las mismas e indicar tendencias (lineales) futuras (Fig. 3, 4 y 5). En Tabla I se resumen las estadísticas y en Tabla II se indican los principales resultados.

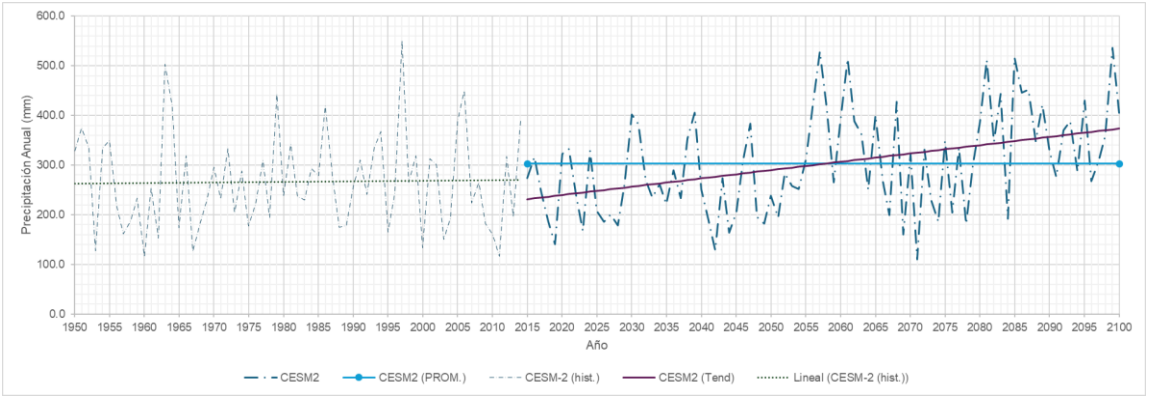


Figura 3. Datos históricos (1950-2015) de precipitación anual y proyecciones (2015-2100) del modelo CESM-2 para cuenca del río Mendoza.

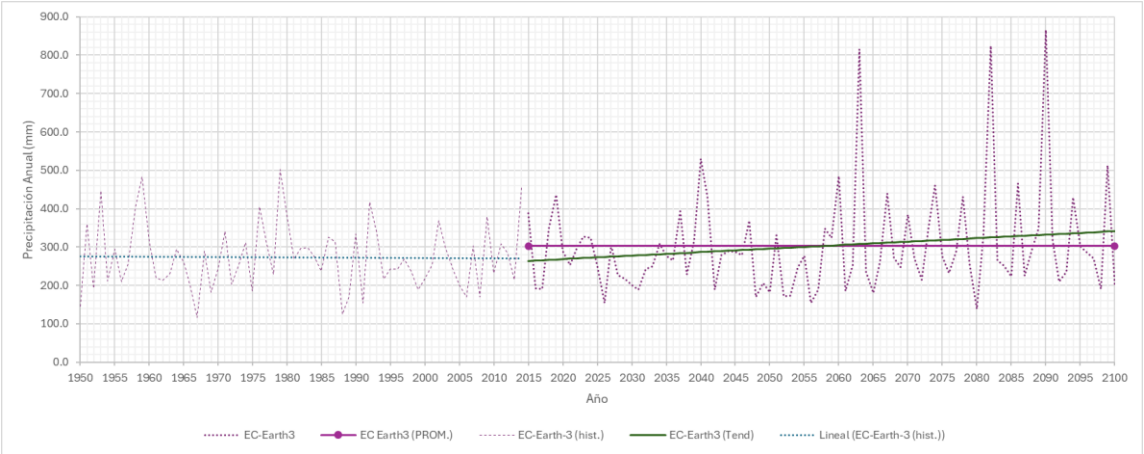


Figura 4. Datos históricos (1950-2015) de precipitación anual y proyecciones (2015-2100) del modelo EC-Earth3 para cuenca del río Mendoza

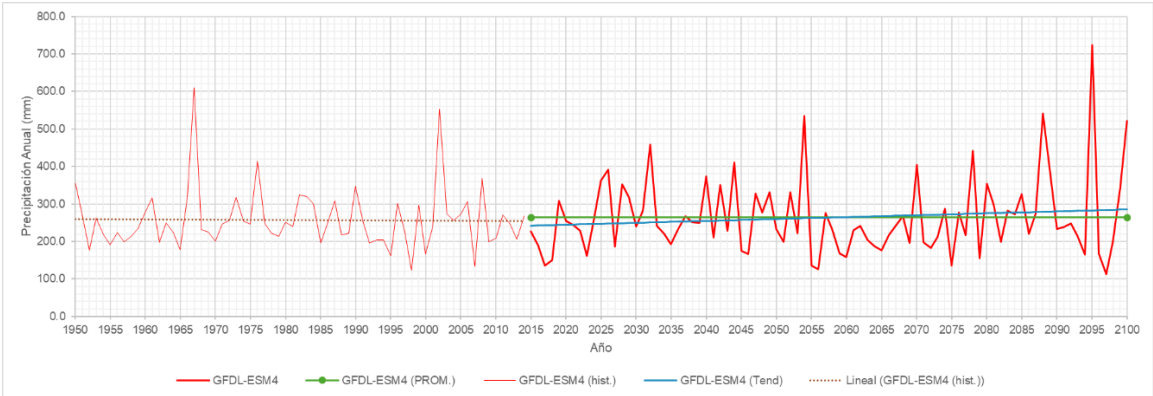


Figura 5. Datos históricos (1950-2015) de precipitación anual y proyecciones (2015-2100) del modelo GFDL-ESM4 para cuenca del río Mendoza

Tabla I. Estadísticas de los modelos utilizados para cuenca Río Mendoza

	CESM-2	EC-Earth3	GFDL-ESM4	MEDIA (3 Modelos)
n	86	86	86	86
Media	302,5	302,7	263,7	**289,6**
Desv. Est.	101,3	134,1	104,3	66,2
CV	0,335	0,443	0,395	0,229
Min.	110,5	138,7	112,6	191
Máx.	535,9	866,5	723,3	484,8
Rango	425,4	727,8	610,7	293,8
Sesgo Est.	1,37	8,77	6,35	4,39
Curtosis Est.	-1,04	13,15	7,82	2,04

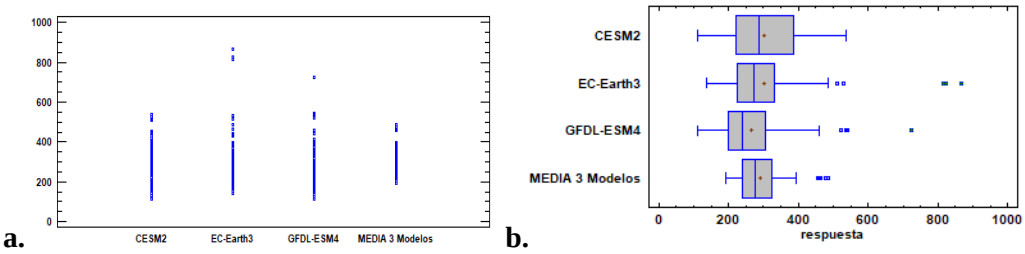


Figura 6. a. Diagrama de dispersión, **b.** Diagrama de caja y bigote para los modelos utilizados. Variable: Precipitación mensual (mm), Serie (Año 2015-2100)

Tabla II. Resumen de resultados para Cuenca del río Mendoza

	CESM-2	EC-Earth3	GFDL-ESM4
PMA(mm) (Histórico: 1950-2015)	266,6	273,0	257,2
PMA (mm) (Proyección: 2015-2100)	302,6	302,7	263,7
DIF (mm)	35,9	29,6	6,5
Dif. %	13,5%	10,8%	2,5%

En las Fig. 7 a 9 se indican las precipitaciones históricas y las proyecciones de los modelos utilizados, para la cuenca del río Tunuyán. Los resultados se presentan en Tablas III y IV. La Tabla V compara la media de las proyecciones en ambas cuencas analizadas.

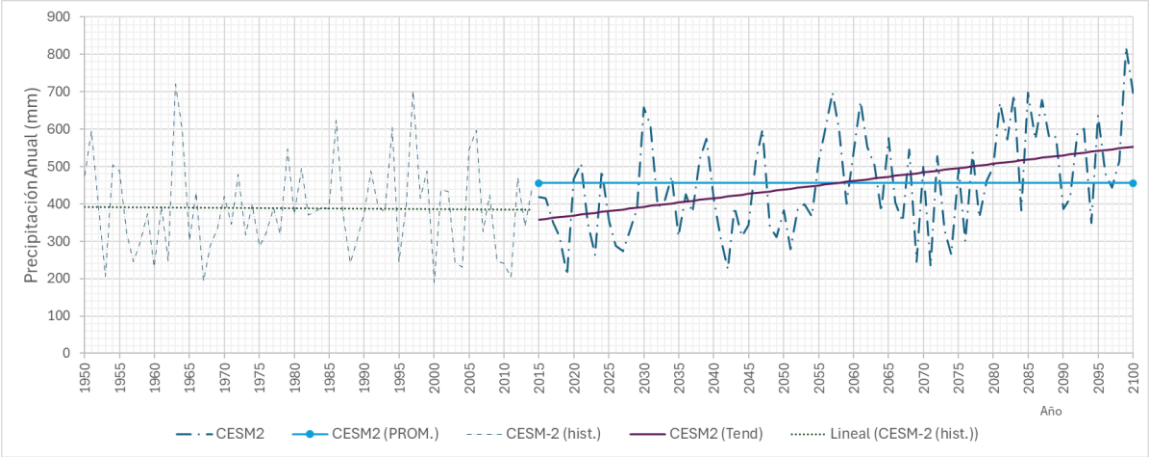


Figura 7. Datos históricos (1950-2015) de precipitación anual y proyecciones (2015-2100) del modelo CESM-2 para cuenca del río Tunuyán.

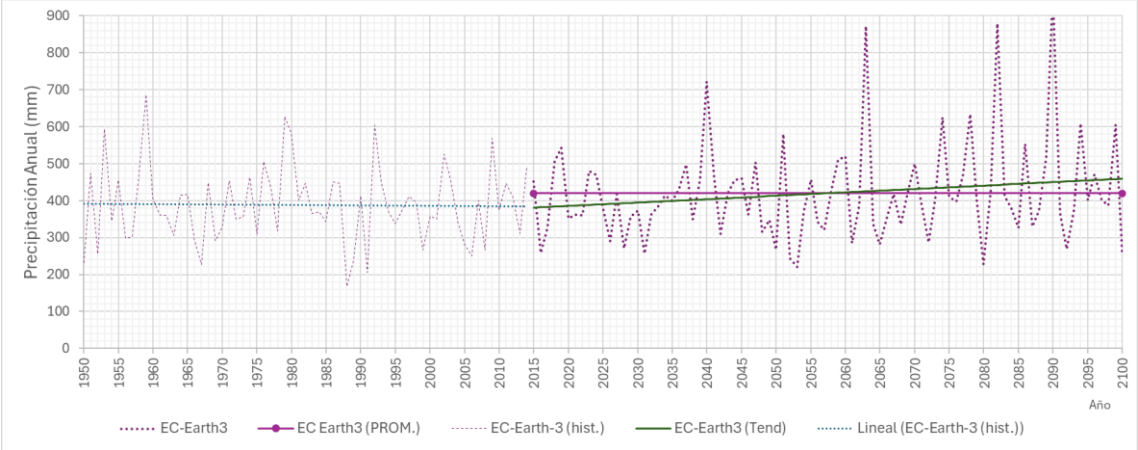


Figura 8. Datos históricos (1950-2015) de precipitación anual y proyecciones (2015-2100) del modelo EC-Earth3 para cuenca del río Tunuyán

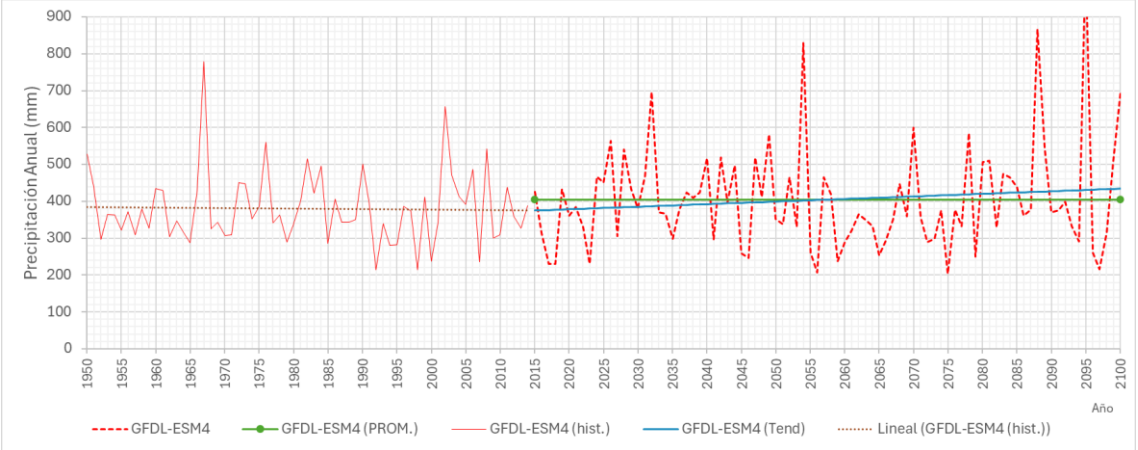


Figura 9. Datos históricos (1950-2015) de precipitación anual y proyecciones (2015-2100) del modelo GFDL-ESM4 para cuenca del río Tunuyán

Tabla III. Estadísticas de los modelos utilizados para cuenca Río Tunuyán

	CESM-2	EC-Earth3	GFDL-ESM4	MEDIA (3 Modelos)
n	86	86	86	86
Media	455,5	419,9	404,6	**426,7**
Desv. Est.	134,8	135,7	146,4	81,1
CV	0,325	1,761	1,777	1,025
Min.	208,9	219,9	203,5	301,9
Máx.	819,0	970,5	1057,4	698,0
Rango	610,1	750,6	853,8	396,2
Sesgo Est.				
Curtosis Est.	-0,605	4,494	4,947	0,790

Tabla IV. Resumen de resultados para Cuenca del río Tunuyán

	CESM-2	EC-Earth3	GFDL-ESM4
PMA(mm) (Histórico: 1950-2015)	388,5	388,4	380,1
PMA (mm) (Proyección: 2015-2100)	455,5	419,9	404,6
DIF (mm)	67,0	31,5	24,5
Dif. %	17,2%	8,1%	6,4%

Tabla V. Resumen general de resultados

	PMA Cuenca Río Mendoza (Prom 3 Modelos)	PMA Cuenca Río Tunuyán (Prom 3 Modelos)
PMA(mm) (Histórico: 1950-2015)	257,2	385,7
PMA (mm) (Proyección: 2015-2100)	289,6	426,7
DIF (mm)	32,4	41,0
Dif. %	12,6%	10,6%

Los datos históricos utilizados por los modelos poseen un periodo de 65 años (1950-2015), pero con valores diferentes según el modelo utilizado. Se indica una Precipitación Media Anual (PMA) de entre 257,2 a 273 mm para la cuenca del río Mendoza (CRM) y de entre 380,1 a 388,5 mm para la cuenca del río Tunuyán (CRT).

Los tres modelos utilizados indican tendencias positivas al año 2100 para ambas cuencas, pero con incrementos variables.

Para CRM la PMA proyectada al 2100 incrementa entre un 6,5% (GFDL-ESM4) hasta un 35,9% (CESM-2) con valores de 263,7 mm a 302,7 mm. La media de las tres proyecciones indicaría una PMA de 289,6 mm, representando un aumento del 12,6% para el año 2100.

Para CRT la PMA proyectada al 2100 incrementa entre un 6,4% (GFDL-ESM4) hasta un 17,2% (CESM-2) con valores de 404,6 mm a 455,5 mm. La media de las tres proyecciones indicaría una PMA de 426,7 mm, representando un aumento del 10,6% para el año 2100.

CONCLUSIONES

Los resultados revelan un consenso general en un aumento de las precipitaciones, aunque con variaciones significativas entre los modelos en términos de magnitud y distribución espacial.

Existe una variabilidad considerable en la magnitud y distribución espacial del aumento de precipitaciones proyectado por cada modelo y cuenca, lo que resalta la necesidad de emplear múltiples modelos para capturar la gama completa de posibles futuros climáticos.

Se empleó la plataforma Google Earth Engine (GEE) para procesar y analizar los datos climáticos a gran escala, lo que facilitó una evaluación rápida de las proyecciones de precipitaciones. Además, se resalta la importancia de considerar múltiples fuentes de incertidumbre en las predicciones climáticas.

Los hallazgos subrayan la necesidad de adaptar las prácticas agrícolas y de gestión del agua en la región para mitigar los impactos adversos del cambio climático y aprovechar las oportunidades que pueda brindar el incremento en las precipitaciones.

Estas proyecciones indican aumentos de entre un 11 y un 13% en la precipitación media anual de la región, que, si bien podrían considerarse pequeñas teniendo en cuenta que se utilizó el peor escenario de emisiones, tienen implicaciones cruciales para la gestión del agua, la agricultura y la adaptación al cambio climático en el Oasis Norte de Mendoza y en Valle de Uco.

Una actividad posterior, será comparar la serie histórica 1950-2015 utilizada en NEX-GDDP-CMIP6 con observaciones locales y luego ajustar las series sintéticas proyectadas con algoritmos de corrección de sesgo por mapeo cuantílico (Cannon et al. 2015). Asimismo, se recomienda realizar análisis adicionales en subcuencas y estudios de impacto hidrológico para comprender mejor las implicaciones de los cambios climáticos proyectados y para informar la toma de decisiones a nivel local y regional.

REFERENCIAS

Barreiro M. (2020) – “El Sistema Climático” – Universidad de la República de Uruguay. Departamento de Ciencias de la Atmósfera. Instituto de Física

Böttinger Michael, Dr. Kasang Dieter (2022) – “The SSP Scenarios” - Deutsches Klimarechenzentrum

Cannon, A. J., Sobie, S. R., & Murdock, T. Q. (2015). Bias correction of GCM precipitation by quantile mapping: how well do methods preserve changes in quantiles and extremes?. Journal of Climate, 28(17), 6938-6959.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R. (2017) – "Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone". Remote Sensing of the Environment 202, 18-27.

O'Neill, B. C., Tebaldi, C., van Vuuren, D. P., Eyring, V., Friedlingstein, P., Hurtt, G., Knutti, R., Kriegler, E., Lamarque, J.-F., Lowe, J., Meehl, G. A., Moss, R., Riahi, K., and Sanderson, B. M.: "The Scenario Model Intercomparison Project (ScenarioMIP) for CMIP6", Geosci. Model Dev., 9, 3461–3482, https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016, 2016.

Lea, J. M., Fitt, R. N., Brough, S., Carr, G., Dick, J., Jones, N., & Webster, R. J. (2024). Making climate reanalysis and CMIP6 data processing easy: two "point-and-click" cloud based user interfaces for environmental and ecological studies. Frontiers in Environmental Science, 12, 1294446.

Thrasher, B., Maurer, E. P., McKellar, C., & Duffy, P. B., 2012: Technical Note: Bias correcting climate model simulated daily temperature extremes with quantile mapping. Hydrology and Earth System Sciences, 16(9), 3309-3314. doi:10.5194/hess-16-3309-2012

DETECCIÓN REMOTA DE HUMEDALES DE ALTURA EN LA CUENCA VALLECITOS, MENDOZA, ARGENTINA

Micalea Analía Carloni[a,b] y María Belén Hernández [a,b]

[a]*Facultad de Filosofia y Letras, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, ARGENTINA.*
[b]*Laboratorio de Geografia Física y Geo-tecnologías, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, ARGENTINA.*

e-mail: carlonimica@gmail.com

RESUMEN

La presente investigación busca manifestar el valor de las vegas andinas como un reservorio de agua dulce en un marco de condiciones de aridez. En vista de que los conocimientos acerca de su distribución son escasos, se propone una metodología para la detección remota de vegas andinas. Se plantea que la misma es posible a través del uso de imágenes satelitales multiespectrales y modelos de elevación del terreno. De este modo, los objetivos se centran en la confección de un inventario de humedales de altura en la cuenca Vallecitos, generando una nueva fuente de información para la gestión, la conservación y el monitoreo de estos recursos estratégicos. La metodología consta de la realización del Índice Normalizado de Vegetación (NDVI), el Índice Normalizado de Agua (NDWI), el Índice de Humedad Topográfico (TWI) y la Clasificación Supervisada (SCP) en el área de estudio. De esta forma, mediante las capas de información generadas, se realizaron pruebas con las diferentes combinaciones posibles entre las mismas. Estas se realizaron con el propósito de observar la participación de cada uno de los índices hasta lograr la más adecuada para la identificación de vegas andinas, obtenida por medio de la combinación del NDVI, el TWI y la SCP. La cartografía obtenida de vegas detectadas a partir de la metodología propuesta se corroboró mediante trabajo de campo junto a imágenes satelitales de Google Earth, y a través de la construcción de una Matriz de Confusión. La metodología propuesta demostró efectividad en la detección remota de vegas andinas, con una exactitud global del 82% al verificar los resultados con imágenes satelitales y trabajo de campo. La matriz de confusión indicó una sensibilidad del 89% y una precisión del 73%.

Palabras clave: Vegas andinas, humedales de altura, detección remota, cuenca Vallecitos.

INTRODUCCIÓN

La cuenca del río Vallecitos se caracteriza por la predominancia de ambientes glaciar y periglaciar, donde la dinámica hídrica presenta variaciones según las condiciones climáticas. En años con precipitaciones dentro del promedio o húmedos, el régimen de los ríos andinos es predominantemente nival, mientras que en años secos los glaciares y ambientes periglaciares constituyen la principal fuente de caudal (Crespo et al., 2020). La cuenca de Vallecitos forma parte de la cuenca mayor del río Mendoza, la cual abastece de agua a la metrópolis homónima, lo que resalta la importancia de su estudio sistemático para la gestión del recurso hídrico. Dentro de este contexto, los humedales de altura, también denominados vegas andinas o mallines, constituyen el foco principal de la investigación, considerándose sinónimos estas tres denominaciones.

Las vegas son ecosistemas semiacuáticos cenagosos con fondos cuasi-impermeables, caracterizados por una acumulación significativa de materia orgánica y procesos sedimentarios en zonas con aguas relativamente estancadas (Trombotto y Ahumada, 2005; Göttlich, 1990). Se diferencian de los suelos poco desarrollados circundantes por poseer un horizonte de espesor variable con restos vegetales parcialmente descompuestos, saturados en agua sobre sedimentos holocenos (fluviales, glacigénicos o criogénicos) influenciados por aguas subterráneas. Adaptadas a condiciones climáticas extremas, las vegas andinas presentan una morfología en forma de cojín o almohadilla, que protege las raíces frente a vientos intensos y procesos criogénicos del suelo. Según Pecker y Trombotto (2021), estas vegas constituyen un tipo de "turbera anmoor", con menor contenido de materia orgánica que turberas de ambientes hiperhúmedos, y su permanencia se ve favorecida por la conexión con vertientes de agua y bajas temperaturas que inhiben la degradación total de la materia orgánica. Estos humedales se encuentran en proximidad a ambientes glaciar y periglaciar, destacándose su relevancia ecológica y su papel como reservorios hídricos en ecosistemas de altura.

La importancia hidrológica de las vegas ha sido destacada por Ontivero (2015), quien subraya su función como acumuladoras temporales de agua dulce y reguladoras de caudales en períodos secos, asegurando la disponibilidad de agua aguas abajo. Dado su valor ecológico y su capacidad de purificación de agua, la presente investigación se enfocó en la búsqueda de metodologías de detección remota de humedales altoandinos, con el objetivo de generar un inventario detallado que permita su monitoreo y conservación.

Estudios previos en Argentina evidencian la utilidad de la teledetección para la caracterización de ambientes húmedos. El INTA, por ejemplo, desarrolló un inventario nacional de humedales mediante técnicas de detección remota y análisis geoespacial, identificando grandes superficies con vegetación hidrófila en distintas regiones del país (INTA, 2022). A partir de estos antecedentes, se propuso generar un método semiautomático para la identificación de vegas andinas, aplicable a los Andes áridos, que permita crear un inventario y herramientas de monitoreo efectivas. La metodología fue testeada en la cuenca de Vallecitos, dentro del Parque Provincial Cordón del Plata, facilitando la validación de resultados y permitiendo ajustes que favorecerán la futura detección de vegas en toda la cordillera argentina.

La hipótesis central de la investigación sostiene que la detección remota de vegas andinas mediante diferenciación espectral es posible utilizando imágenes satelitales multiespectrales. Los resultados preliminares indican que la detección es más sensible a la resolución espacial que a la resolución espectral, subrayando la necesidad de utilizar sensores adecuados para capturar estas formaciones de pequeña escala. El desarrollo de esta metodología permitirá, en el mediano plazo, avanzar hacia un inventario nacional de vegas andinas, contribuyendo a la gestión sustentable de estos ecosistemas estratégicos en los Andes áridos.

OBJETIVOS

General

Desarrollar una metodología semiautomática de detección de humedales de altura de bajo costo y capaz de ser replicable en el ámbito regional de los Andes Centrales, y así

contribuir en la mejora de la gestión de estos y, de forma paralela, del recurso hídrico provincial.

Específicos

- Evaluar la capacidad de detección de vegas andinas por parte de diversas composiciones RGB, índices de bandas y aplicando el método de clasificación supervisada.
- Validar los resultados de la detección mediante la técnica de Matriz de Confusión.
- Publicar los resultados en eventos académicos/científicos

ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Vallecitos se localiza entre los 32° 55' a 33° 02' S y entre los 69° 26' y 69° 20' O, con una extensión aproximada de 51 km2. Ubicada en los Andes Centrales, específicamente en la Cordillera Frontal, pertenece al área natural protegida que comprende el Parque Provincial Cordón del Plata, localizado entre Tupungato y el distrito Potrerillos de Luján de Cuyo, a 80 km de la Ciudad de Mendoza. Su límite norte está marcado por el río Mendoza, al oeste está delimitado por un importante cordón montañoso con cumbres de hasta 6.000 metros de altura como el cerro El Plata (5970 m.s.n.m.), Rincón (5.300 m.s.n.m.), Vallecitos (5.500 m.s.n.m.). A su vez, el área estudiada corresponde a la provincia fitogeográfica Andina y Altoandina, en el distrito geográfico cuyano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para llevar a cabo la presente metodología se utilizó una imagen multiespectral proveniente del satélite Sentinel 2 (10m^2 de resolución espacial), obtenidas mediante la plataforma de libre acceso Earth Explorer, y un Modelo Digital de Elevación derivado del sitio Earth Data de la NASA (12,5m^2 de resolución). Las imágenes SENTINEL 2 corresponden al día 22 de febrero del año 2022. Esta selección fue hecha para evitar la existencia de nieve estacional y resaltar la presencia de vegas.

A partir de los materiales se elaboraron los siguientes productos: Índice Normalizado de Vegetación (NDVI), Índice Normalizado de Humedad (NDWI), e Índice Topográfico de Humedad (TWI), los cuales serán desarrollados a continuación (Fig. 1).

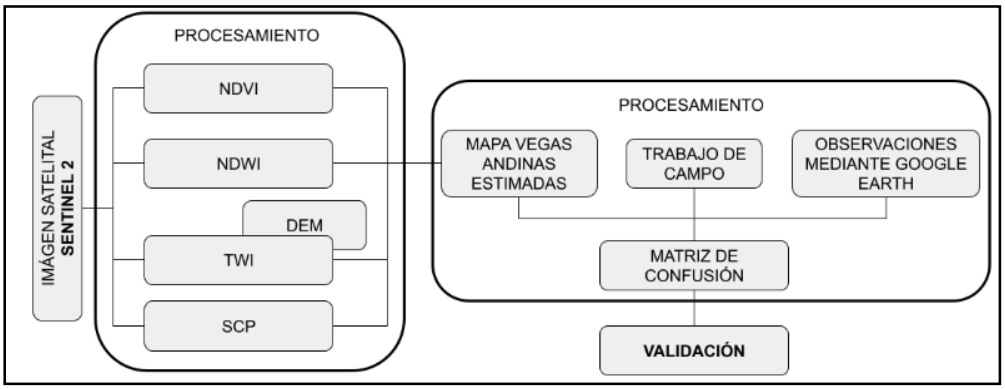


Figura 1. Esquema metodológico general.

Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)

Para la obtención del Índice Normalizado de Agua se utilizaron la porción del espectro correspondiente al verde (GREEN) y al infrarrojo cercano (NIR) de las imágenes multiespectrales mencionadas anteriormente. Estas se aplicaron en la fórmula NDWI= (GREEN - NIR) / (GREEN + NIR). El NDWI se utiliza para monitorear los cambios relacionados con el contenido de agua de la superficie. Como los cuerpos de agua absorben fuertemente la luz en el espectro electromagnético visible e infrarrojo, NDWI utiliza bandas verdes e infrarrojas cercanas para resaltar estos cuerpos. Es sensible a la tierra edificada y puede resultar en una sobreestimación de los cuerpos de agua.

Índice de agua de diferencia normalizada (NDWI)

Para la obtención del Índice Normalizado de Agua se utilizaron la porción del espectro correspondiente al verde (GREEN) y al infrarrojo cercano (NIR) de las imágenes multiespectrales mencionadas anteriormente. Estas se aplicaron en la fórmula NDWI= (GREEN - NIR) / (GREEN + NIR). El NDWI se utiliza para monitorear los cambios relacionados con el contenido de agua de la superficie. Como los cuerpos de agua absorben fuertemente la luz en el espectro electromagnético visible e infrarrojo, NDWI utiliza bandas verdes e infrarrojas cercanas para resaltar estos cuerpos. Es sensible a la tierra edificada y puede resultar en una sobreestimación de los cuerpos de agua.

Clasificación supervisada

El método de Clasificación Supervisada utilizado en esta investigación se fundamentó en el conocimiento previo del área de interés, adquirido durante el Viaje de Estudios Provincial 2021 de la carrera de Geografía. La familiaridad con la zona permitió delimitar sobre las imágenes satelitales aquellos elementos representativos de cada categoría de la leyenda, tal como recomienda Chuvieco (2006). Además, se llevó a cabo un reconocimiento detallado de las superficies de interés mediante imágenes satelitales de alta resolución proporcionadas por Google Earth, lo que permitió identificar con precisión los distintos tipos de cobertura presentes en la cuenca.

Para implementar la metodología, se construyó un stack de imágenes correspondientes a distintas porciones del espectro electromagnético, considerando que cualquier tipo de energía radiante puede definirse mediante ondas con longitud y frecuencia determinadas. La organización de estas ondas en bandas de comportamiento similar dio origen al espectro trabajado, abarcando las bandas visibles (rojo, verde y azul) y la banda del infrarrojo cercano, de especial relevancia para diferenciar vegetación y zonas con concentración de humedad. Estas bandas presentan una resolución espacial de 10 m^2, adecuada para detectar vegas de extensión relativamente pequeña en la superficie del terreno.

El funcionamiento de la Clasificación Supervisada se basa en el cálculo de vectores de medias y matrices de covarianza estimadas para cada clase, que posteriormente se utilizan en la fase de asignación de píxeles de la imagen a las distintas categorías, conforme a la teoría bayesiana de decisión (Ormeño, 2006). El objetivo principal de la clasificación es asignar cada objeto o fenómeno físico a una de las clases especificadas, entendiendo cada clase como una agrupación de objetos con características comunes. Esta técnica es ampliamente utilizada en campos relacionados con el reconocimiento de patrones espaciales y permitió, en el presente estudio, diferenciar de manera precisa las

firmas espectrales de los humedales altoandinos respecto al resto de la vegetación circundante.

Un aspecto clave de la metodología fue la selección rigurosa de las áreas de entrenamiento, que aseguró que las firmas espectrales de cada clase reflejaran con claridad las diferencias en sus valores de reflectancia. Esto permitió discriminar efectivamente entre zonas de vegetación general, áreas de lagg y vegas andinas. Las zonas de lagg constituyen franjas húmedas que rodean los humedales y los conectan con el paisaje circundante, desempeñando un papel esencial en la dinámica hidrológica y ecológica de estos ecosistemas (Howie & Tromp-van Meerveld, 2011).

La aplicación de la Clasificación Supervisada en el área de estudio permitió establecer un método semiautomático de detección de vegas altoandinas, aportando información relevante para la planificación de inventarios y monitoreo ambiental. La diferenciación espectral obtenida asegura que los humedales puedan ser identificados incluso cuando presentan dimensiones reducidas, facilitando la creación de mapas precisos y confiables. Este enfoque representa un avance metodológico importante para la gestión de los ecosistemas de altura, ya que proporciona una herramienta eficiente para la detección, seguimiento y conservación de las vegas andinas, garantizando que estas áreas estratégicas para la regulación hídrica y la biodiversidad sean protegidas y estudiadas con mayor detalle.

Índice de humedad topográfico (TWI)

Para realizar el TWI se llevó a cabo la metodología utilizada en el trabajo "*TWI computation: a comparison of different open source GISs"* de Mattivi et. al. (2019). Se utilizó como insumo un DEM del satélite ALOS-PALSAR que cuenta con una resolución espacial de 12,5m^2, además, el índice se elaboró previamente mediante el software SAGA GIS.

El índice Topográfico de Humedad, es un índice compuesto que describe la tendencia de una celda a acumular agua y se define de la siguiente manera:

$$TWI = \ln\left(\frac{SCA}{\tan\varphi}\right)$$

Donde *SCA* es el Área de Captación Específica y φ es el ángulo de la pendiente, asumiendo que las propiedades del suelo son uniformes. El concepto básico del TWI es un balance de masa: SCA es un parámetro de la tendencia a recibir agua, mientras que la pendiente local y la longitud del contorno de drenaje, implícitas en el SCA, describen la tendencia a evacuar agua. Este índice asume condiciones de estado estacionario y, condiciones espacialmente invariantes para la infiltración y la transmisividad.

Se puede visualizar en la Fig. 2, la metodología utilizada en SAGA GIS para la obtención del Índice Topográfico de Humedad (Fig. 3).

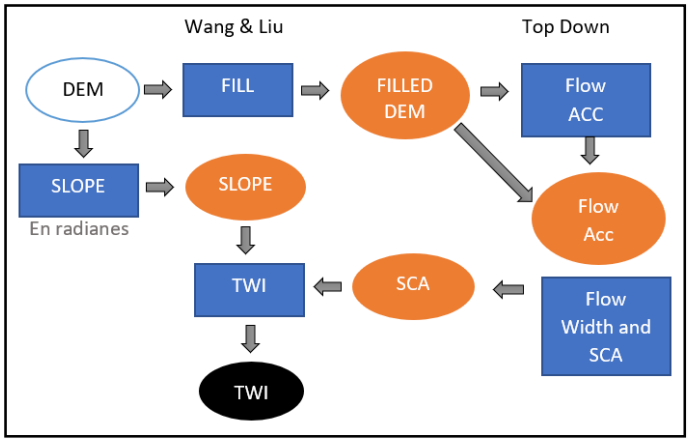


Figura 2. Metodología empleada para la realización del TWI. Fuente: Mattivi et. al. (2019).

Compilación de las fuentes de información

Una vez obtenidos los índices del área de estudio se pasó la búsqueda de sus respectivos umbrales en el valor de sus píxeles, en el NDVI, NDWI y TWI (los mismos se pueden encontrar en la Tabla I). Estos se establecieron a partir de las cifras que mejor representan a la superficie de interés, es decir, la de las vegas de altura. Este paso resultó de vital importancia para el correcto filtrado de la información de la superficie, por lo que su rigurosidad se tradujo en un elemento clave para la obtención de los resultados. Los mismos se reajustaron en el transcurso de la investigación para lograr su mayor optimización.

Tabla I. Índices, ecuaciones y valores utilizados como umbral de referencia (B8 corresponde al infrarrojo cercano, B4 al rojo y B3 al verde).

Índice	Expresión	Umbral utilizado
NDVI	**NDVI= (B8–B4) / (B8+B4)**	**>0,33 <0,45**
NDWI	**NDWI= (B3-B8) / (B3+B8)**	**>0,33 <0,45**
TWI	**TWI= In (SCA/tanφ)**	**TWI ≥-9 ≤ 12**

Posteriormente, con las capas de información generadas, se realizaron seis pruebas (P1-P5) con las diferentes combinaciones posibles entre las mismas. Esto se realizó con el propósito de evaluar la influencia de cada índice en la detección conjunta de los humedales (Tabla II).

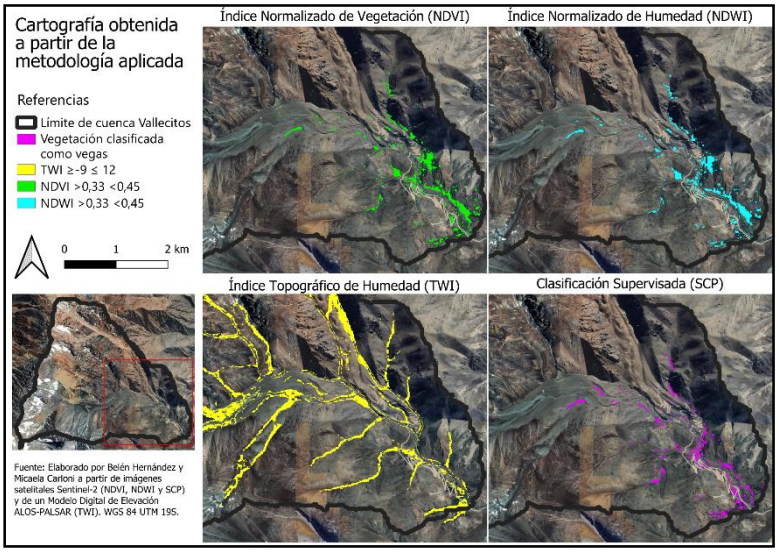


Figura 3. Cartografías obtenidas a lo largo de la elaboración de la metodología.

Tabla II. Pruebas de combinaciones realizadas

Nº de prueba		**Métodos Considerados**
P1	P1.a*	NDVI + NDWI + TWI + SCP
	P1.b*	
P2		NDVI + NDWI + SCP
P3		NDVI + TWI + SCP
P4		NDWI + TWI + SCP
P5		NDVI + NDWI + TWI

*con reajustes en los umbrales de NDVI, NDWI y TWI

Matriz de confusión

Para la validación de los resultados se llevó a cabo una matriz de confusión donde se pusieron a prueba los resultados obtenidos mediante la metrología aplicada y la realidad observada. Hacia el interior de esta, la primera clase corresponde a Verdaderos Positivos, aquí se presentan los casos en los que el modelo predijo correctamente la clase positiva. En segundo lugar, la clase Falsos Negativos indica los casos en los que el modelo falló al predecir la clase positiva. En tercer lugar, la clase de Falsos Positivos se refiere a los casos en los que el modelo predijo incorrectamente la clase positiva. Por

último, la clase Verdaderos Negativos representa los casos en los que el modelo predijo correctamente la clase negativa (Fig. 4) (Lemun, 2024).

De esta forma la lectura de la matriz fue la siguiente:

- **VP (Verdadero Positivo):** Áreas correctamente identificadas como humedales por la detección remota y que coincidieron con los datos reales del terreno.
- **FP (Falso Positivo):** Áreas incorrectamente identificadas como humedales por la detección remota cuando en realidad no lo eran según los datos reales del terreno.
- **FN (Falso Negativo):** Áreas que la detección remota no identificó como humedales, pero que en realidad sí lo eran según los datos reales del terreno.
- **VN (Verdadero Negativo):** Áreas correctamente identificadas como no humedales por la detección remota y que coincidieron con los datos reales del terreno.

En este caso la matriz de confusión se utilizó para la observación de una clase binaria, ya que se buscó diferenciar dos tipos de superficies, la que corresponde a las vegas andinas y la que no. Esta matriz se utiliza para calcular diversas métricas de evaluación del rendimiento de un determinado modelo (Lemun, 2024). Las que se utilizaron fueron: sensibilidad, especificidad y precisión. La sensibilidad, también se conoce como Tasa de Verdaderos Positivos, es la proporción de casos positivos que fueron correctamente identificadas por el algoritmo. La especificidad, también conocida como la Tasa de Verdaderos Negativos, se trata de los casos negativos que el algoritmo ha clasificado correctamente; esta expresa cuán bien puede el modelo detectar esa clase. Por otro lado, la precisión se refiere a la dispersión del conjunto de valores obtenidos a partir de mediciones repetidas de una magnitud. Cuanto menor es la dispersión mayor la precisión. Se representa por la proporción de verdaderos positivos dividido entre todos los resultados positivos (tanto verdaderos positivos, como falsos positivos). En forma la práctica es el porcentaje de casos positivos detectados (Fig. 4) (Barrios. J, 2019).

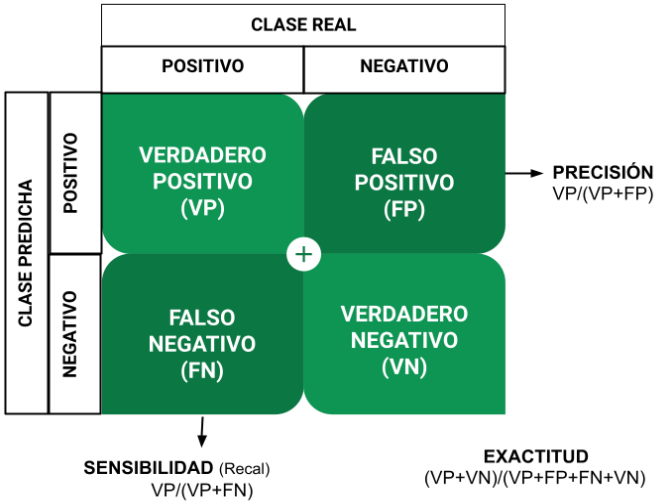


Figura 4. Ejemplo de matriz de confusión para un problema de clase binaria y métricas aplicadas. Fuente: Carloni, Hernandez; en base a Barrios. J, (2019).

Puntos de control

Para la realización de la matriz descrita anteriormente se estableció una serie de 22 puntos de control, en los cuales se puso a prueba el resultado obtenido de la metodología realizada (Fig. 5). Se seleccionaron áreas donde se detectaron vegas y áreas donde el modelo no mostró la presencia de las mismas; estos últimos puntos se colocaron estratégicamente en espacios como quebradas, en la vera de arroyos y en parches de vegetación, es decir, espacios donde potencialmente se podrían encontrarse vegas andinas para poder poner a prueba la técnica aplicada. De esta forma se observaron en terreno los puntos seleccionados y se fue completando la matriz según la clasificación de VP, FP, VN, FN descrita anteriormente.

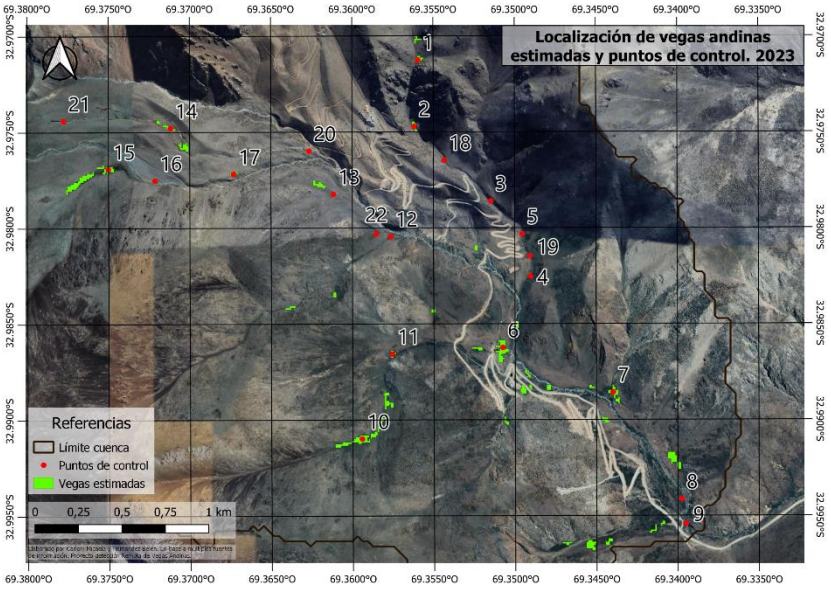


Figura 5. Localización de vegas andinas estimadas y puntos de control. 2023.

Observaciones de campo

Al analizar los resultados obtenidos mediante la matriz de confusión, es importante considerar ciertos aspectos metodológicos. Los puntos de control (4, 10, 14, 15, 18 y 19) se encontraban en áreas de difícil acceso, por lo que se recurrió a Google Earth Pro. Gracias a la alta resolución de sus imágenes, fue posible clasificarlos correctamente en la matriz. Las fuentes de información utilizadas incluyen imágenes satelitales Sentinel-2 con resolución de 10 m² y un Modelo Digital de Elevación de 12,5 m², empleado en el cálculo del Índice Topográfico de Humedad. Esta limitación implica que vegas con extensiones menores a estas resoluciones no fueron detectadas automáticamente, aunque sí fueron observadas durante el recorrido del área. Por ejemplo, los puntos de control 4, 5, 18 y 19 corresponden a vegas pequeñas a la vera del arroyo; en la matriz se clasificaron como VN (Verdadero Negativo), dado que la técnica correctamente no las detectó.

Según la clasificación de Gonnet et al. (2016), los parches de vegetación muestran una notable heterogeneidad. Se identifican comunidades dominadas por plantas en cojín, indicativas de mayor humedad, y otras asociaciones típicas de humedales. Los autores distinguen tres tipos de parches según la fisonomía de la vegetación: (i) pajonales, (ii) praderas de céspedes y (iii) comunidades dominadas por plantas en cojín.



Figura 6. Fotografías tomadas en la salida de campo de los puntos de control.

1) Punto de control 3 (VN)
- Vega de ambiente saturado de extensión acotada a los límites del arroyo observado.
- La metodología no la detectó debido a su dimensión (limitante de la técnica).

2) Punto de control 12 (VN)
- Vega de ambiente saturado con plantas en cojín de extensión acotada a los límites del arroyo observado. Ubicada en la ladera norte del talud de una morena.
- La metodología no la detectó debido a su dimensión (limitante de la técnica).

3) Punto de control 13 (FP)
- Vegetación clasificada como pradera de césped.
- Ladera Noreste, terreno que destaca del circundante por la abundante presencia de céspedes bajos.

4) Punto de control 17 (VP)
- Vega de ambiente saturado con plantas en cojín, ubicado sobre morena, pendiente Noreste, aterrazadas.

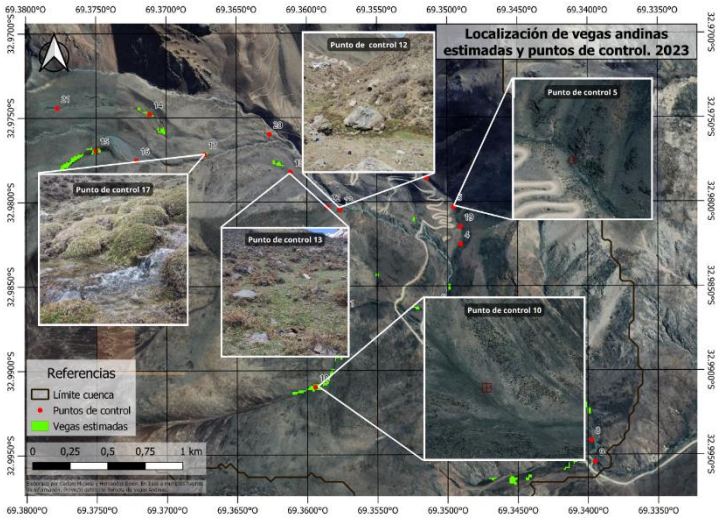


Figura 7. Localización de vigas andinas estimadas y puntos de control con localización de fotografías.

RESULTADOS

A partir de la realización de las pruebas para evaluar la influencia de cada índice en la detección de humedales (Tabla II) fue posible establecer que la P1 es la más rigurosa de todas las posibilidades. Sin embargo, una vez comprobada la necesidad de la utilización de las cuatro fuentes de información realizadas, fue necesario un reajuste de los valores de los umbrales utilizados en el NDVI, NDWI y TWI. Por lo que se generaron las pruebas P1.a y P1.b. De las cuales la seleccionada resultó ser la P1.b

De esta forma fue posible observar que los índices NDVI, NDWI -en menor medida- y la Clasificación Supervisada fueron los más propicios para la identificación de los humedales de altura, mientras que el TWI resultó óptimo para realizar el recorte necesario a fin de separar la vegetación que no es considerada vega. Por consiguiente, se seleccionó la prueba 1 como la más adecuada. Una vez seleccionada esta prueba se procedió a reajustar los valores de los umbrales seleccionados en el NDVI, NDWI y TWI, ya que se detectó mediante la observación de los resultados preliminares que los mismos tenían la posibilidad de ajustar aún más su rigurosidad. De esta forma surgieron las pruebas P1.a y P1.b. Las cuales poseen las mismas fuentes de información que la P1 pero con reajustes en los valores de los umbrales en los índices mencionados, los mismos se encuentran expresados en la Tabla I.

En síntesis, mediante la combinación de la información obtenida a través del uso de la Calculadora Ráster, de la técnica de Clasificación Supervisada y el ajuste de los diferentes índices previamente mencionados, se ha logrado un mapa de resultados provisorios (Fig. 8) que representa la detección remota de los humedales altoandinos hasta el momento. No obstante, se hace hincapié en que estos resultados son preliminares y requieren de la validación en el campo para corroborar la efectividad de la metodología empleada.

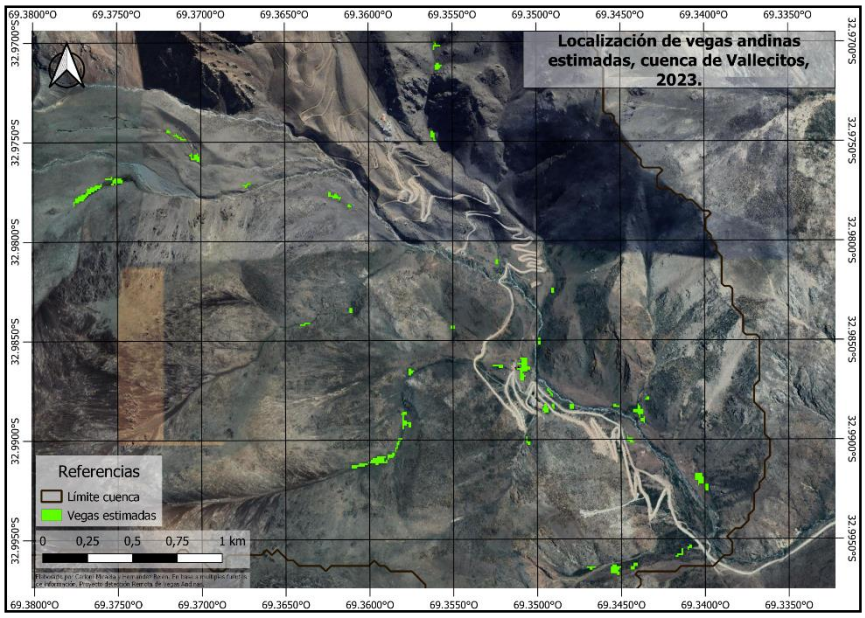


Figura 8. Localización de vegas andinas estimadas, cuenca Vallecitos, 2023.

Posteriormente, a partir de la realización de la Matriz de Confusión se arribó a los siguientes resultados. Se hallaron 8 puntos de control identificados como verdaderos positivos, 10 verdaderos negativos, 3 falsos positivos y 1 falso negativo (Tablas III y IV). Sobre la base de estos datos se elaboraron las métricas descritas anteriormente de sensibilidad, especificidad y precisión cuya finalidad es evaluar el desempeño de la metodología elaborada.

Tabla III. Cruzamiento entre resultados obtenidos a partir de la metodología aplicada (Estimación) y la Realidad.

		Realidad																				
	ID	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Estimación	1	VP																					
	2		VP																				
	3			VN																			
	4				VN																		
	5					VP																	
	6						VP																
	7							VP															
	8								VN														
	9									VN													
	10										FP												
	11											FP											
	12												VN										
	13													FP									
	14														VP								
	15															VP							
	16																VN						
	17																	VP					
	18																		VN				
	19																			VN			
	20																				FN		
	21																					VN	
	22																						VN

Tabla IV. Cantidad de puntos por categoría de clasificación.

Verdadero positivo (VP)	Verdadero negativo (VN)	Falso positivo (FP)	Falso negativo (FN)	Total
8	10	3	1	22

Métricas:

- Precisión: VP/(VP+FP)= 8/(8+3)= 0,73
- Sensibilidad (recall): VP/(VP+FN)= 8/(8+1)= 0,89
- Exactitud: (VP+VN)/(VP+FP+FN+VN)= (8+10)/(8+3+1+10)= 0,82
- Puntaje F1: (2*(Precisión*Sensibilidad))/(Precisión+Sensibilidad) = (2*(0,73*0,89))/(0,73+0,89)= 0,8

Los resultados indican que:

A. La precisión fue de un 0,73. Es decir, que el 73% de las predicciones positivas de la metodología son correctas (existieron tres controles falsos positivos).
B. La sensibilidad de la metodología fue de 0,89. Es decir que el 89% de los casos verdaderos positivos fueron identificados correctamente por esta (existió un falso negativo).

C. La exactitud de la metodología fue de 0,82. Es decir que el 82% de todas las predicciones hechas, tanto positivas como negativas, son correctas.
D. El Puntaje F1 corresponde a un promedio entre precisión y sensibilidad, esto obtuvo un valor de 0,8.

De esta forma, es posible sostener la viabilidad de utilizar técnicas de detección remota para identificar vegas andinas en la cuenca Vallecitos. Al combinar índices de vegetación, agua, humedad topográfica y clasificación supervisada, se ha logrado un modelo efectivo que permite el mapeo de estos humedales de altura. Los resultados obtenidos, con una exactitud global superior al 82%, respaldan la efectividad de la metodología propuesta y abren nuevas perspectivas para la gestión, conservación y monitoreo de las vegas en regiones áridas.

La alta sensibilidad del modelo (89%) indica que es capaz de detectar la mayoría de las vegas presentes en el área de estudio, lo cual es crucial para evitar subestimar la extensión de estos ecosistemas. Por otro lado, la precisión del 73% sugiere que el modelo genera pocos falsos positivos, clasificando como vegas aquellas áreas que realmente lo son. No obstante, ambos resultados determinan que la metodología detecta correctamente las vegas, pero también puede incluir muestras correspondientes a otro tipo de superficie.

Por otro lado, el puntaje F1 de 0,8 indica un buen equilibrio entre precisión y sensibilidad, lo que confirma la robustez del modelo en la identificación de vegas andinas. Estos resultados, respaldados por el trabajo de campo y la matriz de confusión, proporcionan una base sólida para futuras investigaciones y aplicaciones prácticas.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos demuestran la viabilidad de emplear imágenes satelitales, modelos digitales de elevación y software libre para la detección remota de humedales altoandinos. No obstante, la efectividad de los resultados obtenidos está directamente influenciada por la resolución espacial de las fuentes de información utilizadas. Resulta fundamental considerar esta limitación al interpretar los mapas generados.

De forma paralela, se destaca la importancia del trabajo de campo para poner a prueba la metodología realizada en gabinete y obtener parámetros sobre su eficiencia para su futura implementación de forma remota en áreas de difícil acceso.

A modo de conclusión, esta herramienta resulta de gran utilidad para la toma de decisiones informadas en relación a la protección de estos ecosistemas estratégicos. Al contar con un inventario y una metodología precisos de localización de vegas, es posible implementar medidas de conservación más efectivas, monitorear los cambios en su extensión y evaluar el impacto de diferentes factores ambientales y antrópicos.

REFERENCIAS

Barrios Arce, J. I. (2019). La matriz de confusión y sus métricas. Recuperado de https://www.juanbarrios.com/la-matriz-de-confusion-y-sus-metricas/

Gonnet, J. M., López, C., Aranibar, D. E., & Lictevout, E. (2016). Manual introductorio al manejo de vegas y bofedales mediante prácticas tradicionales de culturas andinas en el norte de Chile. Biblioteca Digital CIREN. Recuperado de

https://bibliotecadigital.ciren.cl/server/api/core/bitstreams/e9dd9c1b-8567-4f35-a1bf-f5590dd72444/content

Chuvieco, E. (2006).Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio. 1º Edición. Editorial Ariel, S.A. Barcelona.

Chuvieco. E. (2008) Teledetección Ambiental. 3ª ed. Barcelona, España: Editorial Ariel.

D. Trombotto-Liaudat, E. Bottegal (2020): Recent Evolution Of The Active Layer In The Morenas Coloradas Rock Glacier, Central Andes, Mendoza, Argentina And Its Relation With Kinematics. Cuadernos de Investigación Geográfica. N° 46 (1) pp. 159-185

Gonzales, J. P. (2023). Evaluación del impacto ambiental de la minería en la cuenca del río Chili mediante técnicas de teledetección (Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa). Repositorio Institucional UNSA. Recuperado de https://repositorio.unsa.edu.pe/server/api/core/bitstreams/8666ae96-537b-4c06-b930-7253837f247a/content

Howie, S. A., & Tromp-van Meerveld, I. (2011). The essential role of the lagg in raised bog function and restoration: A review. Wetlands, 31(4), 613–622. https://doi.org/10.1007/s13157-011-0168-5

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). (2022). Mapa de Humedales de Argentina [Geoportal]. Recuperado de https://intahumedales.users.earthengine.app/view/mapahumedalesargentina

Lemun Lemun, C. J. (2024). Detección automática de glaciares rocosos mediante imágenes satelitales y Deep Learning (Tesis de Magíster, Universidad de Chile). Repositorio Académico de la Universidad de Chile. Recuperado de https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/197912

Mattivi, P., Franci, F., Lambertini, A., & Bitelli, G. (2019). TWI computation: a comparison of different open source GISs. Open Geospatial Data, Software and Standards, 4(1). https://doi.org/10.1186/s40965-019-0066-y

Méndez, E. (2004) La vegetación de los altos Andes. Pisos de vegetación del flanco oriental del Cordón del Plata (Mendoza, Argentina). ISSN 0373-580 X Bol. Soc. Argent. Bot. 39 (3-4): 227 - 253

Méndez, E. (2007). La vegetación de los altos Andes II. Las vegas del flanco oriental del cordón del plata (Mendoza, Argentina). Boletín Sociedad Argentina de Botánica. 42 (3-4): 273-294.

Ontivero, M. (2015). Caracterización biofísica de vegas en los Altos Andes Centrales de Argentina [Tesis de Doctorado,Universidad Nacional de San Juan]. Repositorio Digital UNC - Universidad Nacional de Córdoba.

Pecker Marcosig, I., Trombotto Liaudat, D. (2021). Análisis de la dinámica de dos mallines de altura en Vallecitos, Cordón del Plata, Mendoza, Argentina, en el periodo 2002-2019. Acta Geológica Lilloana 33 (1): 1-24. doi: https://doi.org/10.30550/j.agl/2021.33.1/2021-02-18

Sentinel Hub. (n.d.). NDWI Normalized Difference Water Index. Sentinel Hub Custom Scripts. Recuperado de https://custom-scripts.sentinel-hub.com/custom-scripts/sentinel-2/ndwi/

Trombotto, D.T.A. y Ahumada, A.L. 2005. Los Fenómenos Periglaciares. Identificación, Determinación y Aplicación. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán. Opera Lilloana XLV: 131 pp.

Wurstten, A. (2019) Desarrollo de un programa de monitoreo y alerta temprana para el manejo de las vegas de la Cordillera de los Andes de la provincia de San Juan a través del uso de Sistemas de Información Geográfica y sensores remotos (Nº 11). CONICET, Mendoza, Argentina

CONCENTRACIONES DE HIERRO Y MANGANESO EN SECTORES DE EXTRACCIÓN DE AGUA SUBTERRÁNEA DEL PARTIDO DE LA COSTA

Silvina C. Carretero [a,b], Leandro Rodrigues Capítulo [a,b] y Eduardo Kruse [a,b]

[a]*CEIDE Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata (UNLP), 64 nº 3, 1900 La Plata, ARGENTINA.*
[b]*Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ARGENTINA.*

e-mail: scarretero@fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN

En el Partido de La Costa la calidad del agua para consumo se ve afectada por concentraciones naturales de Fe y Mn que exceden los límites del Código Alimentario Argentino, siendo 0,30 mg/L para el primero y 0,10 mg/L para el segundo. El objetivo del trabajo es analizar el comportamiento de las concentraciones de Fe y Mn y su respuesta frente al tratamiento en San Clemente del Tuyú y Santa Teresita. También se estudió la relación entre sus concentraciones con la intensidad de uso y el ciclo hidrológico. Se analizaron datos de Fe y Mn del agua subterránea antes y después del tratamiento. Los valores se obtuvieron utilizando métodos colorimétricos (test Merck). Se contó con datos de caudal extraído y se calcularon los excesos del balance hídrico. En San Clemente las concentraciones de Fe oscilan entre 2,65 y 4,31 mg/L y el Mn lo hace entre 0,24 y 0,51 mg/L. Los valores de Fe siempre se reducen por debajo del límite luego del tratamiento, pero para el Mn esto no siempre sucede, resultando en aguas con altas concentraciones en el 32% de los casos. En Santa Teresita el Fe se encuentra entre 1 y 3 mg/L y el Mn entre 0,45 y >0.5. En ambos casos, luego del tratamiento los valores se reducen, llegando incluso a no ser detectables. En la relación con el ciclo hidrológico, ninguno de los elementos parece estar condicionado por las variaciones en los excesos. En San Clemente no se verifica la existencia de una relación entre caudales de extracción y valores de concentración de los analitos. En cambio, en Santa Teresita si pareciera observarse una relación directa entre el Fe y la cantidad de agua extraída.

Palabras Clave: Hierro, Manganeso, Caudales, Excesos hídricos, Acuíferos costeros.

INTRODUCCIÓN

En el Partido de La Costa, Buenos Aires, Argentina la calidad del agua para consumo se ve afectada por concentraciones naturales de Fe y Mn (Carretero et al, 2013; Carretero et al, 2023) que exceden los límites admisibles del Código Alimentario Argentino, siendo 0,30 mg/L para el primero y 0,10 mg/L para el segundo.

Las altas concentraciones de Fe y Mn en el agua subterránea, que es fuente del suministro de agua potable a las poblaciones, es una problemática que se extiende por diferentes países como Nueva Zelanda, Reino Unido (Escocia), India, China, Turquía, USA (Ramesh et al.,1995; Daughney, 2003; Weng et al, 2007; Zhang et al, 2010;

Chidambaram et al, 2011; Yuce y Alptekin, 2013). Estas concentraciones suelen exceder las normativas impuestas para el agua potable.

Organismos Internacionales como la Organización Mundial para la Salud (OMS, 2006), la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US.EPA, 2003) o la Unión Europea (EU, 2020) han definido los límites de admisibilidad para los compuestos disueltos en el agua para consumo humano. En el caso de Argentina se siguen los lineamientos del Código Alimentario Argentino (CAA) (ANMAT, 2019).

En la costa nororiental de la provincia de Buenos Aires, Argentina, la única fuente de agua potable (subterránea) presenta un desarrollo limitado y está restringida a la franja de dunas costeras. El acuífero se extiende por más de 60 km y la totalidad del Partido de La Costa abastece a más de 100,000 habitantes (INDEC, 2022).

El objetivo del trabajo fue analizar el comportamiento de las concentraciones de Fe y Mn y su respuesta frente al tratamiento en las localidades de San Clemente del Tuyú y Santa Teresita. También se estudió la relación entre sus concentraciones con la intensidad de uso y el ciclo hidrológico.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio (ver Fig.1) corresponde a la costa arenosa de la Provincia de Buenos Aires, Argentina (Partido de La Costa, PDLC). Es uno de los destinos turísticos más importantes del país. El uso del agua casi exclusivo para consumo humano y recreativo. La población que depende del acuífero costero para el suministro de agua se incrementa notablemente durante el verano, llegando a quintuplicar su valor.

La mayoría de las localidades del PDLC no poseen servicio de agua potable y sus habitantes se abastecen mediante pozos domiciliarios individuales, sin tratamiento del agua ni control de los caudales extraídos. En la localidad de San Clemente del Tuyú el suministro de agua proviene de la extracción de agua subterránea que se efectúa en un predio ubicado al sur de la urbanización (Planta COS). La red alimenta principalmente la zona céntrica donde se encuentran emplazados restaurantes, hoteles y los mayores edificios frente a la avenida costanera. En Santa Teresita en 2020 se instaló una planta potabilizadora (Planta Jagüel) para abastecer al nuevo Hospital, algunos colegios y tanques barriales. En este caso el sector de explotación se encuentra al norte del ejido urbano. El sector sur del PDLC posee servicio parcial brindado por la empresa ABSA (Mar de Ajó, San Bernardo).

La cobertura de saneamiento es muy superior a la de la red de agua potable, lo cual constituye una ventaja para protección del acuífero, sobre todo en las localidades que no cuentan con agua potable de red.

En cuando a los ambientes geomorfológicos, se reconoce al cordón costero, compuesto de sedimentos arenosos, de alta permeabilidad, que contiene al acuífero con agua de baja salinidad. Llanura deprimida se localiza al oeste del cordón costero, se caracteriza por sedimentos limo-arcillosos, baja permeabilidad y presentar agua de elevada salinidad. El acuífero se aloja en arenas de médanos superpuestas a arenas de barrera con un espesor promedio de 10 m, que aumenta hacia el sur (20 m). Se encuentra limitado por dos interfases, hacia el continente agua dulce-agua salobre y hacia el mar, agua dulce-agua salada (Carretero, 2011). También se ha detectado la presencia de una zonación química vertical donde hasta los 6 mbbp, el acuífero presenta características

aptas para consumo humano, y por debajo, las concentraciones de los analitos superan los límites admisibles (Carretero et al, 2022).

La morfología y la capacidad de infiltración de las dunas costeras (arenas) constituyen las principales áreas de recarga del agua subterránea, resultando en un reservorio de agua dulce que es la única fuente de abastecimiento a la población. El sector central del cordón costero es la zona de recarga principal, la conducción se efectúa en un corto tramo, y se da la descarga en dos direcciones opuestas, una hacia el mar y la otra al oeste hacia la llanura deprimida. Existen procesos puntuales de salinización (Santa Teresita) vinculados a una extracción intensiva del recurso que ha favorecido el avance del frente salino (Perdomo et al, 2013).

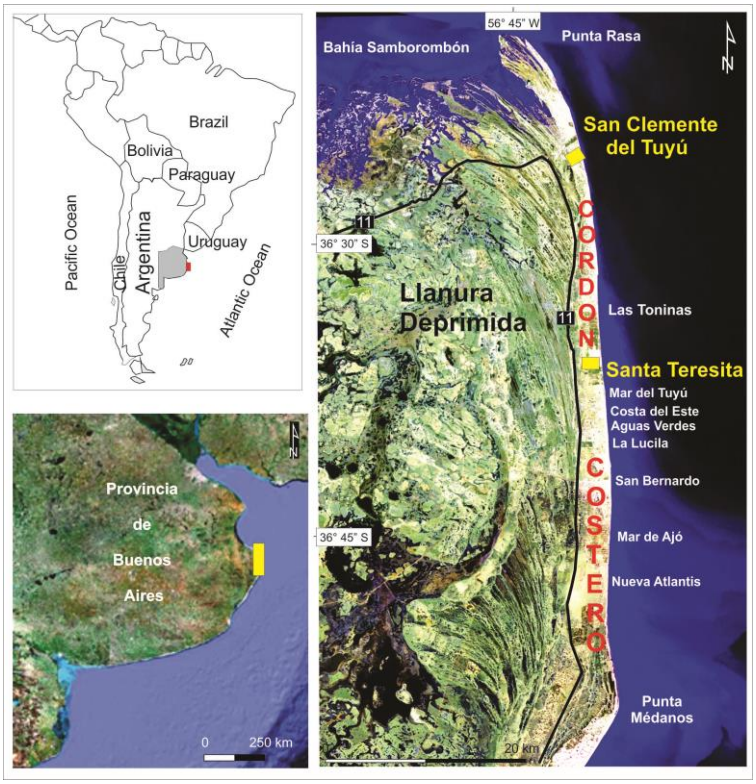


Figura 1. Área de estudio. Los recuadros amarillos señalan la ubicación de las zonas de extracción de agua y plantas de tratamiento de las localidades de interés.

MÉTODOS

Se analizaron datos de Fe y Mn del agua subterránea extraída desde abril 2021 a septiembre 2022 para el Jagüel (Santa Teresita) y desde septiembre 2021 a marzo 2024 para la planta COS (San Clemente). En el primer caso se proporcionaron valores medios mensuales y en el segundo, valores diarios. El muestreo y determinaciones fueron llevados a cabo por personal técnico de la cooperativa COS.

Para evaluar la capacidad de los procesos de abatimiento de Fe y Mn en las plantas, la recolección de las muestras se efectuó en dos instancias: antes de entrar a las plantas de tratamiento y luego del mismo. Cabe aclarar que se trata de una mezcla de aguas provenientes de varias perforaciones, y no de cada pozo individual.

Los valores se obtuvieron utilizando métodos colorimétricos (test Merck). Todos los iones hierro se reducen a iones hierro (II). Éstos, en medio amortiguado con tioglicolato,

forman con un derivado de triazina un complejo violeta rojizo. La concentración de hierro se determina semicuantitativamente por comparación visual del color de la solución de medición con las zonas de color de un disco colorimétrico. Los rangos de medición van desde 0,1 a 5 mg/L.

Para el caso del Mn, en solución alcalina los iones manganeso (II) forman con una oxima, un complejo pardo rojizo. La concentración de manganeso se determina semicuantitativamente por comparación visual del color de la solución de medición con las zonas de color de una tarjeta colorimétrica. Los rangos de medición van desde 0,03 a 0,5 mg/L.

Se clasificaron los resultados en su aptitud para consumo humano de acuerdo a las normativas disponibles, considerando al CAA (ANMAT, 2019) en primera instancia por tratarse de la reglamentación nacional (Tabla 1).

También se contó con datos de caudal extraído para cada planta. Se calcularon los excesos del balance hídrico para el periodo estudiado para evaluar la existencia de correlación entre las concentraciones de Fe y Mn en función del bombeo y del ciclo hidrológico.

Tabla I. Límites de admisibilidad en normativas nacionales e internacionales. US.EPA (Environmental Protection Agency de los Estados Unidos), UE (Unión Europea), OMS (Organización Mundial de la Salud), CAA (Código Alimentario Argentino).

	US. EPA	**UE**	**OMS**	**CAA**	**Efectos**
Fe	**0.3 mg/L (estándar secundario)**	**0.2 mg/L**	**0.5 mg/L Limite provisional**	**0.3 mg/L**	US.EPA: Ocurre la decoloración del agua que produce manchas de herrumbres y depósitos orgánicos fangosos con Fe(OH)3, pudiendo originar incrustaciones duras, siendo solo un impacto estético y no teniendo efectos sobre la salud. OMS: no contempla valores de referencia basados en efectos sobre la salud, pero se considera un valor de 2 mg/L para prevenir acumulación de hierro en el organismo.
Mn	**0.05 mg/L (estándar primario)**	**0.05 mg/L**	**0.4 mg/L Limite provisional**	**0.1 mg/L**	US.EPA: Impedir la formación de manchas en la ropa y el deterioro en los sanitarios de los hogares, además se considera más que adecuado para proteger la salud humana. OMS: existe alguna evidencia de riesgo potencial, pero según ellos la información sobre los efectos en la salud son limitados

RESULTADOS

Funcionamiento de los campos de extracción.

La planta COS en San Clemente cuenta con dos métodos de extracción de agua: 7 pozos con drenes horizontales o Ranney (caudal 7 m^3/h) y 43 sistemas wellpoint de diseño radial (caudal 13 m^3/h) ubicados en el cordón costero (ver Fig.2). La profundidad de extracción oscila entre 4 y 6 m, con una distancia entre los pozos de 25 m. Para evitar fenómenos de interferencia se operan de manera alternada, aunque en verano debido a la mayor demanda suele no respetarse este régimen. La producción promedio fuera de los meses de temporada de verano es de alrededor de 500 m^3/d. En diciembre y marzo promedia los 800 m^3/d mientras que en enero y febrero aumenta a 1500 m^3/d con algunos años superando los 1800 m^3/d, con lo cual en temporada se triplica la extracción. La planta fue instalada a fines de la década de 1970 y operaba con los pozos Ranney, posteriormente fue incrementando su capacidad con la colocación de los wellpoint. La remoción de Fe y Mn del agua se efectúa en una planta construida para tal fin en donde se efectúa un proceso de oxidación, floculación, decantación, paso por filtros de arena y cloración para luego ser almacenada en cisternas, previo a la distribución (ver Fig.3).

La planta El Jagüel en Santa Teresita es de reciente creación. Se evaluaron las características hidrogeológicas del acuífero freático en dos sectores con el fin de realizar la extracción de agua subterránea para abastecimiento (2018-2019). La continuación del estudio se basó en evaluar el comportamiento del acuífero bajo condiciones de bombeo (2021-2022). En un principio el abastecimiento iba a ser destinado a la zona salinizada de la costanera de Santa Teresita, pero durante el estudio se dirigió a cubrir las necesidades del Hospital de la misma localidad y tanques barriales. Esta planta es de pequeño porte, cuenta con 6 pozos wellpoint, pero con diseño en H (ver Fig.2). La planta de tratamiento de Fe y Mn es de tipo modular que son sistemas compactos y prefabricados, lo que facilita su instalación y transporte. Se trata del modelo PPCM.30, con una capacidad de 30 m^3/h. El agua tratada se envía a un tanque para su distribución a la red (ver Fig.4).



Figura 2. Sistemas de extracción de agua. Izquierda: wellpoint radial. Derecha: wellpoint en H.



Figura 3. Sistema de tratamiento y almacenaje de la planta COS.



Figura 4. Sistema de tratamiento y almacenaje de la planta El Jagüel.

Concentración de Fe y Mn en las plantas de extracción de agua antes del tratamiento

Los valores obtenidos representan la mezcla de agua de diferentes perforaciones que entra al sistema de tratamiento.

En la planta COS (ver Fig.5) las concentraciones de Fe oscilan entre 2,65 y 4,31 mg/L con un valor medio de 3,44 mg/L y el Mn lo hace entre 0,24 y 0,51 mg/L, con una media de 0,38 mg/L

En la planta El Jagüel (ver Fig.5) el Fe se oscila entre 1 y 3 mg/L con un promedio de 1,99 mg/L y el Mn entre 0,45 y >0,5 mg/L, cuya media aproximada es de 0,53 mg/L. Debido a la limitante del método, no se puede estimar cuánto mayor a 0,5 mg/L es el resultado, pero en estas instancias es información suficiente ya que es un valor que sobrepasa la normativa.

De acuerdo a lo observado la planta COS presenta valores de Fe superiores, mientras que El Jagüel lo hace en las concentraciones de Mn.

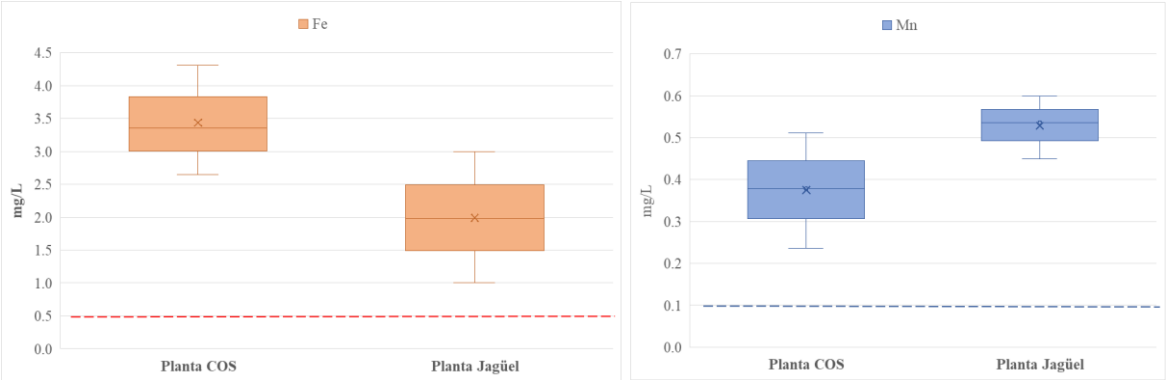


Figura 5. Concentraciones de los elementos en agua sin tratar para las Plantas de extracción. Izquierda: concentraciones de Fe. Derecha: concentraciones de Mn.

Comportamiento del Fe y Mn en la planta COS, San Clemente

En la planta COS (ver Fig.6), analizando los valores antes y después del tratamiento se observa que, para el Fe de sep-21 a may-22 los valores son más elevados, pero se mantienen por debajo del límite admisible.

Los valores de Fe siempre se reducen por debajo del límite luego del tratamiento, pero para el Mn esto no siempre sucede (ver Fig.5), resultando en aguas con altas concentraciones en el 32% de los casos.

Como se puede observar en la Figura 6 los caudales varían durante el año con valores medios de 400 m^3/d en los meses fuera de temporada y se incrementan notablemente entre febrero y marzo cada año con valores medios entre 1200 y 1400 m^3/d. No se observa una correlación entre los caudales de extracción y las concentraciones de los elementos.

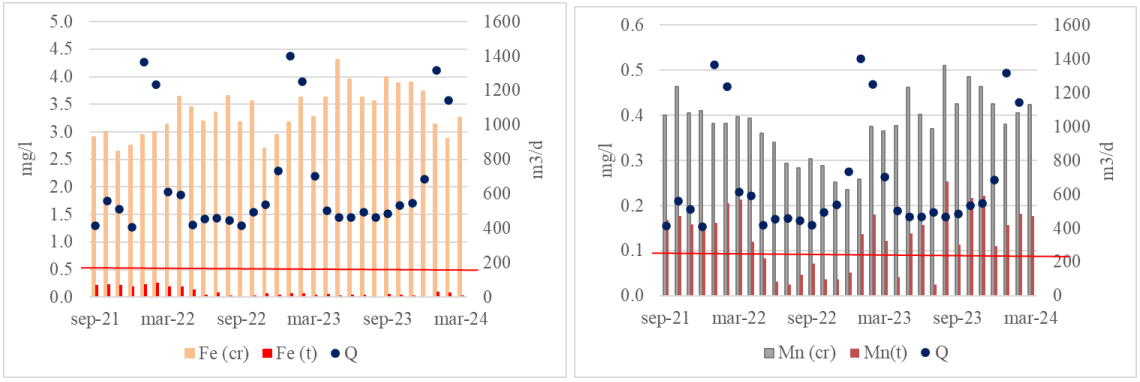


Figura 6. Izquierda: concentraciones de Fe(cr) en agua "cruda", antes del tratamiento, y tratada Fe(t) junto con los caudales de extracción medios mensuales. Derecha: mismo caso para el Mn. La línea roja indica el límite admisible según CAA.

Al evaluar la relación de las concentraciones de los elementos con el ciclo hidrológico (ver Fig.7), se observa que en ambos casos la variabilidad en los excesos no se corresponde con las variaciones en los valores de Fe y Mn. Por lo cual la abundancia de estos elementos no parece estar condicionada por la recarga al acuífero, producto de los excesos de las precipitaciones.

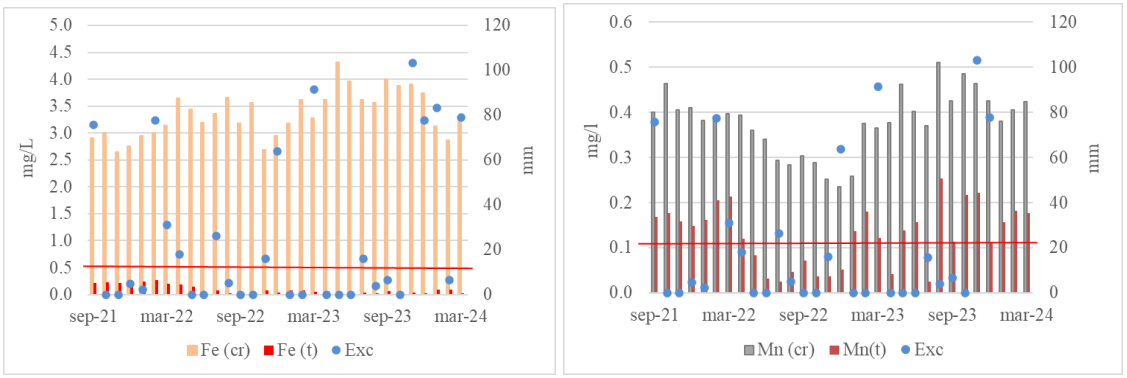


Figura 7. Izquierda: concentraciones de Fe(cr) en agua "cruda", antes del tratamiento, y tratada Fe(t) junto con los excesos mensuales del balance hídrico. Derecha: mismo caso para el Mn. La línea roja indica el límite admisible según CAA.

Se dispuso de valores diarios de concentraciones de Fe y Mn para la planta COS. A partir de los mismos se calcularon los valores máximos, mínimos y la media para cada mes. En la Figura 8 puede visualizarse que para el Fe los valores mínimos medios corresponden a 1,9 mg/L, los máximos a 4,7 y la media a 3,2 mg/L. Para el Mn estos valores son 0,24; 0,42 y 0,35 mg/L respectivamente. A su vez se observa que en general las concentraciones de Mn son más homogéneas en comparación con el Fe.

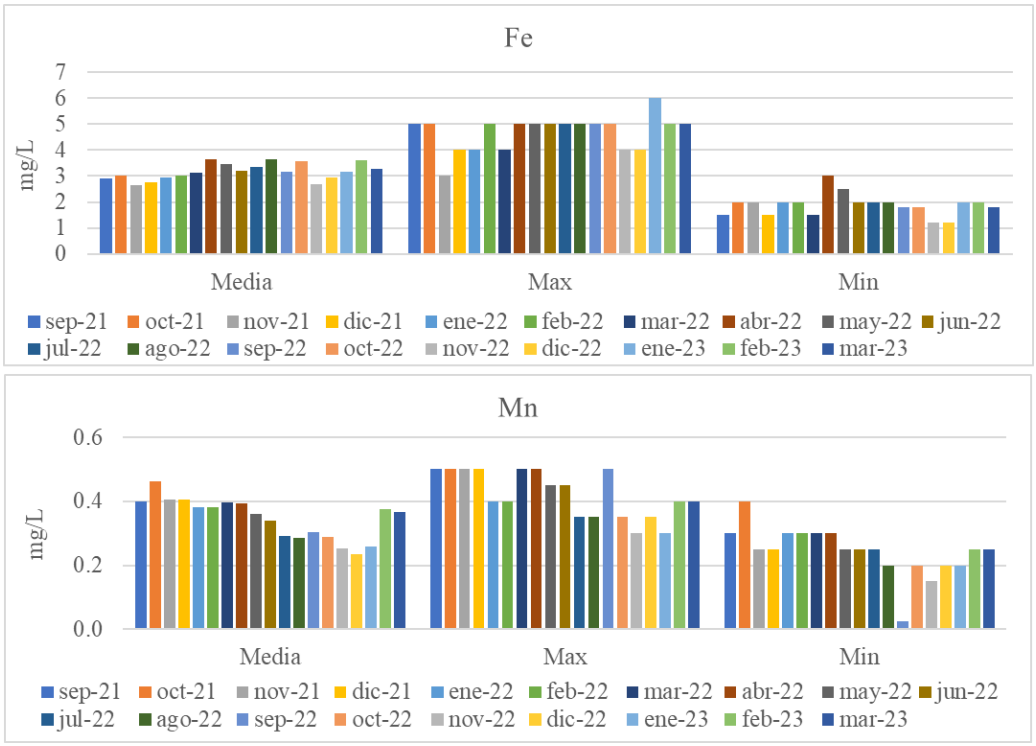


Figura 8. Concentraciones medias, máximos y mínimos de Fe (arriba) y Mn (abajo) para el periodo sep-21 a marzo-23.

Comportamiento del Fe y Mn en la planta El Jagüel, Santa Teresita

A diferencia de lo observado en la planta COS, en este caso pareciera haber una relación entre el caudal y las concentraciones de Fe (ver Fig.9). A mayor caudal extraído mayores valores de Fe. En cambio, dicho comportamiento no se manifiesta con el Mn, cuyas concentraciones, a su vez parecen ser más homogéneas que en la zona de planta COS. En ninguno de los casos de observa correlación con los excesos.
Otra diferencia notoria es que, en ambos elementos, luego del tratamiento en la planta modular los valores se reducen, llegando incluso a no ser detectables. Cabe aclarar que la planta está operando por debajo del límite de su capacidad, lo cual explica los buenos resultados en el abatimiento de los elementos.

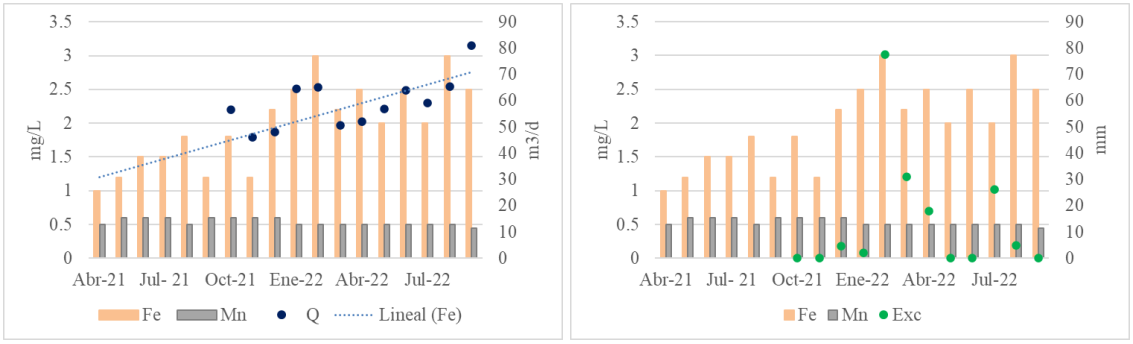


Figura 9. Concentraciones de Fe y Mn del agua antes del tratamiento. Izquierda: relación con valores de caudal medio mensual. Derecha: relación con los excesos mensuales del balance hídrico.

CONCLUSIONES

El principal factor condicionante de la calidad química en la costa arenosa de la Pcia. de Buenos Aires son los elevados contenidos de Fe y Mn.

En los sitios donde se localizan los campos de extracción de agua para abastecimiento se han determinado concentraciones muy elevadas de ambos elementos.

Luego del tratamiento en la planta COS en muchas oportunidades, si bien las concentraciones descienden, a veces no llegan a valores por debajo del límite sobre todo respecto del Mn.

En la planta El Jagüel, dados los bajos caudales de extracción el tratamiento es 100% efectivo.

En la relación con el ciclo hidrológico, ninguno de los elementos parece estar condicionado por las variaciones en los excesos.

En San Clemente no se verifica la existencia de una relación entre caudales de extracción y valores de concentración de los analitos.

En Santa Teresita si pareciera observarse una relación directa entre el Fe y la cantidad de agua extraída.

Se debe seguir profundizando el estudio de la relación entre la extracción y el incremento de las concentraciones de Fe y Mn en las zonas de extracción.

También es necesario conocer los valores de fondo de estos elementos en áreas destinadas a reserva hidrológica para realizar un manejo correcto del recurso y planificar los métodos de abatimiento de Fe y Mn capaces proporcionar agua apta para consumo humano según la legislación vigente.

REFERENCIAS

ANMAT. *Código Alimentario Argentino, República Argentina: Capítulo XII, Artículo 982*. Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica. https://www.argentina.gob.ar/anmat/codigoalimentario (2019).

Carretero, S. *Comportamiento hidrológico de las dunas costeras en el sector nororiental de la provincia de Buenos Aires* [Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo]. SEDICI Repositorio Institucional. http://sedici.unlp.edu.ar/search/request.php?id_document=ARG-UNLP-TPG-0000002075&request=request (2011).

Carretero, S., y Kruse, E. Iron and manganese content in groundwater on the northeastern coast of the Buenos Aires province, Argentina. *Environ. Earth Sci., 73*(5), 1983–1995. https://doi.org/10.1007/s12665-014-3546-5 (2015).

Carretero, S., Rodrigues Capítulo, L., y Kruse, E. Evaluación del comportamiento de la interfase en la zonación química vertical de un acuífero costero. En M. P. Auge, R. E. Albouy et al. (Coords.), *XI Congreso Argentino de Hidrogeología: Agua subterránea, el agua que no se ve* (Libro digital). Editorial de la Universidad Nacional del Sur. https://www.uns.edu.ar (2022).

Carretero, S., Rodrigues Capítulo, L., Dapeña, C., Fabiano, M., y Kruse, E. A chemical and isotopic approach to investigate groundwater dynamics in a coastal aquifer. *Catena, 213*, 106229. https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106229 (2022).

Chidambaram, S., Karmegam, U., Prasanna, M. V., Sasidhar, P., y Vasanthavigar, M. A study on hydrochemical elucidation of coastal groundwater in and around Kalpakkam region, Southern India. *Environ. Earth Sci., 64*, 1419–1431. https://doi.org/10.1007/s12665-011-0966-3 (2011).

Daughney, C. J. Iron and manganese in New Zealand's groundwater. *J. Hydrol. (N. Z.), 42*(1), 11–26 (2003).

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022*. https://censo.gob.ar/index.php/datos_definitivos/ (2024).

Organización Mundial de la Salud (OMS). *Guidelines for drinking water quality: Final task group meeting*. WHO Press, World Health Organization (2006).

Perdomo, S., Carretero, S., Kruse, E., y Ainchil, J. Identificación de la intrusión salina en Santa Teresita (Buenos Aires), mediante la aplicación de métodos eléctricos. En N. González, E. Kruse, M. M. Trovatto, & P.. Laurencena (Eds.), *Temas actuales en hidrología subterránea* (pp. 44-49). La Plata: EDULP (2013).

Ramesh, R., Shiv Kumar, K., Eswaramoorthi, S., y Purvaja, G. R. Migration and contamination of major and trace elements in groundwater of Madras City, India. *Environ. Geol., 25*, 126–136 (1995).

Unión Europea. *Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (Text with EEA relevance)*. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj (2020).

U.S. EPA. Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. *National Secondary Drinking Water Regulations* (EPA 816-F-03-016). http://www.epa.gov/safewater/contaminants/index.html#sec (2003).

Weng, H.-X., Qin, Y.-Ch., y Chen, X.-H. Elevated iron and manganese concentrations in groundwater derived from the Holocene transgression in the Hang-Jia-Hu Plain, China. *Hydrogeol. J., 15*, 715–726 (2007).

Yuce, G., y Alptekin, C. In situ and laboratory treatment tests for lowering of excess manganese and iron in drinking water sourced from river–groundwater interaction. *Environ. Earth Sci.* https://doi.org/10.1007/s12665-013-2343-x (2013).

Zhang, Y., Sun, J., Huang, G., Jing, J., Liu, J., y Zhang, Y. Natural background levels of Fe and Mn in groundwater of Pearl River Delta. In *2010 International Conference on Digital Manufacturing & Automation* (pp. 972–976). IEEE Computer Society. https://doi.org/10.1109/ICDMA.2010.288 (2010).

APLICACIÓN DE CLASIFICADORES LINEALES Y NO LINEALES A ESPECTROSCOPÍA DE PLASMA INDUCIDA POR LÁSER (LIBS)

Federico Checozzi[a], Juan Vorobioff[a,b], Norberto Boggio[a,c,d] y Carlos Rinaldi[a,c,d]

[a]*CNEA, Av. Gral Paz 1499, San Martín, Bs.As. Arg.*
[b]*Universidad Tecnológica Nacional, Sarmiento 440, C.A.B.A., Arg.*
[c]*CONICET, Godoy Cruz 2290, C.A.B.A., Arg.*
[d]*Universidad Nacional de San Martín, 25 de Mayo y Francia, San Martín, Bs.As. Arg.*

e-mail: federicochecozzi@cnea.gob.ar

RESUMEN

En este trabajo se comparan diferentes algoritmos para reconocer muestras de suelos no identificadas. Se aplicaron variadas técnicas de quimiometría para la clasificación de cuatro muestras diferentes de suelos sin etiquetar, extraídas de distintos lugares. Los espectros químicos obtenidos a partir de esas muestras mediante ensayos de espectroscopía de plasma inducida por láser (LIBS) se convirtieron a un formato tabular estándar para su procesamiento posterior. Luego se identificaron posibles outliers (esto es, observaciones atípicas para un tipo específico de suelo) mediante el análisis de componentes principales robusto. Por último, se entrenaron y compararon modelos de clasificación en combinación con métodos de reducción dimensional. Se utilizaron algoritmos lineales (análisis discriminante lineal, análisis de componentes principales) y no lineales (análisis discriminante cuadrático, gradient boosting, mapas autoorganizados, aproximación y proyección uniforme de variedad). Se empleó la exactitud como métrica de evaluación de los modelos por validación cruzada, esto es, la proporción de observaciones correctamente clasificadas. Se concluye que los espectros por tipo de suelo son separables mediante modelos con fronteras de decisión lineales y que el uso de modelos y transformaciones más complejos son contraproducente para esta aplicación porque intercambian sesgo, el cual genera errores mínimos en un modelo simple, por varianza. Esto no necesariamente se extiende a conjuntos de datos de estructura más compleja.

Palabras clave: Suelo, Quimiometría, Machine Learning, Estadística, Procesamiento de señales

INTRODUCCIÓN

La espectroscopía es la ciencia que se concierne con la investigación y medición de espectros producidos cuando materiales interactúan o emiten radiación electromagnética (Meer, 2018). En particular, en la espectroscopía de plasma inducida por láser (LIBS) un rayo láser enfocado es usado para generar vapor de plasma en la superficie de muestras líquidas y sólidas, o dentro del volumen de una muestra de gases, líquidos y aerosoles. Cada átomo excitado en el plasma emite un único conjunto de líneas espectrales, particularmente en la región óptica del espectro. Esta emisión óptica puede ser recolectada y analizada para determinar la composición química de una muestra. El plasma puede ser generado usando

un único pulso láser o usando pulsos de forma repetitiva. Esta técnica permite un análisis remoto de muestras debido a que solo los fotones del láser deben entrar en contacto con la muestra.

Esta técnica tiene una ventaja distintiva sobre otras ya que requiere poca o ninguna preparación de la muestra antes del análisis y puede ser usada para un análisis rápido en tiempo real. Tampoco hay requerimientos específicos de que la muestra sea fluorescente, Raman activa o sensible al infrarrojo (Wong et al., 2010), lo que realmente lo hace un método universal.

LIBS es una técnica simple de implementar en la práctica. Rayos láser de alta potencia (pulsos con un período del orden de nanosegundos con una longitud de onda en el orden de micrómetros) son enfocados a través de una lente para producir un plasma en la muestra. La luz emitida es recolectada, frecuentemente a través de una fibra óptica, y dirigida a un espectrómetro (Wong et al., 2010), el cual convierte las intensidades recibidas a una señal manejable a través de un programa adquisidor (ver Fig. 1, diagrama esquemático de un banco típico).

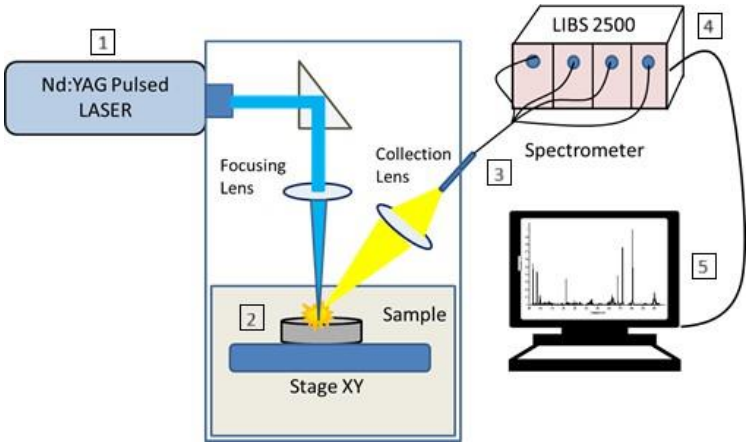


Figura 1. Esquema típico de un experimento LIBS. 1) Láser pulsado, 2) Muestra, 3) Fibra óptica, 4) Espectrómetro, 5) Programa de adquisición.

Los sistemas químicos y físicos de interés práctico (como es el caso de la espectroscopía) son a menudo demasiado complicados y no pueden ser descriptos suficientemente por la teoría, por lo cual una aplicación típica no está basada en primeros principios, sino que está enfocada en el análisis de datos.

La quimiometría es una disciplina química que usa métodos estadísticos y matemáticos, para designar o seleccionar procedimientos y experimentos óptimos, y proveer la mayor cantidad de información química posible analizando datos químicos (Varmuza y Filzmoser, 2009a). La parte más importante de esto es la aplicación de análisis de datos multivariados a datos relevantes químicamente.

Múltiples investigadores utilizaron técnicas de este tipo con éxito, resulta interesante la variedad de enfoques ilustrada por la competencia de clasificación del Décimo Simposio Euromediterráneo sobre LIBS (EMSLIBS 2019), para la clasificación de hematitas (Vrábel et al., 2020): PCA, LDA, submuestreo de variables, índices espectrales de habilidad de equipo, PLS-DA, autoencoders, UMAP, ANN e importancias de variables. Si bien son

aplicaciones en un contexto de mayor complejidad, las técnicas presentadas fueron la fuente de ideas principales para este trabajo. Estas diferentes técnicas muestran la ventaja de un uso juicioso de ingeniería de atributos en combinación con técnicas quimiométricas tradicionales, aunque métodos modernos también fueron competitivos.

Gazeli et al. utilizan LDA combinado con PCA, SVM combinado con PCA y RF para clasificar aceites de oliva tras hacer ensayos LIBS (Gazeli et al., 2020). Encuentran todos los métodos satisfactorios, aunque LDA es el método superior, en su opinión debido a la correlación lineal entre la salida y las entradas de los modelos empleados.

Liang et al. emplean RF para discriminar muestras de *salvia miltiorrhiza* tras hacer ensayos de espectroscopía IR y LIBS (Liang et al., 2020). Experimentan con diferentes umbrales de variable de importancia, así como usar los resultados del ensayo IR, LIBS y ambos combinados y encuentran que la combinación de ambas variables con un pequeño umbral permite los mejores resultados de clasificación.

Pagnotta et al. clasifican aleaciones de latón tras hacer ensayos LIBS utilizando un mapa autoorganizado compuesto de dos neuronas (Pagnotta et al., 2015), cada una identificada con una clase específica. Solo se usan 17 variables correspondientes a algunas longitudes de onda significativas.

En esos, solo se prueban algunas posibilidades con el uso de mapas autoorganizados y otros métodos de reducción dimensional no tradicionales, y el uso de ensembles de árboles tiene margen para mejora. LDA parece ser un punto inicial para realizar comparaciones con otros métodos dado que es un método lineal y puede tener buenos resultados.

El presente trabajo busca entrenar y comparar clasificadores capaces de diferenciar entre espectros provenientes de muestras de suelo de cuatro tipos diferentes, empleando metodologías lineales (análisis de componentes principales y análisis discriminante lineal) así como no lineales (LightGBM, y se usaron de forma auxiliar varias técnicas de reducción dimensional como mapas autoorganizados, y aproximación y proyección uniforme de variedad).

Una meta adicional es una exploración detallada del conjunto de datos utilizado mediante el análisis de componentes principales y tests de hipótesis de las propiedades de los datos, con el objetivo de entender las diferencias entre clases y longitudes de onda más relevantes, así como detectar espectros atípicos y caracterizarlos.

MÉTODOS

El conjunto de datos utilizado en este trabajo consiste de 156 archivos de valores separados por comas (CSV) correspondientes a espectros químicos extraídos de cuatro tipos diferentes de suelo obtenidas mediante LIBS extraído en terreno cercano a una mina en la cordillera de los Andes, originalmente con el propósito de medir niveles de contaminación. Por cada tipo de suelo se extrajeron dos muestras. Cada archivo contiene longitudes de onda y sus niveles de intensidad asociados. Todos los archivos fueron combinados en una tabla única para su uso en modelos.

El equipamiento utilizado (ver Fig. 2) en las mediciones de los espectros consistió de un láser Q-Conmutado Nd:YAG (Quanta Ray INDI) con una longitud de onda fundamental $\lambda = 1064$ nm, una duración de pulso de 9 ns y una longitud focal de 15 cm. En orden de obtener la máxima intensidad de señal, se estableció una energía óptima de 50 mJ/pulso

para la adquisición de espectros con 1,67 µs de tiempo de demora en orden de minimizar la señal de fondo. Esta demora es el tiempo tras el cual el láser vaporiza el material y el espectrómetro empieza la adquisición. Un espectrómetro Ocean Optics modelo LIBS 2500 plus fue usado en el rango de 293,83 nm a 729,06 nm. Cada muestra fue adquirida como el resultado de 20 láseres pulsados en diferentes puntos de la superficie de pastillas elaboradas a partir de las muestras de suelo.

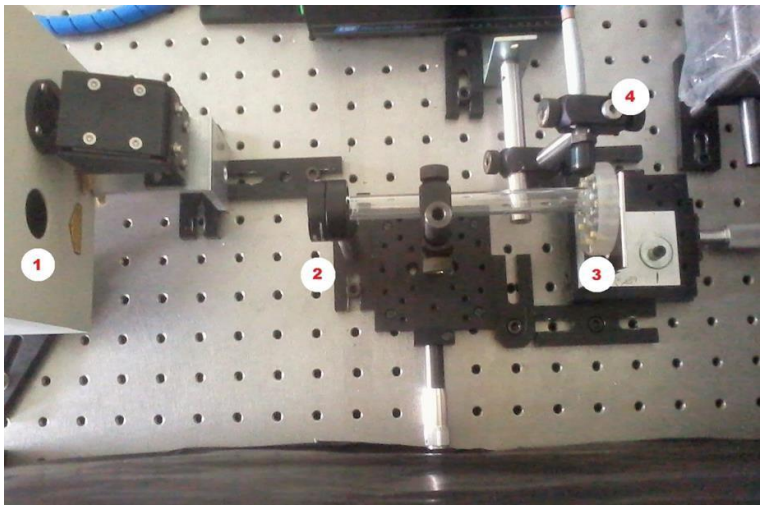


Figura 2. Equipamiento utilizado en mediciones. 1) Láser pulsado, 2) Lente de 125 mm, 3) Porta muestra, 4) Fibra óptica.

Pueden verse espectros medianos de cada tipo de suelo (obtenidos calculando la mediana de la intensidad de cada longitud de onda y mapeando las variables de longitud de onda al eje horizontal y las intensidades correspondientes a cada una al eje vertical), ver Fig. 3.

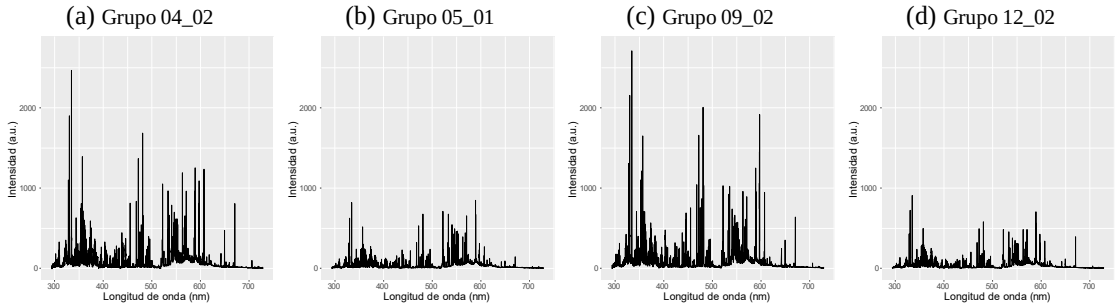


Figura 3. Espectro mediano de cada tipo de suelo.

Las aplicaciones de espectroscopía suelen involucrar variables altamente correlacionadas. Esto permite que el análisis de componentes principales (PCA) sea bastante efectivo para representar datos de esta variedad en un espacio de menor dimensionalidad. PCA es una transformación lineal de los datos que busca las direcciones de máxima variación de los datos (componentes principales). Una dificultad que tiene este algoritmo es la sensibilidad a outliers. Los primeros componentes principales son atraídos hacia los outliers y puede que no se capture apropiadamente la variación de observaciones regulares (Hubert y Rousseeuw, 2005). Así que se decidió utilizar una variante robusta de PCA introducida por Hubert

(Hubert y Rousseeuw, 2005). Si bien, salvo una rotación y una cuestión de escalas los resultados no son tan diferentes al PCA clásico (ver Fig. 4b), queda en evidencia un solapamiento mayor entre los tipos de suelo *05_01* y *12_02* cuando se emplea una baja cantidad de dimensiones.

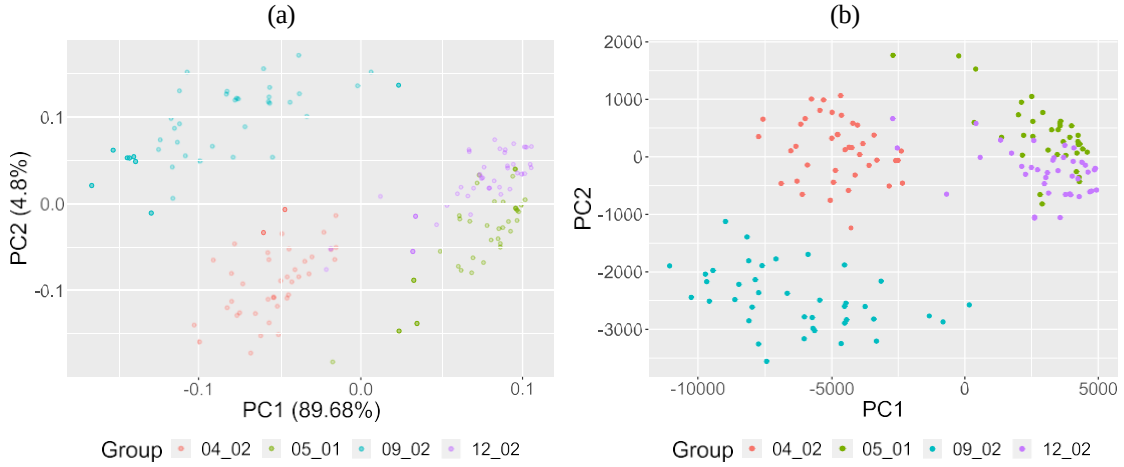


Figura 4. Análisis de componentes principales. a) Clásico, b) Robusto.

También pueden identificarse outliers dentro de cada grupo mediante gráficos de diagnóstico basados en PCA (Varmuza y Filzmoser, 2009b). En ese caso, podemos identificar tres tipos de outliers: aquellos que mayoritariamente yacen en el subespacio generado por *K* componentes principales pero que están lejos de las observaciones regulares, aquellas que tengan una componente ortogonal al subespacio generado por las componentes principales de magnitud importante y aquellas cuyas proyecciones al subespacio están lejos de las observaciones regulares y también poseen una componente ortogonal importante. Estos se identifican mediante dos tests: uno basado en un puntaje de distancia robusto *SD* (distancia de Mahalanobis respecto del centro de cada cúmulo en el subespacio generado por *K* componentes principales) y otro basado en la distancia ortogonal al subespacio de componentes principales *OD*. A partir de estos puntajes pueden armarse gráficos de diagnóstico para los cuatro tipos de suelo, ver Fig. 5.

La estrategia utilizada al diseñar modelos de clasificación para este trabajo fue la de aplicar procedimientos de reducción dimensional en los datos previo a entrenar aquellos modelos, ya sea para reducir los tiempos de entrenamiento y la complejidad de los modelos obtenidos, reducir el efecto del ruido y lidiar con el problema de colinealidad en los espectros químicos. Los algoritmos empleados con este propósito fueron:

- PCAR: el algoritmo robusto empleado durante la exploración del conjunto de datos también fue utilizado de esta forma. También se realizó un PCA tradicional, para hacer comparaciones.
- SOM: esta red neuronal genera una representación bidimensional de los datos preservando la estructura topológica. Un gráfico de la proyección de los datos resulta en una grilla cuadrada o rectangular. Los hiperparámetros fueron elegidos siguiendo las propuestas de Tian et al., 2014 y Riese (Riese, s.f.) y confirmando

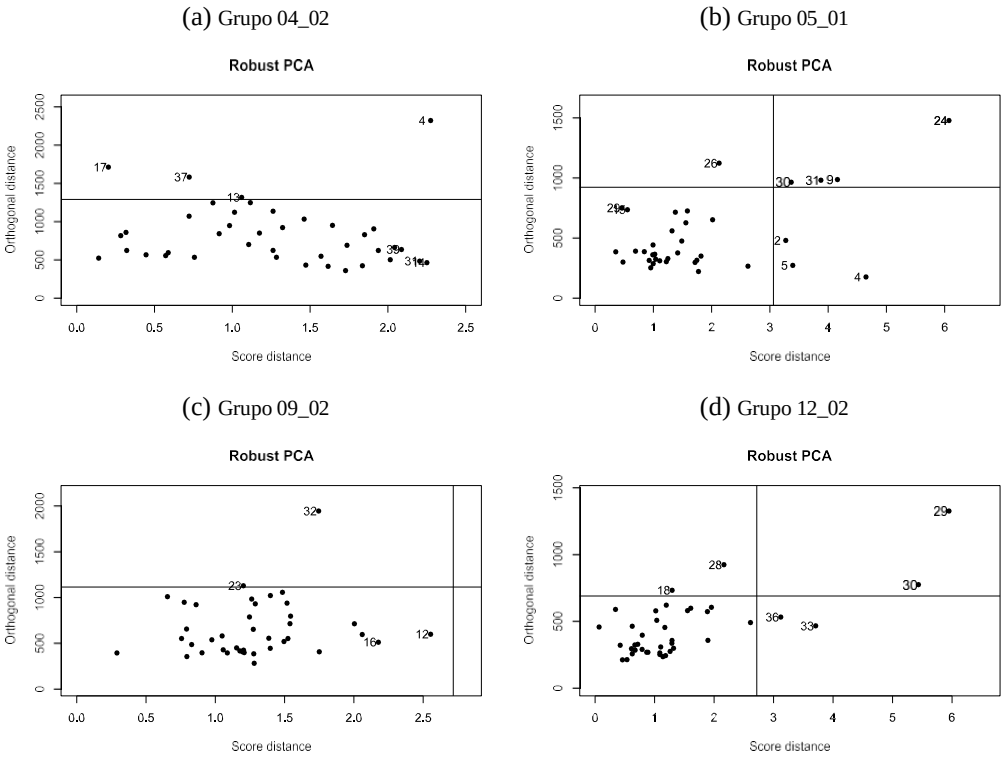


Figura 5. Gráficos de diagnóstico por grupo. Incluye líneas de corte para las distancias ortogonales y en el subespacio de componentes principales.

visualmente que se obtuvo una proyección sin fallas importantes. Se generaron mapas bidimensionales a partir de las salidas de esas redes, ver Fig. 6a.

- UMAP: esta técnica aprende la estructura de variedad presente en los datos mediante un grafo y lo mapea a un grafo en otro espacio de menor cantidad de dimensiones. La proyección con los hiperparámetros por defecto produce clústeres razonables, ver Fig. 6b

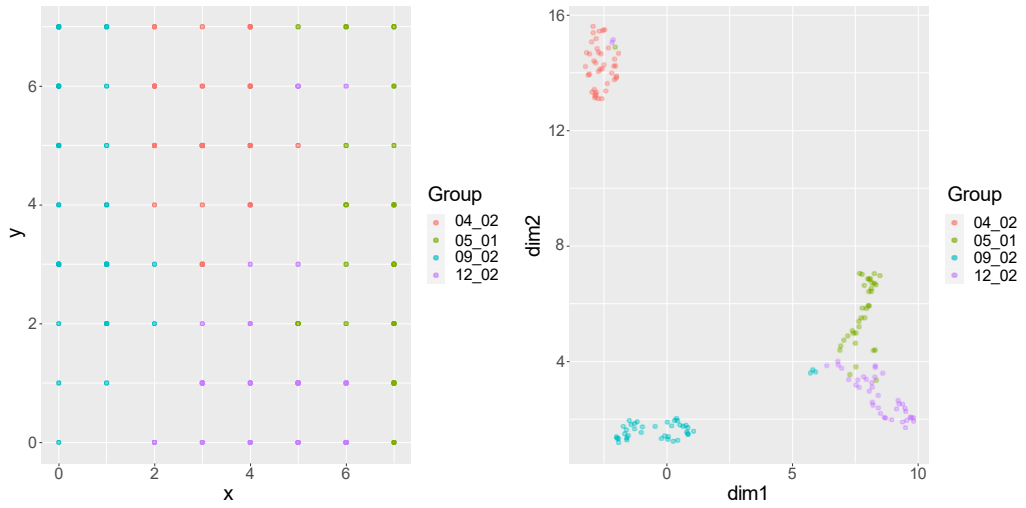
Un grupo de modelos utilizado en este trabajo fueron en base al análisis discriminante bayesiano, en su versión lineal (LDA) y cuadrática (QDA). Este mismo modeliza las funciones de densidad de probabilidad condicional de cada clase con tal de obtener varias funciones discriminantes con las cuales decidir la clase de una observación específica. Ambos difieren en si asumen la homogeneidad de la varianza.

LDA se basa en el uso de *funciones discriminantes lineales* derivadas de densidades de probabilidad gaussianas para cada grupo, calculadas sobre una observación (representada por el vector fila **x**), para cada grupo j:

$$L_j(\mathbf{x}) = \mathbf{x}\boldsymbol{\Sigma}^{-1}\boldsymbol{\mu}_j^T - \frac{1}{2}\boldsymbol{\mu}_j\boldsymbol{\Sigma}^{-1}\boldsymbol{\mu}_j^T + \log \pi_j \qquad (1)$$

Donde $\boldsymbol{\Sigma}$ es la matriz covarianza, $\boldsymbol{\mu}_j$ es la media del grupo j y π_j es la probabilidad a priori de pertenencia al grupo j.

Se estima el grupo al que pertenece una observación mediante $\hat{G}(\mathbf{x}) = \underset{j}{argmax} L_j(\mathbf{x})$.



(a) **SOM.** (b) **UMAP.**

Figura 6. Mapas bajo diferentes algoritmos de reducción dimensional.

De la misma forma, el análisis discriminante cuadrático se basa en el uso de *funciones discriminantes cuadráticas*:

$$Q_j(\mathbf{x}) = -\frac{1}{2}(\mathbf{x}-\boldsymbol{\mu}_j)\boldsymbol{\Sigma}_j^{-1}(\mathbf{x}-\boldsymbol{\mu}_j)^T - \frac{1}{2}\log|\boldsymbol{\Sigma}_j| + \log\pi_j \tag{2}$$

Dado que SOM y UMAP generan mapas que no pueden separarse de forma razonable entre clases mediante fronteras lineales o cuadráticas, solo se utilizaron las variables originales y tras aplicar PCA en combinación con LDA y QDA.

Otro modelo utilizado fue LightGBM, un método de aprendizaje automático moderno basado en un ensemble de árboles de decisión basado en *Gradient Boosting*.

Los árboles son funciones de la forma:

$$t(\mathbf{x}) = \sum_{m=1}^{M} w_m 1_{\mathcal{R}_m}(\mathbf{x}) \tag{3}$$

donde $\mathcal{R}_m$ corresponde a una región (hiper)rectangular (identificada como hoja del árbol), w_m es el peso de la hoja y 1 es la función indicadora.

En *Gradient Boosting*, el ensemble combina árboles de forma aditiva, de manera de que al agregar un nuevo árbol al ensemble se mejore la capacidad de predicción del modelo:

$$T_N(\mathbf{x}) = T_{N-1}(\mathbf{x}) + \eta t_N(\mathbf{x}) \tag{4}$$

donde η es la tasa de aprendizaje.

Para poder usar modelos de este tipo para clasificación es necesario entrenar J funciones correspondientes a J grupos. Esta forma (ver Ec. (4)) no puede utilizarse directamente en clasificación debido a que T_N es un mapa a una variable continua. Por eso la probabilidad de pertenencia a un grupo j suele estimarse mediante:

$$p_j(\mathbf{x}) = softmax(T_N(\mathbf{x}))_j \quad (5)$$

LightGBM en comparación con otros algoritmos de Gradient Boosting tiene como características la cuantización de variables mediante histogramas, el crecimiento de árboles por hoja en vez de por niveles, tratamiento de datos perdidos por variables surrogantes, particiones optimizadas de variables categóricas («Features» s.f.), submuestreo de observaciones con bajos gradientes durante el proceso de optimización (Gradient-based One-Side Sampling), agrupación de variables dispersas mutuamente exclusivas para ahorrar recursos (Exclusive Feature Bundling) (Ke et al., 2017), entre otros.

Los hiperparámetros que se optimizaron (al trabajar con las variables originales y con PCAR) fueron el número de hojas por árbol y la mínima cantidad de observaciones por hoja, estos dos en rangos razonables para 156 muestras, así como la fracción de atributos por árbol y la tasa de aprendizaje, los cuáles están en la vecindad de los parámetros por defecto del algoritmo.

Al usar LightGBM en combinación con SOM y UMAP esto no fue suficiente para obtener resultados deseables debido al sobreajuste, así que la fracción de atributos y la mínima cantidad de observaciones por hoja se aumentaron. Con UMAP específicamente fue necesario ir más lejos y usar un rango inferior en la tasa de aprendizaje y hacer una regularización L_1.

Se separó un 20 % del conjunto de datos para ser utilizado como datos de prueba. En aquellos algoritmos donde se aplica, se utilizó una validación cruzada dividiendo los datos de entrenamiento en cinco subconjuntos. Se muestreó aleatoriamente dado que los tipos de suelo están casi balanceados.

Para evaluar la calidad de los modelos generados, se reportó la exactitud ya que no hay ninguna razón (inicialmente) para priorizar si se encontraron verdaderos positivos o cuántos verdaderos positivos fueron actualmente recuperados. Esta métrica se calculó en base al promedio de corridas con semillas diferentes (aunque empleando las mismas semillas para diferentes métodos de manera que los resultados sean comparables).

También se midió el tiempo de ejecución para poder comparar los costos de ejecución de cada algoritmo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tiempos de entrenamiento de los algoritmos de reducción dimensional pueden verse en el Cuadro I. SOM en particular resulta lo más costoso de ejecutar (y esto no considera el hecho de que puede requerirse varias corridas para ajustar los hiperparámetros adecuadamente).

Los tiempos de entrenamiento y la exactitud promedio de los algoritmos de clasificación para diferentes configuraciones pueden verse en el Cuadro II.

Los tiempos de entrenamiento para LightGBM con hiperparámetros optimizados consideran el tiempo de una corrida búsqueda de hiperpárametros. En la práctica se necesitan varias corridas por no ser obvio qué rango de hiperparámetros debe explorarse (o si se eligieron los correctos) así que los valores son una subestimación del tiempo total que fue

necesario para entrenar los modelos.

Tabla I. Desempeño de algoritmos de reducción dimensional.

Algoritmo	Tiempo promedio[s]	Notas
PCA	1,364744	90 componentes
PCAR	8,676014	90 componentes
UMAP	2,841912	Hiperparámetros por defecto
SOM	280,322036	-

Tabla II. Desempeño de algoritmos de clasificación.

Algoritmo	Exactitud	Tiempo promedio[s]	Notas
LDA	0,99375	32,11	-
LDA	0,96875	0,064	PCA
LDA	0,96875	0,043	PCAR
QDA	0,90625	0,015	PCA (23 componentes)
QDA	0,91250	0,024	PCAR (23 componentes)
LightGBM	0,96875	1400,66	Hiperparámetros optimizados
LightGBM	0,96250	57,47	PCA, Hiperparámetros optimizados
LightGBM	0,94375	54,16	PCAR, Hiperparámetros optimizados
LightGBM	0,94375	133,90	UMAP, Hiperparámetros optimizados
LightGBM	0,96250	122,84	SOM, Hiperparámetros optimizados

Por último, también puede visualizarse las longitudes de ondas más importantes obtenidas por LightGBM tras realizar una optimización de hiperparámetros sobre el conjunto de datos original (ver Fig. 7). Solo algunos de los picos son seleccionados de esta forma, pero así también algunas regiones con menor intensidad de señal e inclusive ruido.

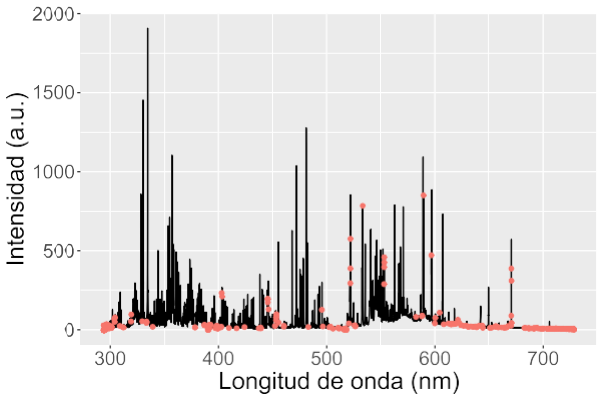


Figura 7. Importancia de atributos. Los puntos en rojo sobre el espectro mediano de todas mediciones representan las 150 variables más importantes detectadas por LightGBM

LDA es el algoritmo con los mejores resultados de clasificación, inclusive usando las variables originales y a pesar de que se violan todos los supuestos para poder utilizarlo (normalidad, homocedasticidad y no colinearidad). Esto es debido tanto a ciertas características del algoritmo así como de su implementación (Venables y Ripley, 2002). Puede

estudiarse este problema en el espacio transformado de variables canónicas generado por el algoritmo (en sí mismo un método de reducción dimensional). En este espacio pueden observarse los cuatro cúmulos correspondientes a los datos (ver Fig. 8). Para los grupos 05_01 y 12_02 los outliers están algo dispersos, mientras que el grupo 09_02 muestra una forma elipsoidal. Sin embargo, las clases están muy bien separadas en este espacio, lo cual significa que no se introduciría mucho error aproximando las distribuciones empíricas por distribuciones gaussianas ideales. La fuente del error sería mayoritariamente en aquellas observaciones que están lejos de los centros de los cúmulos y/o cerca de las fronteras de decisión entre clase.

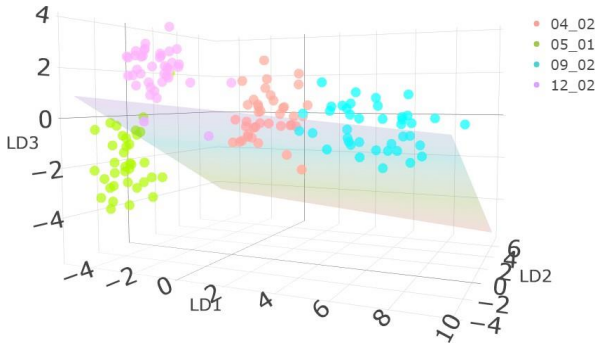
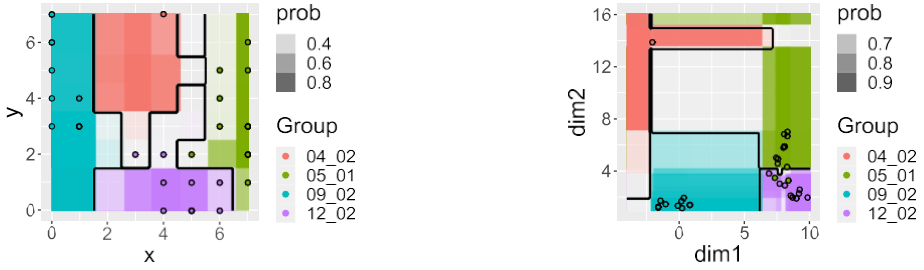


Figura 8. Espacio de variables canónicas. El plano representa la frontera de decisión entre los grupos 05_01 y 12_02 ($L_{05\_01}(\mathbf{x}^*) = L_{12\_02}(\mathbf{x}^*)$)

El caso de las funciones discriminantes cuadráticas no es tan conveniente por comparación. Necesariamente hay que reducir el número de dimensiones antes de poder realizar un QDA, y se requiere que haya tantas muestras por grupo como variables para poder calcular el discriminante, ver Ec. (2), así que habrá un límite al número de componentes que pueda tomarse. El número de parámetros del discriminante será más alto, lo cual empeorará la calidad de su estimación dada la relativamente baja cantidad de observaciones. Es por esta razón que QDA obtuvo peores predicciones que LDA a pesar de, en principio, ser más flexible como método.

El mejor desempeño de LightGBM fue observado al realizar una optimización de hiperparámetros sobre las variables originales, aunque con un tiempo de ejecución prolongado. Los métodos de reducción dimensional no permitieron una mejor clasificación. La importancia de variables (ver Fig. 7) permite una interpretación relativamente sencilla del modelo obtenido en este caso: algunos de los picos (y algunas regiones con ruido o picos pequeños) son mejores para decidir entre grupos. El hecho de que utilizó algunas regiones con ruido puede que haya puesto un límite a la capacidad de predicción del clasificador.

Para SOM (ver Fig. 6a), se observa que se perdió la separación entre los grupos y que observaciones del mismo grupo no necesariamente son adyacentes (hay un clúster bastante notorio de 12_02 separado del resto). También se observa que el mapa de atributos generado puede subdividirse en rectángulos sin mucha dificultad, así que el uso de ensembles de árboles es bastante natural, ya que los árboles subdividen al espacio de atributos en regiones rectangulares (ver Ec. (3)). Varios intentos por optimizar los hiperparámetros del algoritmo no lograron mejorar los resultados obtenidos por defecto (el cual es competitivo con el uso de variables originales). No ayuda que SOM posee baja granularidad ya que sus resultados



(a) **SOM.** (b) **UMAP.**

Figura 9. Fronteras de decisión bajo diferentes algoritmos de reducción dimensional. Se grafican también los datos del conjunto de prueba para una semilla específica

están ubicados en una grilla. Puede visualizarse el comportamiento del modelo generado por LightGBM mediante su frontera de decisión, ver Fig. 9a.

En el caso de UMAP, ver Fig. 6b que la proyección realizada crea pequeños clústeres de puntos cercanos a cúmulos principales de otro color, casi seguro correspondientes a los outliers de cada grupo. Es muy fácil sobreajustar un clasificador aprendiendo esos puntos e introduciendo una frontera de decisión complicada. Esa es la razón por la cual fue necesario bajar la complejidad del modelo al realizar la búsqueda de hiperparámetros, aumentando la cantidad mínima de observaciones por hoja y añadiendo una regularización L_1 (la cual no ayudó demasiado, por lo que problema está en el mapa). También se bajó la tasa de aprendizaje para reducir problemas de divergencia cuando la búsqueda se acerca cada vez más a uno de los mínimos. Todo esto puede visualizarse también mediante su frontera de decisión, ver Fig. 9b.

Uno de los efectos más confusos observados en este trabajo fue el peor desempeño de todos los algoritmos al combinarlos con PCAR. Una explicación sencilla sería que se perdió información al reducir el número de dimensiones. También se sospecha que el algoritmo fue demasiado conservativo, uno de los parámetros (α) del algoritmo controla la cantidad de outliers que debería resistir y quizás el valor por defecto descartó demasiadas observaciones. Y el uso de muchos componentes puede que haya sido contraproductivo si no fueron estimados correctamente por cuestiones numéricas y de limitaciones del algoritmo.

CONCLUSIONES

En este trabajo se entrenaron y compararon diferentes algoritmos para clasificar muestras de cuatro tipos de suelo. Adicionalmente se utilizó el PCA robusto para diagnosticar outliers y entender mejor la estructura de los datos utilizados. El método más exitoso fue LDA debido a que la estructura de los datos espectrales permite una separación entre grupos mediante planos.

El uso de LightGBM fue inferior debido a que sus fronteras de decisión más complejas intercambian el sesgo (el cual era mínimo) por más varianza. Reducir la dimensionalidad de los datos en combinación con esta técnica fue contraproducente debido a que agrega sus propios problemas.

QDA tiene problemas con en el número de variables que puede utilizar, la necesidad

de estimar mayor cantidad de parámetros y su incapacidad para lidiar con problemas numéricos.

Como trabajo futuro, sería deseable estudiar más en detalle el uso de PCA como método de reducción dimensional para entender mejor sus limitaciones, así como también extender el trabajo a conjuntos de datos con estructuras más complicadas. Es importante tener en mente que los resultados de este trabajo no son necesariamente aplicables en escaso. Algoritmos más complejos podrían ser mucho más razonables si las clases tuvieran una estructura más heterogénea y conjuntos de datos de mayor tamaño

Los ensembles de árboles son hoy en día el estándar para trabajar con datos tabulares pero no tanto para datos espectrales, en vez de usar ese método sería recomendable trabajar con redes neuronales.

REFERENCIAS

Features. *LightGBM 4.0.0 documentation*.

Gazeli, O. et al. Laser-based classification of olive oils assisted by machine learning. Food Chemistry. *Food Chemistry* 302, 125329 (2020).

Hubert, M. y P. J. Rousseeuw. ROBPCA: A New Approach to Robust Principal Component Analysis. *Technometrics* 47(1), 64-79 (2005).

Ke, G. et al. LightGBM: a highly efficient gradient boosting decision tree. *NeurIPS Proceedings* 30, 3149-3157 (2017).

Liang, J. et al. Data fusion of laser induced breakdown spectroscopy (LIBS) and infrared spectroscopy (IR) coupled with random forest (RF) for the classification and discrimination of compound salvia miltiorrhiza. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 207, 104179 (2020).

Meer, Freek van der. Near-infrared laboratory spectroscopy of mineral chemistry: A review. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 65, 71-78 (2018).

Pagnotta, S. et al. Comparison of brass alloys composition by laser-induced breakdown spectroscopy and self-organizing maps. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* 103–104, 70-75 (2015).

Riese, F. M. (n.d.) Hyperparameters. Hyperparameters. *SuSi 1.2.2 documentation*.

Tian, J., M. H. Azarian y M. Pecht. Anomaly Detection Using Self-Organizing Maps-Based K-Nearest Neighbor Algorithm. *PHM Society European Conference* 2(1), (2014).

Varmuza, K. y P. Filzmoser. *Introduction to Multivariate Statistical Analysis in Chemometrics*. CRC Press, 2009.

— *Introduction to Multivariate Statistical Analysis in Chemometrics*. CRC Press, 2009.

Venables, W.N. y B.D Ripley. *Modern Applied Statistics with S. Statistics and Computing*. Springer, 2002.

Vrábel, J. et al. Classification of challenging Laser-Induced Breakdown Spectroscopy soil sample data - EMSLIBS contest. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* 169, 105872 (2020).

Wong, D. et al. *Laser Induced Breakdown Spectroscopy*. Elsevier eBooks, 2010.

SISTEMA DE ELECTROBIORREMEDIACIÓN APLICADO A SUELOS CONTAMINADOS CON ACEITES VEGETALES

Debora Conde Molina[a], Mauricio Rizzardi[b], Vanina Di Gregorio[a]

[a]*Grupo de Biotecnología y Nanotecnología Aplicada, Facultad Regional Delta, Universidad Tecnológica Nacional, ARGENTINA*
[b]*Departamento de Ingeniería Eléctrica, Facultad Regional Delta, Universidad Tecnológica Nacional, ARGENTINA*

e-mail: dconde@frd.utn.edu.ar

RESUMEN

La electrobiorremediación es una técnica de tratamiento ambiental que combina procesos electroquímicos y biológicos para la eliminación de contaminantes. Este método utiliza corrientes eléctricas de bajo voltaje para estimular la actividad y proliferación de microorganismos, mejorando la biodegradación de los contaminantes. En este trabajo, se planteó un sistema de electrobiorremediación para remediar suelos contaminados con aceites vegetales sin afectar negativamente la actividad de la microflora del suelo. Se establecieron tres corrientes (12, 5 y 2 mA) utilizando electrodos de platino en sistemas de 3 kg de suelo dispuestos en cajas plásticas, y un control sin corriente. El suelo contaminado contenía inicialmente 40,000 mg/kg de aceites vegetales, con humedad del 30 % y pH de 8.14. Los tratamientos se monitorearon en términos de concentración de aceite por espectrofotometría infrarroja, actividad microbiana por el método de diacetato de fluoresceína, pH y humedad, en distintos puntos del sistema (cátodo, centro y ánodo) a los 0, 7 y 14 días. Los resultados mostraron que la condición más favorable se observó en el sistema con 2 mA. En este caso, la actividad microbiana aumentó un 11.5 % y la degradación de aceite fue del 29.2 % a los 14 días. No hubo cambios significativos en la humedad, y la variación de pH (8.55 en el cátodo y 7.47 en el ánodo) fue menos marcada que en los ensayos con 12 y 5 mA. Además, en los tres tratamientos se observó que el aceite migró hacia el ánodo. Se concluye que el ensayo con 2 mA ofreció resultados prometedores, facilitando la migración del aceite sin impactar negativamente en la actividad microbiana, sugiriendo la posibilidad de localizar un tratamiento combinado de remediación en la zona del ánodo.

Palabras Clave: Electrobiorremediación, Aceites vegetales, Suelos contaminados, Actividad microbiológica.

INTRODUCCIÓN

La electrobiorremediación es una técnica de tratamiento ambiental que combina procesos electroquímicos y biológicos para la eliminación de contaminantes, especialmente en suelos. Esta metodología aprovecha la aplicación de corrientes eléctricas de bajo voltaje para inducir fenómenos como la electroósmosis, la electromigración y la electroforesis, facilitando el transporte de nutrientes, electrones y contaminantes. Simultáneamente, la corriente eléctrica estimula la actividad microbiana, potenciando la biodegradación de los compuestos orgánicos (Vocciante et al., 2021).
El tratamiento de suelos contaminados con aceites vegetales es relevante debido a que estos residuos, aunque biodegradables, pueden generar efectos negativos en la estructura

del suelo, reduciendo su porosidad y limitando el transporte de oxígeno y agua (Chandra et al., 2020). En particular, la combinación de bioaumento (incorporación de bacterias degradadoras) y bioestimulación (adición de nutrientes y condiciones favorables) junto con la aplicación de corrientes eléctricas puede acelerar los procesos de remediación.
En este trabajo, se evaluó un sistema de electrobiorremediación para suelos contaminados con aceites vegetales, explorando el efecto de diferentes intensidades de corriente (12, 5 y 2 mA) sobre la degradación de aceites y la actividad microbiana. El objetivo fue identificar la intensidad de corriente más adecuada para maximizar la degradación del aceite sin afectar negativamente la microflora del suelo.

DESARROLLO EXPERIMENTAL

Se empleó un suelo tipo franco proveniente del polo industrial Zárate-Campana, Buenos Aires, Argentina, con historial de contaminación (Conde Molina et al., 2024). El suelo fue contaminado artificialmente mediante la adición de una mezcla de aceites vegetales hasta alcanzar una concentración de 40,000 mg/kg. El contenido de humedad se ajustó al 30 %, y el pH inicial fue de 8,14. El sistema experimental consistió en cajas plásticas con 3 kg de suelo cada una, equipadas con electrodos de acero inoxidable colocados en posiciones de ánodo y cátodo. Se aplicaron tres intensidades de corriente continua (12, 5 y 2 mA) mediante una fuente de corriente continua, además de un control sin corriente. Los sistemas se realizaron por duplicado y se mantuvieron a temperatura ambiente (22 ± 3 °C) durante 14 días. Se tomaron muestras de suelo a los días 0, 7 y 14 en las zonas: cátodo, centro, ánodo y control. Sobre estas muestras se realizaron controles de concentración de aceites mediante espectrofotometría infrarroja (IRAffinity-1, Shimadzu) (ASTM 2003), actividad microbiana mediante el método de diacetato de fluoresceína (FDA) (Green et al., 2006), así como pH y humedad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH del suelo presentó un gradiente entre el cátodo (8,55) y el ánodo (7,47), resultado esperado debido a la generación de hidróxidos en el cátodo y protones en el ánodo. Sin embargo, esta diferencia fue menos pronunciada en el tratamiento con 2 mA, lo que ayudó a mantener un ambiente más estable y favorable para la actividad microbiana. La estabilidad del pH en este sistema es relevante, ya que variaciones extremas pueden afectar la viabilidad microbiana y la eficiencia enzimática (Moghadam et al., 2016).
Por otro lado, no se observaron cambios significativos en la humedad en ninguno de los tratamientos, lo que indica que el transporte electroosmótico fue mínimo bajo las condiciones del experimento. Esto es beneficioso, ya que evita la desecación del suelo y mantiene condiciones adecuadas para la actividad enzimática y la proliferación microbiana. La combinación de un pH relativamente estable y una humedad constante en la zona central del sistema sugiere que este microambiente pudo haber favorecido la biodegradación de los aceites al proporcionar condiciones óptimas para la actividad enzimática.

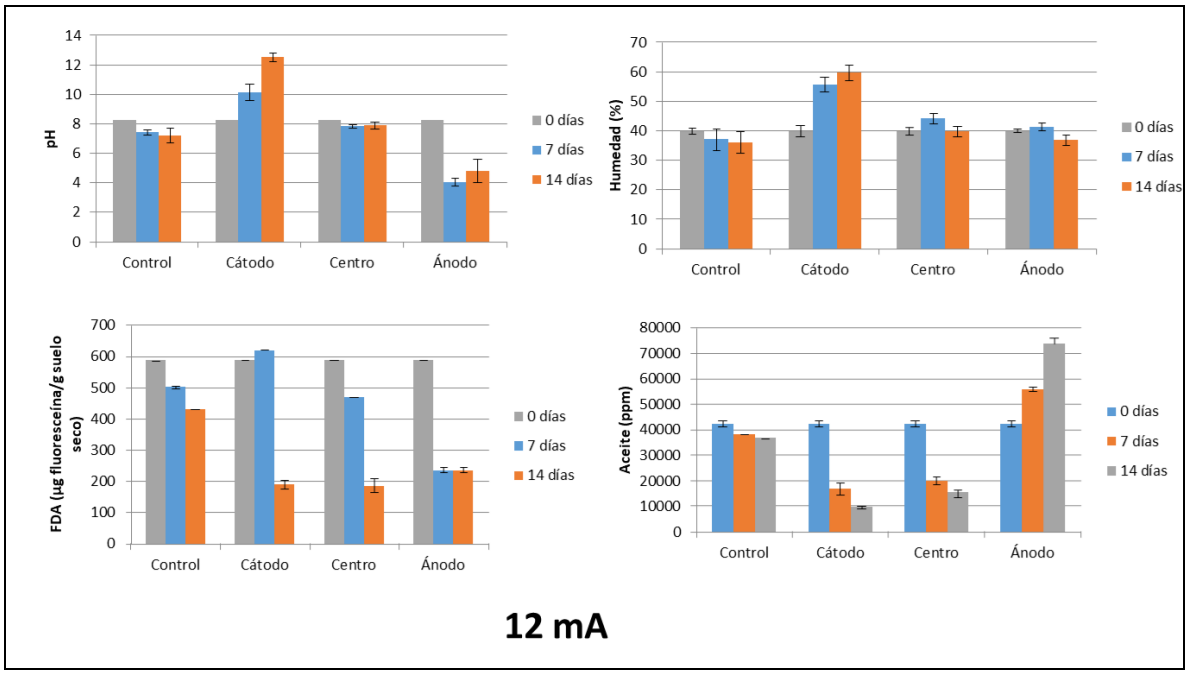


Figura 1. Variación de pH, humedad, FDA y aceite en las zonas del cátodo, centro, ánodo y control a los días 0, 7 y 14 bajo 12 mA de intensidad de corriente.

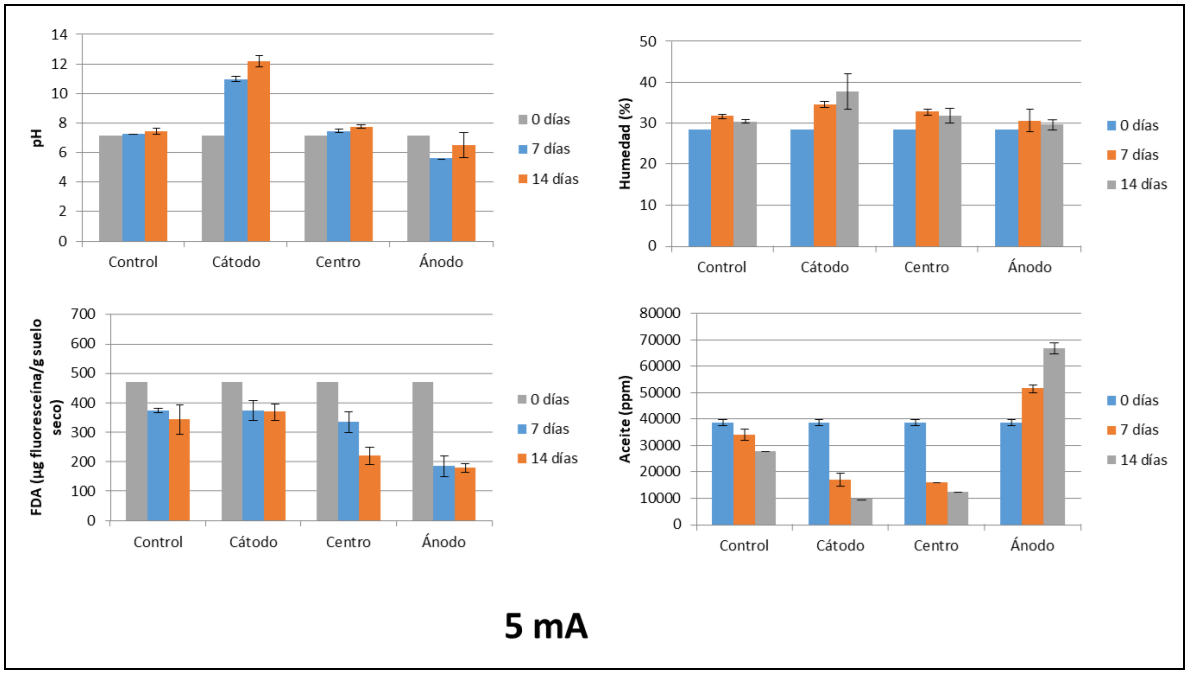


Figura 2. Variación de pH, humedad, FDA y aceite en las zonas del cátodo, centro, ánodo y control a los días 0, 7 y 14 bajo 5 mA de intensidad de corriente.

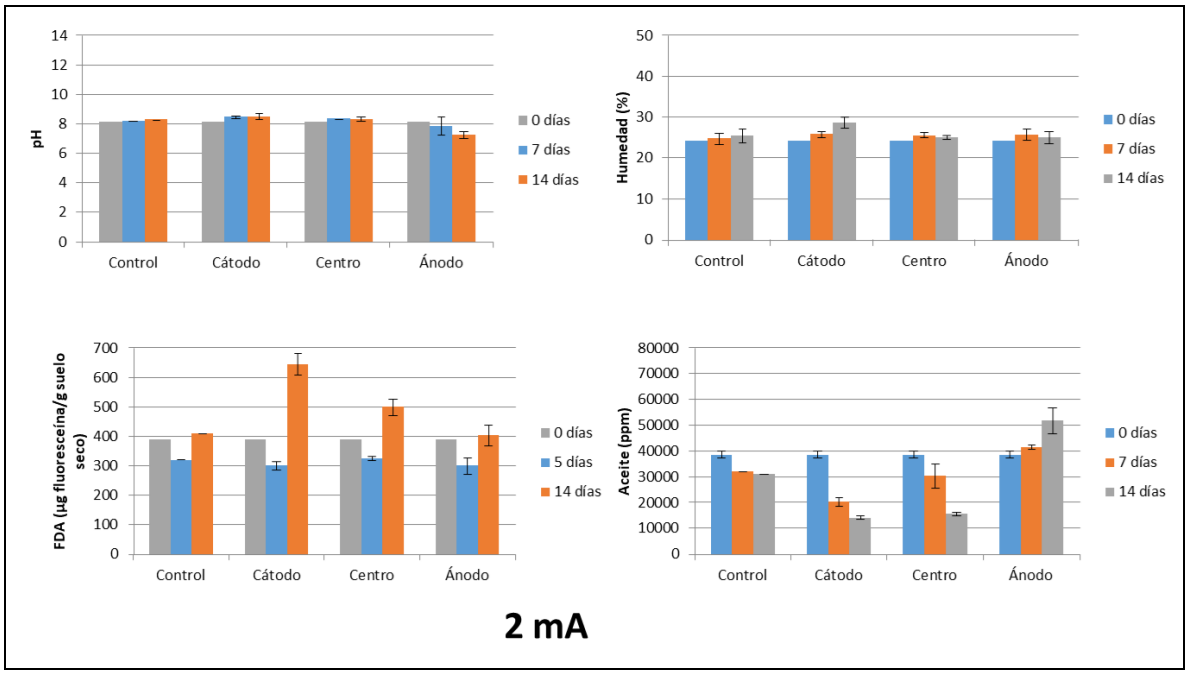


Figura 3. Variación de pH, humedad, FDA y aceite en las zonas del cátodo, centro, ánodo y control a los días 0, 7 y 14 bajo 2 mA de intensidad de corriente.

El tratamiento con 2 mA presentó un aumento del 11,5 % en la actividad microbiana a los 14 días (Fig. 3), mientras que las corrientes más altas (12 y 5 mA) provocaron una disminución significativa (Fig. 1 y 2). La actividad enzimática medida por la hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA) refleja la actividad metabólica global de la comunidad microbiana, incluyendo enzimas extracelulares clave en la degradación de compuestos orgánicos (Pavoncello et al., 2022). Estos resultados sugieren que, aunque la corriente eléctrica puede favorecer el transporte de nutrientes y la biodisponibilidad del sustrato, intensidades más altas generan efectos adversos, posiblemente debido al estrés electroquímico y la producción de especies reactivas de oxígeno, que pueden inhibir la actividad microbiana (Lysenko et al., 2022). En cambio, la corriente de 2 mA resultó suficiente para estimular la biodegradación sin afectar negativamente la viabilidad de los microorganismos, facilitando así una mayor actividad metabólica. La alta liberación de fluoresceína en la zona central refuerza su papel como un punto clave de actividad enzimática, donde el pH estable y la humedad constante pudieron favorecer la acción de lipasas y deshidrogenasas, esenciales para la descomposición de aceites vegetales. La estabilidad de estas condiciones fisicoquímicas es fundamental, ya que facilita el contacto entre las enzimas y el sustrato, promoviendo una biodegradación más eficiente.

En todos los tratamientos se evidenció una migración del aceite hacia el ánodo (Fig. 1, 2 y 3), un fenómeno característico del transporte electrocinético. Este proceso ocurre debido al efecto de electro-desestabilización de las emulsiones formadas por el aceite vegetal en el suelo. La aplicación del campo eléctrico podría transformar las gotas de aceite en partículas más pequeñas y móviles, facilitando su transporte hacia el ánodo (Gidudu y Chirwa, 2022).

El sistema con 2 mA alcanzó la mayor remoción de aceite, con un 29,2 % a los 14 días (Fig. 3), mientras que los tratamientos con 12 y 5 mA mostraron una menor eficiencia (Fig. 1 y 2). Esta diferencia se atribuye a que la baja intensidad de corriente favorece la

estabilidad del ecosistema microbiano, manteniendo condiciones óptimas para la biorremediación. Estos resultados reflejan el efecto sinérgico de electrocinética y la actividad microbiana, permitiendo una remoción de aceite vegetal más eficiente en la zona central del sistema.

CONCLUSIONES

En conjunto, estos hallazgos destacan que la aplicación de 2 mA logra un equilibrio entre la remoción del aceite y la preservación de la actividad microbiana. La combinación de electrocinética y actividad enzimática microbiana demuestra el potencial de la electrobiorremediación a bajas intensidades de corriente como una estrategia sostenible para la recuperación de suelos contaminados con aceites vegetales.

REFERENCIAS

Chandra, P., Enespa, R. S. and Arora P. K. Microbial lipases and their industrial applications: a comprehensive review. *Microb. Cell Fact.* 19, 169 (2020).

Conde Molina, D. and Di Gregorio, V. Enhancing biodegradation of vegetable oil-contaminated soil with soybean texturized waste, spent mushroom substrate, and stabilized poultry litter in microcosm systems. *W. J. Microbiol. Biotechnol.* 40(8), 237 (2024).

Gidudu, B. and Chirwa, E.M.N. The role of pH, electrodes, surfactants, and electrolytes in electrokinetic remediation of contaminated soil. *Molecules* 27(21), 7381 (2022).

Green, V.S., Stott, D.E. and Diack, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: optimization for soil samples. *Soil Biol. Biochem.* 38(4), 693-701 (2006).

Lysenko, L., Mishchuk, N. and Kovalchuk, V. Basic principles and problems in decontamination of natural disperse systems. The electrokinetic treatment of soils. *Adv. Colloid. Interface Sci*. 310, 102798 (2022).

Moghadam, M.J., Moayedi, H., Sadeghi, M.M. and Hajiannia, A. A review of combinations of electrokinetic applications. *Environ. Geochem. Health* 38, 1217–1227 (2016).

Pavoncello, V., Barras, F. and Bouveret, E. Degradation of exogenous fatty acids in Escherichia coli. *Biomolecules* 12(8), 1019 (2022).

Vocciante, M., Dovì, V.G. and Ferro, S. (2021) Sustainability in electrokinetic remediation processes: a critical analysis. *Sustainability (Switzerland)* 13, 1–15 (2021).

ZONIFICACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA SUPERFICIAL EN UNA CUENCA SERRANA BONAERENSE

Lucía de Antueno[a], Fernanda J. Gaspari[a], María I. Delgado[b], Evelin A. González Fuentes[a], Sebastián I. Besteiro[a,c], Verónica E. Giovenale[a], Camila B. Anselmino[a], Fabio A. Montealegre Medina[a]

[a]*Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas. CEIDE. FCAyF. Universidad Nacional de La Plata. ARGENTINA.*
[b]*Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas. FCAyF-UNLP. Div. Ficología, Museo de La Plata, FCNyM-UNLP. CONICET. ARGENTINA*
[c]*Cátedra de Topografía. CEIDE. FCAyF. Universidad Nacional de La Plata. ARGENTINA.*

e-mail: lucia.deantueno@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

La erosión hídrica superficial es el proceso de disgregación y transporte de las partículas de suelo por la acción del agua, implicando el desprendimiento de sedimentos de la superficie, incluido el impacto de las gotas de lluvia y también del agua que fluye. El cambio de uso del suelo sin planificación en áreas con altas pendientes, especialmente en el Sistema Serrano de Ventania, provoca que en períodos de lluvias intensas y de corta duración, exista un incremento repentino del caudal con acarreo de sedimentos, lo que se traduce en inundaciones y anegamientos aguas abajo, en áreas de menores pendientes. El presente estudio tiene por objetivo estimar y zonificar la pérdida de suelo por erosión hídrica superficial, mediante la ecuación universal de pérdida del suelo, USLE, en la cuenca del arroyo Las Piedras, tributario del río Sauce Grande. En la determinación de cada factor que integra la USLE, se recopiló y procesó información generada por INTA Argentina, en lo referente a la caracterización de suelo, mientras que, en relación al uso y cobertura del terreno, se emplearon imágenes satelitales y datos relevados en sucesivas recorridas a campo. Esta información fue zonificada y combinada con herramientas de Sistema de Información Geográfica, en el software QGIS. Los resultados fueron clasificados de acuerdo con el grado de erosión hídrica según estándares nacionales e internacionales. La pérdida de suelo en la cuenca se ubica entre los rangos moderado a alto. Si bien se identificó erosión hídrica superficial en gran parte de la cuenca, la misma se concentra en la cabecera, asociada a las pendientes elevadas y a la ausencia de vegetación, que fomenta los procesos de pérdida de suelo. Se identificó que, en la parte baja, la ausencia de prácticas de conservación de suelo, especialmente en los sectores de uso ganadero, propician dichos procesos erosivos.

Palabras Clave: USLE, Degradación De Suelos, Arroyo Las Piedras

INTRODUCCIÓN

La erosión hídrica superficial es el proceso de disgregación y transporte de las partículas de suelo por la acción del agua, implicando el desprendimiento de sedimentos de la superficie, incluido el impacto de las gotas de lluvia y también del agua que fluye (Jain y Kothyari, 2000). En este sentido, el cambio de uso del suelo sin planificación en áreas con altas pendientes, especialmente en el Sistema Serrano de Ventania, acentúa este

proceso, de manera que en períodos de lluvias intensas y de corta duración, se genera un incremento repentino del caudal con acarreo de sedimentos, lo que se traduce en inundaciones y anegamientos aguas abajo, en áreas de menores pendientes.

La cuenca del arroyo Las Piedras comprende una superficie de 812,7 ha y está ubicada en el sistema de Sierra de la Ventana, partido de Tornquist, provincia de Buenos Aires (Fig. 1). La cuenca representa un área de interés para la gestión hídrica y la planificación territorial, producto de sus características geográficas, de uso del suelo y climáticas específicas.

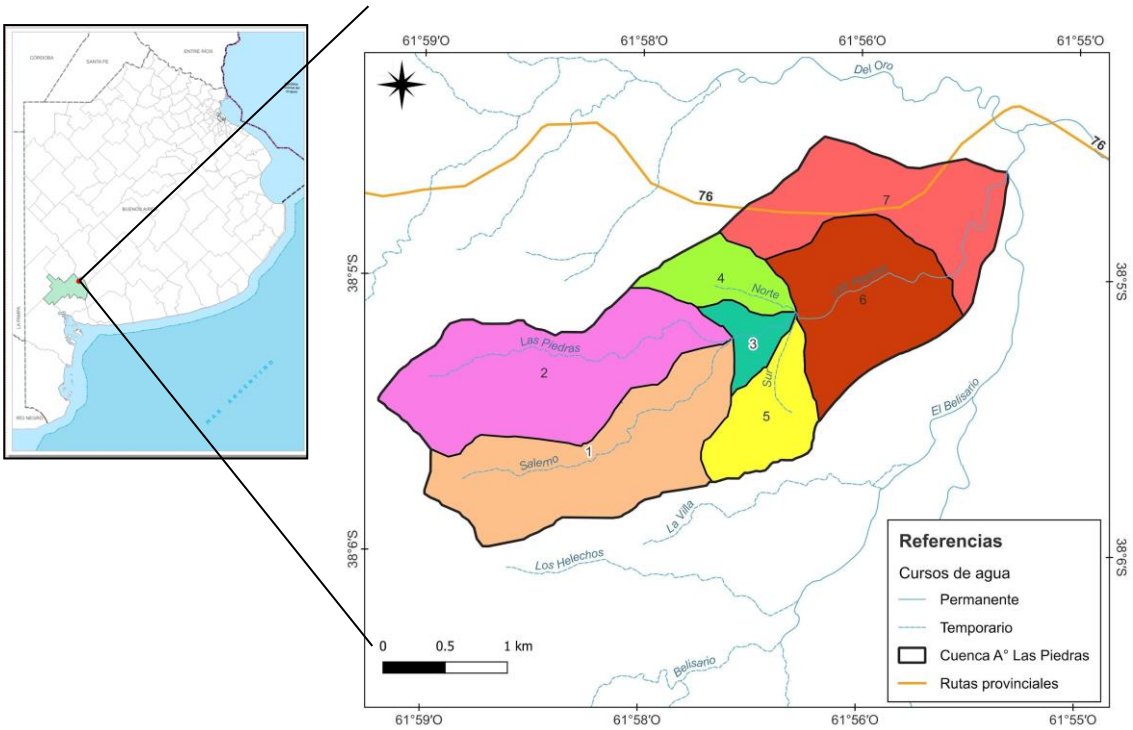


Figura 1. Ubicación de la cuenca del arroyo Las Piedras. Fuente: elaboración propia.

Entre los modelos disponibles para determinar la erosión del suelo y la producción de sedimentos, la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) creada por Wischmeier y Smith (1978) y sus versiones modificadas y revisadas son algunos de los modelos más utilizados a nivel mundial (Sadeghi, 2004; Sinshaw et al., 2021). El modelo USLE predice la erosión del suelo, de modo de poder contribuir a la planificación para la conservación del mismo (USDA, 1997). El concepto de modelo no se basa en la descripción y simulación de procesos, sino en la comprensión de un proceso, la captura de los parámetros medibles y la delineación de un algoritmo matemático (Alewell et al., 2019).

La ecuación puede aplicarse cuando la erosión es laminar y en surcos, cuando la producción de sedimentos se origina en terrenos con pendiente conocida y en canales simples y canales de terraza. No se puede utilizar para cuantificar erosión en barranco, para erosión del cauce o pérdida de masa de sedimentos en profundidad (Gaspari et al., 2013).

El objetivo de este trabajo es estimar y zonificar la pérdida de suelo por erosión hídrica superficial, mediante la ecuación universal de pérdida del suelo, USLE, en la cuenca del arroyo Las Piedras, tributario del río Sauce Grande.

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

Para la cuantificación de la pérdida de suelos por erosión hídrica superficial se empleó la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE), por medio del procesamiento geoespacial de los factores de la ecuación 1 expresada como:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \qquad (1)$$

Donde:

A: pérdida de suelo por unidad de área ($Mg.ha^{-1}.año^{-1}$)

R: factor de erosionabilidad ($M.J.mm.ha^{-1}.h^{-1}.año^{-1}$), definido como el producto de la energía cinética de un aguacero por su máxima intensidad en 30 minutos. Expresa la fuerza erosiva de una determinada lluvia y representa su potencial para erosionar superficialmente el suelo. Gaitán et al. (2017) han establecido su valor en todo el territorio nacional (Fig. 2).

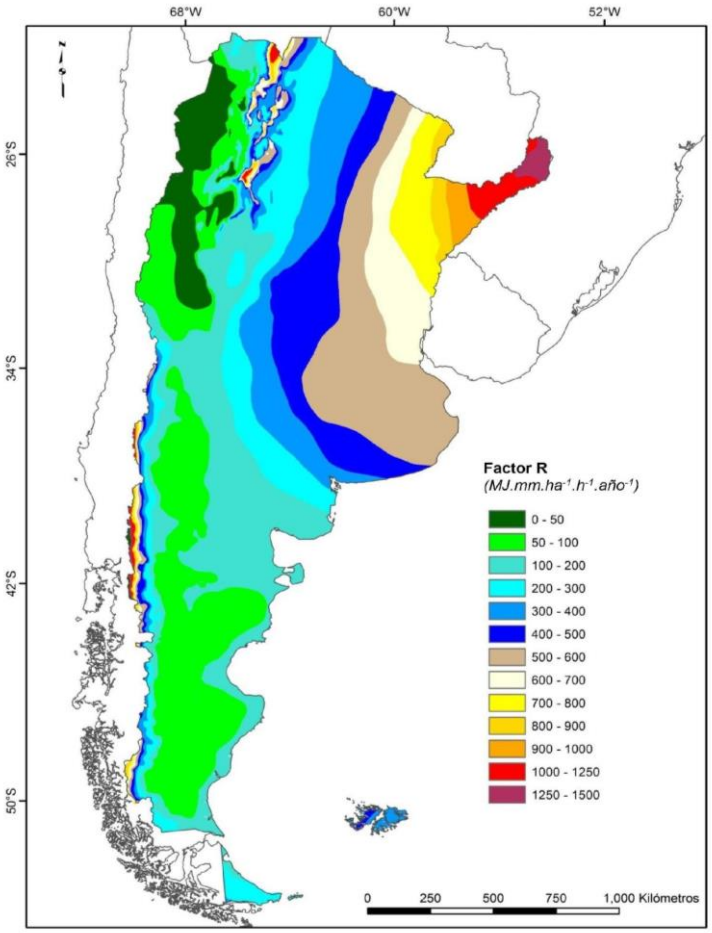


Figura 2. Factor R (MJ.mm.ha-1.h-1.año-1). Fuente: Gaitán et al. (2017).

K: factor de erodabilidad del suelo ($Mg.ha.h.MJ^{-1}.ha^{-1}.cm^{-1}$), indica la aptitud o resistencia del suelo a la erosión. Refleja la acción combinada de distintas propiedades como la permeabilidad, contenido de materia orgánica, textura y estructura. Para su determinación se empleó la ecuación simplificada (2):

$$100 \times K = 10 - 4 \times 2{,}71 \times M.1{,}14 \times (12 - a) \quad (2)$$

M = (% limo + % arena muy fina) x (100 - % arcilla), expresándose también como (% partículas entre 0,002 y 0,1 mm) x (% partículas entre 0,002 - 2,0 mm)

a = Porcentaje de materia orgánica = Porcentaje de Carbono Orgánico x 1,724

Para obtener esta información en lo referente a la caracterización de suelo, se recopiló y procesó información generada por INTA Argentina.

LS: factor topográfico (adimensional) se define como la relación entre la pérdida de suelo para una longitud determinada y la pérdida para una longitud de 22,1 m del mismo tipo de suelo, ya que, para su determinación, Wischmeier y Smith definieron parcelas con dimensiones de 22,1 m y pendiente de 9%, a igualdad de los demás factores intervinientes en la ecuación USLE.

L *longitud de la pendiente*: es la distancia desde el origen del escurrimiento (o punto más alto de caída de la gota de lluvia) hasta el inicio de la deposición de sedimentos, o hasta que el escurrimiento se concentre en un cauce.

S *gradiente de la pendiente*: es la relación entre las pérdidas para una pendiente determinada y las pérdidas para una pendiente del 9%, del mismo tipo de suelo. Para obtener el factor LS se empleó la metodología propuesta por Mintegui Aguirre (1988), la cual permite establecer el factor LS directamente en base al rango de pendiente en que se encuentre un área determinada, de acuerdo con la relación de correspondencia expresada en la Tabla I.

Tabla I. Factor LS según los rangos de pendiente expresados en %. Fuente: adaptado de Mintegui Aguirre (1988).

Rango de pendiente (%)	Factor LS
0-3	0,3
3-12	1,5
12-18	3,4
18-24	5,6
24-30	8,7
>30	14,6

C: factor de ordenación de cultivos (adimensional), expresa la relación entre las pérdidas de suelo en un terreno cultivado o con vegetación en condiciones específicas y las pérdidas correspondientes a una parcela, en idénticas condiciones de lluvia, suelo y topografía, pero sometida a barbecho continuo. Para determinar los valores del factor C en la cuenca se emplearon imágenes satelitales e información obtenida en las visitas

realizadas al territorio, asignando valores según el tipo de cobertura determinados por Mintegui Aguirre y López Unzú, 1990.

P: factor de prácticas de cultivo (adimensional), es el factor de control de la erosión mediante prácticas de cultivo y abarca la relación entre las pérdidas de suelo para diferentes labores conservacionistas, y las correspondientes a un cultivo en surcos según la máxima pendiente, a igualdad de los restantes factores climáticos, edáficos, topográficos y de cobertura vegetal y uso del suelo. Para determinar P en la cuenca se emplearon imágenes satelitales e información obtenida en las visitas realizadas al territorio.

En la determinación de cada factor que integra la USLE la información fue zonificada y combinada con herramientas de Sistema de Información Geográfica, en el software QGIS.

La pérdida tolerable de suelo superficial es definida como la tasa máxima de erosión permisible para que la fertilidad del suelo pueda mantenerse durante 20 o 25 años (Morgan, 1997). En Argentina, Gaitán et al. (2017) aplicaron la clasificación de la pérdida de suelo presentada en la Tabla II, discriminando en seis rangos de pérdida de suelo por erosión hídrica superficial.

Tabla II. Rangos de pérdida de suelo por erosión hídrica. Fuente: Gaitán et al., (2017).

Rango de A ($Mg.ha^{-1}.año^{-1}$)	Categoría
< 0,05	Muy Bajo
0,05 - 2	Bajo
2 - 5	Moderado
5 - 10	Alto
10 - 30	Muy Alto
> 30	Extremo

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Dado que la cuenca del arroyo Las Piedras es pequeña, se empleó un único valor del factor R en toda su extensión, según Gaitán et al. (2017), de 300 $J.cm.m^{-2}.h^{-1}$.

Si bien el factor P adopta diferentes valores en función del tipo de práctica y pendiente sobre la que se encuentra, en la zona de la cuenca estudiada, las prácticas conservacionistas presentes son exclusivamente cultivo en curvas de nivel, sin embargo, la mayor parte del área no las posee o se encuentran sin mantenimiento, por lo que P asume valor 1.

La cuenca presenta tres unidades cartográficas de suelos formados por la combinación de distintas series, con distintas características texturales y de paisaje (Tabla III). Los valores del factor K, calculados para cada unidad cartográfica y su taxonomía principal se presentan en la Fig. 3.

Tabla III. Descripción de las unidades cartográficas de suelo en la cuenca del arroyo Las Piedras.

Nombre UC	Símbolo	Taxonomía principal	Paisaje	Textura	MO (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Sup. (ha)
Complejo Cerro del Chimango	CdChi	Haplustol petracálcico	Lomada	Franca	6	24,6	42,1	33,3	273,7
Complejo Ao. Sauce Grande	CoAoSG	Complejo indiferen-ciado	Plano aluvial	Franca arcillosa	2,3	30,6	45,6	23,8	67,8
Afloramien to Rocoso	R	Roca	Pendiente	Arcilla limosa	0,5	39,1	38,0	22,9	471,2

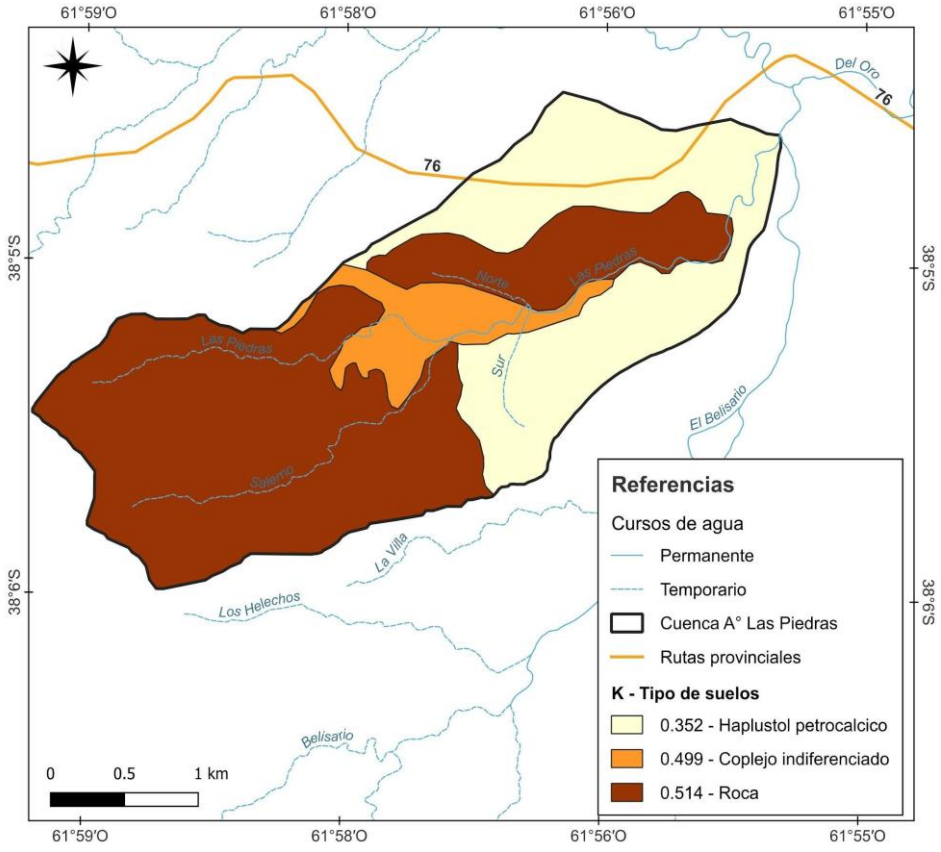


Figura 3. Mapa del Factor k en Mg.m2.h.ha^{-1}.J^{-1}.cm^{-1}. Fuente: elaboración propia.

Los suelos desarrollados sobre las partes más altas de la cuenca, con roca en superficie, tienen los valores de K más elevados (0,514 Mg.m^2.h.ha^{-1}.J^{-1}.cm^{-1}). El valor de K más bajo ponderado se definió en el sector sureste de la cuenca, en la zona de lomadas (0,352 Mg.m^2 .h.ha^{-1}.J^{-1}.cm^{-1}).

La distribución geográfica de los valores del factor C en la cuenca se presenta en la Fig. 4, donde se observa una gran superficie de pastizales, el 45% con valores de c bajos de 0,09, donde se desarrolla la actividad ganadera. Hay un amplio sector destinado a la agricultura, 42% del total de la cuenca, con un valor de c de 0,25. El 13% se encuentra urbanizado (con densidad poblacional baja), con valores de c de 0,19 y solo el 1% presenta cobertura arbórea, con un C mínimo de 0,03.

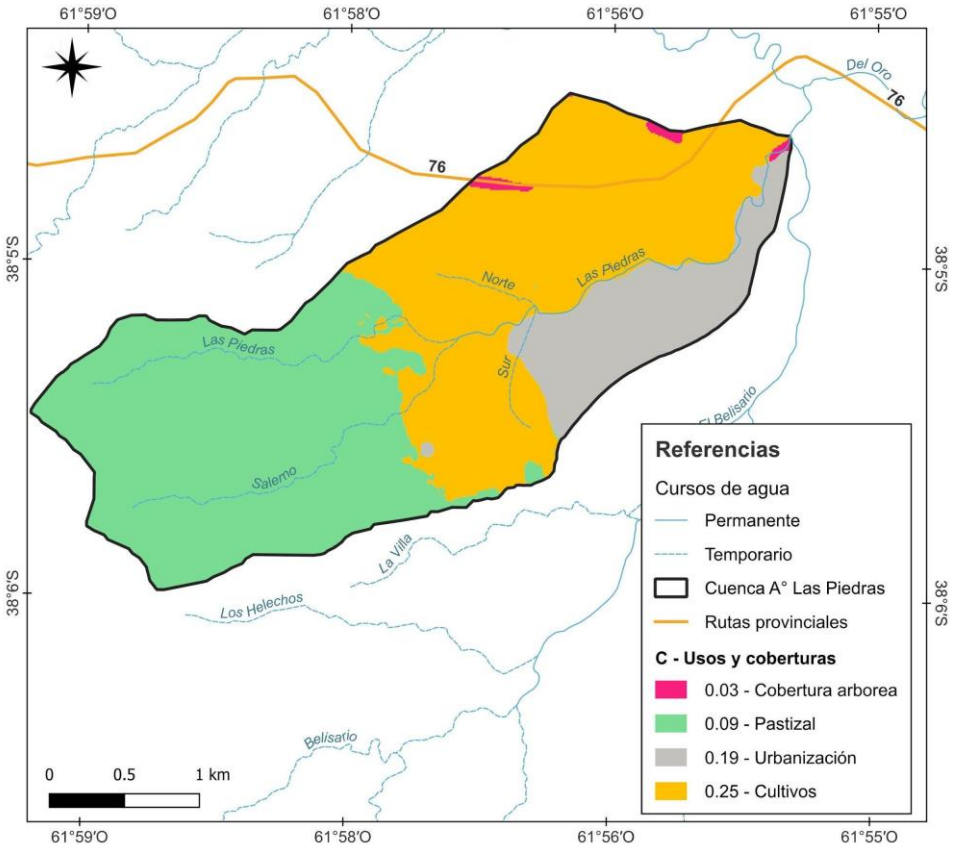


Figura 4. Mapa del Factor C. Fuente: elaboración propia.

La zonificación de LS (Fig. 5), presentó valores elevados en correspondencia con las pendientes fuertes a moderadas, especialmente en la zona alta de la cuenca, Serranías de Ventania. Los valores de LS propuestos por Mintegui Aguirre (1988) son de 1,5 en prácticamente toda la cuenca, para pendientes del 12% de inclinación, y alcanzan 14,6 en la cabecera de la cuenca, dado que las pendientes superan el 30% en dichos sectores.

Finalmente, se realizó el procesamiento geoespacial de los factores para definir y zonificar la USLE. Los resultados fueron clasificados de acuerdo con el grado de erosión hídrica según estándares nacionales e internacionales. Según Gaitán et al. (2017), la pérdida de suelo en la cuenca se ubica entre los rangos Extremo y Muy alto (Fig. 6), superando los 100 $Mg.ha^{-1}.año^{-1}$ en las zonas de pendiente máxima.

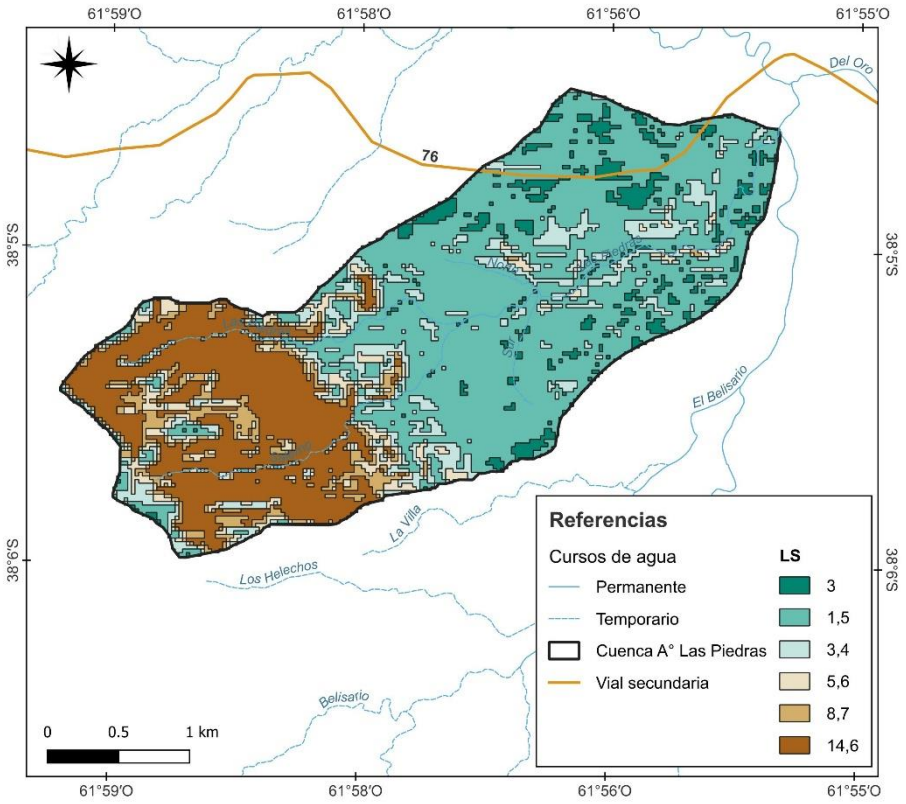


Figura 5. Mapa del factor LS. Fuente: elaboración propia.

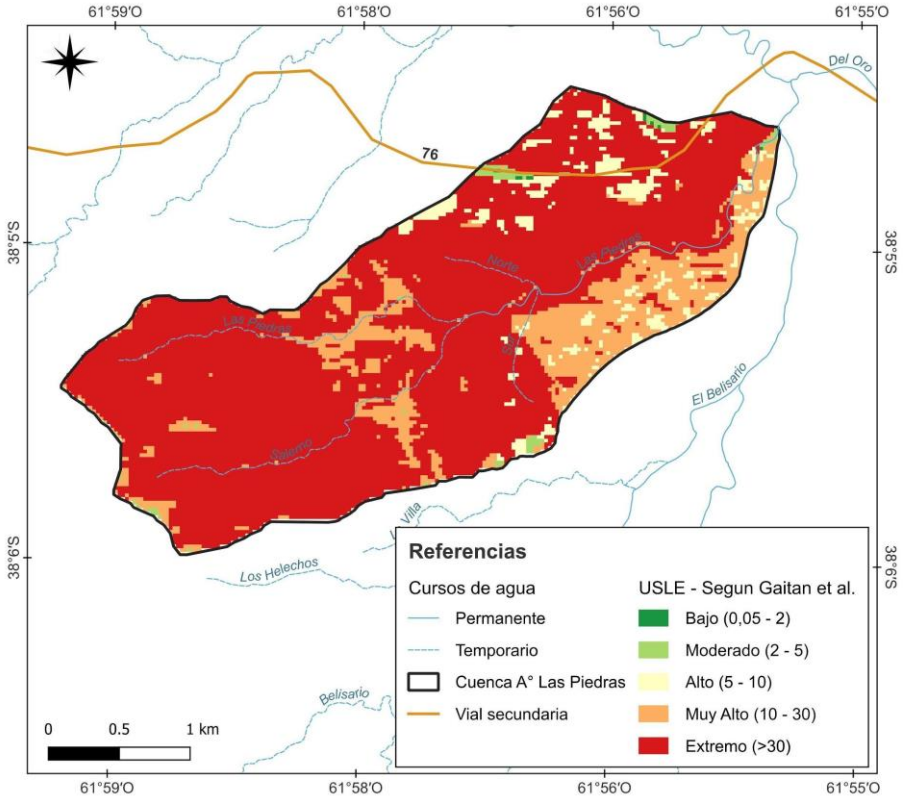


Figura 6. Mapa de USLE según Gaitán et al.(2017). Fuente: Elaboración propia.

CONCLUSIONES

La pérdida de suelo en la cuenca del arroyo Las Piedras por erosión hídrica superficial es crítica en toda su superficie, alcanzando valores que superan ampliamente los rangos tolerables establecidos a nivel nacional. Los resultados obtenidos mediante la USLE evidencian que la erosión no solo está generalizada, sino que se concentra con mayor intensidad en la cabecera de la cuenca, donde la pendiente pronunciada y la escasa cobertura vegetal favorecen los procesos de desprendimiento y transporte de partículas. Estos sectores constituyen áreas prioritarias para la implementación de medidas de manejo y conservación.

Asimismo, se identificó que en la parte baja de la cuenca, destinada en gran medida a actividades ganaderas y agrícolas, la falta de prácticas de conservación agrava la vulnerabilidad de los suelos frente a los eventos de lluvias intensas. La predominancia de pastizales con valores intermedios de cobertura y la presencia de agricultura en grandes superficies sin manejo adecuado refuerzan la necesidad de estrategias de ordenamiento territorial. En este sentido, la aplicación de prácticas conservacionistas, como terrazas, cultivos en fajas y mantenimiento de la vegetación natural, permitiría reducir significativamente las pérdidas de suelo.

Finalmente, este estudio demuestra la utilidad de integrar información de campo, datos satelitales y herramientas de SIG (Sistemas de Información Geográfica) para zonificar y cuantificar la erosión hídrica superficial en cuencas serranas bonaerenses. Los resultados constituyen una base científica sólida para la toma de decisiones en materia de gestión hídrica y conservación de suelos, aportando insumos valiosos para el diseño de planes de manejo sustentable. La incorporación de políticas públicas orientadas a la restauración de áreas críticas y al fomento de prácticas agroecológicas se presenta como una condición indispensable para preservar la productividad y estabilidad de la cuenca en el largo plazo.

REFERENCIAS

Alewell, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Panagos, P. (. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion Modelling. *International Soil and Water Conservation Research* 7: 203e225. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004

Gaitán, J., Navarro, M.F., Tenti Vuegen, L., Pizarro, M.J., Carfagno, P., Rigo, S. (2017). *Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina.* 1ª ed. Ediciones INTA, Buenos Aires.

Gaspari, F., Rodríguez Vagaría, A., Senisterra, G., Delgado, M.I., Besteiro, S. (2013). *Elementos metodológicos para el Manejo de Cuencas Hidrográficas.* Curso de Manejo de Cuencas Hidrográficas. Universidad Nacional de La Plata, EDULP. Libro digital, PDF. (Libro de cátedra)

Jain, M.K., Kothyari, U.C. (2000). Estimation of soil erosion and sediment yield using GIS. *Hydrol Sci J* 45:771-786.

Mintegui Aguirre, J.A. (1988). *Análisis de la influencia del relieve en la erosión hídrica. Hipótesis de estudio para correlacionar la pendiente con la longitud del declive en un terreno.* V Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Madrid pp. 2229-2245.

Mintegui Aguirre, J.A., López Unzú, F. (1990). *La Ordenación Agrohidrológica en la Planificación.* Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. 306 pp.

Morgan, R.P.C. (1997). *Erosión y conservación del suelo.* Mundi-Prensa, Madrid, España. 343 pp.

Sadeghi, S.H. (2004). Application of MUSLE in prediction of sediment yield in Iranian conditions. ISCO2004-13th International Soil Conservation Organization Conference-Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solution. Paper No. 998, 1-4.

Sinshaw, B.G., Belete, A.M., Mekonen, B., Wubetu, T.G., Anley, T.L., Alamneh, W.D., Atinkut, H.B., Gelaye, A.A., Bilkew, T., Tefera, A.K., Birara Dessie, A., Fenta, H.M., Beyene, A.M., Bizuneh, B.B., Alem, H.T., Eshete, D.G., Atanaw, S.B., Tebkew, M.A., Mossie Birhanu, M. (2021). Watershed-based soil erosion and sediment yield modeling in the Rib watershed of the Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. *Energy Nexus* 3: 100023. https://doi.org/10.1016/j.nexus.2021.1000233

USDA. (1997). *Agriculture Handbook Number 703. Predicting Soil Erosion by Water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).* Washington DC, USA.

Wischmeier, W. H., Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. United States Department of Agriculture Handbook No 537*. Washington, USA. Disponible en: https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF

MONITOREO DE LA COMUNIDAD LIQUÉNICA DE LA MESETA DE LA ISLA COCKBURN, ANTÁRTIDA

Laura P. Dopchiz [a], Sofía A. Ozón [a], Alfredo J. Costa [b], Martín Ansaldo [a]

[a]*Departamento de Ecofisiología y Ecotoxicología*
[b]*Departamento de Ciencias de la Atmósfera. Instituto Antártico Argentino. 25 de Mayo 1143, (1650) San Martín, Buenos Aires, ARGENTINA.*

e-mail: dhz@mrecic.gov.ar

RESUMEN

La vegetación que forma parte del ecosistema terrestre antártico, no escapa a las variaciones ambientales originadas por el cambio climático global. La mayoría de los trabajos realizados sobre la flora fueron desarrollados en la península antártica, principalmente en el oeste de la misma, mientras que la información sobre la costa este es exigua.
Cockburn es una isla que forma parte del archipiélago James Ross. Tiene 2,7 km de extensión y, a pesar de su aspecto inhóspito, posee una cobertura escasa de musgos y líquenes.
La información sobre la comunidad liquénica de la meseta de la isla está desactualizada, ya que data de la expedición de Lewis Smith (1989). Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar si esta comunidad se modificó como resultado del efecto de cambio climático. Para ello, se tomaron muestras durante las campañas antárticas en los veranos 2022 y 2023. Cada especie muestreada, fue georeferenciada y sus parámetros morfológicos medidos. Especies pertenecientes a 8 géneros fueron identificadas.
Contrariamente a lo observado en la Antártida marítima, donde allí el cambio climático mostró efectos desfavorables sobre las comunidades liquénicas, los resultados presentes muestran que la comunidad está creciendo. El aumento del número de especies, principalmente aquellas que pertenecen a los géneros Caloplaca, Leptogium y Usnea, así lo demuestra. Esta alteración podría asociarse a la tendencia negativa que muestra la temperatura media de verano (DEF) en la Base Marambio entre 1991 y 2020.
No todos los líquenes son susceptibles a las influencias climáticas, pero especies con distribución restringida como Usnea antarctica, podrían utilizarse como indicadoras del efecto al cambio dada su vulnerabilidad (Bokhorst et al 2016). Siendo que Cockburn es una isla de dimensiones pequeñas, el monitoreo de las comunidades vegetales a largo plazo resultará valioso ya que permitirá proyectar su reacción y resiliencia en las islas que conforman el archipiélago.

Palabras Clave: Líquen, Monitoreo, Temperatura, Cockburn, Antártida

INTRODUCIÓN

El continente antártico se caracteriza por presentar condiciones climáticas extremas. A pesar de su aislamiento, parte del continente no está exento de algunos efectos del cambio climático. Las particulares características de Antártida hacen que la vegetación sea escasa y esté únicamente conformada por musgos, líquenes y dos plantas vasculares: *Colobanthus quitensis* y *Deschampsia antarctica*.

De acuerdo a García Sancho (2020), pueden diferenciarse dos zonas antárticas: la zona continental, donde el agua es el factor limitante para la vegetación, y la zona peninsular, donde la temperatura es el factor preponderante.

Los efectos del cambio climático sobre la vegetación terrestre, están mayormente registrados sobre la costa oeste de la península antártica (Singh et al., 2018; García

Sancho, 2020; Colesie et al, 2022), siendo escasos en la costa este donde se localiza la isla Cockburn.

Esta isla pertenece al archipiélago James Ross (Fig. 1 A-B), tiene de origen volcánico, con 2,7 km de extensión. La información sobre la flora de la meseta, constituida por musgos y líquenes, está desactualizada ya que data de la expedición de Lewis Smith (1989).

En relación a los líquenes presentes en la isla, no hay estudios sobre los efectos producto del cambio climático, principalmente debido a la lenta tasa de crecimiento y el difícil acceso a la meseta. Además, se requieren estudios a largo plazo complejos de realizar debido a la logística necesaria.

Se ha observado que los líquenes presentan una alta sensibilidad a los efectos del cambio climático, llevando en muchos casos, a la pérdida de biodiversidad (Fernández Calzado and Molero Mesa, 2013). Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo consistió en evaluar si la diversidad liquénica de la meseta de la isla se ha ido modificando por efecto del cambio climático, desde el último muestreo reportado en 1989.

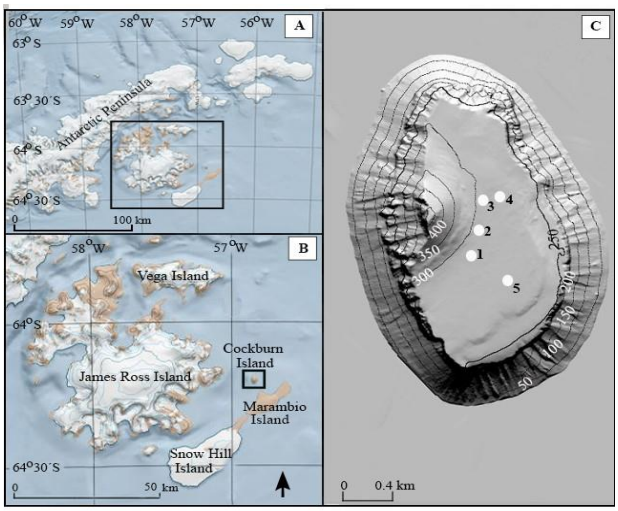


Figura 1. Mapa de localización del norte de la Península Antártica y el Archipiélago James. Los puntos blancos en (C) muestran los sitios de muestreo sobre la Isla Cockburn (tomado de Cottet et al, 2024).

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras fueron tomadas con fragmentos de sustrato, durante la Campaña Antártica de Verano (CAV) de 2022, en la meseta de la isla Cockburn, a 250 m s.n.m. (Fig. 1), de acuerdo con el Protocolo sobre Protección Medioambiental del Tratado Antártico. Para ello, se colectaron parches de 2 cm x 2 cm, que se guardaron en sobres de papel. Los duplicados de las muestras se encuentran depositados en la Colección Botánica del Repositorio Antártico de Colecciones Paleontológicas y Geológicas (RAA) del Instituto Antártico Argentino.

Se realizaron observaciones macroscópicas de muestras secas. A continuación, las mismas fueron humedecidas para la determinación de parámetros morfológicos y estudios microscópicos. Los estudios microscópicos, se realizaron mediante cortes ultra delgados a mano alzada en agua o azul de metileno, con el fin de identificar tanto al fotobionte como al microbionte. También se efectuaron reacciones con hidróxido de

potasio (KOH) al 10%, cloruro de sodio (NaCl) comercial y lugol (KI) para la caracterización química de las muestras. La identificación se realizó de acuerdo a la clave taxonómica propuesta por Øvstedal y Smith (2001), confirmadas luego con el Index Fungorum (www.indexfungorum.org/) y GBIF (www.gbif.org/).

RESULTADOS

En la Tabla I, se presenta el listado de líquenes identificados en la CAV 2022, junto con las especies halladas por Lewis Smith (1989). En todos los casos, se llegó hasta el nivel de género y, cuando fue posible, hasta el nivel de especie. Aquellas muestras que no fueron identificadas hasta el nivel de especie se las identificó como sp 1, sp 2, etc.
En la Fig. 2, se presenta la temperatura media de verano (DEF) en la Base Marambio entre 1991 y 2020.

Todos los líquenes identificados fueron saxícolas y/o crustáceos. Se observó una modificación sustantiva de la composición liquénica de la comunidad, con la aparición de géneros y especies no halladas anteriormente, principalmente de los géneros *Caloplaca*, *Leptogium* y *Usnea* (Tabla I).

Tabla I. Especies identificadas en la meseta de la isla Cockburn, durante la CAV 2022 y las especies identificadas por Lewis Smith (1989).

CAV 2022	Lewis Smith (1989)
Buellia Denot. (1846) *sp 1*	*Caloplaca sublobulata* (Nyl.) Zahlbr.
Buellia Denot. (1846) *sp 2*	*Caloplaca tiroliensis* Zahlbr.
Caloplaca cfr *cinericola* (Hue) Darb	*Caloplaca* sp Th.Fr., 1871
Caloplaca sp.1	*Catapyrenium lachneoides* Breuss
Caloplaca sp.2	*Dermatocarpon intestiniforme* (Körb.) Hasse
Caloplaca sp.3	*Lecanora expectans* Darb.
Collema sp	*Lecidea* cf *marginata* Schaer.
Dermatocarpon cfr *intestiniforme* (Körb.) Szatala	Lecidea sp
Lecanora mons nivis Darb.	Lecidella sp
Lecidea cfr *eburnea* Hue	*Leptogium puberulum* Hue
Leptogium tectum Lorenz-Lemke, Kitaura & Scur	*Physcia caesia* (hoffm.) Hampe
Leptogium crispatellum Nyl.	*Physconia muscigena* (Ach.) Poelt.
Leptogium sp 1	*Rhyzocarpon disporum* (Naeg.) Müll Arg
Leptogium sp 2	*Rhyzoplaca melanophthalma* (Ram.) Leuck. Et Poelt
Mastodia tessellata Hook. f. & Harvey	*Umbilicaria decussata* (Vill.) Zahlbr.
Rhizocarpon disporum (Naeg. ex Hepp) Müll.Arg.	*Usnea sphacelata* R. Br.
Umbilicaria sp1	*Xantoria elegans* (Link) Th. Fr.
Usnea sphacelata R. Br.	
Usnea antarctica Du Rietz	
Usnea fasciata Torr.	
Usnea sp 1	
Usnea sp 2	
Usnea sp 3	
Usnea sp 4	

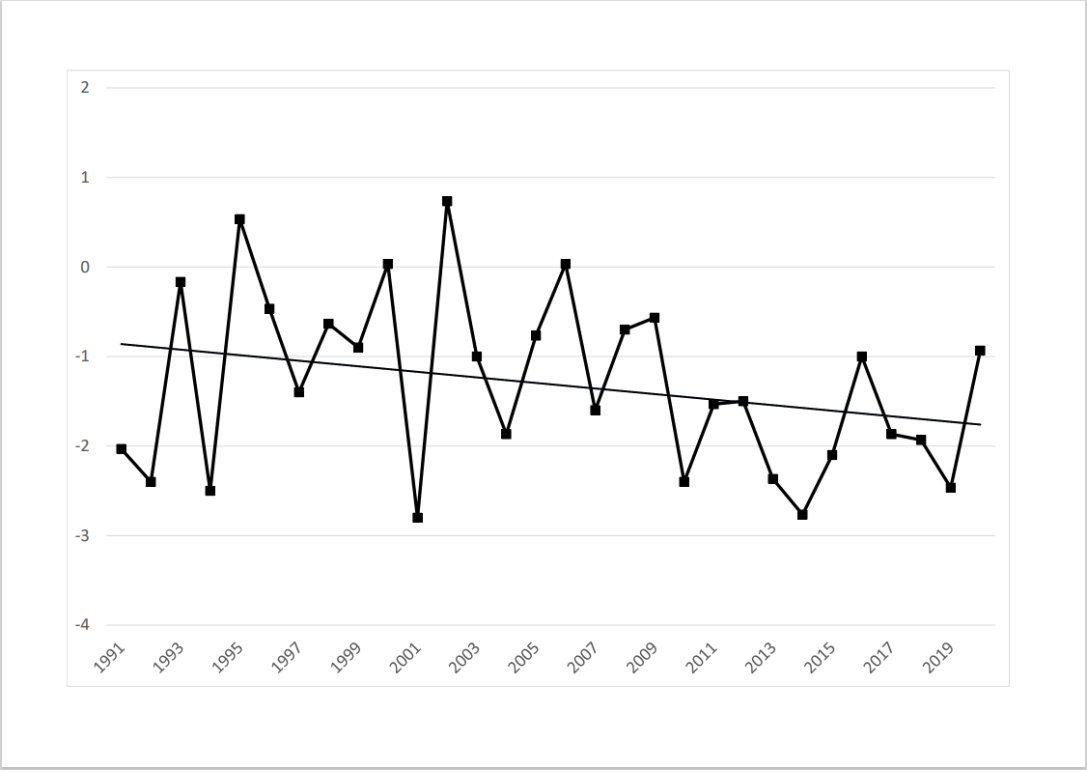


Figura 2. Temperatura media de verano (DEF) registradas en Base Marambio entre 1991 y 2020.

CONCLUSIONES

Resulta ser este el primer trabajo de monitoreo de la flora liquénica en la costa este de la península antártica. La mayoría de los trabajos de monitoreo de la vegetación fueron realizados en la Antártida marítima, especialmente en las islas Shetland del Sur, donde se concentran la mayor parte de las bases antárticas y donde, además, las condiciones climáticas son más benignas (Reynolds, 1981; Morris Vaughan, 2003). En cambio, en la costa este de la península, los estudios fueron solo florísticos (Casanovas et al, 2013).

Contrariamente a lo observado en la Antártida marítima, donde el cambio climático mostró efectos más desfavorables en las comunidades liquénicas, los resultados de nuestro trabajo muestran un aumento de la biodiversidad desde los registros de Lewis Smith (1989), evidenciado por el aumento del número de especies pertenecientes, principalmente, a los géneros *Caloplaca*, *Leptogium* y *Usnea* (Tabla I). Este aumento podría estar asociado a la tendencia negativa que muestra la temperatura media de verano (DEF) registradas en la base Marambio durante el período 1991-2020 tendencia que muestra una disminución de 0.31°C por década. En la meseta de la isla, el establecimiento de especies con distribución restringida, como *Usnea antarctica*, estaría señalando que, la tendencia que muestra la temperatura estival, favorece la colonización de especies endémicas. Este resultado es diferente al reportado para la Antártida marítima (Bokhorst et al 2016, Torres Mellado et al., 2011). La disminución de la temperatura media en los meses de verano, con el aumento y permanencia de áreas cubiertas de nieve, ayudarían a la lenta colonización en la meseta de Cockburn, tal como fuera señalado por García Sancho (2020), para otras regiones antárticas.

Los resultados obtenidos en el presente estudio evidencian la importancia del desarrollo de monitoreos a largo plazo de las comunidades vegetales, en una isla pequeña como

Cockburn, permitiendo así proyectar la respuesta de la vegetación al cambio ambiental y su resiliencia en el este de la península antártica.

REFERENCIAS

Bokhorst S., Convey P., Huiskes A. and Aerts R. *Usnea antarctica, an important Antarctic lichen, is vulnerable to aspects of regional environmental change*. Polar Biol 39:511–521(2016)

Casanovas P., Lynch H.J. and Fagan W.F. *Multi-scale patterns of moss and lichen richness on the Antarctic Peninsula*. Ecography 36: 209–219, 2013

Colesie C., Walshaw C.V., García Sancho L., Davey M.P. and Gray A. Antarctica's vegetation in a changing climate. *WIREs Climate Change* 14(1), e810 (2022).

Cottet A.C., Messuti M.I., Ansaldo M and Dopchiz L.P. 2024. *Mosses of Cockburn Island plateau, Antarctica*. Antarct Sci 1-4 (2024).

Fernandez Calzado M.R. and Molero Mesa J. *Changes in the summit flora of a Mediterranean mountain (Sierra Nevada, Spain) as a possible effect of climate change*. Lazaroa 34: 65-75. (2013).

García Sancho L. Antarctic vegetation, a sentinel to climate change, *An. Real Acad. Farm*. 86. Nº4, 269 - 279 (2021).

Lewis Smith R.I. *The vegetation of Cockburn Island, Antarctica*. Polar Biol 13:535-542(1993).

Morris E.M. and Vaughan D.G. *Spatial and temporal variation of Surface temperatura on the Antarctic península and the limit of viability of ice shelves*. Antarct Res. 79:61-68 (2003).

Øvstedal D.O. and Lewis Smith RI. *Lichens of Antarctica and South Georgia. A guide to their identification and ecology*. Cambridge, Cambridge University Press. 441 p. (2001).

Reynolds J.M. *The distribution of mean anual temperaturas in the Antarctic península.* Br. Antarct. Surv. Bull. 54: 123-133 (1981).

Singh J., Singh R.P. and Khare R. *Influence of climate change on Antarctic flora* Polar Sci 18: 94- 101 (2018).

Torres-Mellado G.A., Jaña R and Casanova-Katny M.A. *Antarctic hairgrass expansion in the South Shetland archipelago and Antarctic Peninsula revisited*. Polar Biol 34:1679–1688 (2011).

METHANE SATELLITE DETECTION IN THE LANDFILL OF CORDOBA, ARGENTINA

Cristhian Escobares[a], Mariela Aguilera[a] y Fernanda Garcia Ferreyra[a]

[a]*Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich, Comisión Nacional de Actividades Espaciales y Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.*

e-mail: fgarciaferreyra@conae.gov.ar

SUMMARY

In this study we focus on the application of the wind rotation method for detecting methane emission sources using Sentinel-5P (TROPOMI), specifically the Level 2 CH_4 version 2 product (S5P_L2__CH4____HiR.2). We focus on a known emitter: the landfill in charge of disposal for Córdoba and ten other cities in Argentina, a key site due to its potential for methane generation. Additionally, we conducted comparisons at two control sites with no significant methane emissions: the city center of Córdoba, Argentina, and agricultural land in the Juárez Celman department, Córdoba, Argentina. These sites were selected to contrast detections within an urban environment and a rural area, where methane emissions are expected to be orders of magnitude lower compared to the selected landfill. The analysis included an automated system for the qualitative detection of methane emissions at the preselected coordinates, incorporating the following automated steps: downloading TROPOMI data, preprocessing, wind rotation to the North, and generating the qualitative emission map. The only manual step involved obtaining wind direction data for the selected coordinates. Furthermore, TROPOMI's temporal resolution was sacrificed to generate a single quarterly emission map with higher resolution, generating these maps for the 4 quarters of 2020. The results obtained demonstrate that it is possible to detect methane emissions at the Córdoba sanitary landfill, and future work could potentially quantify these emissions. This approach offers a valuable tool for the environmental management of the landfill site, as it can be easily adapted and applied to other regions and contexts (by simply changing the source of wind direction), thereby contributing to the improvement of greenhouse gas inventories and the mitigation of their impacts.

Keywords: Methane, TROPOMI, Landfill, Wind Rotation

INTRODUCTION

Methane (CH_4) is a powerful greenhouse gas *(IPCC, 2019; Brandt et al., 2014)*, with the capacity to absorb infrared radiation 25 times more effectively than CO_2 (CITA). Landfills are an important emission source because waste decomposes anaerobically producing LFG (landfill gas) *(Amini et al., 2012; USACE, 2013)*. LFG is composed mainly of CH_4 and CO_2, with variable proportions of about 40–60% for each gas (Table I). These emissions affect safety and the environment. Satellite remote sensing in the short-wave infrared wavelength, especially Sentinel-5P/TROPOMI, can observe the CH_4 mixing ratio at the total atmospheric column (XCH_4). When coarse resolution satellite data is available, CH_4 sources can be revealed by averaging a wide time range of scenes aligned to each wind direction *(Jacob et al., 2016; Clarisse et al., 2019; Jacob et al., 2022).*

In this study we aim to detect methane at the Cordoba, Argentina landfill using a wind-rotation scheme on TROPOMI data.

Table I. Typical composition of gases in landfills (*Sharma and Reddy, 2004*)

Component	Percentage (dry volume basis)
Methane	45 – 60
Carbon dioxide	40 – 60
Nitrogen	2 – 5
Oxygen	0.1 – 1.0
Sulfides, disulfides, mercaptans, etc.	0 – 1.0
Ammonia	0.1 – 1.0
Hydrogen	0 – 0.2
Carbon monoxide	0 – 0.2
Constituents in trace amounts	0.01 – 0.6

METHODS

Study area and time period

The study was conducted at the "Piedras Blancas" landfill, located south of Córdoba city along RN-36 (Lat −31.517684, Lon −64.231628). Córdoba is the second largest city in Argentina, with approximately 1.5 million inhabitants in its metropolitan area, and is situated in the geographic center of the country. The city is an important industrial, educational, and cultural hub, which generates significant volumes of municipal solid waste.

The landfill covers 103 ha (about 28 ha closed cells and 9.2 ha under construction) and has been operative since 2010, receiving around 50 kt/year of municipal solid waste from the city and surrounding areas. (See Fig. 1.)

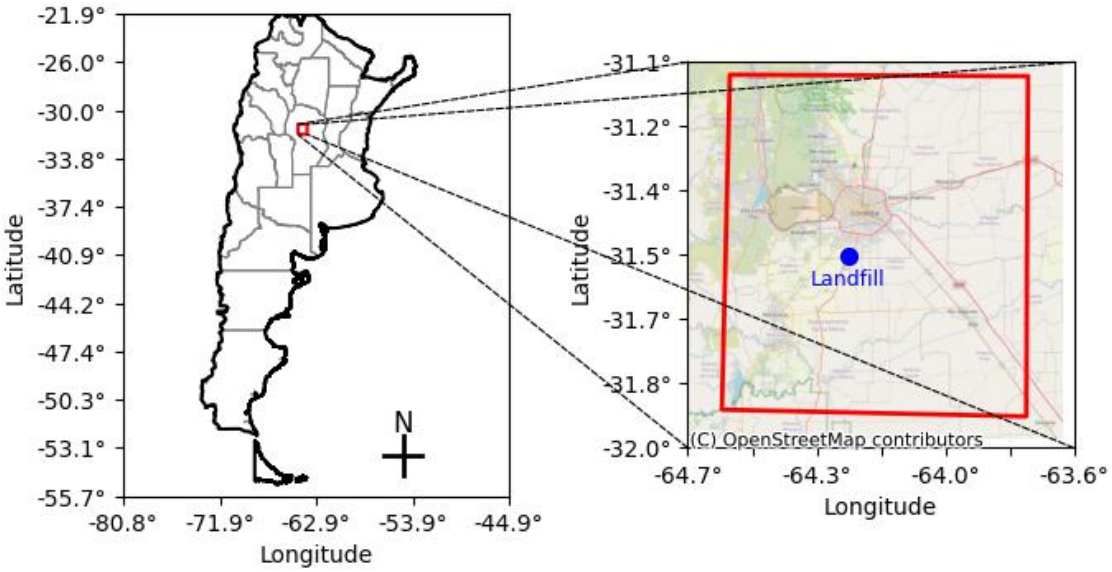


Figure 1. Study area and location of the "Piedras Blancas" landfill in Córdoba, Argentina.

Satellite data and preprocessing

We used Sentinel-5P/TROPOMI CH_4 Level-2 v2 (XCH_4, ppb) and extracted a daily time series over the area of interest from February 10th, 2019 to December 30th, 2023 to study the temporal trend and seasonality. (See Fig. 2.)

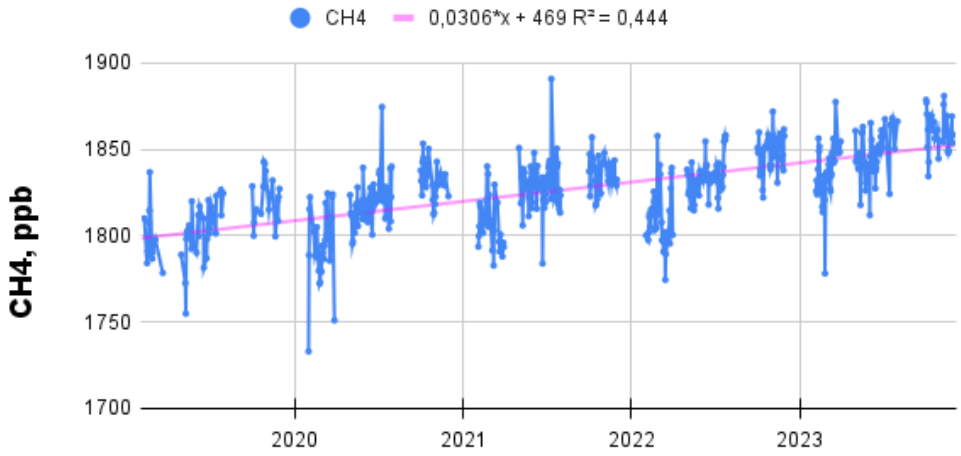


Figure 2. Time series of XCH_4 over the study area (years 2019-2023).

Oversampling technique based on wind rotation

To improve the spatial detail while accepting lower time resolution, we obtained quarterly oversampled maps after rotating each pass by the wind direction at the floored hour of overpass, so each plume aligns to the North, following the oversampling/rotation techniques explained by *Clarisse et al. (2019)*. We produced qualitative 100 m resolution maps for the four quarters of 2020. Hourly wind directions from three nearby stations(IDs 87345, 87347 and 87349 were bilinear interpolated at the landfill site. For each Sentinel-5P daily swath we used the wind direction during the overpass window. Fig. 3 is a scheme of how the satellite scenes are rotated according to each wind direction; Figure 4 represents the obtained enhancement from the raw CH_4 data provided by Sentinel-5p.

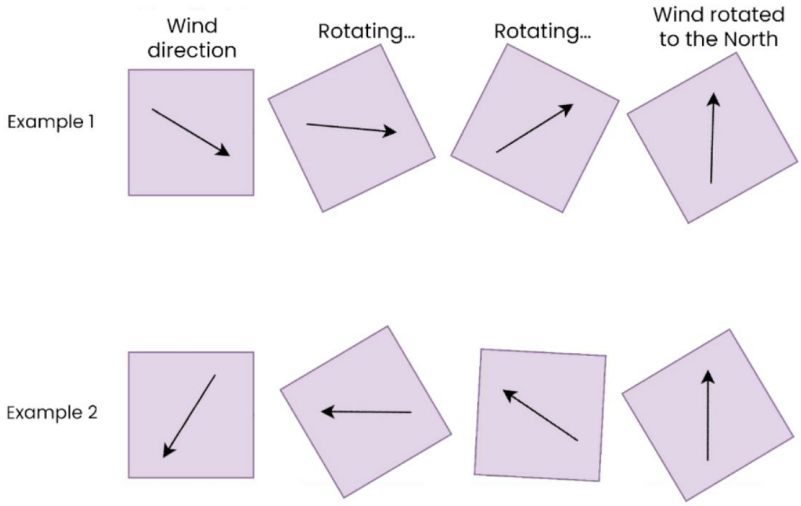


Figure 3. Schematic of the wind-rotation method.

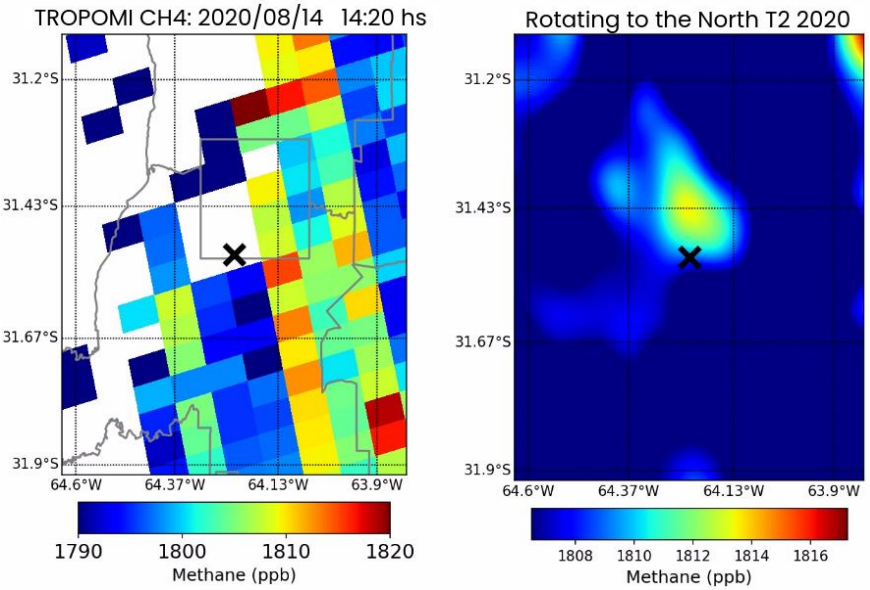


Figure 4. Example: original TROPOMI day vs. quarterly rotated product for Piedras Blancas, second quarter of 2020.

Control sites

Apart from the landfill inspection (Lat −31.517684, Lon −64.231628), we processed two controls sites as well: a city square called "Plaza España" in downtown Córdoba (Lat −31.428542, Lon −64.184831) and a livestock field (Lat −33.262417, Lon −63.652482). These two sites represent the urban and rural environments (see Fig. 5-8 in section "RESULTS & DISCUSSION").

RESULTS & DISCUSSION

Regional trend and seasonality

The 2019-2023 series at the study area shows an increase of ~11 ppb/year and a marked annual cycle (Fig. 2), in line with global background growth reported by NOAA *(Lan et al., 2025).*

Qualitative detection at the landfill (2020)

While satellite XCH_4 daily data just averaged for year 2020 and without the application of the wind rotation technique (Fig. 5) blurs the signal in the study area, quarterly (Q) wind-rotated maps show plumes that start at the landfill point and extend to the North for Q2, Q3, and Q4 (Fig. 6), which indicates local satellite CH_4 detection at the Piedras Blancas landfill. The quarterly rotated product improves contrast and localization of methane, although the results are affected by considerable noise because of the CH_4 mixing ratio is close to the sensor detection limit and the natural variability (Fig. 6) *(Jacob et al., 2022; Varon et al., 2020; Maasakkers et al., 2022).* For Fig. 5 and 6, the color palette is fixed so that the temporal increase of methane in the atmosphere across the year can also be seen.

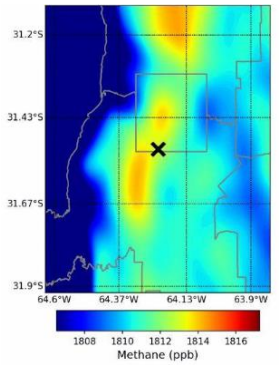


Figure 5. Annual mean (no wind rotation) over the landfill in 2020.

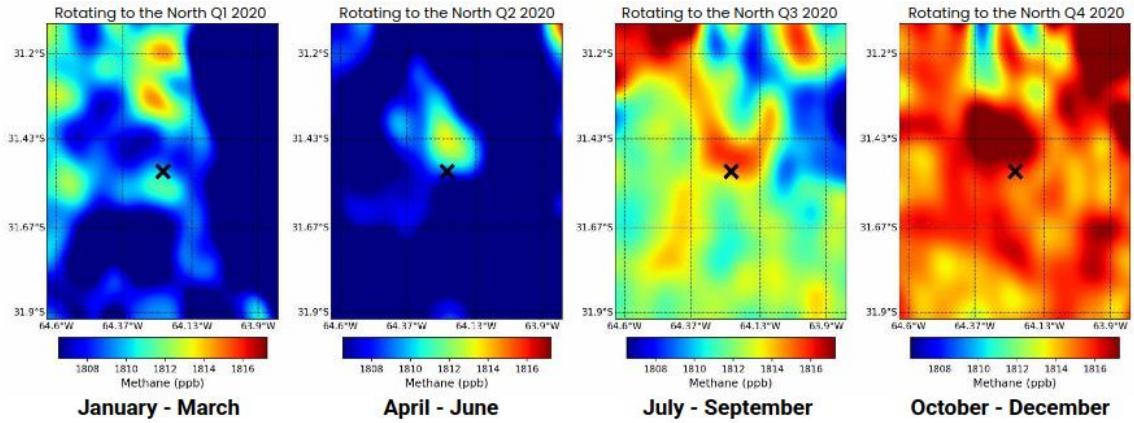


Figure 6. Quarterly wind rotated maps (Q1-Q4) over the landfill in 2020.

Control sites

While applying the same wind-rotation-to-the-North techniques for the urban and rural (livestock) sites, we obtained the following results: a) at Plaza España city square (downtown Córdoba). Fig. 7 displays ring-like patterns around the rotation point marked with an X, rather than a plume with a clear origin at the control point. These patterns are consistent with artifacts produced by rotating over a non-source site but nearby a source, in this case identified as the Piedras Blancas landfill; b) at the livestock site there are no plumes for Q1-Q3, but for Q4 a weak non-repeated signal appears that requires more years of data to confirm whether it is a source or a random occurrence (Fig. 8).

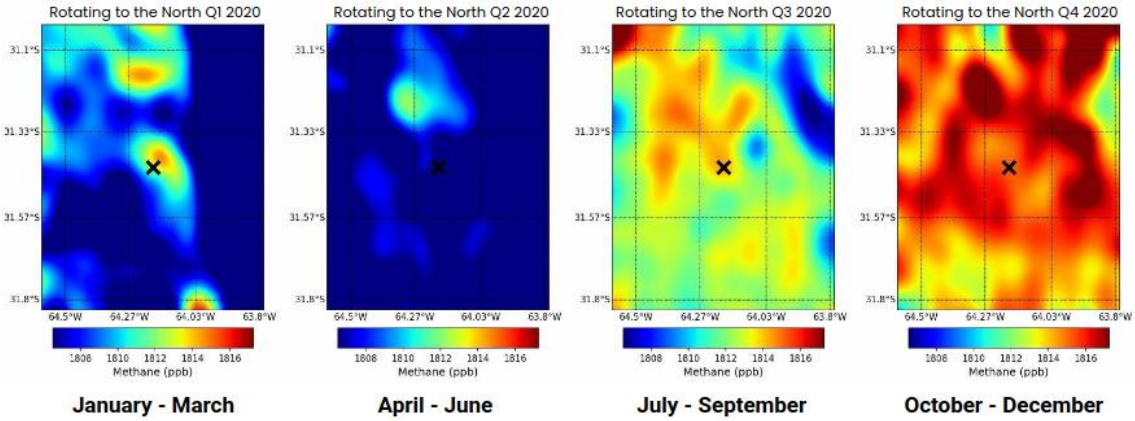


Figure 7. Urban control (Plaza España city square, downtown Córdoba): Q1-Q4 in 2020.

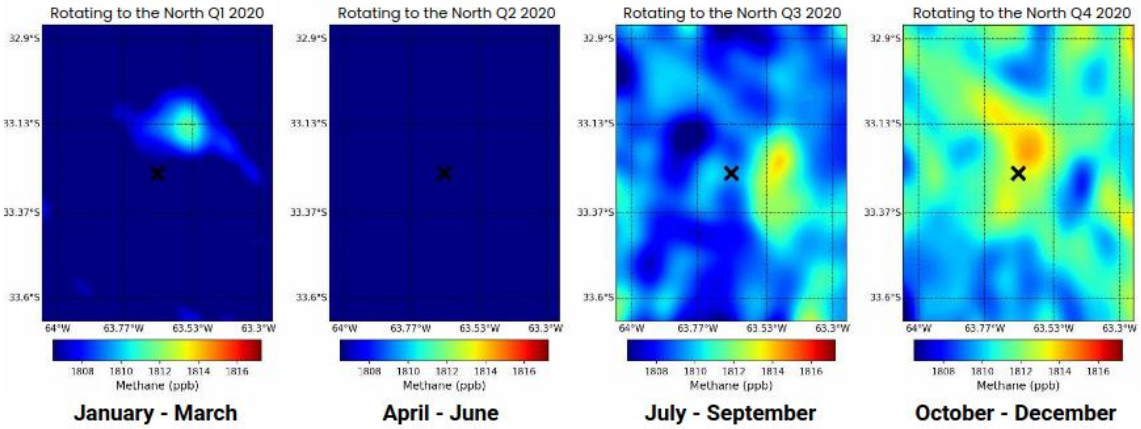


Figure 8. Rural control (livestock field): Q1-Q4 in 2020.

Product trade-offs

Comparing a TROPOMI single-day scene with the quarterly rotated product nearby a methane source emission as the Cordoba landfill shows higher spatial detail for a single point and lower noise in the quarterly maps, at the cost of time resolution, from ~1.5 days to ~90 days (Fig. 4) *(Clarisse et al., 2019; Jacob et al., 2022).*

Limits and next steps

The 100 m rotated oversampling is a qualitative result, it does not represent spatially the methane dispersion or give its emission rate directly. To quantify emissions, we suggest "supersampling" (Clarisse et al., 2019) adapted to wind, plus simple models (LandGEM/HYSPLIT) and, when available, higher-resolution hyperspectral scenes (e.g., PRISMA, EMIT, EnMAP) for training a Machine Learning model *(Thompson et al., 2016; Duren et al., 2019; Guanter et al., 2021; Papale et al., 2023).* Field validation is also required.

CONCLUSIONS

(1) The application of a wind rotation technique to Sentinel-5P/TROPOMI data can qualitatively detect CH_4 plumes at the Córdoba landfill (clear plumes in Q2, Q3 and Q4 of 2020). (2) The regional series shows a positive trend of 11 ppb/year, consistent with global background growth. (3) Urban and rural controls do not show robust local detected signals. (4) For CH_4 flux estimates, we recommend wind-aware supersampling, using satellite hyperspectral data such as PRISMA; EMIT or EnMAP scenes when available, and dispersion modeling to convert column enhancements to emission rates.

REFERENCES

Amini, H. R., et al. (2012). Waste Management. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.021
Barré, J., et al. (2021). ACP. https://doi.org/10.5194/acp-21-5117-2021
Brandt, A. R., et al. (2014). Science. https://www.science.org/doi/10.1126/science.1247045
Clarisse, L., et al. (2019). AMT.
https://amt.copernicus.org/articles/12/5457/2019/amt-12-5457-2019.pdf
Duren, R. M., et al. (2019). Nature. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1720-3

Guanter, L., et al. (2021). Remote Sensing of Environment. https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112671
HYSPLIT (ARL-NOAA). https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT.php
IPCC SR1.5 (2019). https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/SR15_Summary_Volume_spanish.pdf
Jacob, D. J., et al. (2016). ACP. https://acp.copernicus.org/articles/16/14371/2016/acp-16-14371-2016.pdf
Jacob, D. J., et al. (2022). ACP. https://acp.copernicus.org/articles/22/9617/2022/
Lan, X., Thoning, K. W., and Dlugokencky, E. J. Trends in globally averaged CH_4, N_2O, and SF6 determined from NOAA Global Monitoring Laboratory measurements. NOAA Global Monitoring Laboratory, Version 2025-08. https://doi.org/10.15138/P8XG-AA10
LandGEM (EPA). https://www.epa.gov/land-research/landfill-gas-emissions-model-landgem
Maasakkers, J. D., et al. (2022). Sci. Adv. https://www.science.org/doi/full/10.1126/sciadv.abn9683
Papale, L. G., et al. (2023). Sensors. https://www.mdpi.com/1424-8220/23/8/3917
Remer, L. A., et al. (2012). AMT. https://doi.org/10.5194/amt-5-1823-2012
Sharma, H. D., and Reddy, K. R. (2004). Geoenvironmental Engineering: Site Remediation, Waste Containment, and Emerging Waste Management Technologies. John Wiley & Sons. ISBN 0-471-21599-6 / 978-0-471-21599-8.
Thompson, D. R., et al. (2016). GRL. https://doi.org/10.1002/2016GL069079
UNFCCC Argentina (Third National Communication). https://unfccc.int/sites/default/files/resource/Argnc3.pdf
USACE (2013). EM 200-1-22. https://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerManuals/EM_200-1-22.pdf
Varon, D. J., et al. (2020). Environ. Sci. Technol. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01213

RESIDUOS SÓLIDOS PLÁSTICOS Y COMPOSTABLES RECUPERADOS DE ÁMBITOS UNIVERSITARIOS, COMO SUSTRATO PARA LA PROPAGACIÓN DE PLANTAS ORNAMENTALES Y HORTÍCOLAS

Tamara S. Esper Bordigoni[a], Laura Fernandez Bidondo[b], Julian G. Riso[b], Roxana P. Colombo[c]

[a] *Departamento de Ambiente y Turismo, Universidad Nacional de Avellaneda, ARGENTINA.*
[b] *Instituto de Microbiología Básica y Aplicada, Departamento de Ciencia y Tecnología, Universidad Nacional de Quilmes, ARGENTINA*
[c] *Instituto de Biodiversidad y Biología Experimental y Aplicada, CONICET-Universidad de Buenos Aires, ARGENTINA*

e-mail: laurafbidondo@gmail.com

RESUMEN

En 2018 la Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado recibió 7.7 millones de toneladas de residuos: orgánicos (44.49%); plásticos (18.82%); papel y cartón (13.07%); textiles (4.1%); vidrio (4.25%), y metales (1.97%). El plástico es uno de los residuos de origen antrópico más problemático, afectando a todos los ecosistemas por su persistencia y acumulación. El poliestireno expandido (EPS), uno de los más utilizados en Argentina, es un compuesto apolar, de gran resistencia y perdurabilidad, químicamente inerte, no biodegradable, liviano y voluminoso. Su acopio, transporte y reciclaje resulta poco rentable, difícil y costoso en relación al valor de producción. Aún así, no debe presentarse como basura sino como un material de gran potencial económico. En el presente trabajo, se analizaron los modos de consumo, la separación en origen y revalorización de los desechos generados por las comunidades de la Universidad Nacional de Quilmes, la Universidad Nacional de Avellaneda y la Universidad de Buenos Aires, donde principalmente se desechan residuos orgánicos y EPS. Se diseñaron sustratos con ambas fracciones para el crecimiento de Pavonia sepium y Solanum lycopersicum, para luego evaluar su calidad mediante variables físico-químicas, y la capacidad de prosperar de hongos micorrícicos arbusculares (HMA) como Rhizoglomus microaggregatum, Sclerocystis sinuosa; Funneliformis mosseae, y Rhizophagus intraradices, inoculados desde suelos a orillas del Arroyo Cildáñez. Los resultados demostraron que, si bien la germinación relativa fue superior al 60% y la supervivencia de las plantas fue del 100%, los sustratos no permitieron prosperar a los HMA. El porcentaje de micorrización en el sustrato CEPS fue del 13.75% para Pavonia sepium, seguido de CEPSe (6.38%) y Control (2.42%). Solanum lycopersicum, quien alcanzó una mayor biomasa respecto a la especie ornamental, obtuvo el 2%, 3% y 0% de colonización en CEPS, CEPSe y Control, respectivamente.

Palabras Clave: Residuos Universitarios, Poliestireno Expandido, Compost, Sustrato, Hongos Micorrícicos Arbusculares

INTRODUCCIÓN

Al hablar de residuos, se está haciendo referencia a todo material, objeto o sustancia desechado o abandonado, como consecuencia de las actividades y el consumo humano. Aquellos producidos en las grandes ciudades tienen enormes consecuencias y representan un problema urgente para el desarrollo urbano en lo referido a la salud pública, a los usos del suelo y a la mitigación del cambio climático (ONU-Hábitat,

2020). En Argentina, un gran porcentaje de los residuos generados a lo largo de todo el país, posee una mala gestión y disposición final, lo que trae aparejado riesgos ambientales y sanitarios urgentes de resolver. Por lo tanto, representan uno de los desafíos más importantes que la política pública enfrenta en la actualidad. Según los registros publicados en el "*Informe del estado del Ambiente 2020"* (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, 2021), en el año 2018 la Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) recibió 7.7 millones de toneladas de residuos que fueron enterradas en el relleno sanitario. La tipología de los desechos ingresados fue: 44.49% de orgánicos (41.64% residuos alimenticios y 2.85% residuos de jardín); 18.82% de plásticos, 13.07% de papel y cartón y, en menor proporción, residuos textiles con 4.1%, vidrio 4.25% y metales 1.97%.

El plástico es uno de los residuos de origen antrópico más problemáticos. Afectan globalmente a todos los ecosistemas por su persistencia y contínua acumulación en el ambiente. Según el *"Estudio de calidad de residuos sólidos urbanos 2009"* realizado por la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires y la CEAMSE (2010), uno de los más ampliamente utilizado es el poliestireno expandido (EPS), compuesto apolar, de gran resistencia y perdurabilidad, químicamente inerte y no biodegradable, pudiendo superar los 1000 años de degradación natural (Ortega Barbosa y González Álvarez, 2019). Al final de su ciclo de vida, su condición de liviano y voluminoso hace que su acopio, transporte y reciclaje sea poco rentable, difícil y costoso en relación al valor de producción, elevando su impacto en el ambiente (Zamudio Peña et al., 2018).

Los plásticos y muchos de los mal denominados residuos, no deben ser pensados como basura sino como bienes con un potencial valor económico. Su recolección, separación, valorización y reinserción en el circuito productivo promueven la economía circular local (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, 2020).

La comunidad universitaria genera grandes desechos, principalmente de dos tipos: residuos orgánicos (yerba, borra de café, restos de comida, papel), y EPS (envases plásticos). Por dicha razón, el presente trabajo buscó evaluar la intención de la comunidad universitaria para separar y revalorizar los residuos generados, particularmente, en la Universidad Nacional de Quilmes (UNQ), la Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV) y la Universidad de Buenos Aires (UBA). La UNQ posee el proyecto de Extensión Universitaria "*Compostando y Cultivando ConCiencia"*, desde donde se obtuvieron los residuos orgánicos compostados, mientras que el EPS se colectó en la UNDAV. Utilizando estos residuos universitarios compostables y no compostables se diseñaron sustratos para el crecimiento de plantas ornamentales y hortícolas. La calidad de los sustratos formulados se evaluó mediante variables físico-químicas y la capacidad de los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) para establecer una simbiosis efectiva.

MÉTODOS

Encuesta y relevamiento sobre la generación y tratamiento de residuos universitarios

En la sede Piñeyro de la UNDAV se realizó un trabajo de observación, seguimiento y registro fotográfico de contenedores y cestos de basura durante el segundo semestre del 2022. Paralelamente se efectuó y distribuyó una encuesta, mediante un formulario de Google, denominada "*Residuos en las Universidades"* dirigida a la comunidad de tres universidades nacionales: UNDAV, UNQ y UBA. El fin de la encuesta fue evaluar los

tipos de residuos generados, su separación en origen y la percepción sobre los mismos en este ámbito. Las preguntas de respuesta abierta fueron normalizadas para poder trabajar sobre ellas de manera más efectiva.

Procesamiento de los residuos universitarios

Poliestireno expandido (EPS): Para la colecta de este material se realizó una iniciativa colaborativa con quienes transitan el comedor de la UNDAV y el kiosco del Centro de Estudiantes de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UBA.

El material plástico recolectado fue enjuagado, secado y particulado utilizando un molinillo eléctrico (Damai^{R}). Luego se tamizó hasta obtener un tamaño de partícula similar al de la perlita (2 a 5 mm). Parte del material fue esterilizado en autoclave (121° C, 1.08 atm 21 minutos). Ambas fracciones: la esterilizada y la no esterilizada, fueron pesadas para dar cuenta de la cantidad de material potencialmente recuperable.

Compostables: Los residuos compostables fueron acumulados en composteras comunitarias del proyecto de Extensión Universitaria de la UNQ *Compostando y Cultivando ConCiencia.* El mezclado de los residuos, el pH, la humedad y el grado de descomposición de la mezcla de residuos se controló y registró regularmente (Natan y Silbert, 2022). El mismo fue cosechado luego de 6 meses de maduración considerado el periodo suficiente para el correcto compostaje (FAO, 2013). Para ese momento presentaba un aspecto de tierra suelta, ligeramente húmeda, de color marrón oscuro a negro, olor agradable y temperatura ambiente, los componentes orgánicos iniciales ya no eran reconocibles debido a su degradación (Dickerson, 2016).

Se evaluó la humedad del material obtenido mediante peso seco (peso constante luego de secado a 80°C).

Diseño de sustratos a partir de residuos universitarios para el cultivo de plantas

Luego de la homogeneización de los sustratos testeados (ver Fig. 1), se registró su pH y conductividad eléctrica (CE) en solución 1:1 v/v (Hanna^{R} Instruments Soil Testers) y su capacidad de retención de agua (CRA). El compost utilizado durante el ensayo, se encontraba estabilizado (maduro y secado a temperatura ambiente).

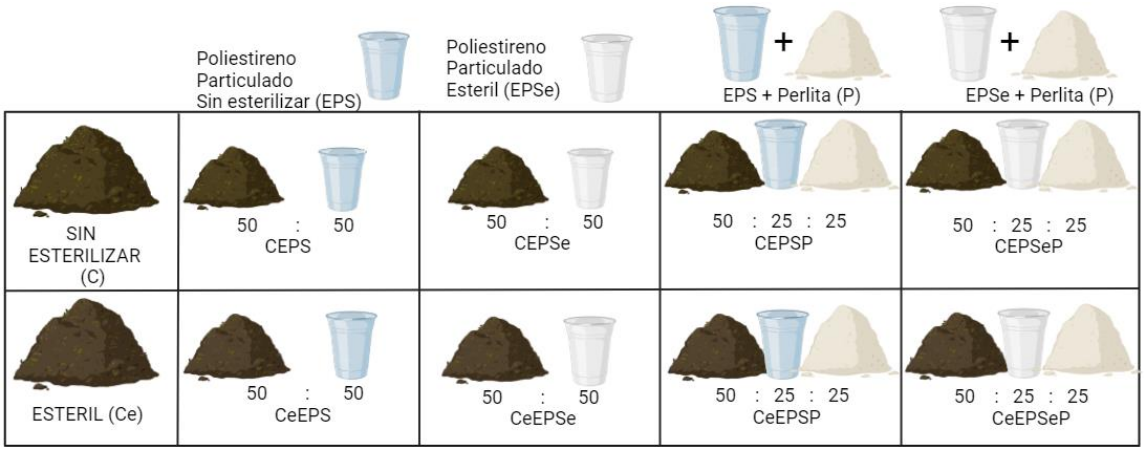


Figura 1. Sustratos testeados durante el ensayo, resultado de las distintas combinaciones posibles de las fracciones.

En tubetes perforados a los que se les colocó un tapón de esponja de acero para evitar la pérdida del sustrato, se agregaron 5 g del sustrato y 40 ml de agua destilada. Se dejó

percolar durante las 24 hs y se registró el volumen percolado. Se calculó la cantidad de agua retenida (ml/g) restando el volumen de agua percolada al volumen de agua agregada.

La fitotoxicidad de los sustratos evaluados se efectuó mediante ensayo de germinación de semillas de *Lactuca sativa* (lechuga):

Se rellenaron bandejas de germinación con los 8 sustratos homogeneizados y, en cada bandeja de germinación, se dispusieron 2 papeles de filtro humedecidas con 25 ml de agua destilada sobre los que se colocaron 15 semillas esterilizadas con lavandina (solución 2% por 10 min.). Como control de germinación se confeccionaron 2 bandejas con 120 semillas cada una, dispuestas sobre papel absorbente humedecido con agua destilada esteril.

Al cabo de 5 días se registró el número de semillas germinadas (G) y se calculó la Germinación relativa (GR) ver Ec. (1) y el Índice de germinación normalizado (IGN) ver Ec. (2) (Rodríguez Romero et al., 2014).

(1)

$$GR = \frac{Germinación\ en\ sustrato\ (g)}{Germinaicón\ en\ control\ (g)} * 100$$

(2)

$$IGN = \frac{G\ en\ sustrato\ (g) - G\ en\ control}{G\ en\ control\ (g)}$$

Los valores de IGN se interpretaron de la siguiente manera: entre –0.25 y 0 baja toxicidad del sustrato: entre –0.5 y –0.25 toxicidad moderada; entre –0.75 y –0.5 muy tóxico; entre –0.75 y –1.0 toxicidad extrema; valores > 0 indican que no hay toxicidad.

Ensayo de germinación y desarrollo de la especie nativa ornamental *Pavonia sepium* y la especie hortícola *Solanum lycopersicum* en sustratos seleccionados

Se buscó evaluar el efecto de los sustratos sobre el crecimiento de plantas de interés ornamental y hortícola, y sobre la efectividad de hongos MA para establecer simbiosis. Para esto se realizó un inóculo general, obtenido de ejemplares de *Plantago lanceolata* y de suelo con contenido de esporas, raíces colonizadas y micelio de estos hongos. Las muestras se tomaron en suelos estresados de la Reserva Natural Lago Lugano, ubicada al sur de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y a orillas del Arroyo Cildáñez (34°40’45.0”S 58°26’36.1”O y 34°40’42.8”S 58°26’35.5”O).

Para la caracterización del inóculo nativo se estimó el número de esporas por gramo de suelo seco y el porcentaje de micorrización de las plantas de *P. lanceolata*. La estimación del número de esporas se realizó por el método de tamizado húmedo y decantación (Gerdermann y Nicolson, 1963): Una alícuota conocida de suelo (10 g de suelo seco) se suspendió en agua destilada para romper los agregados. Luego, se pasó a través de un set de tamices de diferentes tamaños de mallas (1 mm, 425 µm, 250 µm y 50 µm). El contenido de cada tamiz fue transferido a placas de petri. Todas las esporas aparentemente saludables fueron aisladas y contadas bajo lupa binocular.

Para el cálculo del porcentaje de micorrización, las raíces muestreadas fueron lavadas y clarificadas con KOH (10% a 90°C durante 20 minutos), teñidas con azul Trypan (10% durante 24 horas) y conservadas en ácido láctico (Phillips y Hayman, 1970). Se evaluó el porcentaje de colonización según Declerck et al. (1996).

Se testeó la viabilidad del inóculo utilizado en una maceta testigo con una mezcla estéril de perlita:suelo (1:1) donde se sembraron semillas de *L. sativa y S. lycopersicum*. Al cabo de 120 días se evaluó el pH, la CE y se cuantificó el porcentaje de micorrización.

Diseño del experimento

De entre los sustratos elaborados y analizados (ver Fig. 1) se seleccionaron según sus características a CEPSe y CEPS, y se rellenaron 24 tubetes (500 mL) para cada uno de ellos. A su vez se realizó un sustrato control utilizando perlita en vez de plásticos.

La conformación de los sustratos fue la siguiente:

1) Sustrato CEPSe: Compost maduro secado a temperatura ambiente sin esterilizar + poliestireno particulado esterilizado (50:50) (450 mL) + inóculo (30 mL)

2) Sustrato CEPS: Compost maduro secado a temperatura ambiente sin esterilizar + poliestireno particulado sin esterilizar (50:50) (450 mL) + inóculo (30 mL)

3) Sustrato Control: Compost maduro secado a temperatura ambiente sin esterilizar + perlita (50:50) (450 mL) + de inóculo (30 mL)

20 de los 24 tubetes de cada tratamiento se sembraron con semillas de la especie ornamental nativa *Pavonia sepium* (malva del bosque). Los 4 tubetes restantes se sembraron con 2 semillas de la planta hortícola *Solanum lycopersicum* (tomate). Los cultivos se mantuvieron en condiciones de invernadero durante 120 días para la especie *P. sepium* y 90 para *S. lycopersicum* (los cultivos de *S. lycopersicum* se iniciaron 30 días después de los de *P. sepium*).

Para determinar la viabilidad de los sustratos testeados se realizó el ensayo de fitotoxicidad en la germinación de *L. sativa, P. sepium* y *S. lycopersicum* (estimando G, GR, IGN en cada caso). Al finalizar el experimento se evaluó, para cada caso: supervivencia de plántulas, signos de deficiencias nutricionales, desarrollo de biomasa aérea y radical y porcentaje de micorrización.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Encuesta y relevamiento sobre la generación y tratamiento de residuos universitarios

Durante el trabajo de observación y seguimiento de contenedores y cestos de basura, el residuo más frecuentemente encontrado en distintas áreas de la universidad, fueron los vasos plásticos de EPS. En todos los recipientes se encontró, al menos, un vaso. La mayor concentración se observó en el área del buffet y sus cercanías.

En la encuesta, se obtuvieron un total de 177 respuestas provenientes de docentes, no docentes y estudiantes de las 3 universidades. El 66,9% (118 respuestas) correspondió a la UNDAV; el 15,3% a la UBA (27 formularios completados); el 10,8% de las personas declaró no pertenecer a ninguna de las universidades listadas, respondiendo “Otra” (19 respuestas); mientras que el 7% (13 respuestas) de los formularios fue completado por la comunidad de la UNQ.

Para la pregunta *“¿Qué carrera estudiás o materias de qué carrera impartís?”*, las respuestas fueron agrupadas en dos: “Área de estudio o área de trabajo en Ciencias exactas y naturales”, donde se incluyeron las carreras y grupos de estudios correspondientes a Lic./Tec. en Ciencias Ambientales, Lic. en Ciencias Biológicas, Tec. en Conservación y Áreas Naturales Protegidas y Energías Renovables, y “Otras áreas de

estudio o áreas de trabajo", que englobó a las demás disciplinas. El 50,28% de las respuestas obtenidas provino del primer grupo, mientras que el 49,72% restante pertenece al segundo.

De la misma manera se trabajó sobre las respuestas recibidas en las preguntas *"¿Cuáles son los residuos NO ORGÁNICOS –no compostables- que más ves que se desechan en tu Universidad?"* y *"¿Cuál creés que es el residuo NO ORGÁNICO que más desechás vos cuando estás en la Universidad?"*. Sus respuestas se agruparon bajo las mismas categorías, según el tipo de material de los residuos citados por los encuestados. Los grupos resultantes fueron: Colillas de cigarrillos; Vasos de EPS; Otros plásticos (bandejas, film, botellas, revolvedores, cubiertos); Envoltorios (de alfajores, de galletitas, de chicles, etc.); Bandejas de cartón y papel; Aluminio; Papeles sucios (servilletas y pañuelos usados), y Nada/no responde (ver Fig. 2). Los encuestados tuvieron la opción de identificar más de un ítem como residuo no orgánico más frecuente.

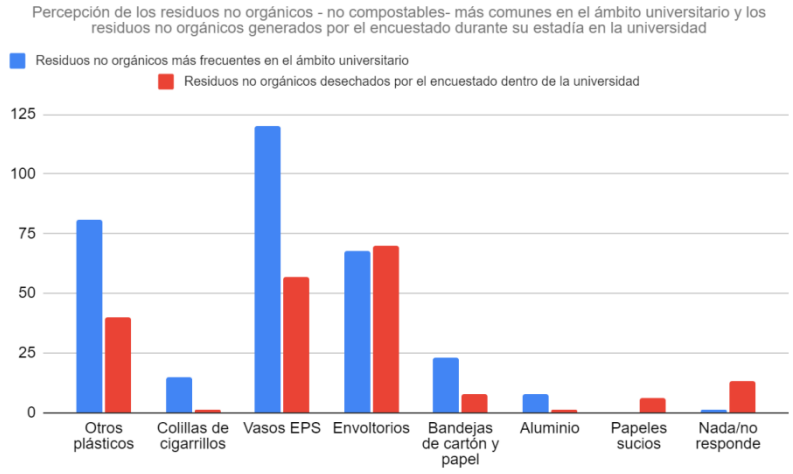


Figura 2. Comparación entre las respuestas a las preguntas *¿Cuáles son los residuos NO ORGÁNICOS –no compostables- que más ves que se desechan en tu Universidad?"* (columna azul) y *"¿Cuál creés que es el residuo NO ORGÄNICO que más desechás vos cuando estás en la Universidad?"* (columna roja).

En cuanto a la percepción sobre los residuos no orgánicos más frecuentes, el EPS fue el material más observado, con 120 respuestas. Con 81 respuestas, se reconocieron a "Otros plásticos" en segundo lugar, seguidos por el ítem "Envoltorios" con 68 respuestas, "Bandejas de cartón y papel" (23 respuestas), "Colillas de cigarrillos" (15 respuestas), "Aluminio" (8 respuestas) y 1 persona que optó por no responder ("Nada/no responde"). Para esta pregunta, nadie señaló a la fracción "Papeles sucios" como integrante de los residuos no compostables.

Para la segunda pregunta, donde se intentó comprender qué desechos no orgánicos percibían los encuestados que ellos mismos generaban, el ítem "Envoltorios" resultó ser el más identificado con 70 respuestas positivas. Le siguieron "Vasos EPS" (57 respuestas); "Otros plásticos" (40 respuestas); "Nada/no responde" (13 respuestas); "Bandejas de cartón y papel" (8 respuestas); "Papeles sucios" (6 respuestas), y, con la misma frecuencia (1), "Aluminio" y "Colillas de cigarrillo". Es interesante señalar que, en este caso, nadie decidió no responder, sino que existen 13 personas que reconocieron no generar residuos no orgánicos. Cabe destacar que dichos encuestados, habían sido

englobadas en el grupo “Área de estudio o área de trabajo en Ciencias exactas y naturales”, pudiendo indicar que, debido al ámbito académico en el que se encuentran inmersos, poseen una mayor sensibilización y prácticas más responsables al momento de consumir y generar residuos.

En relación a la percepción sobre la separación en origen en las universidades, 88 personas (74,6%) que asistieron a la UNDAV durante el segundo cuatrimestre de 2022, señalan que, al menos hasta dicho período, aún no se realizaba ningún tipo de separación, mientras 30 (25,4%) indican lo contrario. En la UBA, 13 personas (48,15%) consideran que se separan los residuos, pero otras 14 (51,85%) entendieron que dicha separación no se realiza. Por su parte, en la UNQ, el 84,62% de los encuestados (11 personas) declararon que sí existe una correcta separación, y el 15,38% restante (2 personas) manifestó que no. El 52,63% de encuestados (10) de otras universidades entiende que allí no se separan los residuos, mientras que el 47,37% (9) cree que sí (ver Fig. 3). Es importante señalar que se desconoce a qué casa de estudios pertenecen quienes quedaron bajo la clasificación “Otras”.

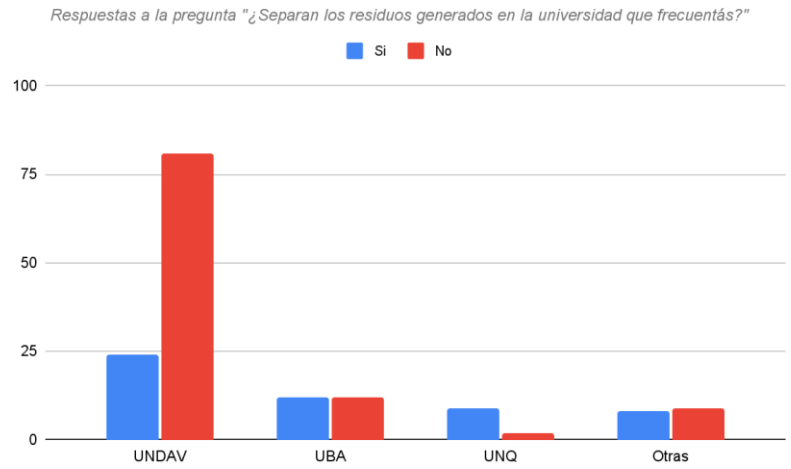


Figura 3. Respuestas a la pregunta *“¿Separan los residuos generados en la universidad que frecuentás?”.*

Obtención de los residuos compostables y no compostables

EPS: Se recolectaron alrededor de 2000 vasos térmicos durante el turno noche (18 a 22 hs) en la sede Piñeyro de la UNDAV, desde noviembre de 2022 a mayo 2023. Cabe señalar, que durante el mes de enero la universidad estuvo cerrada por receso.

Compostables: Se retiraron de las composteras del predio de la UNQ, alrededor de 10000 cm^3 de compost principalmente generado a partir de hojas secas, restos de poda, yerba, borra de café y, en mucha menor medida, cáscaras de frutas.

Diseño de sustratos a partir de residuos universitarios para el cultivo de plantas

Al igual que para EPS y Compost, se consideraron para cada uno de los 8 sustratos diseñados los valores de pH, CE y CRA. Asimismo, con el fin de evaluar su fitotoxicidad, también se registraron G, GR e IGN. Dichos valores se presentan en la Tabla I. El control, por su parte, obtuvo un 88,33% de germinación. Es decir, 106 de las 120 semillas de lechuga lograron germinar.

Tabla I. Valores de pH, CE, CRA, G, GR e IGN registrados para los 8 sustratos diseñados.

Sustrato	pH	CE	CRA	G	GR	IGN
CEPS	6.32	0.28	5.4	10	75.47	-0.2
CEPSe	6.41	0.19	9.8	9	67.92	-0.32
CEPSP	6.33	0.09	6.4	4	32.35	-0.68
CEPSeP	6.22	0.14	9.2	8	60.96	-0.39
CeEPS	6.33	0.12	4	1	9.43	-0.91
CeEPSe	6.56	0.06	7.5	4	32.35	-0.68
CeEPSP	6.43	0.3	8	4	28.30	-0.72
CeEPSeP	6.38	0.36	6.5	0	0	-1

Los sustratos presentaron un pH relativamente similar entre sí (6.20-6.60), indicando que todos son levemente ácidos con valores dentro del rango 5.8-7.5. Dentro de éste, los suelos son adecuados para los cultivos ya que presentan la disponibilidad máxima de nutrientes (González Naranjo et al., 2012).

Dado que CE se encuentra <0.8, todos los sustratos presentaron valores óptimos para el desarrollo de las plantas, por ser bajos en salinidad. Esta variable influye en el esfuerzo que deben realizar las raíces para absorber nutrientes, aumentando el potencial osmótico de la solución, dificultando la asimilación de agua y reduciendo la velocidad de crecimiento. Por lo tanto, si se presentaran valores por encima del valor óptimo para el cultivo, la planta tendría que esforzarse más para extraer los nutrientes del sustrato (González Naranjo et al., 2012).

Si bien la perlita es un material utilizado en la producción de cultivos para la aireación y consecuente retención de una mayor cantidad de agua, fueron los sustratos que cuentan con una fracción de EPSe, los que demostraron una mayor CRA. Por el contrario, CEPSeP (con poliestireno expandido esterilizado y perlita), presentó levemente una menor CRA (9.29) respecto a CEPSe (9.8). Esto, podría deberse a que se tratan de dos fracciones de partículas que aportan gran porosidad y permiten la percolación del agua en lugar de retenerla. Si se comparan los sustratos según la presencia de compost con y sin esterilizar, se puede observar que presentando las mismas otras fracciones, quienes poseen la menor CRA son los conformados por Ce. Además, en los sustratos de Ce, el agua percolada poseía una coloración que daba cuenta de haber arrastrado consigo partículas del sustrato, cuestión que no se reprodujo en los sustratos con C.

La germinación también tuvo una mayor efectividad en sustratos con C, habiendo encontrado bandejas como la de CeEPSeP donde no prosperó ninguna semilla. Esto condice con los valores encontrados en las demás variables. En este sentido, GR permite evaluar la situación con mayor detalle. CEPS fue el sustrato con mayor porcentaje de germinación (75.47%), seguido por CEPSe (67.92%), CEPSeP (60.96%), y CEPSP (32.35%). El valor más bajo de los sustratos de fracción C, coincidió con el valor más elevado de los de fracción Ce: CeEPSe (32.35%), CeEPSP (28.30%), CeEPS (9.43%) y CeEPSeP (0%).

Se interpretaron los niveles de toxicidad de los sustratos gracias al IGN. CEPS se encuentra, por poco, dentro del rango de baja toxicidad con -0.25. Quienes pueden ser considerados con una toxicidad moderada son CEPSe y CEPSeP, con valores de -0.32 y -0.39, respectivamente. Los sustratos muy tóxicos fueron CEPSP, CeEPSe y CeEPSP y, finalmente, con un índice de -0.91 y -1, CeEPS y CeEPSeP resultaron ser sustratos con

una toxicidad extrema. Ninguno de los sustratos testeados indicó la ausencia de toxicidad, ya que todos los valores estuvieron siempre debajo de 0.

Debido a todo lo analizado, y sumado a que el trabajo inicialmente buscó revalorizar desechos generados en el ámbito universitario, se optó por seleccionar a los sustratos CEPS y CEPSe para dar macha al ensayo de germinación y desarrollo de plantas ornamentales y nativas.

Obtención y caracterización del inóculo de MA

En la muestra de 10 gr de suelo obtenido a orillas del Arroyo Cildáñez, se identificaron 5 esporas sanas por gr. Las especies reconocidas fueron *Rhizoglomus microaggregatum; Sclerocystis sinuosa; Funneliformis mosseae, y Rhizophagus intraradices*, quienes ya habían sido identificadas mediante técnicas moleculares y/o morfológicas, y reportadas para la Cuenca del Río Riachuelo (Colombo et al., 2020). Asimismo, fueron registradas en otros suelos altamente contaminados con metales pesados (Silvani et al., 2016)

El porcentaje de micorrización de los HMA mencionados en las raíces de *Plantago lanceolata*, fue del 41,18% para la Muestra 1, 34,41% para Muestra 2, 24,04% para Muestra 3 y 66% para Muestra 4, siendo el promedio 41,41%. Durante las observaciones a microscopio se visualizaron arbúsculos, vesículas y micelios interno y externo de HMA (ver Fig. 4), como así también hongos endófitos septados oscuros o DSE, por sus siglas en inglés (dark septate endophytes) y Chytridiomycetes.

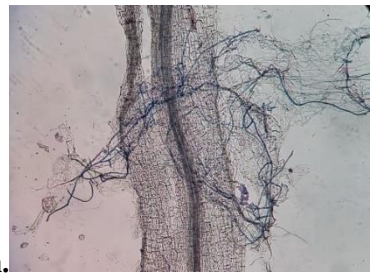
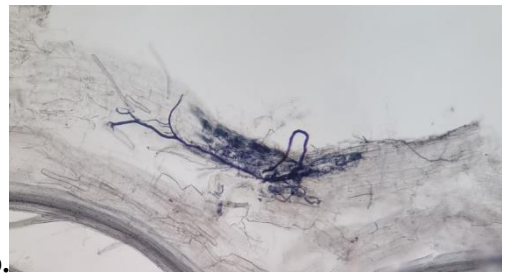
a.  **b.** 

Figura 4. Raíces de *P- lanceolata* obtenidas de suelos aledaños al Arroyo Cildáñez. **a.** Micelio externo. **b.** Micelio interno, micelio externo y arbúsculos.

Ensayo de germinación y desarrollo de la especie nativa ornamental *Pavonia sepium* y la especie hortícola *Solanum lycopersicum* en sustratos seleccionados

***Pavonia sepium*:** El IGN indicó que el CEPSe, al igual que el sustrato control, presentó toxicidad baja, mientras que la toxicidad de CEPS se encuentra en el límite entre baja y moderada. Todas las semillas germinadas sobrevivieron hasta el finalizar el ensayo. En todos los tratamientos se presentaron plantas con clorosis intervenal, lo que indicaría que los compost utilizados para la preparación de todos los sustratos poseen deficiencia de Fe, necesario para la síntesis de clorofila. El control fue quien obtuvo la mayor cantidad de individuos (8) con clorosis intervenal (Tabla II). Esto podría deberse a que, en dicho tratamiento, pudieron haber consumido una mayor cantidad de Fe, dado que alcanzaron una mayor longitud y mayor peso, tanto de la parte aérea como radicular (Tabla III).

El porcentaje de micorrización alcanzado fue de 13.75%, 6.38% y 2.42% para CEPS, CEPSe y Control, respectivamente. Por lo tanto, pese a que las demás variables fueron más favorables para CEPSe, quien tuvo muchas semejanzas con el control, el CEPS fue

el sustrato en el que se encontró una mayor presencia de HMA. Sin embargo, en todos los casos los porcentajes de micorrización son considerados bajos.

Tabla II. Resultados de las variables analizadas en el ensayo de germinación y desarrollo de *P. sepium*.

Variable	**CEPS**	**CEPSe**	**Control**
G	15	17	17
GR	75	85	85
IGN	-0.25	-0.15	-0.15
Supervivencia	100%	100%	100%
Signos de deficiencias nutricionales	5 c/clorosis intervenal	2 c/clorosis intervenal	8 c/clorosis intervenal
% de micorrización	13.75%	6.38%	2.42%

Tabla III. Análisis de la biomasa de todas las plantas de *P. sepium* con supervivencia de 120 días.

Variable	**CEPS**	**CEPSe**	**Control**
Peso fresco parte aérea (g)	2.1±0.48**a**	2.9±0.48**ab**	4.28±0.48**b**
Peso fresco raíz (g)	0.6±0.26**a**	1.27±0.26**ab**	1.69±0.26**b**
Peso seco parte aérea (g)	0.42±0.1**a**	0.61±0.1**ab**	0.8±0.1**b**
Peso seco raíz	0.14±0.04**a**	0.24±0.04**ab**	0.31±0.04**b**
Humedad parte aérea (g)	1.68±0.39**a**	2.29±0.39**ab**	3.48±0.39**b**
Humedad raíz (g)	0.46±0.23**a**	1.02±0.23**ab**	1.38±0.23**b**

***Solanum lycopersicum*:** El sustrato CEPSe, al igual que el control, se encuentra en el límite entre una toxicidad baja y moderada, mientras que CEPS presenta una toxicidad moderada. Una vez germinadas, todas las plantas sobrevivieron hasta la etapa final del ensayo. Sin embargo, todas presentaron en mayor o menor grado clorosis intervenal (Tabla IV), al igual que varios ejemplares de *P. sepium*.

El porcentaje de micorrización alcanzado en todos los tratamientos fue bajo o nulo (Tabla V). Si bien los individuos de *S. lycopersicum* lograron alcanzar una mayor biomasa en menor tiempo, resulta evidente que dicho lapso no fue suficiente para que la colonización de HMA sea posible.

Tabla IV. Resultados de las variables analizadas en el ensayo de germinación y desarrollo de *S. lycopersicum*.

Variable	**CEPS**	**CEPSe**	**Control**
G	5	6	6
GR	62.5	75	75
IGN	-0.38	-0.25	-0.25
Supervivencia	100%	100%	100%
Signos de deficiencias nutricionales	5 c/clorosis intervenal	6 c/clorosis intervenal	6 c/clorosis intervenal
% de micorrización	2%	3%	0%

Tabla V. Análisis de la biomasa de todas las plantas de *S. lycopersicum* con supervivencia de 90 días.

Variable	**CEPS**	**CEPSe**	**Control**
Peso fresco parte aérea (g)	7.74±4.91**a**	13.21±4.91**a**	21.22±4.39**a**
Peso fresco raíz (g)	2.21±1.92**a**	5.24±1.92**a**	6.53±1.71**a**
Peso seco parte aérea (g)	0.66±0.56**a**	1.64±0.56**ab**	3.25±0.50**b**
Peso seco raíz	0.23±0.19**a**	0.74±0.19**a**	0.79±0.17**a**
Humedad parte aérea (g)	7.08±4.40**a**	11.57±4.40**a**	17.96±3.94**a**
Humedad raíz (g)	1.99±1.75**a**	4.49±1.75**a**	5.74±1.56**a**

En cuanto a los resultados de la maceta testigo, se al cabo de 120 días se registró un pH de 7.44 y una CE de 1.94 mS. El porcentaje de micorrización estimado fue 47%.

CONCLUSIONES

El mercado actualmente existente para el EPS resulta insuficiente para gestionar la totalidad de lo consumido. Entendiendo que es uno de los elementos más desechados en el ámbito universitario, y considerando que no podrá ser reciclado por completo, se evaluó la posibilidad de utilizarlo como una de las fracciones de sustratos que fueron luego evaluados con el fin de comprender su viabilidad para el crecimiento de plantas ornamentales y plantas hortícolas. Tanto el CEPS, el CEPSe y el Control, poseían compost elaborado a partir de residuos orgánicos provenientes de la UNQ. Ambas especies de plantas desarrollaron mayor biomasa en el Control. Los valores obtenidos en las variables del CEPSe fueron similares a los del Control y no se diferenciaron estadísticamente, por lo que las características físico-químicas del EPS esterilizado aportan condiciones relativamente similares para las especies analizadas. Los tres sustratos testeados resultaron en un grado de toxicidad bajo, salvo para el CEPS con semillas de tomate, donde la toxicidad resultó moderada. Esto podría atribuirse a las propiedades del compost, en especial a la cantidad de sales que aportaría (reflejada en la CE), pudiendo explicar, a su vez, las deficiencias nutricionales observadas en las plantas. En los sustratos de este ensayo, no sólo hubo baja proliferación de HMA, sino que también se observó muy poca presencia de otros hongos como DSE o Chytridiomycetes. Considerando que el único elemento que varía entre el tratamiento Control (compost + perlita), y la maceta testigo de micorrización es la presencia del compost, se podría inferir que, el mismo, tendría efecto supresivo para los HMA y otros hongos endófitos de raíz. Esto podría deberse a la composición del compost, principalmente generado a partir de residuos de alto contenido de lignina (restos de poda y hojas secas).

En futuros estudios se evaluaría la posible degradación del EPS, su dinámica como microplásticos y si existe riesgo de su incorporación a la cadena trófica.

REFERENCIAS

Colombo, R.P., Benavídez, M.E., Fernández Bidondo, L., Silvani, V.A., Bompadre, M.J., Statello, M., Scorza, M.V., Scotti, A. y Godeas, A.M. Arbuscular mycorrhizal fungi in heavy metal highly polluted soil. *Revista Argentina de Microbiología* 52 (2), 145-149 (2020).

Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) y Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires (FIUBA). *Estudio de calidad de residuos sólidos urbanos – 2009*, 2010. Disponible en https://www.ceamse.gov.ar/wp-content/uploads/2012/06/Informe-Final-ECRSU-2009.pdf

Declerck, S., Strullu, D.G., Plenchette, C. In vitro mass-production of the arbuscular mycorrhizal fungus Glomus versiforme, asso-ciated with Ri T-DNA transformed carrot roots. *Mycol Res.*100, 1237-1242 (1996).

Dickerson, G. Backyard composting. *Guide H-110*, New Mexico State University, New Mexico, 2016.

Gerdermann, J., Nicolson, T. Spores of mycorrhizal endogone species extracted from the soil by wet sieving and decanting. *Trans Br Mycol Soc* 46, 235-244. (1963).

González Naranjo, V., Leal, M., Lillo, J., de Bustamante, I., Palacios Díaz, P. *Guía de caracterización edáfica para actividades de regeneración de aguas residuales en usos ambientales*, Gobierno de España, Ministerio de Economía y Competitividad, 2012.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. *Informe del estado del ambiente 2020*, Buenos Aires, 2021. Disponible en https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/iea_2020_digital.pdf

Natan, P.C. *Guía de compostaje en instituciones: lineamientos para diseñar un Plan de Compostaje Institucional (PCI*), Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, Buenos Aires, 2022. Disponible en https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/ar_cuadernillocompost.pdf

Organización de las Naciones Unidas (ONU) – Hábitat. Cómo la basura afecta al desarrollo de América Latina. *News.un.org* (sitio web). (2018). Disponible en http://news.un.org/es/story/2018/10/1443562

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). *Manual de compostaje del agricultor: experiencias en América Latina: Experiencias en América Latina*, Santiago de Chile, 2013.

Ortega Barbosa, B.P., González Álvarez, K.T. El cultivo del gusano de harina (*Tenebrio molitor*) como herramienta didáctica para disminuir el impacto ambiental del uso del poliestireno expandido (EPS) potenciando el uso del abono orgánico producto de su degradación con estudiantes de 6° de la Institución Educativa Alfonso Builes Correa. *Trabajo de grado para optar al título de Licenciado en Ciencias Naturales y Educación Ambiental*, Universidad de Córdoba, 2019. Disponible en: https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/3174286

Phillips, J.M., Hayman, D.S. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycor-rhizal fungi for rapid assessment of infection. *Trans Br MycolSoc* 55, 158-160. (1970).

Rodríguez Romero, A.J., Robles Salazar, C.A., Ruíz Picos, R.A., López López, E., Sedeño Días, J.E. y Rodríguez Dorantes, A. Índices de germinación y elongación radical de *Lactuca sativa* en el biomonitoreo de la calidad del agua del río Chalma. *Rev. Int. Contam. Ambient* 30 (3), 307-316. (2014).

Silvani, V.A., Colombo, R.P., Scorza, M.V., Fernandez Bidondo, L., Rothen, C.P., Scotti, A., Fracchia, S., Godeas, A.M. Arbuscular mycorrhizal fungal diversity in high-altitude hypersaline Andean wetlands studied by 454-sequencing and morphological approaches. *Symbiosis* 72, 143–152 (2017).

Zamudio Peña, W.H., Tiria Sandoval, L.C. y Useche Monsalve, I.E. Caracterización del poliestireno expandido residual a nivel global: una revisión de literatura. *ResearchGate*. (2018). Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/326635950_CARACTERIZACION_DEL_POLIESTIRENO_EXPANDIDO_RESIDUAL_A_NIVEL_GLOBAL_UNA_REVISION_DE_LITERATURA?channel=doi&linkId=5b5a4da7458515c4b24a010a&showFulltext=true

ANÁLISIS GEOHIDROLÓGICO EN LA CUENCA DEL ARROYO LAS PIEDRAS. VENTANIA. ARGENTINA.

Fernanda J.Gaspari [a], Fabio A. Montealegre Medina[a]., María I. Delgado[a,b], Sebastián I. Besteiro[a,c], Evelin A. Gonzalez Fuentes[a], Lucia. de Antueno[a], Verónica E. Giovenale[a], Camila B. Anselmino[a]

[a]*Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas CEIDE. FCAyF-UNLP. ARGENTINA.*
[b]*Div. Ficología, Museo de La Plata, FCNyM-UNLP. CONICET. ARGENTINA.*
[c]*Cátedra de Topografía. CEIDE. FCAyF. Universidad Nacional de La Plata. ARGENTINA.*

e-mail: fgaspari@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) han revolucionado la gestión de recursos hídricos al permitir el almacenamiento y procesamiento de información georreferenciada. En la actualidad, los modelos geoespaciales que emplean este tipo de información permiten procesar variables hidrológicas de manera automatizada mediante geoprocesos. Un ejemplo es el procesamiento con SIG del método del Número de Curva (NC) para calcular la lámina de escurrimiento, como lo es la herramienta automática geoespacial GeoQ, bajo entorno QGis®. El objetivo del presente trabajo fue realizar el análisis geohidrológico en la cuenca del A° Las Piedras, ubicada en el Sistema de Ventania, provincia de Buenos Aires, Argentina. La metodología se basó en procesar información cartográfica de la cobertura vegetal y uso del suelo en la actualidad y del grupo hidrológico de suelo, considerando tres escenarios dados por la condición de humedad antecedente, como factor de control del escurrimiento: escenario I seco; escenario II normal; escenario III húmedo. Las tormentas analizadas, una media (88,5 mm) y otra extrema (132mm día 26/10/2014), fueron obtenidas de la base de datos del Servicio Meteorológico Nacional. La modelización geoespacial con GeoQ permitió representar los coeficientes de escurrimiento, infiltración y abstracciones iniciales, por escenario, expresando la respuesta suelo-vegetación, que refleja también el efecto controlador de la disponibilidad hídrica edáfica. Los resultados encontrados representan un aporte al modelamiento hidrológico superficial en una cuenca serrana y se constituyen en un insumo para evaluar el comportamiento hídrico ante diversos eventos pluviales, siendo útil para la planificación territorial y la detección de posibles zonas con excesos hídricos superficiales, que puedan causar daños a la población e infraestructura urbana presente en la cuenca.

Palabras Clave: GeoQ, Cuenca Serrana, Escurrimiento Superficial.

INTRODUCCIÓN

El análisis geohidrológico de cuencas serranas, como las del Sistema de Ventania en Argentina, requiere metodologías capaces de abordar su compleja topografía, la heterogeneidad de usos del suelo y la vulnerabilidad frente a eventos extremos de precipitación. En este contexto, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) se han consolidado como herramientas fundamentales al posibilitar el almacenamiento, procesamiento y visualización de información georreferenciada. En particular, la aplicación de modelos geoespaciales permite estimar variables hidrológicas de manera

automatizada mediante geoprocesos, destacándose el método del Número de Curva (NC) para calcular la lámina de escurrimiento. La herramienta GeoQ, desarrollada bajo entorno QGIS®, constituye un ejemplo de este tipo de aplicaciones, al facilitar el procesamiento integral de datos hidrológicos y su representación espacial, ofreciendo así un insumo valioso para la evaluación y gestión sostenible de los recursos hídricos regionales. Por ello, el objetivo del presente trabajo fue realizar el análisis geohidrológico en la cuenca del A° Las Piedras, ubicada en el Sistema de Ventania, provincia de Buenos Aires, Argentina (Fig. 1). Esta cuenca representa un área de interés para la gestión hídrica y la planificación territorial regional, producto de su topografía y de un uso del suelo de tipo productivo, incluyendo sistemas agropecuarios y recreativos. Ocupa una superficie de 812,7 ha.

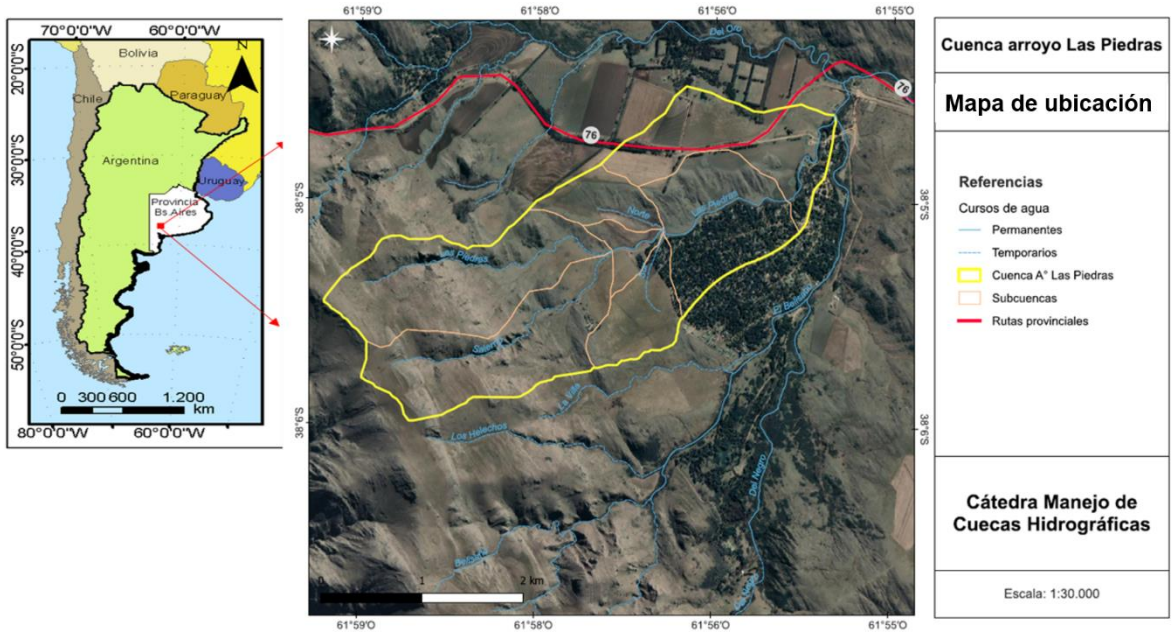


Figura 1. Ubicación del área en estudio.

METODOLOGÍA

La metodología se basó en procesar información cartográfica de la cobertura vegetal y uso del suelo en la actualidad y del grupo hidrológico de suelo, considerando tres escenarios dados por la condición de humedad antecedente (CHA), como factor de control del escurrimiento. El escenario I es cuando el suelo está seco, el II está en condiciones normales o de capacidad de campo y el escenario III el suelo está saturado. CHA se basa en la clasificación aportada en el método de Número de Curva (NC). Este método representa un modelo hidrológico que es el más generalizado y fácil de adaptar a cualquier región geográfica. Fue desarrollado por el Soil Conservation Service (SCS) de Estados Unidos (1972), y se basa en la estimación directa del escurrimiento superficial de una lluvia aislada a partir de características del suelo, tipo de uso y cubierta vegetal y la condición de humedad antecedente (Gaspari *et al*., 2013).

La CHA se define por tres condiciones básicas, considerando el contenido de humedad del suelo, determinado en base a una lluvia ocurrida dentro de los 5 a 10 días previos, denominada seca (CHA I) si es menor a 12,5 mm, media (CHA II) si la precipitación fue entre 12,7 – 38,1 mm y húmeda (CHA III), con valores mayores a 38,1 mm

(Gaspari *et al*, 2013). Es pertinente señalar que el método NC presenta mayor precisión en cuencas con características morfológicas y climáticas similares al área de desarrollo original, siendo fundamental la correcta caracterización de los grupos hidrológicos de suelo para minimizar incertidumbres en los resultados (Mockus, 1972; Rallison y Miller, 1981).

El método de NC utiliza una ecuación para cuantificar el escurrimiento superficial que se expresa como el cociente entre $(P - Io)^2$ y $(P - Io + S)$, donde P es la precipitación, Io es la abstracción inicial, S es el máximo potencial de retención de la cuenca ante un evento de tormenta. El S se determina por el cociente entre (25.400 – 254 x NC), siendo NC el número de curva, representado por la combinación de valores entre el grupo hidrológico de suelo, las clases de coberturas y usos del suelo y la condición de humedad antecedente del suelo. El SCS desarrolló una relación empírica entre Io y S, siendo Io= 0,2 x S (Gaspari *et al*., 2013).

La aplicación del modelo a nivel geoespacial requiere de cartografía en formato vectorial, codificadas de forma tal que, luego del rasterizado automático, procesamiento y asignación de valores particulares según el caso, se genera un mapa de distribución de número de curva (NC) a partir del cual se determina lámina de escurrimiento, aplicando la metodología del SCS. El modelo cuantifica el escurrimiento superficial en función del volumen y profundidad de la lámina (Wang et al., 2005) a partir de datos de una precipitación (Rodríguez Vagaría y Gaspari, 2014; Montealegre Medina y Gaspari, 2021).

Para la modelización se ha utilizado la herramienta de procesamiento automático geoespacial GeoQ, que calcula escurrimiento superficial, bajo entorno QGis® (2023), aplicando el método NC (Montealegre Medina y Gaspari, 2021; Gaspari et al, 2023). Este método, combina información sobre el grupo hidrológico de suelo según textura superficial, la zonificación de los usos del suelo, y según CHA para definir el NC, con el cual calcula la escorrentía (Q), la infiltración (F) y las abstracciones iniciales (Io), según el procedimiento que se muestra en la Fig. 2.

El GeoQ, utiliza mapas con datos que describen el complejo grupo hidrológico del suelo - vegetación, a determinada CHA, cuyo procesamiento determina el NC y permite zonificar el coeficiente porcentual de escurrimiento superficial (CE), el de infiltración (CF) y el de abstracciones iniciales (CIo).

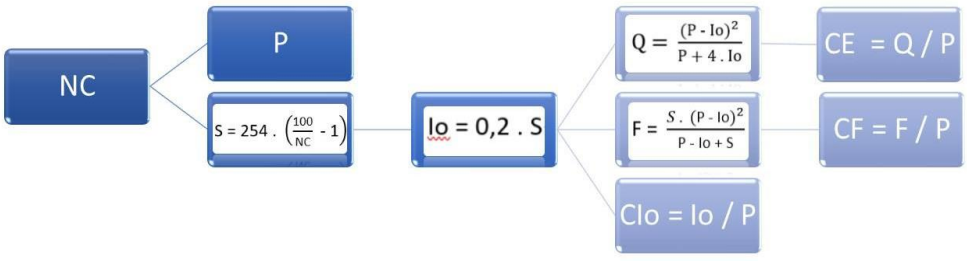


Figura 2. Entorno gráfico de la modelación hidrológica espacial del método NC.

Las tormentas utilizadas, fueron dos eventos regionales, considerando uno medio (88,5 mm) y otro extremo (132 mm), obtenidos de la base de datos histórica de 30 años del Servicio Meteorológico Nacional para la localidad de Tornquist.

La modelización hidrológica con GeoQ se realizó para cada tormenta y considerando cada CHA, lo cual definió seis escenarios con el valor geoespacial de cada coeficiente en la cuenca del Arroyo Las Piedras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización textural edáfica para obtener los grupos hidrológicos de suelos (GH) se recopiló y procesó de información generada por INTA Argentina (1990), elaborada según la metodología de Mintegui Aguirre y López Unzú (1990) y de Gaspari et al. (2009, 2019) según las características de la Tabla I.

Tabla I. Caracterización edáfica de los suelos según INTA (1990). Fuente: adaptado de Mintegui Aguirre (1988).

SÍMBOLO	Nombre Unidad Cartográfica	PAISAJE	Textura	GH
CdChi	Complejo Cerro del Chimango	Lomadas	Franco	B
CoAoSG	Complejo Arroyo Sauce Grande	Plano aluvial	Franco Arcilloso	C
R	Misceláneas afloramiento rocoso	Pendiente	Arcillo Limoso	D

La zonificación de la cobertura vegetal y usos del suelo se presenta en la Fig. 3, donde se observa una gran superficie ocupada por pastizales donde se desarrolla la actividad ganadera (45% del área de la cuenca). Además, se presenta un amplio sector destinado a la agricultura (42% del total de la cuenca), el 13% se encuentra urbanizado con densidad poblacional baja, y el 1% presenta cobertura arbórea bien desarrollada.

A partir de esta caracterización se elaboraron los mapas base utilizados para la modelización hidrológica con GeoQ, que fueron la zonificación de uso del suelo y el grupo hidrológico, que ambos describen sus categorías según la leyenda que se presenta en la Fig. 3. Además, se expone el mapa de NC que es resultante del modelo GeoQ.

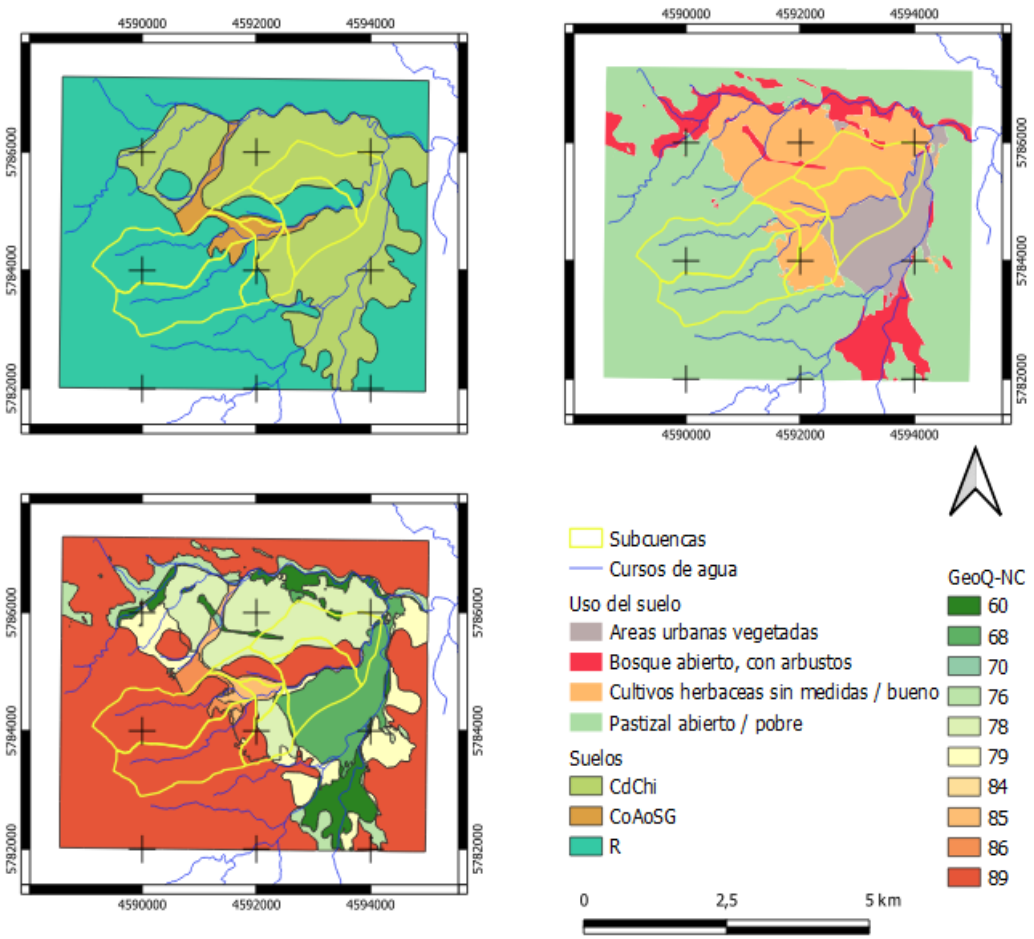


Figura 3. Mapas edáficos (superior izquierda) y el de cobertura vegetal y uso del suelo (superior derecha), con el mapa de NC (inferior) resultante GeoQ.

Los resultados de GeoQ para cada evento pluvial según CHA, muestra como resultado la zonificación de los coeficientes de escurrimiento, infiltración y abstracciones iniciales, por escenario, es decir el grado de saturación del suelo expresando la respuesta suelo-vegetación, que refleja también el efecto controlador de la disponibilidad hídrica edáfica en relación con la retención. En las Fig. 4 y 5, se observa la zonificación de los coeficientes hidrológicos según GeoQ para la zona de estudio.

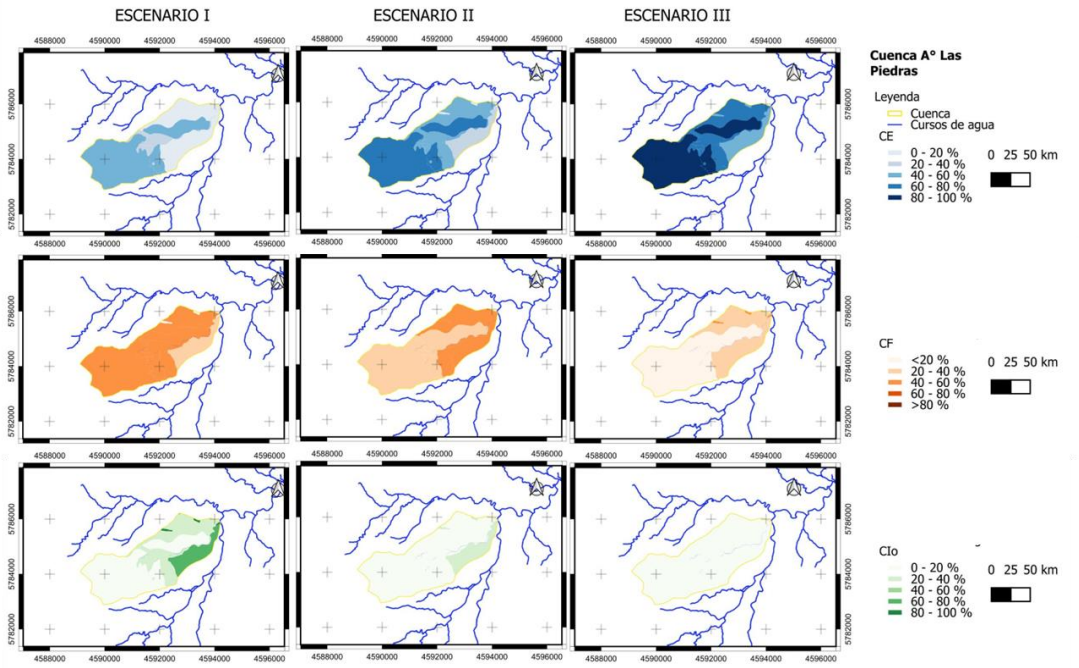


Figura 4. Coeficientes de la modelización con GeoQ para la tormenta de 88,5 mm.

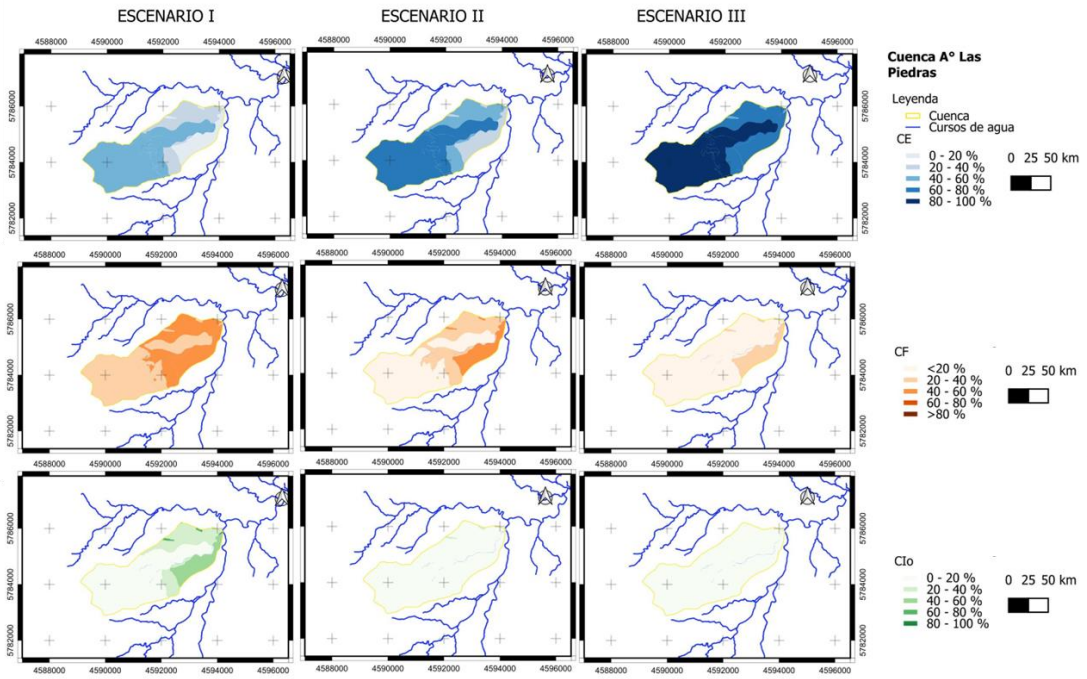


Figura 5. Coeficientes de la modelización con GeoQ para una tormenta extrema de 132 mm.

La lectura de los resultados de las Fig. 4 y 5, expresan que en relación con los coeficientes alcanzados con GeoQ, conforme va aumentando la masa de lluvia, también cambia la distribución de los porcentajes de escurrimiento, infiltración y abstracciones.

En general, el escenario de CHA III expresa el máximo CE, debido a que la saturación del suelo genera un mayor escurrimiento superficial. En ambas tormentas, el rango de CE >80 % se observa indicando un máximo debido a las características texturales

edáficas (GH C / D). En particular, el CE entre 60-80 se correspondió con el área agrícola y pastizal degradado. En las áreas urbanas vegetadas con presencia de masa forestal, se visualizó una contención por abstracciones iniciales de la masa forestal, logrando CE menor a 50. El rango de CE <20% se percibe en ambas tormentas sólo en el CHA I.

En relación con el CF a medida que se identifica la saturación edáfica se verifica que el contenido hídrico infiltrado es menor, alcanzando los menores porcentajes en la CHA III. En CHA I se muestra la mayor infiltración, siendo la tormenta de 88,5 mm la que permite una mejor incorporación hídrica en el perfil edáfico.

El CIo es bajo en todos los escenarios modelados, debido al a tipo de cobertura vegetal, que no ejerce una alta retención, ni contención del impacto pluvial, que se demuestra con valores menores al 40% en la mayoría de los casos de la zonificación con GeoQ, fuera del área urbana vegetada, que se fortalece con el flujo caulinar de la estructura arbórea. Estos resultados se ajustan al rango predominante de CIo entre el 20-40% en las CHA II y CHA III, debido a que el agua pluvial llegó directamente al suelo por la alta intensidad de la tormenta, y la cobertura vegetal / estructura no logró retener el agua. El rango de mayor abstracción solo está presente en el caso de CHA I (en condiciones de sequedad).

El modelo GeoQ posibilita la representación geoespacial de las principales variables del ciclo hidrológico en la cuenca. Los coeficientes de escurrimiento obtenidos (20-80%) se ajustan al rango reportado por Montealegre Medina y Gaspari (2021) y Giovenale et al (2024) para cuencas con características similares, validando la aplicabilidad del método, permitiendo la visualización de distintos escenarios y de la respuesta conjunta suelo–vegetación frente al movimiento horizontal del agua. Los resultados evidencian cómo el aumento en la intensidad de las lluvias (de 88,5 a 132 mm) incrementa el escurrimiento superficial en un promedio del 15-25% según la condición de humedad antecedente, permitiendo evidenciar el efecto de diferentes regímenes de precipitación sobre la cobertura vegetal, mostrando cómo el incremento en la intensidad de las lluvias influye tanto en el comportamiento de la vegetación como en la capacidad de infiltración vertical del suelo.

CONCLUSIONES

La modelización geoespacial con GeoQ permitió representar, por escenario, los coeficientes de escurrimiento, infiltración y abstracciones iniciales, expresando la respuesta integrada suelo–vegetación y evidenciando el rol regulador de la disponibilidad hídrica edáfica.

Los resultados obtenidos constituyen un aporte significativo al modelamiento hidrológico superficial en una cuenca serrana, al proporcionar insumos valiosos para evaluar el comportamiento hídrico frente a distintos eventos pluviales. Esta información resulta especialmente útil para la planificación territorial y para la identificación de zonas con potenciales excesos hídricos superficiales, capaces de generar impactos sobre la población y la infraestructura urbana.

De manera complementaria, la zonificación y priorización de áreas con riesgo de anegamiento se articulan con un enfoque metodológico que reconoce oportunidades de

restauración a escala de paisaje agropecuario, forestal y urbano. En este marco, se definen áreas priorizadas con acciones específicas, metas e identificación de posibles fuentes de financiamiento, al tiempo que se establecen objetivos orientados a la conservación, el manejo sostenible, la protección y recuperación de ambientes, la prevención de incendios forestales, la reducción de la deforestación y la implementación de medidas de mitigación.

REFERENCIAS

Gaspari, F. J., Rodríguez Vagaría, A. M., y Montealegre Medina, F. A. (2019). *Manejo de cuencas hidrográficas: Herramientas de sistemas de información geográfica* (U. N. de La Plata (ed.)). http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/87641

Gaspari, F. J., Senisterra, G. E., Delgado, M. I., Rodríguez Vagaría, A. M., y Besteiro, S. (2009). *Manual de manejo integral de cuencas hidrográficas* (1st ed.).

Gaspari, F., Rodríguez Vagaría, A., Senisterra, G., Delgado, M.I., Besteiro, S. (2013). *Elementos metodológicos para el Manejo de Cuencas Hidrográficas.* Curso de Manejo de Cuencas Hidrográficas. Universidad Nacional de La Plata, EDULP. Libro digital, PDF. (Libro de cátedra).

Gaspari, F. J., Rodríguez Vagaría, A. M., y Montealegre Medina, F. A. (2019). Manejo de cuencas hidrográficas: Herramientas de sistemas de información geográfica (U. N. de La Plata (ed.)). http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/87641

Gaspari, F.J., Montealegre Medina, F.A., Besteiro, S.I., Velázquez, M. y M. I. Delgado. (2023). *Estudio de procesos hidrológicos superficiales en áreas urbanas y rurales aplicando el modelo geoespacial GeoQ*. XXVII edición del Congreso Nacional del Agua (CONAGUA). 28 al 30 de agosto de 2023. Buenos Aires. Argentina. https://conagua.ina.gob.ar/archivos/Libro-resumenes-CONAGUA2023.pdf

Giovenale V.E., Anselmino C.B., Gaspari F.J. (2024). *Valorar los servicios hidrológicos forestales en un paisaje urbano forestal*. IV Jornadas Internacionales y VI Nacionales de Ambiente. Viedma. Río Negro. Argentina. 6, 7, y 8 de noviembre de 2024. https://www.unrn.edu.ar/eventos/IV-JORNADAS-INTERNACIONALES-y-VI-NACIONALES-DE-AMBIENTE-2053

INTA. (1990). *Atlas de suelos de la República Argentina*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Proyecto PNUD ARG. 85/019.

Mintegui Aguirre, J.A., López Unzú, F. (1990). *La Ordenación Agrohidrológica en la Planificación*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. 306 pp.

Mockus, V. (1972). *National Engineering Handbook, Section 4, Hydrology*. U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service.

Montealegre Medina, F. A., y F. J. Gaspari. (2021). *GeoQ: Herramienta geoespacial para la zonificación de la escorrentía en QGis®.* Revista Estudios Ambientales-Environmental Studies Journal, 9(2), 170-192.

QGIS.org, (2023). QGIS Geographic Information System. QGIS Association. http://www.qgis.org

Rallison, R.E., Miller, N. (1981). *Past, present and future SCS runoff procedure*. In: Singh, V.P. (Ed.), Rainfall-Runoff Relationship. Water Resources Publications, Littleton, pp. 353-364.

Rodríguez Vagaría, A.M. y F.J. Gaspari. (2014). *Modelización espacial del escurrimiento medio anual en la cuenca serrana bonaerense.* Séptimo Congreso de la Ciencia Cartográfica "Logros y desafíos de la Cartografía". 19 y el 21 de noviembre de 2014, Buenos Aires. Argentina.

DETERMINACIÓN DEL CAMBIO DE USO DE SUELO CON TELEDETECCIÓN EN PINAMAR.

Verónica E. Giovenale[a], Camila B. Anselmino[a], Fernanda J. Gaspari[a]

[a]*Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas. CEIDE. FCAyF. Universidad Nacional de La Plata. ARGENTINA.*

e-mail: veronica.giovenale@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

Desde 1940, varias localidades de la costa bonaerense han modificado su paisaje natural producto de la antropización que devino en un paisaje urbano, como es el caso de Pinamar. El proceso de urbanización induce una transformación de la cobertura vegetal y su identificación de la dinámica espacio-temporal resulta indispensable para establecer pautas de ordenamiento territorial. El uso de modelos de proyección cartográfica aplicados al estudio del cambio en el uso del suelo es confiable debido a la eficacia y exactitud espacial que le otorga el desarrollo de bases de datos geográficas, integradas a un sistema de información geográfica (SIG). Es por ello que se planteó como objetivo analizar con teledetección la evolución del cambio de uso del suelo en Pinamar. Se procesaron con SIG, imágenes satelitales multiespectrales Landsat® 5, 7 y 8, entre 1990 y 2021, para la zonificación de usos del suelo, aplicando el índice de vegetación normalizado (NDVI), el índice de diferenciación normalizada de construcciones (NDBI) y su integración en el índice de construcción (BU). El procesamiento de estos índices definió las distintas zonas con sus correspondientes usos considerando la evolución espacio-temporal. El mapa de transición de la zona ocupada por la urbanización se elaboró particularmente mediante el BU. El NDVI para 1990 presentó valores bajos en áreas con dunas y altos en zonas forestadas; en 2021, aumentó en áreas urbanas y forestadas favorecidos por la forestación urbana. El NDBI de 1990 mostró menor proporción de construcciones en áreas forestadas y mayores valores en zonas urbanizadas para 2021. El índice de construcción (BU) indicó un aumento en la urbanización y una correlativa disminución de áreas verdes. El trabajo confirmó un incremento en la urbanización y, además, densificación de áreas forestales en Pinamar, proporcionando información valiosa para la planificación urbana y la preservación ambiental.

Palabras claves: Forestación, Herramientas SIG, Índices de vegetación, Urbanización.

INTRODUCCIÓN

La urbanización es un proceso territorial y socioeconómico que induce una transformación radical de la cobertura y del uso del suelo (Weber C. and Puissant A., 2003), el cual se encontraba ocupado en general por paisajes naturales o estaba dedicado a actividades agropecuarias. Constituye el proceso que mayores cambios produce en el medio ambiente (Pascual Aguilar et al, 2006; Catalán et al, 2008; Batisani A. and Yarnal B., 2009) y en el funcionamiento de los ecosistemas y, por lo tanto, está íntimamente ligado al incremento de los problemas ambientales y de los riesgos a fenómenos naturales (López et al, 2001). La urbanización acelerada cambia la estructura de las ciudades y afecta su climatología y la de su área circundante (Tang et al, 2008; Merlotto et al, 2012).

Además, el proceso de urbanización induce una transformación de la cobertura vegetal y su identificación de la dinámica espacio-temporal resulta indispensable para establecer pautas de ordenamiento territorial.

Desde 1940, varias localidades de la costa marítima bonaerense argentina han modificado su paisaje natural producto de la antropización que devino en un paisaje urbano. Esta región presenta la mayor concentración de asentamientos turísticos, con 15 urbanizaciones principales, y diversas modalidades de inclusión del árbol en el paisaje turístico según la localidad, como ser en forma de forestaciones monoespecíficas, parches de distintas especies y árboles individuales (Gaspari et al, 2019).

El uso de modelos de proyección cartográfica aplicados al estudio del cambio en el uso del suelo es confiable debido a la eficacia y exactitud espacial que le otorga el desarrollo de bases de datos geográficas, integradas a un sistema de información geográfica (SIG).

El área de estudio del presente trabajo corresponde al Partido de Pinamar, provincia de Buenos Aires, Argentina (ver Fig. 1). Esta área forma parte de una formación de médanos uniforme que recorre el litoral marítimo, a lo largo de 180 kilómetros, desde el inicio del mar argentino en Punta Rasa y que culmina en la albufera de Mar Chiquita (Orellano et al, 2003). Según Orellano et al (2003) para el año 2000, la región costera bonaerense presentaba una superficie de 8.900 ha forestadas.

La forestación provee diversos servicios ambientales (SA) entre los cuales se percibe la fijación y el almacenamiento de carbono y la contribución, en mayor o menor medida, al desarrollo del turismo y recreación (Gaspari et al, 2019).

Particularmente en Pinamar, como otras localidades de la costa bonaerense, se identifican servicios como ser uso recreativo y turístico por parte de la comunidad local y regional. Este uso intenso establecido, se expresa en diferentes estaciones del año y/o en fines de semana puntuales, con un alto potencial de degradación del territorio debido a la sobreutilización del recurso suelo-vegetación, generando una gran preocupación e inquietud en la sociedad local y regional (Gaspari et al, 2013).

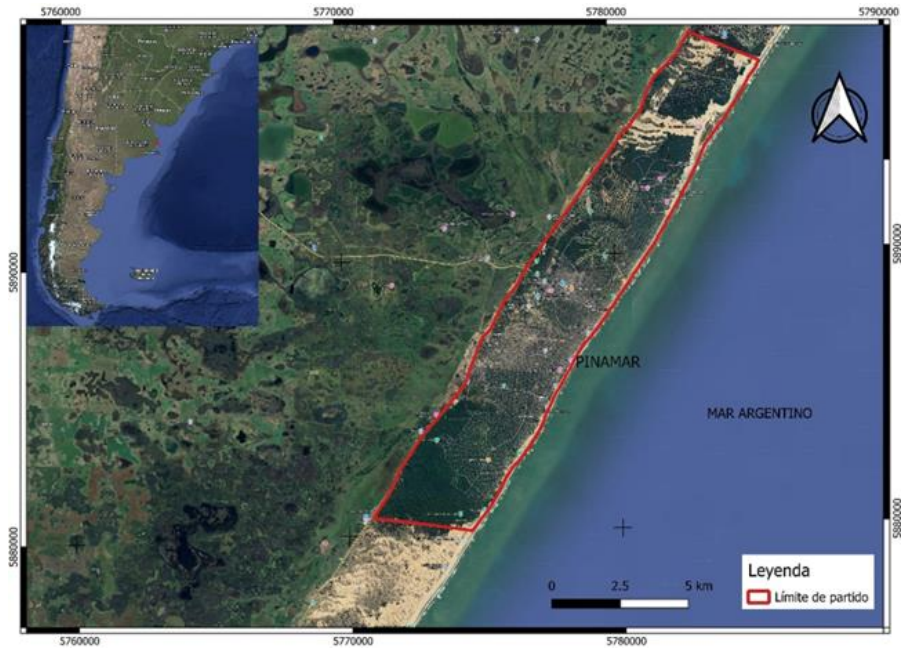


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

El presente trabajo tiene como objetivo analizar la evolución del cambio de uso del suelo en Pinamar aplicando teledetección.

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

La identificación de diferentes usos del suelo resulta indispensable para establecer relaciones con el proceso de cambio de uso del suelo (CUS). que se produce en el lugar de estudio, y analizar la evolución espacio-temporal.

Inicialmente se zonificaron los usos de suelos del área en estudio (ver Fig. 2) a partir del procesamiento geoespacial de la cartografía disponible en el visualizador de urBAsig, desarrollado por el Departamento de Sistemas de Información Geográfica, dependiente de la Dirección Provincial de Ordenamiento Urbano y Territorial, de la provincia de Buenos Aires. Por medio de este sitio se consultó la información de Pinamar, cuyos datos se incorporaron al proyecto SIG a través de servicios WMS.ARBA disponible en la página web de urBAsig (https://urbasig.gob.gba.gob.ar/urbasig/).

La metodología para definir el CUS consta de cálculos aritméticos establecidos por tres índices: (NDVI) (Normalized Difference Vegetation Index), índice de área construida estandarizado (NDBI) (Normalized Difference Built-up Index) y el índice de construcción (BU) (Build-up Index). A partir de las clases de uso del suelo definidas, se aplicaron estos índices con apoyo en SIG.

El procesamiento de datos satelitales multiespectrales de Landsat 5, 7 y 8, obtenidas del Catálogo de imágenes satelitales de la Comisión Nacional de Actividades Espaciales de Argentina (https://catalogos.conae.gov.ar/catalogo/otrosCatalogos.html) permitió abordar y evaluar los índices NDVI y el NDBI en diferentes escenas temporales entre 1990 y 2021.

La metodología para definir los índices se basó en Zha et al (2003), que consta de cálculos aritméticos aplicando rangos de las bandas R roja (banda 4), IR infrarroja (banda 3) y IRC infrarroja cercano (banda 5), según la siguiente secuencia:

I. Obtención del índice de vegetación de diferencia normalizada continua (NDVI) (Normalized Difference Vegetation Index) ver Ec. (1), también denominado índice verde, que permite visualizar las áreas con mayor cobertura vegetal (Chuvieco E., 2007; Bhatti et al, 2014).

$$NDVI = \frac{(Banda\ IR) - (Banda\ R)}{(Banda\ IR) + (Banda\ R)} \quad (1)$$

El índice de vegetación normalizado (NDVI), se integró con sus correspondientes usos actuales (año 2021). Con esta base, se co-definió el NDVI para 1990, por medio de imágenes satelitales de dicha fecha, considerando el estudio de la evolución espacio temporal de los últimos 40 años.

II. El mapa de transición de la zona ocupada por la urbanización se elaboró mediante el análisis del índice de construcción con interpretación de imágenes satelitales y teledetección. Basándose en la alta reflectancia de las áreas acumuladas en el rango de longitud de onda de 1,55 - 1,75 µm (banda TM 5) y su baja reflectancia en el rango de longitud de onda de 0,76 - 0,90 µm (banda TM 4), se calculó el índice de área construida estandarizado (NDBI) (Normalized Difference Built-up

Index) que muestra la proporción de construcción de cada píxel (Zha et al, 2003; Bhatti et al, 2014) ver Ec. (2).

$$NDBI = \frac{(Banda\ IRC) - (Banda\ IR)}{(Banda\ IRC) + (Banda\ IR)} \quad (2)$$

Finalmente, las áreas urbanizadas se extrajeron aplicando el índice de construcción (BU) (Build-up Index) según la ecuación de He *et al*., 2010, ver Ec. (3) que representa el área construida que surge de la diferencia de los dos anteriores y muestra que a mayor índice de construcción menor índice de área verde (He et al, 2010; Bhatti et al, 2014). La imagen BU demuestra píxeles continuos desde áreas urbanas hasta rurales / desnudas.

$$BU = NDBI - NDVI \quad (3)$$

Para visualizar el cambio de BU en el periodo estudiado, se aplicó la Tasa de cambio planteada por Senisterra et al (2014), ver Ec. (4).

$$P = \frac{100}{t_2 - t_1} ln(S_2 - S_1) \quad (4)$$

Donde:
-P es la tasa de cambio por año expresado en %.

-S_1 y S_2 corresponden a la superficie de ocupación (ha) en el tiempo t_1 y t_2 (año), según escenario, respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El procesamiento y la zonificación de los usos de suelos del área en estudio (ver Fig. 2) según cartografía ARBA (urBAsig (gba.gob.ar)), obtuvo la identificación de los siguientes usos: Áreas naturales desnudas (191,8 ha), Áreas urbanas de alta densidad (10,2 ha), Áreas urbanas de baja densidad (57,1 ha), Áreas urbanas de densidad media (311,5 ha), Áreas urbanas dispersas-semiurbanas (2.161,0 ha), Bosques abiertos (16,4 ha), Distritos urbanos comerciales (130,3 ha), Dunas, desiertos naturales (498,6 ha), Monte con pasto regular (3195,4 ha) y Superficies no construidas (3,5 ha).

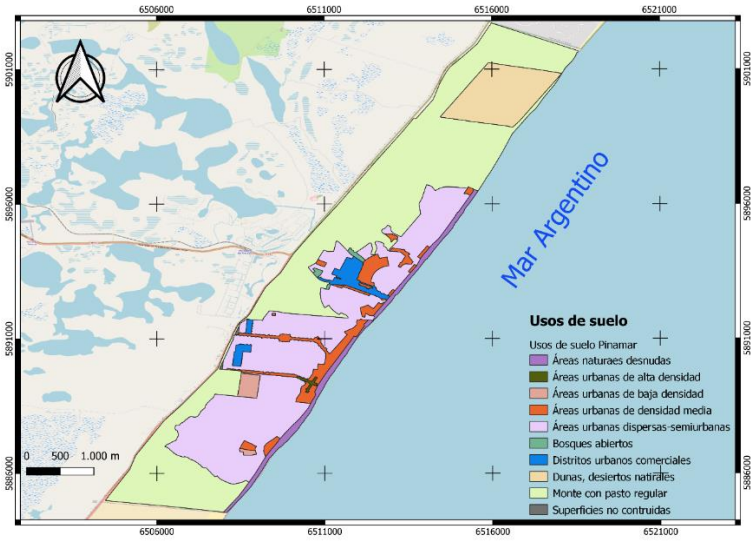


Figura 2. Mapa de zonificación de los usos de suelo en Pinamar. Fuente: elaboración propia.

A partir de la Fig. 2 y los resultados obtenidos de los índices NDVI (ver Fig. 3) y NDBI (ver Fig. 4) para agosto de 1990 y diciembre de 2021 se logró establecer el BU (ver Fig. 5).

En 1990, los valores de NDVI son bajos (mínimo de 0,10) al norte, con presencia de dunas; en la zona urbana central, con mayor forestación, los valores son más altos (hasta 0,59). En 2021, el avance de la urbanización de las ciudades redujo el NDVI, manteniéndose alto sólo en zonas parquizadas / forestadas (máximo de 0,75), especialmente en Cariló que consta de una Reserva Forestal. Se interpreta la urbanización en la zona norte del partido, donde se muestra este proceso de CUS.

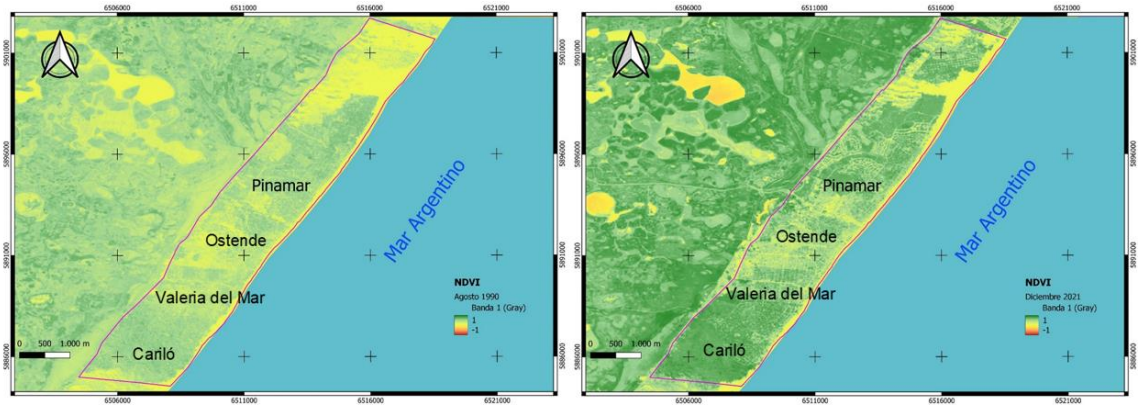


Figura 3. Mapa de NDVI de 1990 (**izq.**) y 2021 (**der.**). Fuente: elaboración propia.

En 1990, el NDBI, en áreas forestadas y no urbanizadas, arrojó valores mínimos (-0,45), en norte y sur del partido y, en la zona correspondiente a Ostende y Valeria del Mar, aún no edificado, valores entre -0,05 y 0,10. En 2021, los máximos (0,01) fueron en áreas densamente pobladas y con mayor presencia de construcción; mientras que los mínimos (-0,30) se encontraron en áreas forestadas con mayor vigor verde.

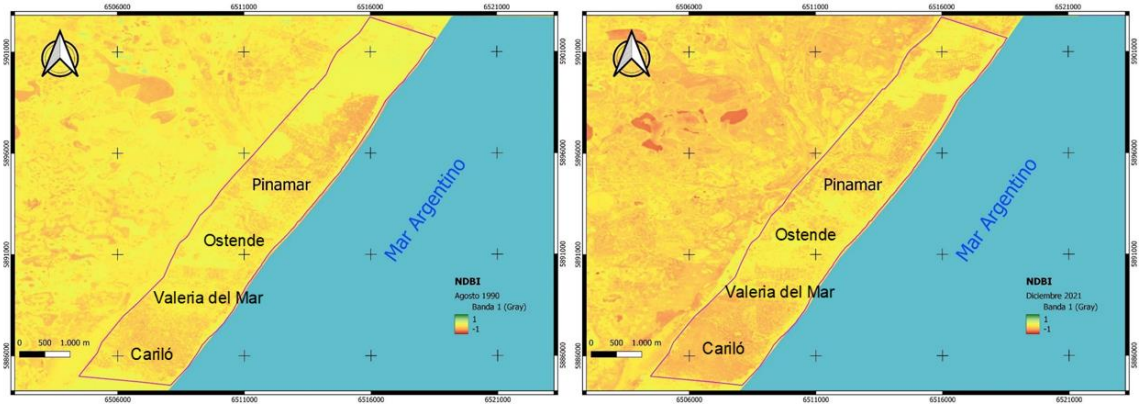


Figura 4. Mapa de NDBI de 1990 (**izq.**) y 2021 (**der.**). Fuente: elaboración propia.

En relación con el BU, en 1990, fue de -0,05 en áreas con baja forestación como Ostende y Valeria del Mar, el valor mínimo de -1 indicó ausencia de construcción expresando el predominio de vegetación posiblemente forestal; siendo el valor de cero (0) en zonas de dunas o costa. En 2021, tuvieron distribución similar, con mayor vegetación Cariló y áreas residenciales del norte de Pinamar.

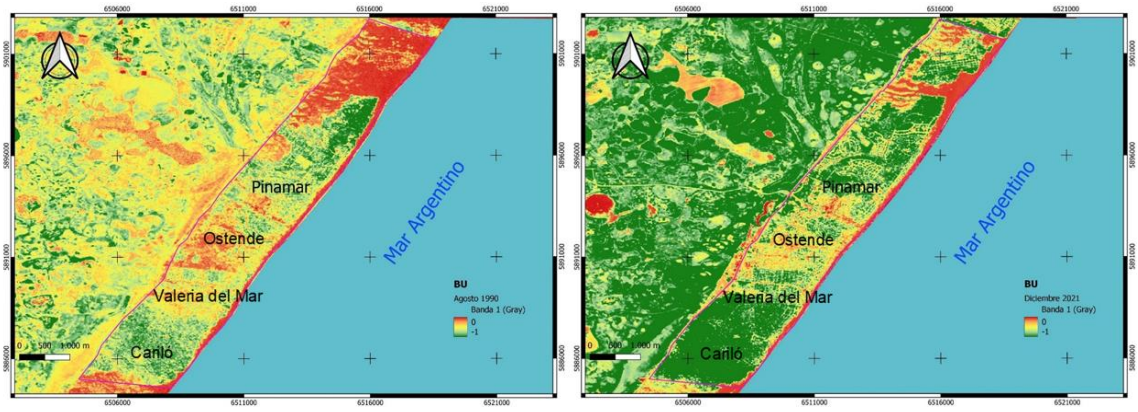


Figura 5. Mapa de BU de 1990 (**izq.**) y 2021 (**der.**). Fuente: elaboración propia.

La tasa de cambio expresó resultados alcanzados que se presentan en la Fig. 6, donde se ha reclasificado en cinco rangos: Vegetación vigorosa, Vegetación, Sin cambios, Semiurbano y Urbano/Presencia de dunas. Este último, permitió visualizar adecuadamente el avance de la urbanización en Pinamar y también el avance de las dunas sobre la vegetación de la costa e implantada. Además, se corrobora la implantación de especies forestales como pinos, eucaliptus, acacias y parquizaciones, en las zonas de color verde, que representan a la Vegetación y a la Vegetación vigorosa. Al sur del municipio se visualiza el avance de la urbanización en las localidades de Ostende y Valeria identificando áreas de tipo Semiurbanos y Urbanos.

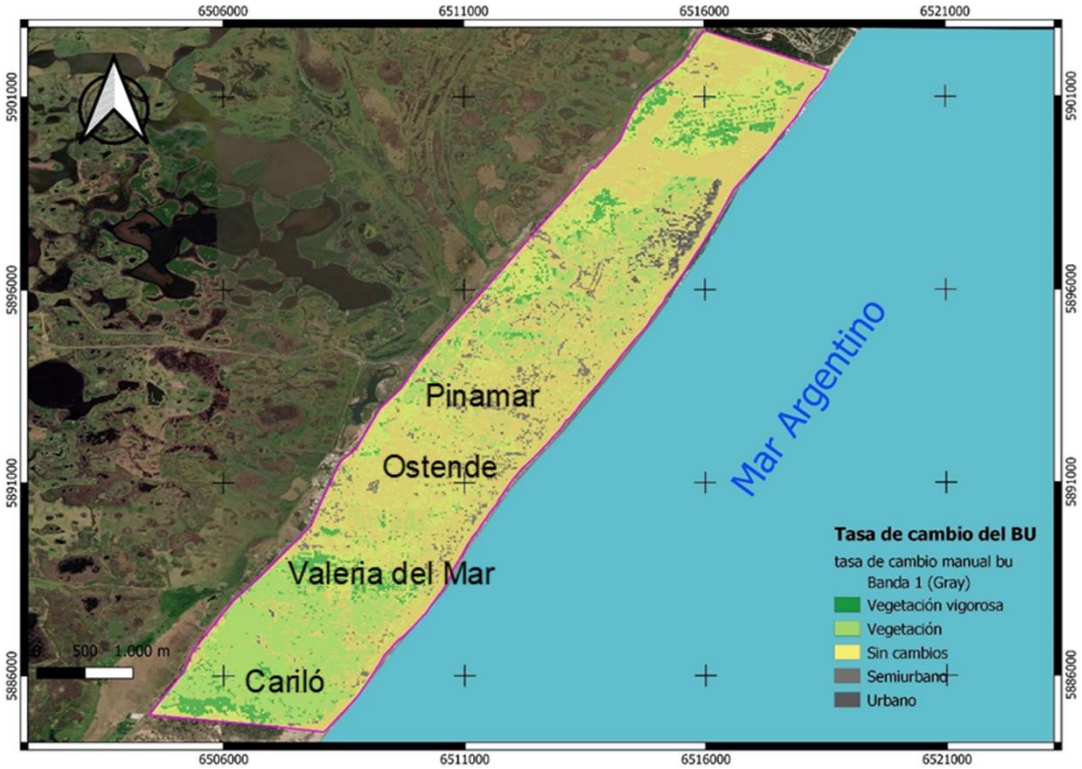


Figura 6. Mapa de tasa de cambio del BU entre 1990 y 2021 en Pinamar. Fuente: elaboración propia.

CONCLUSIONES

La interpretación por teledetección del CUS permitió la identificación de áreas construidas, contribuyendo al monitoreo y análisis del crecimiento urbano y del cambio del uso del suelo a lo largo del tiempo.

Para el área estudiada se observó la evolución y la presencia de vegetación implantada y una densificación de las áreas forestales en las inmediaciones de la urbanización. Se visualizó el avance de la urbanización, pero debido a que en gran parte está forestado/parquizado, los resultados fueron imprecisos por teledetección.

Es importante mencionar que se evidenció que la utilidad de los índices espectrales y su aplicación junto con técnicas de teledetección proporcionan información valiosa para la planificación territorial, permitiendo identificar áreas urbanas, áreas forestales, áreas con suelo desnudo y cambios en el uso del suelo espacio-temporal.

REFERENCIAS

Batisani, N. and Yarnal, B. Urban expansion in Centre County, Pennsylvania: Spatial dynamics and landscape transformations. Applied Geography. Vol. 29, N° 2, p. 235-249. (2009).

Bhatti, S. S. and Nitin, K. T. Built-up area extraction using Landsat 8 OLI imagery. GIScience & Remote Sensing. 51(4) Pages 445-467. (2014). http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15481603.2014.939539

Catalán, B., Saurí, D. and Serra, P. Urban sprawl in the Mediterranean? Patterns of growth and change in the Barcelona Metropolitan Region 1993-2000. Landscape and Urban Planning. Vol. 85, N° 3-4, p.174-184. (2008).

Chuvieco, E. Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio. Editorial Ariel Ciencia. España. (2007).

Gaspari, F., Denegri, G., Rodríguez Vagaría, A., Cellini, M. and Acciaresi, G. Forest ecosystem services: carbon storage in urban forests located on the Atlantic coast in Buenos Aires province (Argentina). II Jornadas Internacionales de Ambiente y IV Jornadas Nacionales de Ambiente 2018. 157 160 pp. (2019).

Gaspari F. J., Rodríguez Vagaría, A. M., Senisterra, G. E., Delgado, M. I. and Besteiro, S.I. Elementos Metodológicos para el Manejo de Cuencas Hidrográficas. Edulp, 1 ed, La Plata, Argentina. 191 pp. (2013).

He, C., Shi, P., Xie, D. and Zhao, Y. Improving the normalized difference built-up index to map urban built-up areas using a semiautomatic segmentation approach. Remote Sensing Letters, v.1, Issue 4, pp. 213-221. (2010).

López, E., Bocco, G., Mendoza, M. and Duhau, E. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. A case in Morelia city, Mexico. Landscape and Urban Planning. Vol. 55, N° 4, p. 271-285. (2001).

Merlotto, A., Piccolo, M.C. and Bértola, G.R. Crecimiento urbano y cambios del uso/ cobertura del suelo en las ciudades de Necochea y Quequén, Buenos Aires, Argentina. Revista de geografía Norte Grande, nº53. 159-176 pp. (2012).

Orellano, H. A. T., Isla, F. I. and Juárez, V. I. Implementación de un SIG en la evaluación de la aptitud para prácticas forestales en el litoral bonaerense. Boletin Paranaense de Geociencias, 53. (2003).

Pascual Aguilar, J.A., Añó, C., Valera, A. and Sánchez, J. Urban growth dynamics (1956-1998) in mediterranean coastal regions: the case of Alicante, Spain. In: Kepner, W.G.; Rubio, J.L.; Mouat, D.A. & Pedrazzini, F. (Editors). Desertification in the Mediterranean Region: a Security Issue. Dordrecht: Springer. p. 325-340. (2006).

Senisterra, G.E., Gaspari, F.J. and M.G..Mazzucchelli. Análisis espacio temporal del cambio de uso del suelo en una cuenca serrana de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Séptimo Congreso de la Ciencia Cartográfica "Logros y desafíos de la Cartografía". 19 y el 21 de noviembre de 2014, Buenos Aires. Argentina. (2014).

Tang, J., Wang, L. and Yao, Z. Analyses of urban landscape dynamics using multi-temporal satellite images: A comparison of two petroleum-oriented cities. Landscape and Urban Planning. Vol. 87, N° 4, p. 269-278. (2008).

Weber, C. and Puissant, A. Urbanization pressure and modeling of urban growth: example of the Tunis Metropolitan Area. Remote Sensing of Environment, N° 86, p. 341-352. (2003).

Zha, Y., Gao, J. and Ni, S. Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. International Journal of Remote Sensing 24, no. 3: 583-594. (2003).

PLATAFORMA GEOESPACIAL PARA MAPEO DEL RIESGO AMBIENTAL EN VACA MUERTA

Diego Agustin Gonzalez[a], Juan Carlos Roca[a], Lucia Orrego[a], Azul Frabotta[a],Catherin Davies[a], Romina Diaz-Gomez[b], Marina Mautner[b], Laura Forni[b].

[a]*Facultad de Ciencias Agrarias, FACA, Universidad de Comahue, ARGENTINA.*
[b]*US Water Group, Stockholm Environment Institute, US (SEI-US), Davis, CA 95616, USA;*

e-mail: diego.gonzalez@faca.uncoma.edu.ar

RESUMEN

La rápida expansión del fracking en la formación Vaca Muerta en Argentina genera preocupaciones sobre cómo equilibrar el crecimiento económico con la protección ambiental. Si bien algunos creen que el fracking se limita a áreas remotas, nuestra investigación revela numerosos pozos dentro de distancias consideradas de alto riesgos por la literatura internacional cuando se encuentran cerca de los ríos, poblaciones y tierras agrícolas. Indicadores de proximidades fueron usados también para evaluar riesgos en relación con las distancias entre pozos de fracking y pozos convencionales. El riesgo identificado es de contaminación a las aguas subterráneas, como lo demuestran los casos existentes de contaminación del suelo y del agua en zona agrícolas. Para afrontar este desafío, hemos desarrollado una plataforma en línea llamada Observar.com.ar, para monitorear y apoyar la toma de decisiones decisiones a la hora de autorizar nuevas locaciones. Se describe el desarrollo de los indicadores espaciales de riesgo ambiental, como fueron creados y que datos se utilizaron para llevarlos a cabo. En total se crearon cinco indicadores de distancia a ríos, localidades, embalses, y un indicador que involucra la interacción entre pozos convencionales y no convencionales. A partir de este análisis se reportan las localidades y las áreas con máximo riesgo ambiental en las cuencas hidrológicas de Vaca Muerta. Se realizó también un monitoreo del avance de los pozos de fracking a partir del uso de teledetección para asegurar el monitoreo con una herramienta de código abierto como es Google Earth Engine y con imágenes satelitales disponibles. Esta plataforma resulta una herramienta para ser usada en el ordenamiento territorial y colaborar en la formulación de políticas para crear regulaciones ambientales sólidas y prevenir daños ambientales duraderos.

Palabras Clave*:* Fracking, Riesgo, Ordenamiento Territorial, Teledetección.

INTRODUCCIÓN

La cuenca del río Negro, integrada por los ríos Negro, Limay y Neuquén, es una región de significativa riqueza hídrica que sustenta múltiples actividades en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén. Este sistema de riego es vital para la agricultura, especialmente la producción de peras y manzanas, así como otros cultivos como pasturas y hortalizas. Además, el agua es crucial para usos residenciales, industriales y recreacionales. Históricamente, el alto valle ha sido una zona productiva, especialmente en la producción de peras, manzanas, cultivos de carozo, pasturas y hortalizas, todos sustentados por un sistema de riego sofisticado. Los suelos irrigados han desarrollado una alta proporción de materia orgánica, esenciales para la agricultura sostenible. La combinación de suelos fértiles, abundancia y calidad de agua, y un clima adecuado crea condiciones óptimas para la agricultura en el alto valle de Río Negro y Neuquén. Estas singularidades permiten una producción agrícola diversificada y sostenible, crucial para el sustento económico de la

región y la seguridad alimentaria de sus habitantes, en un marco de Cambio Climático y altos niveles de pobreza.

La expansión de la explotación hidrocarburífera, en particular el fracking, ha intensificado la competencia por el uso del agua, generando conflictos entre los sectores agrícola e industrial. Este avance de la actividad extractiva de hidrocarburos hacia tierras productivas y urbanas ocupaba en 2012 ocupaba 245 has del ejido urbano de la ciudad de Neuquén (J. M. Mendía & Roca, 2012). Muchas ciudades de la región están sometidas a esta presión de uso como Allen, Fernandez Oro, Campo Grande, Plottier, Senillosa, Vista Alegre, Añelo, San Patricio del Chañar entre las más importantes.

La actividad del fracking conlleva un alto riesgo para el suelo y a la pérdida de sus propiedades productivas, además de contaminar las aguas subterráneas, esenciales tanto para el riego como para el consumo humano, debido a la cercanía de las napas freáticas.

Existen antecedentes recientes de la presencia de HTP en suelos agrícolas y aledañas (Mendia & Roca, 2012; Roca et al., 2024) y el nivel de riesgo y peligrosidad en la zona de Valentina, Neuquén (J. M. Mendía et al., 2018; J. M. Mendía & Gonzalez, 2016)

Los impactos del fracking se extienden también a la población y la producción agrícola. Las explotaciones hidrocarburíferas provocan contaminación aérea, fugas, ruidos y emisiones que afectan la salud de los habitantes cercanos. No solamente hay que tener en cuenta los volúmenes de agua que demanda la industria petrolera, sino la disposición final del agua residual y el potencial contaminante que posee, en donde se puede reducir la disponibilidad del recurso para la agricultura, y la contaminación del agua de riego puede comprometer la calidad y cantidad de los cultivos y los consumos urbanos u otros usos. Además, la competencia por la mano de obra dificulta el sostenimiento de la producción agrícola. Por lo tanto, es crucial desarrollar estrategias para la sustentabilidad que mitiguen estos impactos y promuevan un equilibrio entre las necesidades industriales y agrícolas. En este trabajo, exponemos una herramienta que creemos puede ser mucha utilidad para la formulación de políticas y análisis del territorio.

Además, el desarrollo de la infraestructura hídrica ha permitido el crecimiento de áreas urbanas e industriales, creando una compleja red de uso de recursos que requiere una gestión equilibrada y sostenible. Las políticas públicas han jugado un papel crucial en este equilibrio, facilitando la coexistencia de múltiples usos del suelo a través de regulaciones y planes de ordenamiento territorial. Sin embargo, la presión ejercida por la expansión del fracking introduce un nuevo desafío en esta dinámica, subrayando la necesidad de herramientas innovadoras para la gestión ambiental.

Las ciudades en el Alto Valle también enfrentan desafíos adicionales debido a la expansión urbana no planificada y la competencia por recursos limitados. Esto resalta la importancia de una gestión integrada que contemple tanto la protección ambiental como el desarrollo económico. En este contexto, la plataforma Observar.com.ar surge como una solución tecnológica que puede apoyar la planificación y la toma de decisiones, proporcionando datos precisos y actualizados sobre la interacción entre actividades agrícolas e hidrocarburíferas.

Cuando se habla de Vaca Muerta, generalmente se imagina la producción de petróleo en la meseta, lejos de centros urbanos, áreas pobladas, ríos y zonas productivas. Inicialmente, la explotación hidrocarburífera en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén se desarrolló de esta manera. Sin embargo, con el tiempo, la explotación petrolera ha avanzado hacia zonas con suelos productivos. Esta expansión ha generado una nueva dinámica en el Alto Valle, donde conviven dos tipos de explotaciones muy diferentes: la agrícola y la

hidrocarburífera, creando un punto de inflexión al introducir riesgos tanto para la producción agrícola como para la población aledaña.

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

La plataforma geoespacial que desarrollamos para evaluar el riesgo ambiental en la región de Vaca Muerta integra diversas fuentes de información y metodologías avanzadas. Esta herramienta combina el conocimiento local obtenido a través de entrevistas y recorridas de campo con especialistas de la zona, con un mapeo participativo que involucra a la comunidad técnica en la identificación de áreas críticas. Además, se procesaron imágenes satelitales mediante SIG, utilizando tecnologías como Google Earth Engine, y se incorporaron datos provenientes de bases de datos oficiales. Este enfoque multifacético (ver fig. 1) nos permite generar indicadores espaciales precisos y relevantes, que facilitan la toma de decisiones informadas para la gestión ambiental y la planificación territorial en la región.

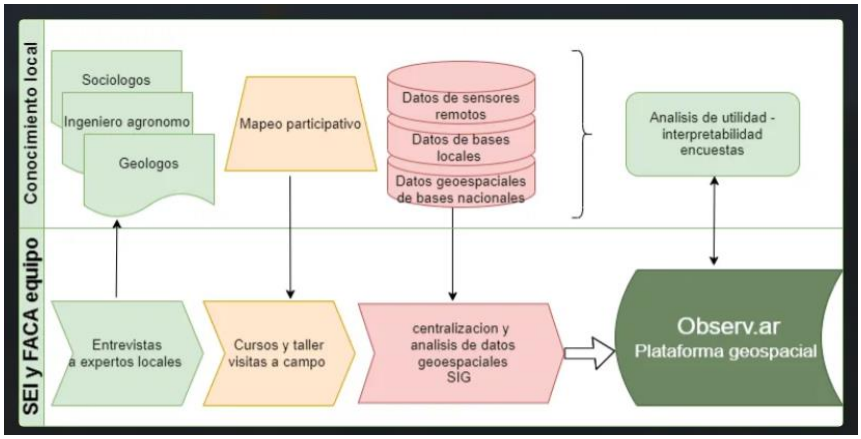


Figura 1. Esquema de componentes para la generación de la plataforma geoespacial

Para evaluar el riesgo ambiental en la región de Vaca Muerta se desarrollaron indicadores espaciales. Los indicadores espaciales son mediciones realizadas para comprender cómo se relacionan entre sí la distribución en el espacio de ciertas entidades. Los análisis de proximidad se utilizan para identificar posibles áreas de exposición y evaluar los riesgos ambientales geoespacialmente geoespacialmente (Chakraborty et al., 2011). Los (ndicadores sirven para evaluar el estado del territorio en relación con un riesgo potencial. Revelando posibles vínculos y, por lo tanto, potencial. En primer lugar, calculamos el índice de proximidad de cuerpos de agua como ríos, canales de riego y embalses. En segundo lugar, se calculó el índice de proximidad de localidades (ver Fig.5).

Aplicamos un enfoque basado en el riesgo utilizando la delimitación de puntos críticos. Un punto caliente puede definirse como una subzona que hace que los riesgos para toda la zona de exposición sean inaceptables (Oregon DEQ, 1998). Un enfoque basado en el riesgo para la delimitación de puntos críticos también puede utilizarse para orientar la caracterización del espacio y la estrategia de remediación (Sinha et al., 2007). En este proyecto nos centramos en cuantificar el riesgo identificando las zonas críticas.

Para determinar los puntos críticos de riesgo ambiental, se utilizaron los indicadores de proximidad como información geoespacial para apoyar la delimitación. Las áreas críticas se definen como áreas con alto riesgo de contaminación causada por la industria del

fracking. Con base en la proximidad de los pozos de fracking a los recursos naturales, se determina la delimitación de puntos críticos (ver Fig.3).

Para analizar la exposición de la población al impacto potencial de la contaminación de acuíferos y suelos, se propone analizar la distancia a las fuentes de contaminación como método de aproximación para la evaluación de las zonas de riesgo potencial. El análisis de proximidad en SIG tiene la función de calcular la distancia de una entidad a otra. En este caso, se propone calcular la distancia de las zonas pobladas utilizando como entidad los polígonos de los radios censales (INDEC, 2010) y la capa de pozos distribuidos dentro de la cuenca. El análisis se realizará diferenciando pozos convencionales, no convencionales y abandonados. Las áreas con mayor densidad de pozos, definida como el número de pozos en un espacio determinado (radio censal) también se identificarán como áreas críticas y de riesgo potencial, utilizando el censo y la capa de pozos como entradas.

Para observar el riesgo ambiental en las cuencas hidrológicas de los ríos Neuquén y Río Negro, se realizaron indicadores espaciales basados en análisis de proximidad, que toma en cuenta las distancias entre dos puntos. El punto donde se ubica el "pozo" y el punto donde se ubica el recurso a analizar, ya sea el cuerpo de agua, escuelas o localidades. Los indicadores espaciales se desarrollaron con datos científicamente válidos y se basan en un buen conocimiento del sistema. El análisis se realizó utilizando Sistemas de Información Geográfica y bases de datos disponibles a nivel nacional. La distancia, resultante de este indicador, indica qué áreas tienen riesgos potenciales de contaminación o impacto ambiental. Las áreas cercanas a los pozos tendrían un mayor riesgo de contaminación en comparación con las áreas más alejadas.

Los indicadores de proximidad a ríos y lagos se utilizan para evaluar el riesgo potencial de contaminación. El riesgo de contaminación de las aguas superficiales se incrementa con la proximidad de los pozos de fracking debido a posibles fugas, contaminación por gases (Vengosh et al., 2014, 2017). Las capas de información obtenidas del IGN (Instituto Geográfico Nacional de Argentina) y se calculó la distancia entre los pozos y los ríos y lagos. Basado en la metodología descrita por Meng (2015), los límites de distancia fueron 1 km (riesgo máximo), 1 - 2 km (riesgo medio) > 3 km (riesgo nulo). Este indicador espacial representa la distancia de los pozos a los ríos permanentes en las cuencas hidrográficas.

Por otra parte, se utilizaron datos de teledetección para identificar las localizaciones de pozos de petróleo y gas utilizando imágenes Sentinel 2 A utilizando el enfoque ML. Se utilizó GEE Google Earth Engine como herramienta para ejecutar y generar el modelo de detección. Datos de imágenes El área seleccionada para el modelo corresponde a áreas con buena distribución en áreas sin terrenos agrícolas o áreas urbanas debido al ruido que pueden generar sus capas. Los insumos fueron derivados de SENTINEL-2 L2 Copernicus armonizó imágenes multiespectrales del 01/06/2023 al 30/06/2023, con un porcentaje de nubes del 20 %. Se calculó un valor mediano de cada píxel para ser clasificado. Bandas 4. Se utilizaron como predictores 2, 3, modelo digital de elevación DEM, NDVI e índices BSI. También se utilizaron otros índices espectrales que ayudaron a distinguir las locaciones de los otros usos del suelo como el índice de suelo desnudo (BSI bare soil index) puede detectar el suelo desnudo de áreas de suelo no desnudo, como los suelos agrícolas (Castaldi et al., 2023) Todos los píxeles con valores de BSI por encima de un umbral de 0,08 se clasifican como suelo desnudo (Mzid et al., 2021).

Para el entrenamiento del modelo se usaron datos de vegetación utilizados en el estudio provinieron de una capa creada previamente con ubicaciones de pozos de una base de datos del gobierno. El procedimiento para construir el conjunto de datos de entrenamiento implicó cinco pasos: (1) cuantificar el área total alrededor de las ubicaciones proporcionadas por el gobierno; (2) generar áreas de amortiguamiento alrededor de la capa de puntos de pozos de presencia a partir del conjunto de datos del gobierno; (3) verificar sobre una imagen Sentinel que cada ubicación solo incluya puntos de pozo, características de presencia, excluyendo áreas con características de cobertura natural; (4) Recortar y extraer información de predictores de las imágenes de Sentinel, generando la matriz de entrenamiento. Se generó la matriz de entrenamiento dentro de cada polígono para cada subcuenca del área de estudio. Para evaluar el rendimiento del modelo se creó una matriz de confusión y con la misma analizar y comparar los resultados generados con los datos que observamos y los puntos de pozos oficiales reportados.

Finalmente se incluyó un componente para caracterizar el riesgo en el agua freática y los suelos agrícolas. Si bien existen muchos mecanismos para la contaminación de los recursos hídricos subterráneos por la producción de fracking, nos enfocamos en los dos más relevantes para la formación Vaca Muerta basados en la profundidad relativamente extrema de la formación2 , en concreto, la interconexión accidental de nuevos pozos con pozos existentes y la ruptura o degradación de las estructuras de los pozos debido a la actividad de estimulación de los nuevos pozos (Lefebvre, 2017; US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT, 2016). Además, el revestimiento de los pozos convencionales antiguos en una zona de perforación, especialmente los pozos perforados en el siglo pasado, puede dañarse debido a la vibración o a la perforación de pozos nuevos, tanto no convencionales como convencionales (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT, 2016; Ward et al., 2014).

Por lo tanto, para evaluar el riesgo potencial de riesgo de pozo para el agua subterránea y la calidad del suelo debido a fugas subterráneas debido a la interacción de pozos, se mapeó la densidad de pozos, entre convencionales y no convencionales, para definir el área de riesgo. Se utilizó la herramienta Mapa de Calor QGIS (Estimación de densidad Kernel) con la siguiente configuración para cada uno de los dos grupos de pozos: radio establecido en 1000 m, tamaño de píxel X e Y establecido en 100 m, forma kernel estableciendo una escala de valor de salida (QGIS project, 2024). Las dos capas resultantes se superpusieron para crear una tercera capa final de la intersección de las dos. Se analizó la densidad de pozo convencionales y la interacción entre pozos convencionales entre sí y la interacción entre pozos convencionales y no convencionales, determinando como las áreas de máximo riesgo potencial de contaminación de agua subterránea a las áreas con máxima interacción ente pozos convencionales y no convencionales (ver Fig.4).

Además de los datos geoespaciales y los análisis de proximidad, incorporamos metodologías de inteligencia artificial para mejorar la precisión del monitoreo de pozos. Utilizamos algoritmos de aprendizaje automático para identificar y clasificar áreas de fracking en imágenes satelitales, lo que permite una detección más rápida y precisa de nuevas instalaciones y la evaluación continua de riesgos. Este enfoque combina técnicas avanzadas de procesamiento de imágenes con datos de campo para validar y ajustar los modelos predictivos.

El desarrollo de la plataforma también incluyó la colaboración con instituciones académicas y organizaciones no gubernamentales, asegurando un enfoque interdisciplinario. Realizamos talleres y sesiones de capacitación con referentes locales y técnicos, promoviendo el uso de la plataforma y recopilando retroalimentación para su

mejora continua. Este proceso participativo no solo enriquece la herramienta, sino que también fortalece la capacidad local para la gestión ambiental.
El Alto Valle de Río Negro y Neuquén es una zona irrigada, productiva desde hace muchos años, principalmente con frutales de pepita como peras y manzanas, además de otros cultivos como carozo, pasturas y hortalizas, todos abastecidos por un sistema de riego sustentado por tres ríos fundamentales: el Río Negro, el Limay y el Neuquén. Estos ríos alimentan los canales principales y secundarios que abastecen de agua a las zonas productivas. Varios trabajos locales han demostrado que el suelo del valle ha ganado aptitud agrícola y secuestra carbono en su perfil (Mendía et al., 2015, 2017, 2024), prestando un servicio ambiental en la medida se desarrolla la actividad.
En este contexto, analizamos cómo la expansión de la explotación hidrocarburífera afecta a estas áreas agrícolas a través de estudios geoespaciales y análisis de proximidad, así como la evaluación de la calidad del suelo y el agua.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para asegurar una coexistencia sostenible entre las actividades hidrocarburíferas y la agricultura, es esencial implementar estrategias de ordenamiento territorial efectivas que prevengan conflictos de uso y riegos ambientales. Una de las principales medidas es la planificación del uso del agua, que debe incluir la evaluación y priorización de su uso para garantizar el abastecimiento de las poblaciones, la producción agrícola y la calidad del recurso. Es fundamental regular el uso del agua por parte de la industria hidrocarburífera, gestionando adecuadamente los pozos sumideros para prevenir la sobreexplotación y la contaminación de las fuentes hídricas.
La protección ambiental es otra área crucial. Promover prácticas de manejo sostenible del suelo puede mitigar los efectos negativos de la explotación hidrocarburífera, preservando la fertilidad y capacidad productiva del terreno. Asimismo, es vital establecer sistemas robustos de monitoreo y control de la contaminación del agua subterránea y superficial. Estas medidas ayudarán a mantener la integridad de los ecosistemas acuáticos y terrestres, y a asegurar la disponibilidad de agua limpia para la agricultura y el consumo humano.
La salud y el bienestar de la población también deben ser una prioridad. Regular las emisiones y las actividades industriales para minimizar los impactos en la salud pública es esencial.
En todos los casos, incluir la implementación de zonas de amortiguamiento entre áreas residenciales, industriales y agrícolas pueden reducir la exposición de los habitantes a contaminantes, ruidos y todos los impactos directos que la explotación de hidrocarburos provoca.
El Ordenamiento Ambiental puede ser una buena herramienta para lograrlo, tal como lo expresa la Ley general del Ambiente (Ley 25.675 arts. 9° y 10°), sin embargo, las constituciones provinciales de Rio Negro y Neuquén y sus legislaciones respectivas no consideran ese aspecto regulatorio siendo delegado a los Municipios de 1° categoría.
Los Planes Urbano Ambientales, Planes Estratégicos de Desarrollo, Códigos de Edificación son distintos tipos de Ordenanzas municipales que regulan los usos del suelo y en los que en pocas oportunidades incorporan el “Uso Extractivo hidrocarburífera”.
La metodología denominada Capacidad de Acogida (Carrying Capacity) ha sido aplicada exitosamente para definir los usos de suelo, incluido el hidrocarburífero, en una porción del ejido del Municipio de Neuquén mediante la sanción de la ordenanza N° 13.263.
En esta se asigna usos exclusivos y excluyentes para la extracción de hidrocarburos separados de los usos Industriales, Equipamiento, o Residencial. Esta metodología

también fue exitosamente utilizada en la Ciudad de Villa Regina (Rio Negro) para expansión urbana sin presencia de actividad hidrocarburífera.
Estas estrategias, en conjunto, pueden contribuir a una gestión más equilibrada y sostenible de los recursos naturales, beneficiando tanto a la industria como a las comunidades locales.
En los últimos tres meses, hemos presentado la plataforma (ver Fig. 2) en varios espacios públicos y medios de comunicación, incluyendo seminarios académicos y entrevistas en prensa, tanto escrita y radial. Estas presentaciones han generado un interés significativo, destacando la relevancia de la herramienta para diversos actores involucrados en la gestión territorial y ambiental. La retroalimentación recibida ha sido en gran medida positiva, con sugerencias que ya estamos incorporando para mejorar aún más la funcionalidad y accesibilidad de la plataforma.
La coexistencia de la explotación agrícola y la hidrocarburífera en el Alto Valle presenta riesgos significativos para el ambiente, la población y la producción. Los suelos, una vez intervenidos por actividades hidrocarburíferas, pierden muchas de sus propiedades adquiridas a lo largo de años de irrigación, pudiendo afectar su capacidad para la producción sustentable. El agua, proveniente de fuentes superficiales o subterráneas de buena calidad, es utilizada por la industria petrolera, pudiendo alterar sus propiedades y disminuyendo su disponibilidad para la agricultura y el consumo humano. Además, la contaminación del agua subterránea y superficial representa un riesgo crítico, dado que estas fuentes son esenciales para desarrollo de las actividades dado que retornan a los cauces y ríos.
La proximidad de las explotaciones petroleras a las áreas urbanas también introduce riesgos de contaminación aérea, fugas, ruidos y emanaciones, afectando la salud de los habitantes. La competencia por mano de obra entre las industrias agrícola y petrolera agrava aún más los desafíos para la sostenibilidad de la producción frutihortícola. En las siguientes Fig. 2 a 5 se muestran partes de la plataforma desarrollada.



Figura 2. página web plataforma geoespacial Observar (observar.com.ar)

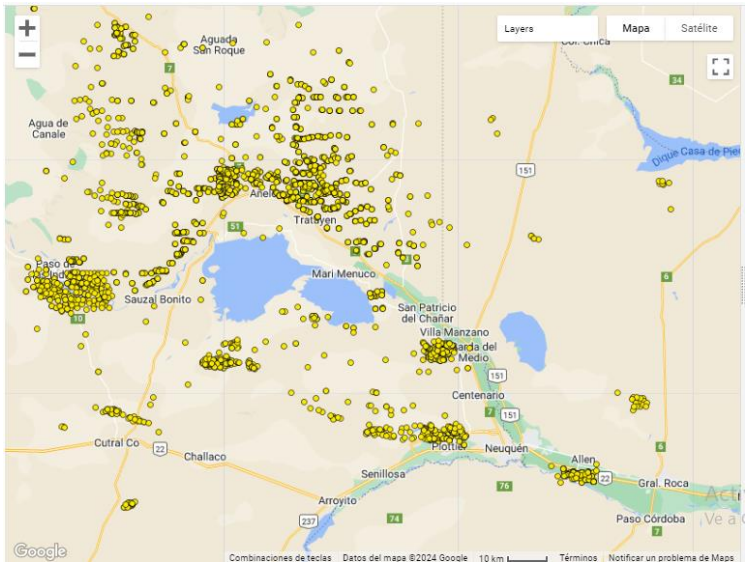


Figura 3. cantidad de pozos de hidrocarburos no convencionales en la cuenca del alto Valle de Rio Negro y Neuquén desde el año 2020 al 2024. Fuente: plataforma geoespacial Observar (observar.com.ar)

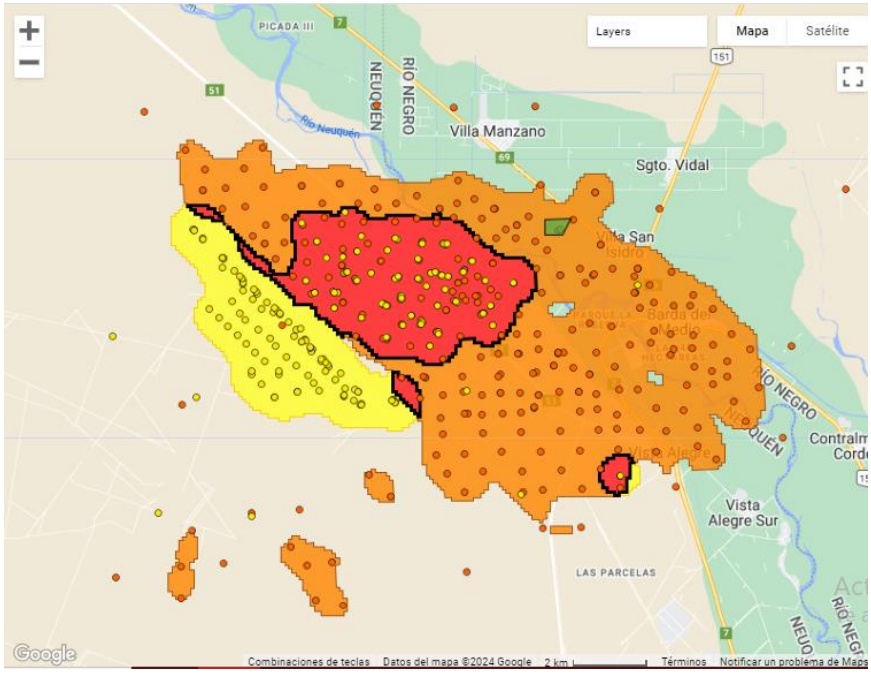


Figura 4. Indicador de interacción de pozos para riesgo subterráneo, este indicador toma en cuenta la interacción potencial entre pozos convencionales y no convencionales. Fuente: plataforma geoespacial Observar (observar.com.ar)

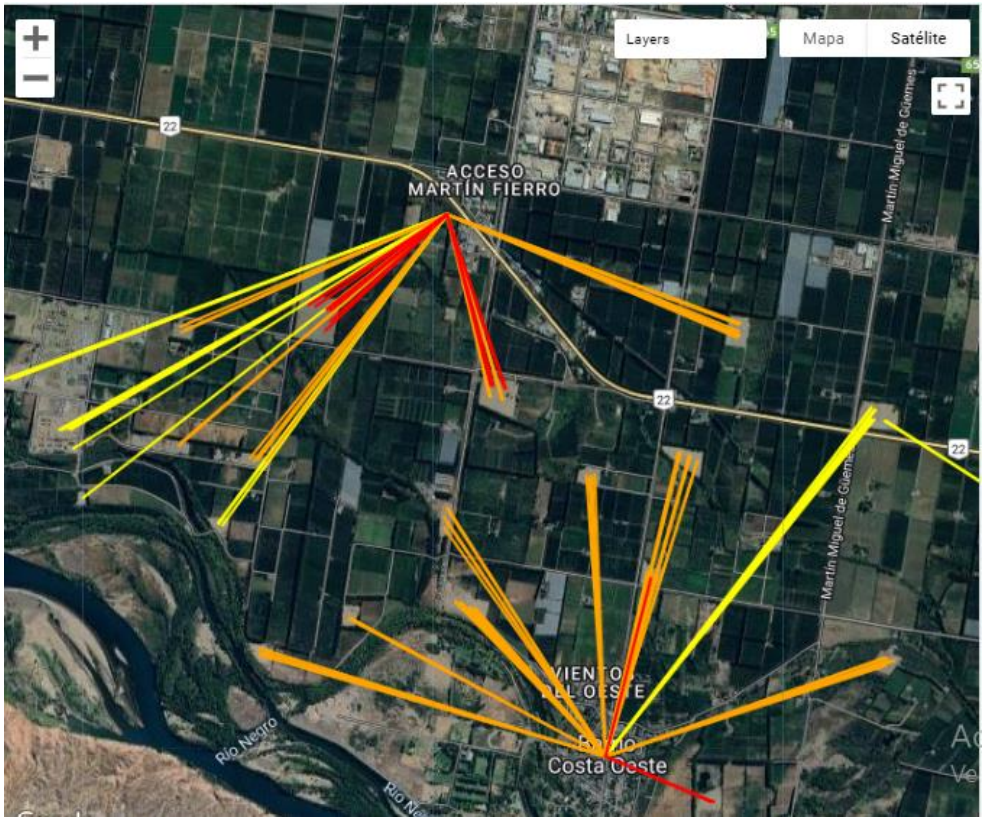


Figura 5. Indicador de proximidad de localidades la cercanía a los pozos podría incrementar el riesgo potencial de contaminación e impactos negativos en la salud y el ecosistema. Fuente: plataforma geoespacial Observar (observar.com.ar)

CONCLUSIONES

Al identificar las áreas críticas estas podrían se denominadas zonas de amortiguamiento y de usos exclusivos y excluyentes serian una alternativa para disminuir y mitigar los impactos generados y preservar tanto los recursos naturales vulnerables como las personas. Estas áreas críticas serian la base para delinear planes de ordenamiento territorial que eviten la expansión del fracking en las mismas y que en las zonas existentes el monitoreo sea intensivo para evitar desastres naturales e impactos a la población, la producción del valle y el medioambiente.

La sostenibilidad en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén requiere un equilibrio entre la agricultura y la explotación hidrocarburífera mediante una gestión integrada de los recursos naturales y estrategias de ordenamiento territorial. Esto garantizará la prosperidad económica, ambiental y social a largo plazo.

La sanción de normativa basada en metodologías científicas y con fuerte base sobre estudios previos resulta fundamental para contribuir al desarrollo sostenible de las actividades humanas en la región.

La identificación de áreas críticas sugiere que la implementación de zonas de amortiguamiento podría ser una estrategia efectiva para mitigar los impactos ambientales y proteger tanto los recursos naturales como a las comunidades locales. Estas áreas críticas deben ser el foco de planes de ordenamiento territorial que restrinjan la expansión

del fracking y promuevan un monitoreo intensivo de las actividades existentes para prevenir desastres ambientales y daños a la población y la producción agrícola.

En resumen, la plataforma geoespacial desarrollada no solo provee una herramienta técnica para la evaluación de riesgos, sino que también facilita la implementación de políticas públicas informadas y basadas en datos. La continuidad en la difusión y actualización de la plataforma será clave para su adopción y efectividad en la gestión sostenible de los recursos en Vaca Muerta.

La investigación resalta la necesidad de desarrollar estrategias de ordenamiento territorial para permitir la coexistencia sostenible de la producción agrícola y la explotación hidrocarburífera en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén. Es esencial implementar políticas que protejan el ambiente, asegurando la conservación de los suelos y la calidad del agua, mientras se mitigan los riesgos para la población. La plataforma geoespacial propuesta en este estudio es crucial para la planificación y gestión ambiental, promoviendo un desarrollo equilibrado que contemple tanto la producción como la protección de los recursos naturales como la salud pública.

El uso de mapas ayuda a visualizar indicadores de riesgo en el terreno de estudio, para poder prever y poner de manifiesto posibles zonas con afecciones, ya sea al ambiente, la población o los recursos naturales, lo que permite concentrarse en la precaución y monitoreo en estos puntos, para evitar consecuencias ambientales.

REFERENCIAS

QGIS project. (2024). *Interpolation — QGIS Documentation documentation*. https://docs.qgis.org/3.28/en/docs/user_manual/processing_algs/qgis/interpolation.html#heatmap-kernel-density-estimation

Castaldi, F., Halil Koparan, M., Wetterlind, J., Žydelis, R., Vinci, I., Özge Savaş, A., Kıvrak, C., Tunçay, T., Volungevičius, J., Obber, S., Ragazzi, F., Malo, D., & Vaudour, E. (2023). Assessing the capability of Sentinel-2 time-series to estimate soil organic carbon and clay content at local scale in croplands. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *199*, 40–60. https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2023.03.016

Chakraborty, J., Maantay, J. A., & Brender, J. D. (2011). Disproportionate proximity to environmental health hazards: Methods, models, and measurement. *American Journal of Public Health*, *101*(SUPPL. 1). https://doi.org/10.2105/AJPH.2010.300109

INDEC. (2010). *INDEC 2010*.

Jackson, R. B., Vengosh, A., Carey, J. W., Davies, R. J., Darrah, T. H., O'Sullivan, F., & Pétron, G. (2014). The environmental costs and benefits of fracking. *Annual Review of Environment and Resources*, *39*(Volume 39, 2014), 327–362. https://doi.org/10.1146/ANNUREV-ENVIRON-031113-144051/CITE/REFWORKS

Lefebvre, R. (2017). Mechanisms leading to potential impacts of shale gas development on groundwater quality. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, *4*(1), e1188. https://doi.org/10.1002/WAT2.1188

Loveless, S. E., Lewis, M. A., Bloomfield, J. P., Davey, I., Ward, R. S., Hart, A., & Stuart, M. E. (2019). A method for screening groundwater vulnerability from subsurface hydrocarbon extraction practices. *Journal of Environmental Management*, *249*, 109349. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109349

Mendía, J., Jockers, E., Gonzalez, A., & Percaz, Z. (2017). *Balance del carbono en chacras regadas del Valle de Río Negro, Argentina. Primera aproximacion.* III Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental.

Mendía, J. M., & Gonzalez, D. A. (2016). Estimación preliminar del riesgo en suelos afectados por hidrocarburos de petróleo. *I Jornadas Internacional y III Nacional de Ambiente*. https://drive.google.com/file/d/1JhsDvob64zF44iaTzmIhP0E6mkTKDf6x/view

Mendía, J. M., & Roca, J. C. (2012). Avance de la Urbanización sobre Suelos de Uso Rural en la ciudad de Neuquén: estado actual y perspectivas. *I Jornadas Nacionales de Ambiente Universidad Nacional Del Centro UNICEN, Tandil, Buenos Aires, Argentina*.

Mendia, J. M., & Roca, J. C. (2012). Contaminación hidrocarburífera del suelo en zonas urbanas de la Ciudad de Neuquén. *I Jornada Nacional de Ambiente. Problemas Ambientales En El Ámbito Rural y Urbano. Ámbito Urbano*, 740–750.

Mendía, J. M., Roca, J. R., & Gonzalez, A. (2018). Caracterización del Riesgo Ambiental por la actividad Hidrocarburífera Neuquen. *II Jornadas Internacionales de Ambiente y IV Jornadas Nacionales de Ambiente 2018*. https://docs.wixstatic.com/ugd/f91da5_4062c84206aa4d1d994f14e1e2c41182.pdf

Mendía, J., Percaz, Z., Gonzalez Terán, & Sheridan. (2015). Secuestro de carbono orgánico en chacras regadas en el Valle de Río Negro, Argentina. *II Congreso Internacional de Ciencia y Tecnología Ambiental II Congreso Nacional de La Sociedad Argentina de Ciencia y Tecnología Ambiental*.

Mendía, J., Sheridan, M., González, A., Muñiz, J., & Percaz, C. (2024). *Encrucijada de cambios hacia el uso sostenible en explotaciones de pequeña y mediana superficie en el Alto Valle del Río Negro y Neuquén.* http://rdi.uncoma.edu.ar/handle/uncomaid/17863

Meng, Q. (2015). Spatial analysis of environment and population at risk of natural gas fracking in the state of Pennsylvania, USA. *Science of The Total Environment*, *515–516*, 198–206. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.02.030

Mzid, N., Pignatti, S., Huang, W., & Casa, R. (2021). An Analysis of Bare Soil Occurrence in Arable Croplands for Remote Sensing Topsoil Applications. *Remote Sensing 2021, Vol. 13, Page 474*, *13*(3), 474. https://doi.org/10.3390/RS13030474

Oregón DEQ. (1998). *Guía para la identificación de puntos calientes. Departamento de Calidad Ambiental de Oregón (DEQ, por sus siglas en inglés)*. https://docs.qgis.org/3.28/en/docs/user_manual/processing_algs/qgis/interpolation.html#heatmap-kernel-density-estimation

Roca, J., Gonzalez, D., Orrego, L., Frabotta, A., & Davies, C. (2024). *Relevamiento exploratorio de contaminantes residuales de actividad hidrocarburífera en suelos agrícolas de Allen, Río Negro*. http://rdi.uncoma.edu.ar/handle/uncomaid/18040

Sinha, P., & Lambert, M. (2007). Evaluation of a risk-based environmental hot spot delineation algorithm. *Journal of Hazardous*. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.086

US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT. (2016). *Hydraulic Fracturing for Oil and Gas: Impacts from the Hydraulic Fracturing Water Cycle on Drinking Water Resources in the United States (Final Report)*.

Vengosh, A., Jackson, R. B., Warner, N., Darrah, T. H., & Kondash, A. (2014). A critical review of the risks to water resources from unconventional shale gas development and hydraulic fracturing in the United States. *ACS PublicationsA Vengosh, RB Jackson, N Warner, TH Darrah, A KondashEnvironmental Science & Technology, 2014•ACS Publications*, *48*(15), 8334–8348. https://doi.org/10.1021/es405118y

Vengosh, A., Mitch, W., & L. M.-E. S., & 2017, undefined. (2017). Environmental and human impacts of unconventional energy development. *ACS PublicationsA Vengosh, WA Mitch, LM McKenzieEnvironmental Science & Technology, 2017•ACS Publications*, *51*(18), 10271–10273. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04336

Ward, R. S. C. author., Stuart, M. E., & Bloomfield, J. P. (2014). *CHAPTER 5. The Hydrogeological Aspects of Shale Gas Extraction in the UK*. 121–150. https://doi.org/10.1039/9781782620556-00121

APLICACIÓN DE MÉTODOS GEOELÉCTRICOS (ERT) Y ELECTROMAGNÉTICOS (EMI) PARA LA DETECCIÓN DE LENTES DE AGUA DULCE, BAHÍA DE SAMBOROMBÓN PROVINCIA DE BUENOS AIRES

María Paula Leal[a], Santiago Perdomo[c] y Eleonora Carol[a,b]

[a]*Centro de Investigaciones Geológicas, CONICET-UNLP, ARGENTINA*
[b]*Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, ARGENTINA*
[c]*Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, UNLP, ARGENTINA*

e-mail: mpleal@cig.museo.unlp.edu.ar

RESUMEN

Las crestas de playa son geomorfologías topográficamente positivas que se desarrollan en ambientes costeros, donde su alta permeabilidad favorece la infiltración del agua de las precipitaciones. Dado que en los ambientes costeros el agua subterránea tiende a ser salina, por diferencia de densidad se desarrollan dentro de las crestas de playa lentes de agua dulce. El objetivo de este trabajo es aplicar métodos geoeléctricos (ERT - tomografías eléctricas) y electromagnéticos (EMI – interferencia electromagnética) para detectar la presencia de lentes de agua dulce en crestas de playa, en el sector sureste del litoral de Bahía Samborombón. Con este fin, se efectuaron ERT y mediciones de EMI en transectas trasversales a la longitud de las crestas; a su vez se efectuaron perforaciones someras donde se midió in situ la conductividad eléctrica (CE) y la profundidad del nivel freático. Se obtuvieron así dos perfiles de resistividad para cada transecta, a partir de los cuales se distinguieron con claridad sectores con mayor resistividad correspondientes a las lentes de agua dulce las que presentaron en promedio de 3 m de espesor. De la comparación de los resultados obtenidos se concluye que ambos métodos son efectivos para prospectar zonas con presencia de agua dulce dentro de ambientes donde existe una dominancia de agua salina. Dentro de las ventajas de cada método, las ERT mostraron mayor resolución y mejor precisión horizontal, mientras que el EMI permite cubrir largas distancias en menor tiempo, constituyendo así técnicas complementarias en la prospección.

Palabras Clave: Geoeléctica, Agua Subterránea. Lentes de agua dulce, Interfase agua dulce – agua salina.

INTRODUCCIÓN

Las crestas de playa son formas geomorfológicas positivas que se desarrollan en entornos costeros y se caracterizan por su alta permeabilidad, lo cual favorece la infiltración del agua de precipitación. En estos ambientes, el agua subterránea suele presentar una elevada salinidad; sin embargo, dentro de las crestas de playa pueden formarse lentes de agua dulce debido a la diferencia de densidad entre el agua duce y el agua salina (Carol et al., 2022). Un ejemplo de este proceso se observa en el litoral sur de Bahía Samborombón, provincia de Buenos Aires, donde las crestas de playa representan el principal ambiente hidrogeomorfológico que alberga lentes de agua de baja salinidad aptas para el consumo humano (Leal et al., 2025).

El objetivo de este trabajo es aplicar métodos geoeléctricos (ERT - tomografías eléctricas) y electromagnéticos (EMI – interferencia electromagnética) para detectar la presencia de lentes de agua dulce en crestas de playa, en el sector sureste del litoral de Bahía Samborombón (Fig. 1).

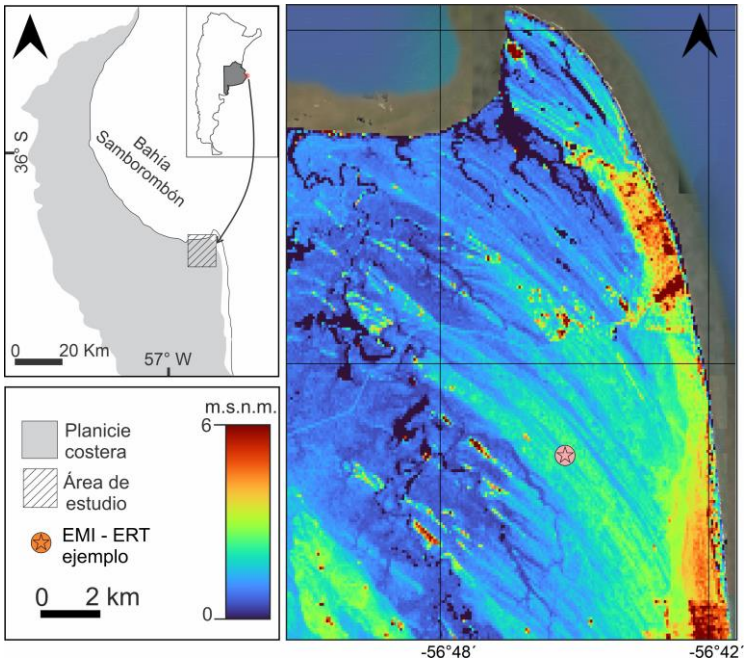


Figura 1. Modelo de elevación digital (TanDEM-X) del área de estudio con ubicación de la EMI-ERT de ejemplo.

METODOLOGÍA

Como metodología, se emplearon imágenes satelitales multiespectrales Sentinel-2 con una resolución espacial de 10 m por píxel, junto con un Modelo Digital de Elevaciones (TanDEM-X) de alta resolución para la identificación de las geomorfologías de interés. Así se detectaron las zonas con desarrollo de crestas de playa, se analizó su extensión y distribución, y se definieron los sectores de estudio. En cada sector seleccionado, se realizaron tomografías de resistividad eléctrica (ERT) y mediciones de inducción electromagnética (EMI) a lo largo de transectas transversales a la longitud de las crestas. En el caso de la ERT, se dispusieron series de electrodos de emisión y recepción con el propósito de inducir una corriente y medir el potencial generado. A partir de los datos obtenidos se calculó la resistividad aparente y, mediante el procesamiento de estos, se obtuvo un perfil de resistividades verdaderas. Las tomografías de resistividad se llevaron a cabo utilizando el resistivímetro ARES II (GF Instruments) con un arreglo dipolo-dipolo, una extensión de cableado de 240 m y una separación entre electrodos de 2,5 m. Se seleccionó este arreglo debido a su alta sensibilidad para detectar variaciones laterales en la resistividad (Loke, 2004). Por otro lado, las mediciones EMI se basan en que la conductividad es proporcional al campo magnético, este es inducido por una bobina transmisora cuya respuesta es registrada por un conjunto de bobinas receptoras. El procesamiento de estos datos permitió la construcción de perfiles de resistividad verdaderas para este método. Para las EMI se empleó el equipo CMD- Explorer de GF Instruments.

A fin de evaluar la eficacia de ambos métodos, se compararon los perfiles de resistividad obtenidos con cada técnica, complementándolos con observaciones y datos de niveles freáticos y conductividad eléctrica del agua obtenidos en campo. Estos últimos se obtuvieron a partir de perforaciones someras efectuadas en los sectores más elevados, en los bajos intercrestales y en las zonas de transición.

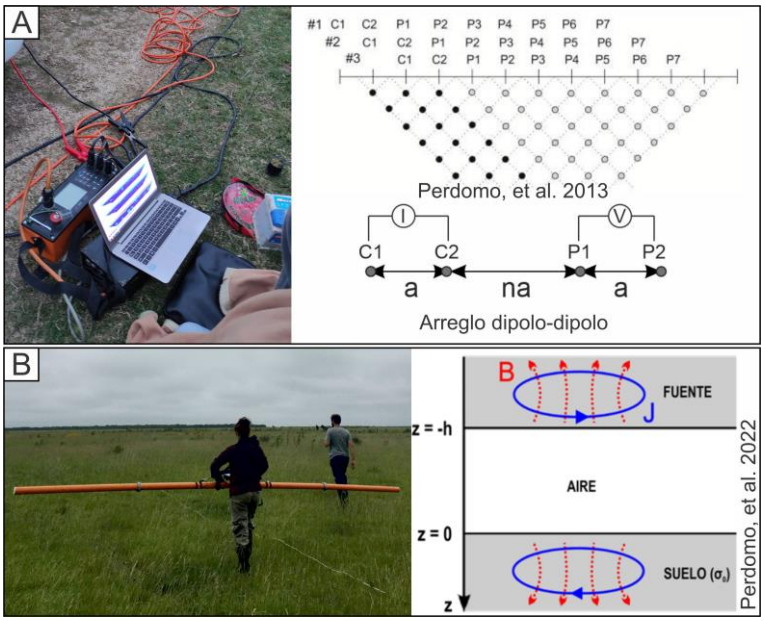


Figura 2. Métodos geofísicos aplicados. A) Tomografía eléctrica (ERT). B) Interferencia electromagnética (EMI).

RESULTADOS

Como resultados, se obtuvieron dos perfiles de resistividad para cada transecta en los que se observó con claridad sectores con resistividades altas, entre 60 - 160 Ohm·m., correspondientes a las lentes de agua dulce las que presentaron en promedio de 3 m de espesor, relacionados con las crestas de playa, con CE entre 0,62 y 1,3 mS/cm. La resistividad lateralmente decrece en un rango entre los 6 a 20 Ohm·m, lo cual se definió como una zona de transición o interfase con presencia de agua salobre, con CE entre 1,8 y 8,5 mS/cm. Y los valores menores a los 6 Ohm·m corresponden a los bajos intercrestales, sectores donde predomina el agua subterránea salina, en los cuales la CE presentó un valor máximo de 27,7 mS/cm. En cuanto a la comparación de métodos, se observó que las ERT presentaron mayor resolución y mejor precisión horizontal, permitiendo distinguir con claridad los sectores de interfase y los limites de las lentes de agua dulce en detalle. Por otra parte, las EMI, aunque presentaron menor resolución, permitieron cubrir largas distancias en menor tiempo (Fig. 3).

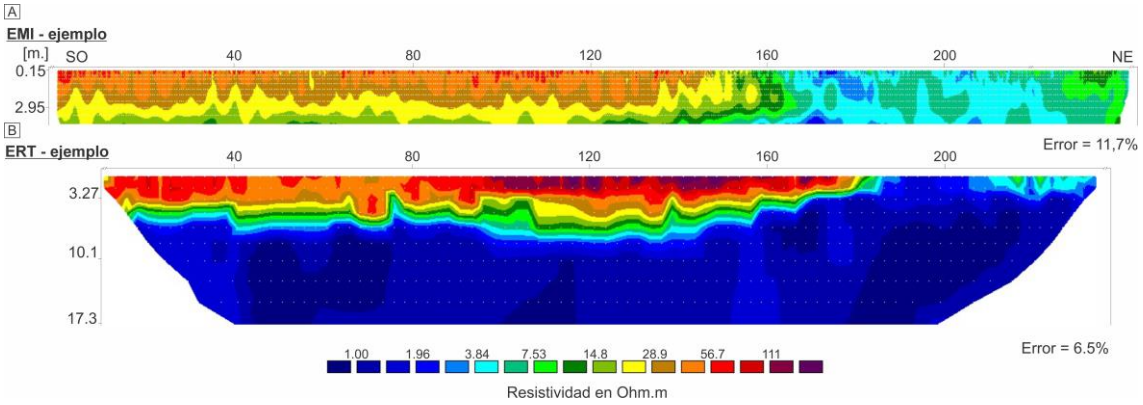


Figura 3. Perfiles de resistividad ejemplo. A) Interferencia electromagnética (EMI), B) Tomografía eléctrica (ERT).

CONCLUSIONES

De la comparación de los resultados obtenidos se concluye que ambos métodos son efectivos para prospectar zonas con presencia de agua dulce dentro de ambientes donde existe una dominancia de agua salina, sin embargo, presentaron diferencias en la resolución y los valores de resistividad obtenidos. Dentro de las ventajas de las ERT se destacan la mayor resolución y mejor precisión horizontal, mientras que el EMI permite cubrir largas distancias en menor tiempo. Se concluye que ambas técnicas son complementarias en la prospección de lentes de agua dulce en este tipo de ambientes, donde este recurso es escaso.

REFERENCIAS

Carol, E., Cellone, F., Tanjal, C. & Galliari, M. J. Role of the geologic-geomorphic setting of the Río de la Plata estuary coastal landscape in controlling freshwater lenses shape and distribution. *J. South Am. Earth Sci.* 116, 103832 (2022).

Leal, M. P., Acosta, R., Alí Santoro, V., Perdomo, S. & Carol, E. S. Aplicación de índices espectrales para análisis hidro-geomorfológico en ambientes de crestas de playa en Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires. *Geoacta* 46 (2025).

Loke, M. H. Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys (2004).

Perdomo, S., Carretero, S. C., Kruse, E. E. & Ainchil, J. E. Identificación de la intrusión salina en Santa Teresita (Prov. Buenos Aires), mediante la aplicación de métodos eléctricos. In *VIII Congreso Argentino de Hidrogeología y VI Seminario Latinoamericano sobre Termas Actuales de la Hidrología Subterránea* (La Plata, 17–20 septiembre 2013).

Perdomo, S., Moralejo, R. A. & Gobbo, D. Arqueogeofísica en “El Shincal de Quimivil” rastreando huellas inkas en Argentina. *NÚCLEOS Rev. Cienc.* (2022).

ANÁLISIS DE LA VARIABILIDAD IÓNICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN AMBIENTES MIXOHALINOS DEL LITORAL SUDESTE DE BAHÍA SAMBOROMBÓN

María Paula Leal[a,b], Santiago Perdomo[c] y Eleonora Carol[a,b]

[a]*Centro de Investigaciones Geológicas, CONICET-UNLP, ARGENTINA*
[b]*Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, ARGENTINA*
[c]*Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, UNLP, ARGENTINA*

e-mail: mpleal@cig.museo.unlp.edu.ar

RESUMEN

Dentro de un ambiente intermareal, los sucesivos pulsos de tormenta, el oleaje y la variación del nivel del mar originan acumulaciones de sedimentos clásticos paralelos a subparalelos a la línea de costa, denominadas crestas de playa. Estas morfologías con la evolución litoral se sitúan en posiciones más continentales y se caracterizan por presentar relieves positivos y una alta permeabilidad, lo que favorece la infiltración del agua de lluvia y su acumulación en forma de lente; así, generan ambientes mixohalinos. En este contexto de agua subterránea con salinidad variable, se definió como el objetivo, analizar los cambios espaciales que ocurren en el contenido iónico del agua subterránea en ambientes de crestas de playa del litoral sudeste de Bahía Samborombón. Para ello, a través del análisis de imágenes satelitales se definieron tres sectores de interés donde se extrajeron muestras de agua en transectas que atraviesan trasversalmente a las crestas de playa. In situ, se obtuvieron los datos de conductividad eléctrica y pH; y en laboratorio se determinó la concentración de iones mayoritarios mediante métodos estandarizados, interpretándose los datos mediante diagramas de Stiff. Como resultado, se observó que el agua subterránea en las crestas de playa presentes en sectores inactivos, recientemente desconectados o antropizados, presentan facies bicarbonatadas cálcicas de baja salinidad en el eje de las crestas (parte central), y hacia los bajos intercrestales predominan las facies cloruradas sódicas salinas. En cambio, en los sectores con canales de marea activos, el agua subterránea es, tanto en las crestas como en los bajos, de tipo clorurada sódica, registrándose sólo una leve disminución de la salinidad hacia el centro de la cresta. El abastecimiento de agua es una problemática para las poblaciones de ambientes costeros, es por ello que, el conocimiento del comportamiento y dinámica del recurso aportará herramientas para una gestión sustentable.

Palabras Clave: Crestas de playa, Agua subterránea, Hidroquímica.

INTRODUCCIÓN

En un ambiente intermareal, los sucesivos pulsos de tormenta, el oleaje y las variaciones del nivel del mar generan acumulaciones de sedimentos clásticos dispuestos de manera paralela a subparalela a la línea de costa, conocidas como crestas de playa (Codignotto, 1997). Con la evolución litoral, estas geoformas se desplazan hacia posiciones más continentales y se caracterizan por su relieve positivo y alta permeabilidad, lo que favorece la infiltración del agua de lluvia y su almacenamiento en forma de lente, generando ambientes mixohalinos (Carol et al., 2022).

En el litoral sur de la Bahía Samborombón, dentro del Partido de General Lavalle, provincia de Buenos Aires, estas geoformas presentan una orientación noroeste-sureste,

alineadas subparalelamente con la línea de costa y separadas entre sí por bajos intercrestales. Se distinguen las crestas de playa que se extienden de manera aislada sobre la planicie intermareal y están asociadas a bajos inundables atravesados por canales de marea. Dentro de estas pueden diferenciarse tres sectores, uno costero en donde los canales de marea son activos e inundados por el flujo mareal, otro localizado hacia zonas más continentales donde los antiguos canales de marea acumulan agua de lluvia, y uno en un sector de transición entre los anteriormente descriptos (Leal et al., 2025).

En esta región la población es rural y predominando la ganadería extensiva como principal actividad económica, reconociéndose sólo una pequeña localidad residencial. El abastecimiento de agua para el consumo humano y ganadero proviene de perforaciones poco profundas que extraen agua subterránea, principalmente de las lentes de agua dulce almacenadas en los distintos depósitos arenosos (Galliari et al., 2024). Como adicional, en los sectores residenciales, los vecinos acuden al consumo de agua embotellada disponible en una planta de abastecimiento (Leal et al., 2023).

En este contexto de agua subterránea con salinidad variable, el presente estudio tiene como objetivo analizar los cambios espaciales en la composición iónica del agua subterránea en los ambientes de crestas de playa del litoral sudeste de la Bahía Samborombón (Fig. 1).

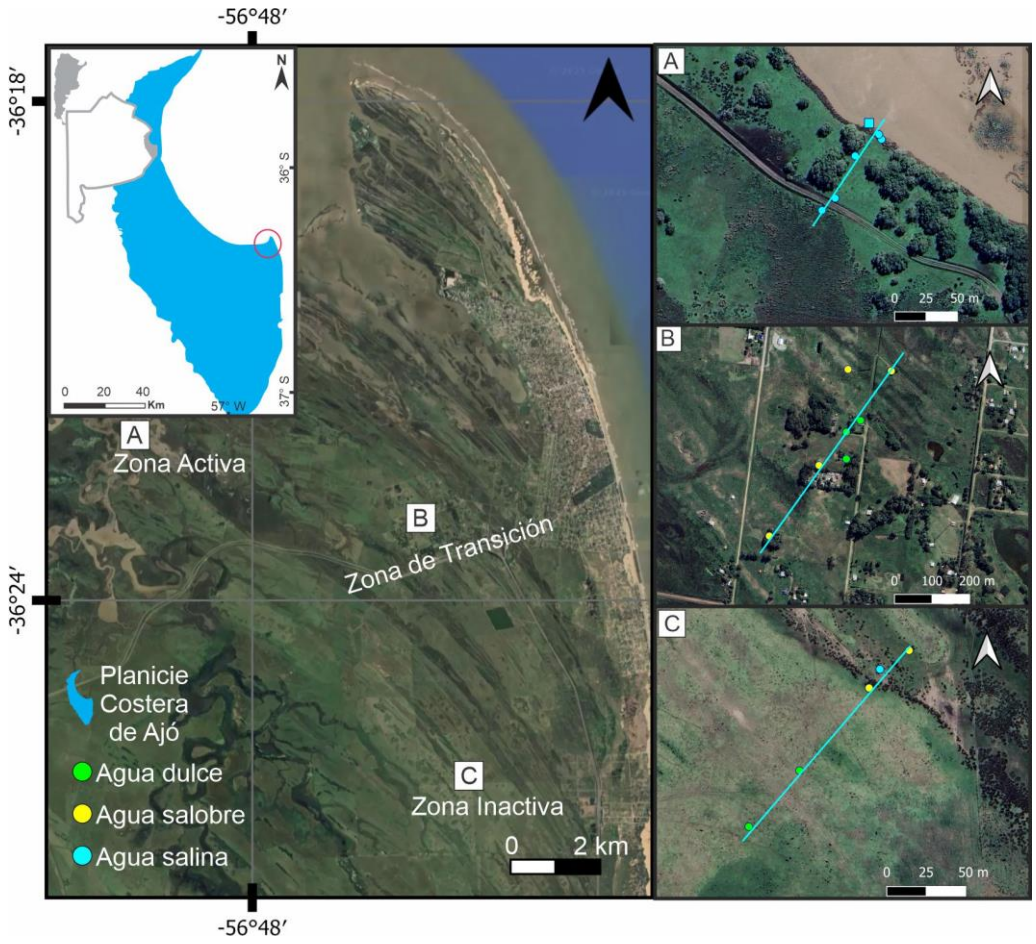


Figura 1. Área de estudio con discriminación de zonas según la naturaleza de las crestas. A-C) Ubicación de las transectas muestreadas.

MÉTODOLOGÍA

Se efectuó un análisis geomorfologico de los tres sectores precedentemente descriptos a partir del análisis de imágenes satelitales con visualizaciones mediante Google Earth (Image © 2024 CNES/Airbus en Google Earth™) y relevamientos de campo. En base a esto se definieron tres zonas en donde se efectuaron perforaciones someras con barreno manual dispuestas en transectas. En cada perforación se midió *in situ* la conductividad eléctrica y pH del agua subterránea con un equipo multiparamétrico portátil y se extrajeron muestras para la determinación en laboratorio de la concentración de iones mayoritarios mediante métodos estandarizados (APHA, 1998). Los iones carbonato (CO_3^{-2}), bicarbonato (HCO_3^-), cloruro (Cl^-), calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}) fueron determinados por titulación. Los iones sodio (Na^+) y potasio (K^+) por fotometría de llama, y los sulfatos (SO_4^{-2}) y nitratos (NO_3^-) por espectrofotometría (UV-Visible). Los datos obtenidos se interpretaron mediante diagramas de Stiff (Stiff, 1951).

RESULTADOS

Como resultado, se observó que el agua subterránea en las crestas de playa presentes en sectores inactivos, recientemente desconectados o antropizados, asociados al sector de transición, presentan facies bicarbonatadas cálcicas de baja salinidad (CE menor a 1 mS/cm) en el eje de las crestas (parte central), y hacia los bajos intercrestales predominan las facies cloruradas sódicas salobres a salinas (CE entre 2,76 y 17,5 mS/cm). En ambos sectores los sedimentos presentaron textura de tipo arenosa con presencia de bioclastos de tamaño variable (Fig. 1 B y C; Fig. 2 B y C). En cambio, en los sectores con canales de marea activos el agua subterránea es, tanto en las crestas como en los bajos, salina (CE entre 19,5 y 38,1 mS/cm) de tipo clorurada sódica, registrándose las menores CE hacia el centro de la cresta. En estos casos, se observó en campo que el desarrollo de las crestas presentó sedimentos arenosos, y hacia los bajos intercrestales y canales activos se distinguió la predominancia de texturas franco-arenosas a arcillosas (Fig. 1 A y 2 A).

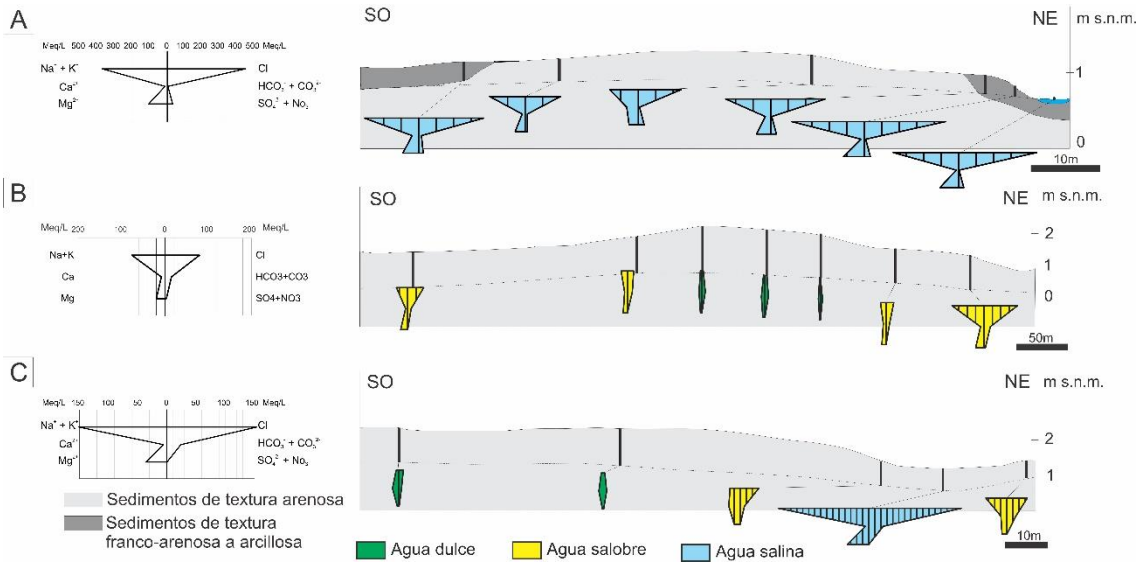


Figura 2. Detalle de las transectas estudiadas en los tres sectores mostrando las facies hidroquímicas y características salinas del agua subterránea alojada en crestas de playa.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran cómo las características geomorfológicas y la actual conexión mareal de las crestas de playa determinan no sólo la salinidad del agua subterránea alojada en ellas, sino también las facies hidroquímicas. En el área de estudio, la presencia predominante de agua subterránea salobre a salina condiciona el abastecimiento de agua para el consumo humano y ganadero. En este contexto, la adquisición y disponibilidad del agua dulce representan una problemática relevante para las poblaciones tanto rurales como residenciales. El estudio del comportamiento y la dinámica de este recurso resulta fundamental para su gestión sustentable, proporcionando información clave para la planificación de su exploración y explotación responsable.

REFERENCIAS

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC (1998).

Carol, E., Cellone, F., Tanjal, C. & Galliari, M. J. Role of the geologic-geomorphic setting of the Río de la Plata estuary coastal landscape in controlling freshwater lenses shape and distribution. *J. South Am. Earth Sci.* 116, 103832 (2022).

Codignotto, J. O. Geomorfología y dinámica costera. In Boschi, E. E. (Ed.), *Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales*, 89–105. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) (1997).

Galliari, J., Alvarez, M. P., Tanjal, C., Borzi, G. & Carol, E. Hydrogeochemical processes as a conditioner of freshwater lenses associated with coastal deposits. *Hydrol. Process.* 38(4), e15140 (2024).

Leal, M. P., Acosta, R., Alí Santoro, V., Perdomo, S. & Carol, E. S. Aplicación de índices espectrales para análisis hidro-geomorfológico en ambientes de crestas de playa en Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires. *Geoacta* 46 (2025).

Leal, M. P., Galliari, M. J., Nuñez, F. & Carol, E. S. Caracterización hidroquímica y calidad del agua en chacras de San Clemente, Partido de General Lavalle. In *Actas del XXVII Congreso Nacional del Agua* (Buenos Aires, Argentina, 2023).

Stiff, H. A. Jr. The interpretation of chemical water analysis by means of patterns. *J. Pet. Technol.* 3(10), 15–3 (1951).

LA GEOINFORMACIÓN Y SU APLICACIÓN PARA LA DELIMITACIÓN CARTOGRÁFICA DE TIERRAS AFECTADAS POR DESERTIFICACIÓN, EN LA PROVINCIA DEL NEUQUÉN

Diego Machado Pino[a], Marcos Damián Mare[a]

[a]*Departamento de Geografía, Facultad de Humanidades, Universidad Nacional del Comahue, ARGENTINA*

e-mail: damachadop@gmail.com

RESUMEN

La desertificación es la degradación de tierras secas (áridas, semiáridas y subhúmedas secas), resultante de factores como la actividad humana, variabilidad y cambio climático y la ocurrencia de eventos naturales extremos (UNCCD, 1994: art. 1°). En la provincia del Neuquén, aproximadamente de dos tercios de su superficie corresponden a zonas climáticas secas, caracterizadas por el monte xerófito y una transición estrecha hacia la estepa graminosa antecordillerana occidental. Allí, la histórica sobrecarga ganadera, el progresivo despoblamiento rural, los pulsos históricos de acelerada expansión urbana y de las actividades hidrocarburíferas, enmarcan las principales implicancias sociales en la desertificación. Considerando que este fenómeno trae como consecuencia la disminución del potencial biológico de las tierras, que se expresa por la pérdida duradera de vegetación y suelos; la FAO y GTIS (2015) señalan que los problemas físicos desencadenantes más graves son: la erosión, la pérdida de carbono orgánico y la salinización. En términos de diagnóstico, la evaluación cuantitativa del relieve, de los cambios de cobertura y de los usos de las tierras constituyen piezas angulares para el análisis de la desertificación. Con el objetivo de actualizar la representación cartográfica de la desertificación en la provincia, se priorizaron las amenazas de erosión, salinización y contenido de materia orgánica. Éstas fueron generadas a partir de parámetros derivados de modelos digitales de elevación (MDE) mediante el análisis geomorfométrico y de índices espectrales de imágenes de sensores remotos, a los que se agregaron los calculados a través del Balance Hídrico. Como resultados fundamentales se reconoce que más del 53% de la provincia presenta amenazas de moderadas a muy altas de desertificación. Estas áreas degradadas están asociadas en primer grado a las zonas de mayor intensidad de uso hidrocarburífero como las regiones Vaca Muerta y Confluencia y, en segundo grado, a zonas de uso pecuario extensivo en la región Norte y Centro Oeste.

Palabras Claves: Geomorfometría, Índices Espectrales, Balance Hídrico, Modelo Digital de Elevación, Degradación de Tierras

INTRODUCCIÓN

Numerosos autores, entre los que se destaca para la región a De Jong, 2007 o Abadie, 1984, coinciden en señalar el impacto negativo de la desertificación en la calidad de vida de las poblaciones de las zonas secas: potenciando la vulnerabilidad socio-ambiental de sus habitantes. La Convención de las Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación (UNCCD, 1994), del cual Argentina forma parte desde su

formación, define la "Desertificación" como: "*Degradación del suelo en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas; ocasionada por la actividad antrópica, el cambio climático global, la ocurrencia de eventos naturales extremos, entre otros factores*". Para el año 2024 las estimaciones de este organismo indicaron cerca de un 40% de tierras afectadas a escala global, sentenciando la urgencia en la agenda ambiental (CNULD, 2024). Hace 40 años de Jong, 1984:p.352 ya destacaba la necesidad de una metodología general de la evaluación, que reconozca el rol fundamental de las decisiones, actividades y prácticas sociales, para lo cual los estudios de diagnóstico y la generación de información de base son un componente clave.

En la provincia del Neuquén, cerca de dos tercios de su superficie corresponden a zonas climáticas secas. La posición a sotavento respecto de la barrera orográfica establece rasgos de la Diagonal Árida argentina. En términos fitogeográficos muy generales, oriente del meridiano de 70º O domina el monte austral xerófito; en tanto que hacia el occidente, se desarrolla una estrecha franja de ecotonos de estepa arbustivo-graminosa (Oyarzabal, et al. 2018) en transición a sistemas subhúmedos ante cordilleranos. La histórica sobrecarga ganadera, despoblamiento rural, expansión urbana y auges hidrocarburíferos, enmarcan las principales condiciones e implicancias sociales en la desertificación. Este fenómeno trae como consecuencia la disminución del potencial biológico de las tierras, que se expresa por la pérdida duradera de vegetación y suelos. La FAO y GTIS (2015) señalan que los problemas físicos desencadenantes más graves son: la erosión, la pérdida de carbono orgánico y la salinización. En una perspectiva multiescalar, la inestabilidad morfodinámica resultante impacta en un incremento de la labilidad general del paisaje. Ello extrapola el problema a la escala de cuencas: pérdida del potencial de retención hídrica, incremento de erosividad de las corrientes; depresión de niveles freáticos locales, etc.; y a escala de la dirección de los vientos dominantes: lenguas eólicas kilométricas, y tormentas.

La propuesta que se presenta, se define en términos de diagnóstico, basado en la evaluación cuantitativa del relieve, de los cambios de cobertura y de los usos de las tierras, que constituyen piezas angulares para el análisis de la desertificación. Con el objetivo de actualizar la representación cartográfica de la desertificación en la provincia, se priorizaron las amenazas de erosión, salinización y contenido de materia orgánica, para lo que se presenta una propuesta metodológica original.

Las definiciones económicas, políticas y territoriales en la provincia, han consolidado una matriz productiva y territorial cada vez más orientada y dependiente del mercado energético rentístico, especialmente aquel basado en la extracción de combustibles fósiles (Giuliani et al, 2016; Favaro, 2005; Villalba et al, 2024; entre otros). Ello se constituye en correspondencia con una inserción geopolítica sostenida en la producción de commodities y en la orientación extractivista que fue asumiendo, en parte, el modelo de acumulación nacional (Giarraca y Teubal, 2013). Un modelo territorial así gestado, sin adecuados instrumentos de planificación ambiental y territorial, agudiza problemas como la desertificación y conflictos territoriales (ej. ver Blanco y Aguirre 2022).

En este sentido, si es que se busca construir un consenso social tendiente a escenarios futuros en los que calidad de vida, justicia ambiental, actividad económica y preservación ambiental sean objetivos mínimamente compatibles, resulta urgente el desarrollo de enfoques prospectivos críticos para el proceso de planificación del territorio. Para ello, además de una contundente definición ambiental de la política económica y social, entre otros aspectos, resulta clave y urgente atender a los requerimientos de información y la tecnología, como lo es la geoinformación.

Antecedentes más relevantes

La complejidad inherente a la desertificación exige aproximaciones multidimensionales, que aborden un concepto integral, histórico y operativo de la unidad sociedad-naturaleza, plasmadas en unidades de la biósfera cartografiables conceptualizadas como "tierras" (FAO, 2007; FAO, 1993). Verstappen (1984) destaca la relevancia técnica del análisis temporal e interpretación de fuentes satelitales de sensoramiento remoto y la necesidad de relevamientos de tipos de usos de las tierras, geopedología y morfodinámica.
El principal antecedente está en del Valle et al, 1997, con el uso de geoinformación para la representación cartográfica de la desertificación de la Patagonia. También destacan los aportes de José Paruelo y del Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART), UBA. Bertani et al, (2014), abordan el tema, con geoinformación aplicada a la evaluación geoecológica del paisaje del norte neuquino. Con una vasta trayectoria destaca, para la Argentina, el Observatorio Nacional de la Degradación de Tierras y Desertificación (ONDTyD) y el Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA-CONICET), organizadores de la "Primera Jornada Argentina de Evaluación Integrada de la Desertificación [...]" en 2018. Con anterioridad el Seminario "Metodología regional del proceso de desertificación" de 1984 en Neuquén. Finalmente, el Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación, Degradación de Tierras y Mitigación de Sequía (PAN); el marco de cooperación INTA-GTZ; y vastos estudios de investigadores del INTA para la Patagonia, entre otros.

FUENTES DE INFORMACIÓN

Para la delimitación cartográfica de las tierras afectadas por desertificación; se utilizó la siguiente información:

Capas cartográficas oficiales: Se descargaron y utilizaron una serie de capas de información geoespacial en formato vectorial (vialidad, hidrografía, hábitat e infraestructura social, unidades territoriales, etc.); producidas por el IGN (Instituto Geográfico Nacional), ente adscrito al Ministerio de la Defensa, rector en materia de cartografía y geodesia en la nación. La referida información fue complementada con capas cartográficas vectoriales disponibles en SIG COPADE (Consejo de Planificación y Acción para el Desarrollo) disponibles en el portal: https://www.copade.gob.ar/sig/

Imágenes de Sensores Remotos: A fin de tener una expresión cuantitativa de la cobertura vegetal, se descargaron de la página web de la NASA (https://www.earthdata.nasa.gov/sensors/modis) capas de índices espectrales generados a partir de imágenes del sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*). Específicamente se utilizó el EVI (*Enhanced Vegetation Index*), con una resolución espacial de 250 m, derivados de imágenes para dos períodos de tiempo: del 06 al 26 de marzo del 2023 y entre el 05 y el 20 de marzo del 2000.

Modelos Digitales de Elevación (MDE): Como fuente de información de carácter altimétrico y posterior generación de variables morfométricas (elevaciones, inclinación y orientación de la pendiente, etc); se utilizó el MDE del Proyecto HydroSHEDS, base de datos digitales libres para el apoyo de las investigaciones hidrológicas y ecológicas a escala global, continental y regional (https://www.hydrosheds.org/). Este MDE, tiene una resolución espacial de 3 arco segundos y es derivado principalmente a partir de correcciones hidrológicas del SRTM. Para ajustar los valores de elevación al Sistema de Referencia Vertical Nacional (SRVN16), se corrigieron los datos; utilizando como base

el Modelo Geoidal oficial de Argentina establecido por el IGN (GEOIDE-Ar 16).

Componente Atmosférico: Se tomó como base de referencia a la información cartográfica: precipitación, temperatura y evapotranspiración potencial (ETP); capas ráster del Atlas Climático Digital de la República Argentina (actualizado por Cravero et al. 2017). Adicionalmente, con la finalidad de realizar una descripción climática general y como elemento de validación para el área de influencia de la provincia del Neuquén, se revisaron los datos de las estaciones meteorológicas disponibles en el SNM (Servicio Nacional de Meteorología) y en el AIC (Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro).

Componente Geofísico (Geopedología): Mapa de Unidades de Suelos de la provincia del Neuquén (Ferrer, Irrisarri y Mendia, 2006). Mapas Predictivos de Propiedades de Suelo en Argentina del Sistema Global de Información de Suelos (GLOSIS) y del Sistema de Información Mundial de Suelos (SOILGRIDS). Ambos productos fueron elaborados por edafólogos adscritos a instituciones argentinas (INTA, Universidades, etc), en cooperación con La Alianza Mundial para el Suelo (GSP), el Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo (ITPS) y la FAO el primero (FAO, 2022); y el segundo con la coordinación del Centro Internacional de Información y Referencia sobre Suelos "ISRIC" (Poggio et al. 2021).

Componente Biótico: Unidades de vegetación de la Argentina (Oryazabal et al. 2018); Unidades de vegetación natural y Ecoregiones, IDERA (Infraestructura de Datos Espaciales de la República Argentina).

Componente Socio-económico: Catastro: Infraestructura Territorial Catastral (ITC). Dirección Provincial de Catastro e Información Territorial del Neuquén. (https://dpc.neuquen.gov.ar/Home/SistemaITC). Población, demografía: Resultados definitivos del Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022. Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC, 2023). Infraestructura Hidrocarburífera: Capas vectoriales de infraestructura hidrocarburífera y líneas de transmisión eléctrica; descargadas del portal de la subsecretaría de hidrocarburos de Neuquén y de la secretaría de Energía de la Nación, respectivamente.

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

Aspectos Conceptuales

La delimitación cartográfica de tierras afectadas por desertificación, en la provincia del Neuquén, se sustentó en dos pilares fundamentales:

- Como directriz metodológica se aplicaron dos enfoques conceptuales: Ecología del Paisaje y Directrices de Evaluación de Tierras de la FAO.
- Para la generación de datos, implementación y automatización de los procedimientos, así como para la geolocalización de los sitios de relevamiento; se aplicó la tecnología de Geoinformación, específicamente Geomorfometria, Teledetección, Sistemas de Información Geográficos (SIG). Los dos primeros como fuentes de generación de datos y el último como herramienta de organización, integración, interpretación y representación cartográfica de la información.

Troll, precursor de la "Ecología del Paisaje", define esta disciplina como: "[...] el estudio del conjunto de elementos interactuantes entre la asociación de seres vivos (biocenosis) y sus condiciones ambientales, los cuales actúan en una parte específica del

paisaje" (traducción en González Trueba, 2012:p.190). Por su parte Matteucci (2006), la define como la interface entre la ecología y la geografía, que estudia las interrelaciones entre los patrones espaciales del paisaje, los procesos biológicos y los socioeconómicos; con el objetivo de predecir el comportamiento de los ecosistemas, maximizar su conservación y planificar su uso.

Esta última autora, afirma que el paisaje un sistema complejo, de múltiples interacciones a diversas escalas espaciales y temporales entre sociedad y naturaleza; donde su estabilidad global depende de las interacciones entre elementos del paisaje más que de la homogeneidad interna de dichos elementos; por lo que el objetivo pasa a ser el estudio de la heterogeneidad de origen natural o antrópico a escalas espaciales amplias y sus consecuencias sobre los procesos ecológicos y socioeconómicos. Este enfoque recibe el nombre de "Paradigma de la Heterogenidad"; y su implementación ha sido posible gracias al advenimiento de las tecnologías de la geoinformación.

Dada su analogía, para operacionalizar el enfoque antes descrito, se aplicó el esquema de evaluación de tierras de la FAO (2007), adaptado a estudios ambientales (Comerma et al, 2005). Este esquema se fundamenta en un enfoque sistemático y transdisciplinario que permite determinar la aptitud y/o susceptibilidad de la tierra para distintos tipos de usos (TUT), en donde la tierra representa la oferta de recursos (cualidades de la tierra) y el TUT la demanda (requerimientos de uso).

Partiendo del esquema metodológico propuesto (Fig. 1), para delimitación cartográfica de las áreas susceptibles a la desertificación; se siguió el siguiente procedimiento:

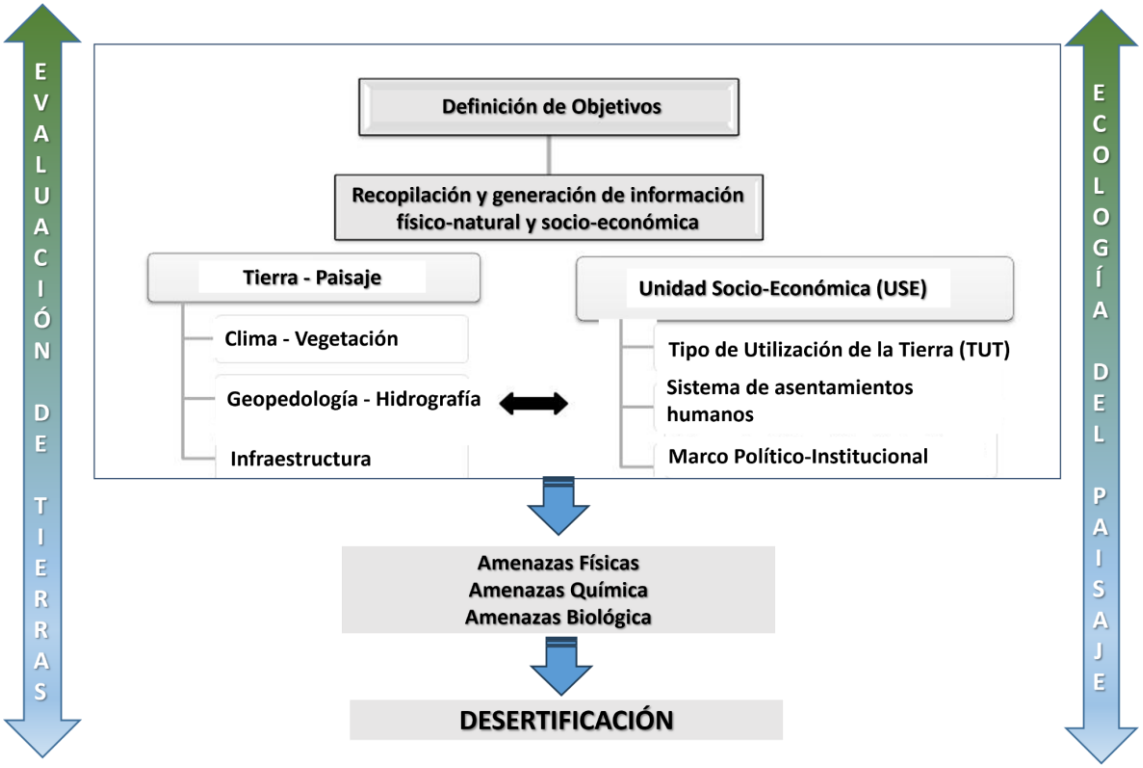


Figura 1. Esquema Metodológico para la delimitación cartográfica de tierras afectadas por la desertificación. Fuente: adaptado de FAO, 2007 y Machado, D. 1998.

Delimitación de las Zonas Secas

Para mantener los estándares utilizados en el Atlas Mundial de Desertificación (UNEP, 1997 y UNESCO, 2010); en la delimitación de las tierras secas (hiperáridas, áridas, semiáridas y subhúmedas secas) se utilizó el índice de aridez, que considera como zonas secas aquellas áreas en las que la proporción entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial es menor a 0,65; excluidas las regiones polares y subpolares. Este índice de aridez da una pauta sobre la escasez estacional y/o anual de los recursos hídricos y sobre la susceptibilidad de las tierras a la desertificación; pero no considera las variaciones durante el año. Para su inclusión, se realizó un balance hídrico, siguiendo la metodología de Thornthwaite (Feddema, 2005); que se utiliza posteriormente como criterio en la armonización de las cualidades para definir el grado de desertificación.

Identificación y descripción de las Unidades Socioeconómicas (USE) y los Tipos de Utilización de la Tierra (TUT).

Una USE es una agrupación territorial que representa un conjunto de condiciones sociales, económicas y culturales homogéneas o similares, que influyen en el uso y manejo de la tierra (Ponce, 1998). Puede estar definida por límites administrativos, comunidades rurales, zonas de producción o áreas de influencia de infraestructura; en este caso se definieron en base a los límites establecidos en el Plan Provincial de Regionalización (Ley 3480, Legislatura de la Provincia del Neuquén, 2024).

El TUT es la unidad principal de uso y representa la entidad de integración de los aspectos físicos biológicos y antrópicos relacionados con una o más actividades dentro de una Unidad Socioeconómica. La FAO (2007) la define como la clase de uso de la tierra bajo un conjunto de especificaciones técnicas de manejo y producción dentro de un marco social, económico, infraestructural y cultural. Por ser este estudio a escala provincial, se definieron los TUT más relevantes a nivel global. Esta etapa, debe contemplar las siguientes actividades:

Revisión de censos de población y producción; planes de desarrollo e instrumentos de ordenación del territorio, locales y regionales, existentes.

Levantamiento cartográfico del uso actual de la tierra.

Criterios de Clasificación de la Desertificación:

La desertificación debe contemplarse como una ruptura del frágil equilibrio que permitió el desarrollo de la fauna, de la flora y del ser humano en las zonas áridas, semiáridas y secas subhúmedas. Esta ruptura del equilibrio de los procesos físicos, químicos y biológicos desencadena una sinergia negativa de los mismos. Así pues, la susceptibilidad de los suelos a la erosión eólica e hídrica, la reducción del nivel de las capas freáticas, la menor regeneración natural de la vegetación, y el empobrecimiento químico de los suelos, son las consecuencias inmediatas de la desertificación y al mismo tiempo causas del empeoramiento de este fenómeno (FAO 1993).

En base a lo previamente expuesto, la desertificación, se puede considerar como el producto de la integración de las amenazas naturales, consideradas como relevantes en base a su efecto sobre el uso de la tierra, existencia de valores críticos y disponibilidad de información (Tabla I).

Tabla I. Selección de amenazas relevantes para la evaluación de la desertificación. Fuente: Adaptado de FAO (2007)

Amenazas	Efectos	Valores Críticos	Información Disponible	Relevancia
Amenazas Físicas				
Amenazas de erosión hídrica	**Alto**	**Si**	**Si**	**Si**
Amenazas de erosión eólica	**Alto**	**Si**	**Si**	**Si**
Compactación	Moderado	No	No	No
Encostramiento	Moderado	Si	No	No
Amenazas Químicas				
Salinidad del suelo	**Alto**	**Si**	**Si**	**Si**
Sodicidad del suelo	**Moderado**	**Si**	**Si**	**Si**
Acidificación del suelo	Moderado	No	Si	No
Amenazas Biológicas				
Contenido de materia orgánica	**Moderado**	**Si**	**Si**	**Si**
Pérdida de biodiversidad	Moderado	Si	No	No

Es importante aclarar que, aunque en el texto no se abordan específicamente las amenazas por pérdida de biodiversidad, fueron tomadas en cuenta de forma indirecta mediante el análisis de los índices de vegetación y la materia orgánica en el suelo.

Amenazas Físicas:

Amenazas de erosión hídrica: esta cualidad se evaluó considerando por una parte la pendiente del terreno, la agresividad climática y la densidad de la cobertura vegetal (Tabla II). Este último elemento se valoró tanto como factor protector de los suelos del efecto de la energía cinética de las precipitaciones y el viento; así como principal componente afectado por la degradación.

Amenazas de erosión eólica: Partiendo del mapa de unidades de suelo (Ferrer et al. 2006); para la valoración de la referida cualidad, se utilizaron las siguientes premisas:

(1) Sin amenazas significativas: Unidades de suelo sin limitaciones por erosión eólica

(2) Moderadas amenaza: Unidades de suelo cuya limitación de uso terciaria sea la erosión eólica

(3) Mod. alta amenaza: Unidades de suelo cuya limitación de uso secundaria sea la erosión eólica.

(4) Alta amenaza: Unidades de suelo cuya limitación de uso principal sea la erosión eólica.

En aquellas áreas con suelo desnudo, se aumenta el grado de amenaza en una clase. Para definir la amenaza global de erosión, se considera el valor más limitante entre la erosión hídrica y la eólica.

Tabla II. Criterios para la estimación de las amenazas actuales de erosión hídrica. Clases. 1: Muy Baja, 2: Baja 3, Moderada, 4: Alta, 5: Muy alta.

Pendiente (%)	**Agresividad de la Lluvia**		**Cobertura Vegetal (EVI)**					
			< 0,05	0,05-0,1	0,1-0,2	0,2-0,4	0,4-0,6	> 0,6
	IFM	**Clase**	Suelo Desnudo	Muy Baja	Baja	Moderada	Densa	Muy Densa
Plano (> 3%)	< 50	Baja	3	2	2	2	1	1
	50-100	Media	4	3	3	2	1	1
	> 100	Alta	5	4	3	3	2	1
Lig. Inclinado (3-10 %)	< 50	Baja	4	3	2	2	1	1
	50-100	Media	4	4	3	2	1	1
	> 100	Alta	5	5	4	3	2	1
Inclinado (10-25 %)	< 50	Baja	4	4	3	2	1	1
	50-100	Media	5	4	3	3	2	1
	> 100	Alta	5	5	4	4	3	2
Muy Inclinado (25-45 %)	< 50	Baja	5	4	3	3	2	1
	50-100	Media	5	5	4	3	2	2
	> 100	Alta	5	5	5	4	3	2
Escarpado (> 45%)	< 50	Baja	5	5	4	3	2	1
	50-100	Media	5	5	5	4	3	2
	> 100	Alta	5	5	5	4	3	2

Amenazas Química:

En condiciones naturales, existe una estrecha relación entre las condiciones climáticas áridas y semiáridas y la presencia de suelos salinos y/o sódicos. Bajo estas condiciones, las escasas precipitaciones no permiten el lavado de sales desde las capas superficiales del suelo y los movimientos ascendentes del agua del subsuelo facilitan su acumulación en los horizontes superficiales (Sánchez, Guerra y Scherger. 2015). A estas causas naturales se añade que el uso antrópico, en ocasiones puede favorecer los procesos de salinización y alcalinización de las tierras. En síntesis, el incremento del contenido de sales o del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en las capas superficiales del suelo, disminuye la capacidad de regeneración de la vegetación.

Salinidad: Las sales dificultan la absorción de agua por las plantas, genera toxicidad, disminuye la biodiversidad ya que solo se pueden desarrollar vegetación helofítica. Para valorar la salinidad se consideró el valor de la conductividad eléctrica en el suelo, de esta forma se tomaron los siguientes criterios:

(0) < 4 dS/cm: Sin limitaciones importantes por salinidad.

(1) 4 – 8 dS/cm: Alta salinidad.

(2) > 8 dS/cm: Muy alta salinidad.

Sodicidad: Entre los principales efectos de la sodicidad que favorecen la desertificación

tenemos: reduce la infiltración y permeabilidad al dispersar los coloides, por lo que se tiende a aumentar la escorrentía superficial y con ello la susceptibilidad a la erosión. Disminuye la disponibilidad de los nutrientes y genera un ambiente tóxico limitando el desarrollo de las plantas. Para valorar la sodicidad se consideró el valor del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en el suelo. De forma general podríamos indicar las siguientes categorías dentro de la sodicidad del suelo:

(0) < 15 %: Sin limitaciones importantes por sodicidad.

(1) 15 – 30 %: Alta sodicidad.

(2) > 30 %: Muy alta sodicidad.

Con fines de interpretación, se valorarán los niveles de degradación química de salinidad y sodicidad; aplicando los criterios presentados en la Tabla III.

Tabla III. Criterios para valorar las amenazas químicas

Amenazas Químicas		**Salinidad**		
		Baja	**Media**	**Alta**
Sodicidad		**0**	**1**	**2**
Baja	**0**	0	1	2
Media	**1**	1	2	3
Alta	**2**	2	3	3

Amenazas Biológicas:

Materia Orgánica: influye en la retención de agua, en la estructuración y aireación del suelo; con ello se aumenta la escorrentía superficial y por ende la erosión. Disminuye la disponibilidad de nutrientes, la actividad biológica, aumenta las emanaciones de carbono y disminuye su capacidad almacenarlo. Como factor diagnóstico para definir los suelos con deficiencias de materia orgánica se consideró el contenido de carbono orgánico en los primeros 30 cm de suelo:

(0) > 1,0 g/100g de suelo: Sin limitaciones importantes por deficiencias de materia orgánica

(1) 0,6 – 1,0 g/100g de suelo: moderadamente bajo contenido de materia orgánica

(2) 0,4 – 0,6 g/100 g de suelo: bajo contenido de materia orgánica

(3) < 0,4 g/100 g de suelo muy bajo contenido de materia orgánica

Armonización de cualidades relevantes:

Degradación química-biológica: Considerando, la similitud, de los efectos de la salinidad, sodicidad y pérdidas de materia orgánica, sobre la desertificación; en primera instancia estas cualidades se integraron en lo que denominamos amenazas químico-biológicas y para su valoración se aplicaron los criterios establecidos en la Tabla IV:

Tabla IV. Armonización de las amenazas químicas y biológicas.

Degradación química-biológica de suelos	**Amenazas Químicas**		
	Baja	**Media**	**Alta**

Materia Orgánica		0	1	2
Mod-Alto	**0**	1	3	4
Baja	**1**	2	4	5
Muy Baja	**2**	3	4	5

Finalmente, en la armonización global de todas las cualidades relevantes se siguieron las siguientes condiciones:

- Clima árido y semiárido, se consideró que el grado de desertificación estará definido por el valor más limitante (Ley del mínimo) entre las amenazas físicas y las químico-biológicas.
- Para climas subhúmedos secos se utilizaron los criterios establecidos en la Tabla V:

Tabla V. Armonización de las amenazas físicas, químicas y biológicas, en climas subhúmedos secos. Clases. 1: Muy Baja, 2: Baja 3, Moderada, 4: Alta, 5: Muy alta.

Amenazas Químicas y Biológicas		Amenazas Físicas				
		Muy Baja	**Baja**	**Moderada**	**Mod. Alta**	**Alta**
		1	**2**	**3**	**4**	**5**
Muy Baja	**1**	1	2	3	3	4
Baja	**2**	2	2	3	3	4
Moderada	**3**	2	2	2	4	4
Mod. Alta	**4**	3	3	4	4	5
Alta	**5**	4	4	4	5	5

Validaciones relación entre niveles de desertificación y cambios de densidad de cobertura

Con el fin de evaluar los cambios temporales de la densidad de cobertura vegetal y su relación con los niveles de desertificación; primero se realizó una comparación cuantitativa entre los valores de EVI generados entre el 05 y el 20 de marzo del 2000, con los generados del 06 al 26 de marzo del 2023. Valores con diferencias menores del 5 % entre ambos periodos se consideró como con densidad de cobertura estable, valores inferiores en más de un 5 % se clasificó como con pérdidas de cobertura y valores superiores al 5 % se clasificaron como con recuperación de cobertura. Finalmente se realizó un análisis comparativo, mediante superposición espacial, entre las capas de desertificación y de cambios de cobertura.

Automatización de procesos mediante aplicación de la Geoinformación

Las evaluaciones ambientales implican un proceso complejo que requiere del manejo integral y la representación cartográfica, de un cuantioso volumen de información multitemporal, multidimensional y multidisciplinaria. Esta complejidad se hace aún mayor al añadir las severas deficiencias de información en cuanto a calidad, vigencia y representatividad geoespacial de los datos (Machado y Jurio, 2022).

En este orden de ideas, para complementar la información básica disponible se derivaron parámetros geomorfométricos del MDE e índices espectrales a partir de Imágenes de Satélite. Por su parte, para la integración de las diferentes variables que se

tomaron en cuenta en la evaluación y facilitar el análisis y la representación espacial de los resultados, se trabajó bajo un entorno SIG; específicamente se utilizaron las plataformas SAGA 9.6.2 y Arc-Gis 9.8. La automatización de los algoritmos necesarios para la determinación de las amenazas de erosión, se realizó mediante la programación de secuencia de comandos (scripts) en lenguaje Python.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para mantener los estándares utilizados en el Atlas Mundial de Desertificación (UNEP, 1997); en la delimitación de las tierras secas (hiperáridas, áridas, semiáridas y subhúmedas secas) se utilizó el índice de aridez, que considera como zonas secas aquellas áreas en las que la proporción entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial es menor a 0,65; excluidas las regiones polares y subpolares (UNESCO, 2010).

Delimitación zonas secas

El efecto de barrera orográfica se manifiesta en una estrecha franja de transición (que varía en términos medios entre 30 y 40 km en sentido O-E) desde los climas perhúmedos y húmedos cordilleranos, hacia las zonas áridas de sierras, antiguos pedimentos, mesetas y valles alóctonos (Fig. 2 a y b).

Los resultados permiten ajustar con precisión conceptual, para la provincia del Neuquén, el área de análisis de la degradación de las tierras, restringida en términos de desertificación (ver Fig. 2c).

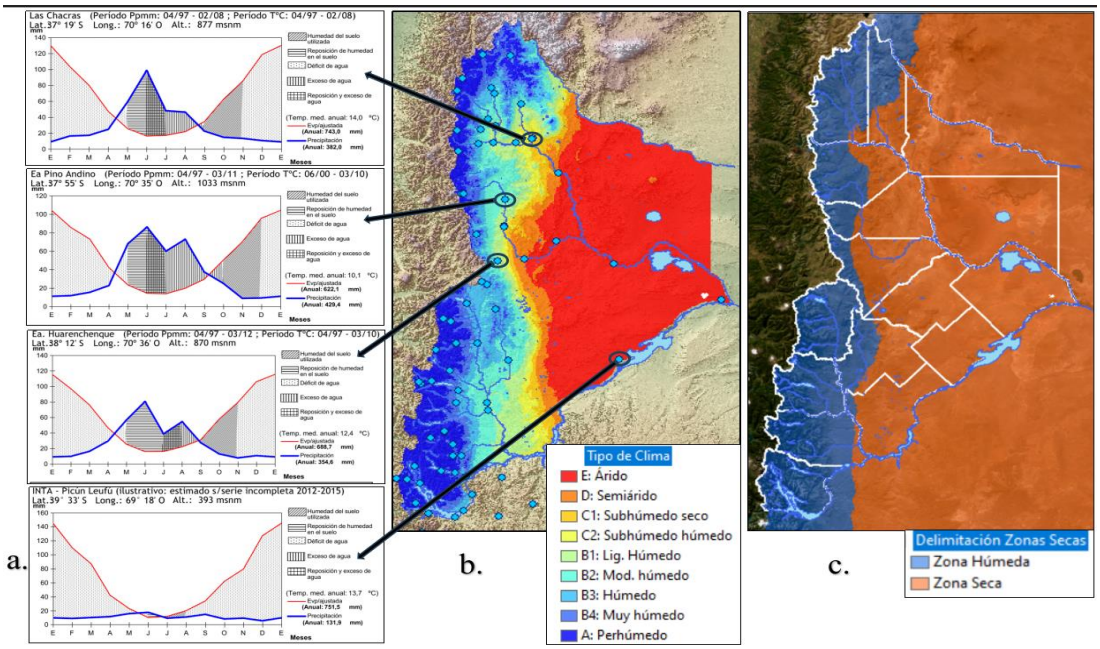


Figura 2. Delimitación de zonas secas, provincia del Neuquén. **a.** Balances hídricos representativos; **b.** Tipos climáticos según clasificación de Thornthwaite; **c.** Zonas secas según índice de aridez (UNESCO, 2010). Fuente: elaboración propia Machado y Mare (2025).

Reconocimiento de grandes Tipos de Uso de la Tierra (TUT): El uso de la tierra y problemas ambientales macro.

TUT Fruticultura intensiva: Un rasgo distintivo son los oasis de riego, con más de 100 años de laboreo, en base al manejo del recurso de ríos alóctonos. Destacan la confluencia de los ríos Curi Leuvú y Neuquén, el valle medio e inferior del Agrio, del Covunco y Picún Leufú, el valle medio del río Neuquén en el denominado "codo de Añelo" y los valles inferiores de la confluencia de los ríos Limay y Neuquén, siendo esta última unidad la de mayor desarrollo, a la vez que la más afectada por la expansión urbana. En términos generales, se trata de superficies sistematizadas con riego, para la producción agrícola de alimentos o forrajes, con una superficie total implantada ligeramente inferior a las 12.800 ha. (CNA 2018). En las últimas dos décadas se añaden desarrollos productivos de capital intensivo en sectores pedemontanos. Los desafíos ambientales involucran: usos incompatibles; escasez del recurso; manejo coordinado a escala de cuencas; manejo del riego y drenaje. La salinización es producida por elevación de la capa freática y ascenso capilar de sales por evapotranspiración, formando depósitos superficiales característicos de zonas secas. La alta CEE de la c. freática favorece el proceso (Apcarian et al., 2022).

TUT Hidrocarburífero: El hallazgo de petróleo en Plaza Huincul en 1918, el de Challacó en 1941 y, en especial a partir de la década de 1970, aquellos orientados a la explotación de gas (Blanco, G. et al. 2018), consolidaron la dimensión territorial de la actividad hidrocarburífera en el ámbito del territorio de la provincia del Neuquén. El nuevo milenio es escenario de la consolidación histórica de una nueva fase de expansión masiva de la actividad, profundizada a partir de 2015 con el desarrollo de la explotación de yacimientos no convencionales (Blanco, G. et al. 2018). La intensificación de las tareas de exploración, extracción y conducción se difundieron, en sus distintos momentos de apogeo, por las vastas tierras interiores de ecosistemas áridos y semiáridos, acumulando impactos biofísicos de lenta y escasa a nula restauración y el surgimiento de conflictos sociales.

TUT Pecuario extensivo: Las condiciones ecológicas de aridez y la modalidad histórica de la ganadería en los departamentos del norte, centro y oriente de la provincia han definido el predominio de la actividad ganadera extensiva, en la actualidad orientada principalmente al ganado caprino. Regionalmente se desarrolla una modalidad de trashumancia, que estructura el ámbito social y biofísico de pisos agroecológicos de invernada - primavera (arreos) - veranada y retorno (Mare, 2017; Bendini et al, 2005). Las áreas de invernadas y parte de las rutas de arreos se extienden en zonas secas de la provincia, con condiciones climáticas invernales menos rigurosas que aquellas en veranadas cordilleranas. En toda la región, factores socioeconómicos de índole estructural, han influido históricamente en el empobrecimiento de los productores trashumantes (Mare, 2017). La presión histórica en el uso ha devenido en un progresivo deterioro de las tierras, que se manifiesta en la reducción del potencial forrajero, en la disminución de la cobertura vegetal, la consecuente alteración y exposición de suelos y la aceleración de los procesos erosivos hídricos y eólicos.

TUT Urbano: Un rasgo característico en la historia del desarrollo y expansión urbana en la provincia del Neuquén, ha sido su asociación a grandes infraestructuras energética, con intensos pulsos demográficos que, en diferentes momentos, han superado la capacidad efectiva de la planificación estatal (Landriscini, et al 2014). El avance del periurbano como vectores de penetración hacia el espacio rural, junto al establecimiento

residencial de barrios cerrados y condominios, afectan tierras productivas sistematizadas (Pérez, G. 2020) con impactos como: presión inmobiliaria sobre el valor de cambio de la tierra rural; pérdida de tierras sistematizadas para la producción de alimentos; dificultades crecientes de funcionamiento de consorcios de riego; deterioro de infraestructuras productivas por el desarrollo de prácticas sociales incompatibles; etc. Este fenómeno, en asociación con el estancamiento de la producción frutícola para las últimas décadas, ha conllevado una drástica reducción de la superficie implantada con fines agrícolas, que se refleja en los datos censales para el departamento Confluencia (el más representativo de la expansión urbana a escala provincial) con cerca de 7.000ha para el CNA de 1988 y unas 3.000 para el CNA de 2018.

Representación cartográfica de la desertificación en la provincia del Neuquén.

Los procesamientos en SIG aplicando la metodología referida ponen de manifiesto la gravedad, en cuanto a severidad y extensión superficial de los procesos de desertificación en la provincia del Neuquén, con más de un 36% de tierras afectadas por estados severos a muy severos de desertificación (Fig. 3).

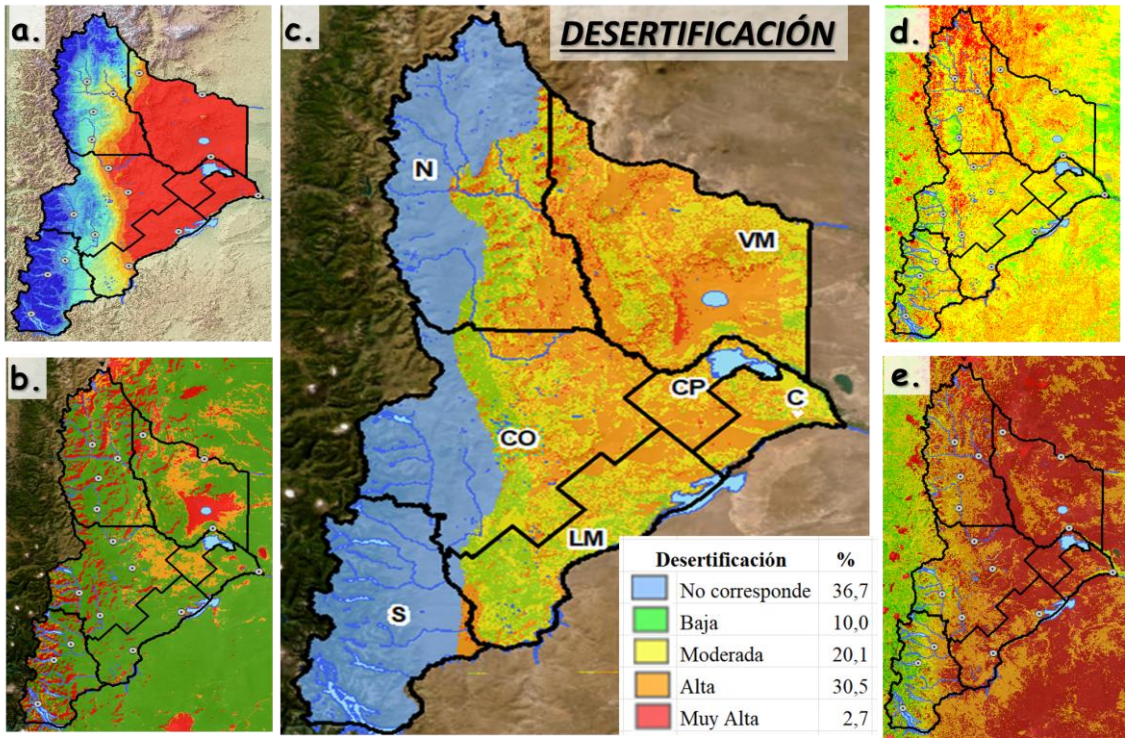
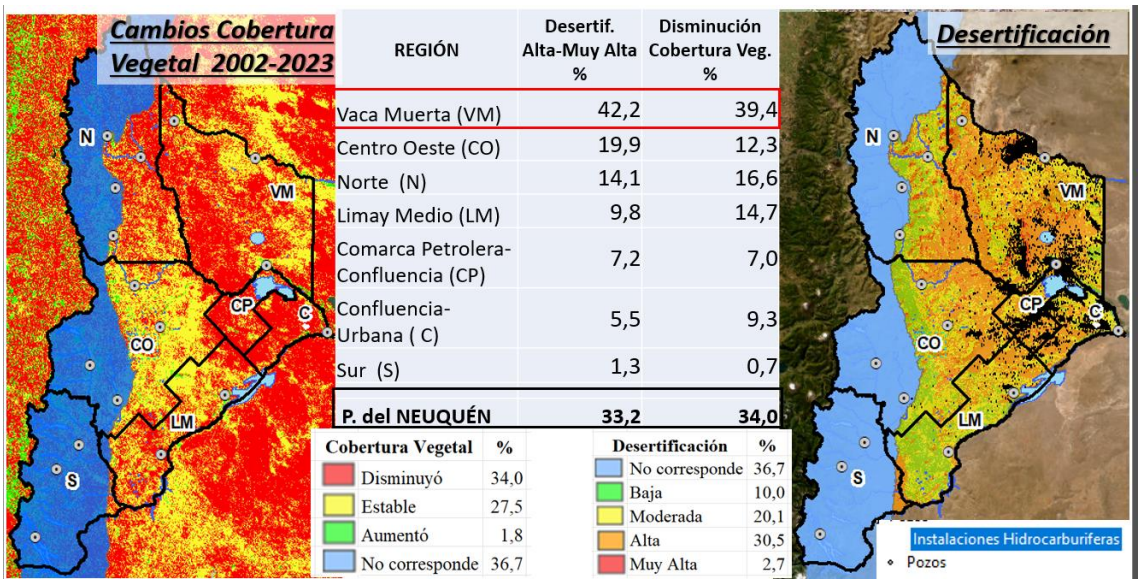


Figura 3. Desertificación en la provincia del Neuquén. Goeprocesamiento: **a.** Balance hídrico; **b.** Degradación química-biológica; **c.** Desertificación; **d.** Erosión; **e.** Índice de Vegetación-EVI. Fuente: elaboración propia Machado y Mare (2025).

Tal como se puede observar en la Fig. 4, existe una estrecha correlación entre la magnitud y la distribución de la disminución de la cobertura vegetal y la desertificación. Esto se ajusta a lo esperado, debido a que la pérdida de la cobertura vegetal es a la vez una consecuencia y una causa de la desertificación; ya que a menor densidad de vegetación los suelos están más expuestos a la erosión y también se minimiza el aporte de biomasa al suelo, que es una de las principales fuentes del carbono orgánico que se acumula en estos.

Por otra parte, el análisis temporal pone de relieve la correspondencia de las consideraciones efectuadas en el apartado introductorio, con los resultados de los procesos paramétricos aplicados, en cuanto al registro de los procesos actuales más severos para las áreas de mayor desarrollo del TUT Hidrocarburífero (Fig. 4).

Resulta interesante la comparación de resultados preliminares en Mare (2025 [inédito]) con objetivos, fuentes y metodología diferenciadas. Este estudio aporta una estimación a nivel de detalle para grandes áreas, de la afectación superficial in situ, generada por locaciones, aperturas de trazas, otras infraestructuras, etc., directamente vinculados con el TUT hidrocarburífero[1]. Los procedimientos se basan en el muestreo espacial aleatorio por estratos de densidad de la distribución espacial. Para cada muestra se aplican procedimientos expertos de interpretación visual de imágenes satelitales de alta resolución espacial y digitalización manual a escalas del orden 1:1000 a 1:4000. Los resultados preliminares reflejan un 33,5 a 35,7% de tierras con afectación in situ total; y valores medios del 24,99% de afectación total de la superficie, para grandes áreas de homogeneidad relativa en escalas intermedias (1:100.000), en las que se reúnen otros TUT -escalas más comparables a las de análisis de los resultados que estamos presentando aquí (Machado y Mare, 2025)-. Destaca la notable correspondencia de resultados en áreas con TUT hidrocarburífero dominante.



REGIÓN	Desertif. Alta-Muy Alta %	Disminución Cobertura Veg. %
Vaca Muerta (VM)	42,2	39,4
Centro Oeste (CO)	19,9	12,3
Norte (N)	14,1	16,6
Limay Medio (LM)	9,8	14,7
Comarca Petrolera-Confluencia (CP)	7,2	7,0
Confluencia-Urbana (C)	5,5	9,3
Sur (S)	1,3	0,7
P. del NEUQUÉN	33,2	34,0

Cobertura Vegetal	%
Disminuyó	34,0
Estable	27,5
Aumentó	1,8
No corresponde	36,7

Desertificación	%
No corresponde	36,7
Baja	10,0
Moderada	20,1
Alta	30,5
Muy Alta	2,7

Figura 4. Correlación disminución de densidad de cobertura vegetal y desertificación. Provincia del Neuquén. Fuente: elaboración propia Machado y Mare (2025).

CONCLUSIONES

Los procedimientos aplicados permiten una evaluación y representación cartográfica

[1] Nótese que las áreas evaluadas en Mare (inédito) no reflejan el total de áreas degradadas, sino estrictamente aquellas vinculadas a la actividad hidrocarburífera. Así, en dicho estudio se excluyen áreas naturales de confusión espectral (afloramientos rocosos, cauces desérticos, etc.), o de no correspondencia temática (patrones urbanos, caminos de servicio de líneas de alta tensión, red vial no hidrocarburífera, etc.). Por lo tanto, la estimación global es, por definición, menor a la que presentamos aquí.

global, actualizada, del estado de degradación de las tierras en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas para el territorio de la provincia del Neuquén. La metodología empleada presenta aportes sustanciales, que resultan de la actual disponibilidad de fuentes de sensoramiento remoto de calidad, del multicriterio aplicado en la metodología y del análisis temporal. Este último, actúa como factor de calibración para discriminar áreas de confusión espectral (condiciones naturales de menor cobertura de vegetación), al permitir evaluar las variaciones negativas de cobertura vegetal en clara asociación con la extensión espacial del TUTs que agravan el fenómeno. La geoinformación representa un instrumento tecnológico que facilita la evaluación de tierras (desertificación) y con ello la elaboración de planes de manejo integral; ya que permite:

- Recopilación y organización de información espacial y atributiva.
- Generar información alternativa de calidad; en áreas con déficit de información (Procesamiento Digital de Imágenes, Geomorfometría, Geostadística, Inteligencia Artificial).
- Simulación espacial de escenarios alternativos.
- Espacialización cartográfica de los resultados y consulta sistemática de los mismos.
- Análisis sistémico e integral de grandes volúmenes de información multitemática y multitemporal.

Finalmente, se observa que más del 53% de la provincia presenta amenazas de moderadas a muy altas de desertificación. Más allá a las evidencias históricas de los efectos adversos del sobrepastoreo extensivo, en la actualidad los resultados de este trabajo muestran una asociación dominante de las áreas degradadas, con las zonas de mayor intensidad de uso hidrocarburífero, como las denominadas regiones de Vaca Muerta y de la Confluencia y, en segundo grado, zonas tradicionales de uso pecuario extensivo, especialmente en al nor-oeste de la provincia.

REFERENCIAS

Abadie, C.A. Desertificación ambiental y pauperización económico-social: un complejo de causas y efectos múltiples. En: de Jong, G. y Silveira, M. (eds.). (1987). Seminario "Metodología regional del proceso de desertificación" (Desertización en Patagonia). Pp. 251-257. Neuquén: HIDRONOR S.A. - Universidad Nacional del Comahue. (24 de octubre al 4 de noviembre de 1984).

Apcarian A., Imbellone P., Aruani C., Salaberry. Habilitación de nuevas tierras frutícolas y vitícolas en San Patricio del Chañar, Neuquén, Patagonia: controles naturales y antrópicos. XXI Congreso Geológico Argentino, Puerto Madryn (2022).

Bendini, M., Tsakoumagkos, P. y Nogues, C. Los cianceros trashumantes en Neuquén. En: En Mónica Bendini y Carlos Alemany (Compiladores) Crianceros y chacareros en la Patagonia. Cuaderno GESA 5 – INTA – NCRCRD. Páginas 23-40. La Colmena. (2005).

Bertani, L. A., Peña, O. R., & Ambrosio, M. B. (2014). La degradación de la tierra en el Departamento Minas (Provincia de Neuquén), a través de la evaluación geoecológica de los paisajes. Boletín Geográfico, (23), 39–50. Recuperado a partir de https://revele.uncoma.edu.ar/index.php/geografia/article/view/243

Blanco, G., & Aguirre, S. Escalas de intervención estatal y producción del espacio en localidades hidrocarburíferas neuquinas desde fines del siglo XX. Cuadernos FHyCS-UNJu, (62), 97–124. (2023).

Blanco, G. et al. (2018). El petróleo en Neuquén. 100 años de historia (1918-2018), Neuquén, Secretaría de Energía y Recursos Naturales de Neuquén-CEHIR.

Comerma, J., Machado, D., Sevilla, V. Fragilidad y sensibilidad ambiental en las evaluaciones de tierras en cuencas. XVII Congreso venezolano de la ciencia del suelo. Maracay, Venezuela. (2005).

Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD). Unidos por la Tierra: Nuestro Legado. Nuestro futuro. Día de lucha contra la desertificación y la sequía. 17 de junio de 2024. Mensajes clave. (2024)

Cravero, S. A. C.; Bianchi, C. L.; Elena, H. J.; Bianchi, A. R. Clima de Argentina. Mapas digitales mensuales de precipitación y precipitación menos evapotranspiración potencial. Adenda del "Atlas climático digital de la República Argentina"; Colección Investigación, Desarrollo e Innovación. Ediciones INTA (2017).

de Jong, G. Consideraciones socioeconómicas relativas al proceso de desertificación. En: de Jong, G. y Silveira, M. (eds.). (1987). Seminario "Metodología regional del proceso de desertificación" (Desertización en Patagonia). Pp. 351-359. Neuquén: HIDRONOR S.A. - Universidad Nacional del Comahue. (24 de octubre al 4 de noviembre de 1984).

del Valle, H. F. D., Elissalde, N. O., Gagliardini, D. A., & Milovich, J. Distribución y cartografía de la desertificación en la región de Patagonia. Revista de Investigaciones Agropecuarias RIA, 28(1). INTA. pp. 1-24. (1997)

FAO. Global Soil Information System (GLOSIS). Roma. (2022). In https://data.apps.fao.org/glosis/?lang=en

FAO y GTIS. Estado Mundial del Recurso Suelo (EMRS) – Resumen Técnico. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura y Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo, Roma, Italia. (2015). https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/07a444e7-97a3-4e1f-b5d9-ddd84ad129c6/content

FAO. Land evaluation towards a revised framework, Land and Water discussion paper No 6. Rome, Italy. 124 p. (2007).

FAO. Desarrollo sostenible de tierras áridas y lucha contra la desertificación. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia. (1993). https://www.fao.org/3/v0265s/v0265s00.htm

Favaro, O. "El 'modelo productivo' de provincia y la política neuquina," in Sujetos sociales y políticas. Historia reciente de la Norpatagonia Argentina. Buenos Aires, Argentina: CEHEPYC, Centro de Estudios Históricos de Estado, Política y Cultura / La Colmena: pp. 1-25. (2005).

Feddema J. A Revised Thornthwaite-Type Global Climate Classification. Physical Geography 26(6):442-466. (2005). DOI:10.2747/0272-3646.26.6.442

Ferrer J., Irisarri J. y Mendia J. Suelos de la Provincia de Neuquén. INTA – Consejo Federal de Inversiones (CFI). (2006). DOI: http://biblioteca.cfi.org.ar/wp-content/uploads/sites/2/2006/01/45388.pdf

Folguera, A. et al. Los Andes Neuquinos, en: Leanza et al, (Eds.). Relatorio de la Provincia de Neuquén (2010) : 349-354 (2011).

Giuliani, A. M., Fernandez, N., Hollmann, M. A., & Ricotta, N. La Explotación de Vaca Muerta y el impacto Socio-Económico en la Provincia de Neuquén. El Caso de Añelo. Efectos de la reforma de la Ley Nacional de Hidrocarburos (2014). Ciencias Administrativas, 7. (2016). https://revistas.unlp.edu.ar/CADM/article/view/2069

Giarraca, N. y Teubal, M. Actividades extractivas en expansión: ¿Reprimarización de la economía argentina?. (2013).

González Trueba, J. Carl Troll y la geografía del paisaje: vida, obra y traducción de un texto fundamental. Boletín De La Asociación De Geógrafos Españoles, 59. (2012). https://bage.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/view/1470

INDEC. Resultados definitivos del Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022. Instituto Nacional de Estadística y Censos; Argentina. (2023)

Landriscini, G., Domeett, G., & Rivero, I. (2014). Neuquén, ciudad intermedia y nodo regional: Algunas evidencias de la dinámica económica y la centralidad urbana. Revista Pilquen, 17(1), 00-00.

Legislatura de la Provincia del Neuquén. Ley N° 3480 - Plan Provincial de Regionalización. Boletín Oficial, Provincia del Neuquén, Argentina. Edición Nº 4370, año CIV, Neuquén, 03 de diciembre de 2024. DOI: https://infoleg.neuquen.gob.ar/LeyesDecretosDetalle?id=422494

Machado D., Jurio E.. Geoinformación y su aplicación en la planificación territorial: Caso Cuenca El Nene, Añelo, Neuquén. XIV Jornadas Nacionales de Geografía Física. Universidad Nacional del Nordeste. Resistencia, Argentina. (2022).

Machado D. Development of GIS for Environmental Sensitivity Assessment and Oil Spill Spatial Modelling (A Case Study: Oil Field in the East Region of Venezuela). MSc Thesis. Wageningen University & Research. (1998).

Mare M. Desertificación e hidrocarburos en las tierras de Vaca Muerta, distribución espacial y estimación de superficies afectadas. Neuquén. [Inédito: resultados preliminares]. Departamento de Geografía, FaHuma. Universidad Nacional del Comahue. (2025).

Mare, M.D. (2017). Problemática regional de la trashumancia y la degradación de las tierras. Estudios Rurales, volumen 7(13).pp.23-49. CEAR-UNQ. (2017). https://doi.org/10.48160/22504001er13.365

Matteucci, S. Ecología De Paisajes: Filosofía, Conceptos y Métodos. In : Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural. Editores: Silvia D. Matteucci, Jorge Morello, Gustavo Buzai. (2006). En: https://www.researchgate.net/publication/286929662_ECOLOGIA_DE_PAISAJES_FILOSOFIA_CONCEPTOS_Y_METODOS.

Oyarzabal, M. et al., «Unidades de vegetación de la Argentina», Ecología Austral, vol. 28, n.o 1, pp. 040-063, (2018), doi: 10.25260/ea.18.28.1.0.399.

UNCCD. United Nations Convention to combat desertification in those countries experiencing serious drought and / or desertification, particularly in Africa. United Nations Environment. Geneva: Interim Secretariat for the Convention to combat desertification. (1994).

UNEP. World Atlas of Desertification. Second Edition. Middleton N. and Thomas D. (Eds). 182p. United Nations Environment Programme. (1997).

UNESCO. “Atlas de Zonas Áridas de América Latina y el Caribe”. Dentro del marco del proyecto “Elaboración del Mapa de Zonas Áridas, Semiáridas y Subhúmedas de América Latina y el Caribe”. CAZALAC. Documentos Técnicos del PHI-LAC, N°25. (2010).DOI: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000216333

Villalba, M. S.; Carrizo, S. y Jacinto, G. Trayectoria energética en territorios neuquinos. Economía, Sociedad y Territorio, 24(76) (2024). http://dx.doi.org/10.22136/est20242045

Pérez, G. G. (2020). La conurbación neuquina: Perspectiva regional y aportes para el ordenamiento territorial. https://rdi.uncoma.edu.ar/bitstream/handle/uncomaid/16344/La%20conurbacion%20Neuquina_German%20Gabriel%20Perez.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Poggio, L., de Sousa, L. M., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B. M., Kempen, B., Ribeiro, E., and Rossiter, D. SOILGRIDS 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty, SOIL, 7, 217–240, (2021).

Ponce de León. Zonificación Ecológica Económica, Una propuesta Metodológica para el Amazonía. FAO, DGIS, SECRETARIA PRO TEMPORE. Caracas, Venezuela 272 p. (1998).

Verstappen, H. La desertización: métodos de levantamiento y sensores remotos. En: de Jong, G. y Silveira, M. (eds.). (1987). Seminario "Metodología regional del proceso de desertificación" (Desertización en Patagonia). Pp. 284-302. Neuquén: HIDRONOR S.A. - Universidad Nacional del Comahue. (24 de octubre al 4 de noviembre de 1984).

VALOR DEL SUELO URBANO VACANTE EN VILLA DE MERLO (SAN LUIS, ARGENTINA)

Facundo Martins Meira[a]

[a]*Universidad Nacional de los Comechingones, ARGENTINA*

e-mail: fmartins@unlc.edu.ar

RESUMEN

El presente trabajo indaga acerca de la distribución espacial del valor del suelo urbano vacante en Villa de Merlo, San Luis, Argentina. Para ello, se identificaron 496 lotes urbanos en venta a través de páginas web de 19 inmobiliarias de la zona. Cada uno de ellos fue georreferenciado en el software QGIS, y se les relacionó atributos tales como el valor total publicado; moneda; superficie; valor por metro cuadrado; situación jurídica; dimensiones del frente; forma; ubicación en la cuadra; tipo de barrio; acceso al agua potable; acceso a red eléctrica; acceso a gas natural; acceso a red cloacal; materialidad de la calle; entre otros. Asimismo, se calculó la sumatoria, media, moda, mediana, valor mínimo, y valor máximo de la serie de datos correspondiente al valor total, superficie de lotes y valor por metro cuadrado. En relación a la sumatoria total de la superficie de todos los lotes relevados, puede afirmarse que en Villa de Merlo existen, al menos, 0,61km^2 de suelo urbano vacante, lo cual representa un 2,03% del área de estudio. A dicha cifra debería adicionarse aquellos que no lograron relevarse por falta de datos; los ofertados por dueños directos y por inmobiliarias que no disponen de página web; y los lotes que no se encuentran a la venta. Asimismo, se realizaron cartografías representando la distribución espacial de la oferta del suelo urbano vacante; de las superficies en m^2; del valor total; y del valor por m^2.

Palabras Clave: Suelo urbano, Usos del suelo, Suelo vacante, Mercado inmobiliario.

INTRODUCCIÓN

La ciudad de Villa de Merlo se emplaza en el sector noreste de la provincia de San Luis, Argentina, limitando con la provincia de Córdoba tanto al norte como al este. Se trata de una ciudad con 24.958 habitantes en el año 2022 según el Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas (INDEC, 2022), que se caracteriza por su actividad turística. Uno de los atractivos del sitio, sino el más importante, refiere a sus características paisajístico-ambientales; debido a encontrarse asentada sobre el piedemonte de las Sierras de los Comechingones, sistema serrano perteneciente a la región orográfica de las sierras pampeanas.

Según los resultados expuestos por el INDEC, Villa de Merlo contaba con 6.079 habitantes en el año 1990, 11.159 en el año 2001, 17.084 en el año 2010, y 24.958 en el año 2022; marcando un crecimiento demográfico intercensal de 83,6%, 65,3%, y 46,1% respectivamente.

El desarrollo de la actividad turística trajo aparejado un fenómeno denominado migración de amenidad, el cual se define como un "proceso de migración llevado a cabo por personas que, habiendo sido turistas en un determinado destino, deciden regresar a él ya no para visitarlo, sino para constituirse en habitantes del mismo" (González et al, 2009). Asimismo, este fenómeno no solo se replica en el territorio de estudio, sino también en la

región en la cual se inserta. De hecho, Nicolás Trivi, 2016 menciona: "...el Valle del Conlara y el faldeo de las Sierras de los Comechingones, es uno de los sitios que ejemplifican el proceso de expansión urbana privatizada en localidades del interior del país, canalizada por la actividad turística y la migración de amenidad, en el marco del neodesarrollismo".

El territorio y su paisaje han demostrado ser muy dinámicos frente a estos procesos, los cuales han conducido a un crecimiento poblacional acelerado, que fue manifestado a través de una expansión urbana dispersa, fragmentada y no planificada. "De hecho, la transformación del territorio ha estado vinculada al crecimiento poblacional, a sus potencialidades atractivas, a nuevas inversiones y al cambio en los usos del suelo. Estos factores han traído aparejado, por la velocidad drástica en que se manifestaron, consecuencias penosas: desaparición de la ruralidad como cultura, desequilibrios ambientales severos, exposición mayor a riesgos naturales y socioambientales, pérdida de biodiversidad, alteración general de los paisajes, inequidad socio espacial, por citar los más importantes" (Espinosa, 2021).

En relación con ello, Nicolás Trivi, 2016 afirma que "(s)e trata de una zona que ha experimentado un crecimiento demográfico sostenido desde la década de 1990, con un claro quiebre luego de la crisis del 2001, cuando numerosos trabajadores y pequeños ahorristas vinieron en busca de opciones laborales y de un destino seguro para sus ahorros. Una vez más, la posibilidad de invertir en "ladrillos" o en un terreno se mostraba como el horizonte más confiable para salvaguardarse de las inestabilidades de la economía nacional."

La llegada de nuevos habitantes incrementó la demanda de suelo urbano, la cual activó el mercado inmobiliario, generando mayor oferta de loteos y emprendimientos privados. En este sentido, la finalidad del presente trabajo consiste en conocer cuál es la oferta actual y cómo se distribuye en el territorio de análisis; caracterizar su configuración; y generar una base de datos inserta en una SIG que sirva de base para monitorear la evolución del mercado.

Conocer la configuración actual de dicha variable sobre el territorio de estudio, le permite al poder ejecutivo implementar estrategias y planes referentes al ordenamiento territorial, como así también la posibilidad de incorporar una nueva herramienta de análisis para el monitoreo de la oferta de suelo urbano vacante; orienta estrategias de inversión; constituye un documento de consulta; y permite obtener datos estadísticos preliminares, como por ejemplo una primera aproximación a la superficie de suelo urbano vacante.

Asimismo, este relevamiento pretende servir como documento de base para futuros estudios y análisis de carácter interpretativo que pretendan reconocer a través de diversas metodologías las causas que originan la variación espacial del valor del suelo urbano vacante aquí descripta.

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

En primer lugar, luego de tener en claro el tema y problema a abordar, se procedió a delimitar el área de estudio. Como primera aproximación se tomó el ejido de Villa de Merlo obtenido del Consejo Federal de Catastro (CFC). Luego, ya que los datos a recolectar corresponden a la oferta de suelo urbano vacante, se decidió acotar el área de estudio no al ejido en sí, sino al área urbana inserta en él. La misma se delimitó

manualmente superponiendo una imagen satelital actual con la capa de parcelas aprobadas por el CFC.

Vale aclarar que, al oeste de la ciudad sobre la RP N°5, se encuentra el barrio 272 viviendas (barrio de viviendas sociales) el cual no fue incluido en el área de estudio obtenida, ya que allí no hay suelo en venta, y, además, se encuentra alejado del área urbana, lo cual no permite la interpolación con otros datos. Por otro lado, sobre la misma vía, se emplaza el barrio privado "Solares del Valle" y el emprendimiento "Valle de los Comechingones", los cuales tampoco fueron incluidos ya que se encuentran fuera del ejido.

El resultado fue un polígono con un área de 29,88 km2 y un perímetro de 72,26 km. Cabe señalar que el área del ejido es de 132,74 km2, por lo tanto, el área de estudio representa el 22,5% del mismo (ver Fig. 1). Cabe aclarar que para la realización del trabajo se empleó un software SIG de código abierto denominado Quantum GIS (QGIS).

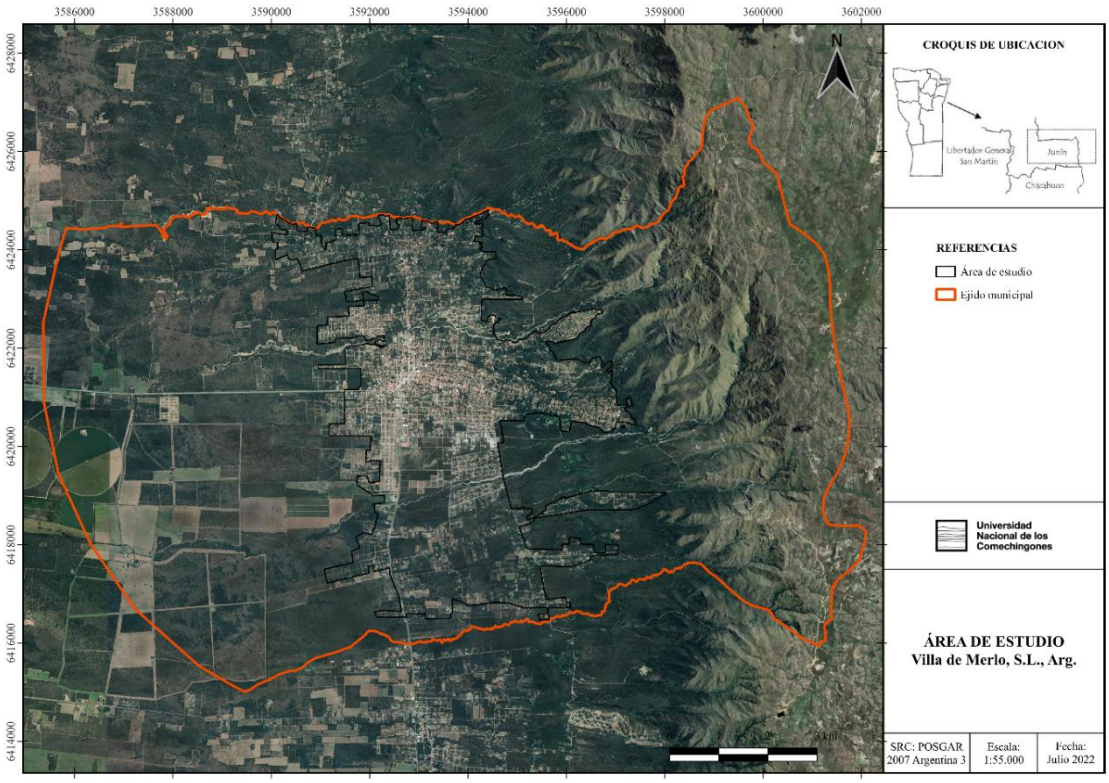


Figura 1. Área de estudio. Elaboración propia.

En segundo lugar, se definieron los atributos a obtener de cada dato a relevar. Para ello se adoptó, con algunas modificaciones, la metodología aplicada por el OMI (Observatorio del Mercado Inmobiliario) de la provincia de Córdoba; el cual en su página web se define como una "plataforma web donde se sistematizan datos georreferenciados del mercado inmobiliario, con el fin de analizar la evolución y dinámica de los precios de inmuebles urbanos y rurales, y dar soporte a diversos estudios territoriales en la provincia". Para cada dato se obtuvieron atributos de las siguientes categorías: tipo de inmueble, localidad, nomenclatura catastral, fuente de la información, tipo de moneda, tipo de valor, valor total, superficie del lote, valor por m^2, fecha del valor, situación jurídica, frente, forma,

ubicación en la cuadra, tipo de barrio, luz, agua, gas natural, cloacas, pavimento, y cordón cuneta.

En tercer lugar, se procedió con la recolección de datos, cuya metodología consistió en visitar las páginas web de las inmobiliarias emplazadas en el área de estudio y alrededores, que ejercen su incidencia en la misma. De allí solo se extrajo información referente a lotes en venta, que no posean ningún tipo de edificación. Para cada dato relevado, se recolectaron los atributos del mismo pertenecientes a las categorías detalladas anteriormente, excepto el valor por m^2, el cual fue calculado al finalizar la recolección de datos; y la superficie del lote y nomenclatura catastral, que fueron obtenidos de la capa de parcelas del CFC aplicando la herramienta "join attributes by location" de QGIS. Cabe mencionar que la superficie de las parcelas se calculó a través de la calculadora de campos de QGIS aplicando la función "$area" y se agregó como atributo a cada parcela de la capa en general.

En total, se han relevado 496 datos pertenecientes a 19 inmobiliarias, a saber: Alaniz & Asoc., Baez Inmobiliaria, Castro Inmobiliaria, CIP Inmobiliaria, Clima Sierra Propiedades, Costa Comechingón Inversiones, Cruz Inmobiliaria, Dougan Inmobiliaria, Espíndola Inmobiliaria, Gatafoni Propiedades, Graciela Nicoletti Inmobiliaria, Inmobiliaria Barrera, Inmobiliaria Mini, Loyola Propiedades, Mónica Enrique Propiedades, Punto Norte Propiedades, Tagliabue Propiedades, Rosai Propiedades, Villegas Propiedades. El relevamiento se ejecutó entre el 23 de mayo y el 16 de julio de 2022.

En algunos casos no se ha podido relevar el dato debido a falta de información en la publicación web. A continuación, se listan los faltantes encontrados durante la recolección de datos ordenados de mayor a menor frecuencia de aparición:

- Ubicación precisa del inmueble: se trata del dato faltante más común en las páginas visitadas, en algunas inmobiliarias no se ha logrado relevar ningún dato. En determinadas páginas suelen colocar un círculo georreferenciado que representa el área en la cual se ubica la parcela ofertada, el cual no constituye una ubicación precisa, por lo tanto, en la mayoría de los casos no permite localizar el dato. En el caso de una página en particular se lograron localizar los inmuebles debido a que el número de identificación del mismo estaba en función de la nomenclatura catastral, lo que permitió que, conociendo la zona en la que se ubicaba el lote y su superficie, se pudiera rastrear manualmente la parcela cotejando con la nomenclatura de la capa de parcelas del CFC.
- Precios de oferta: otro dato ausente suele ser el precio de oferta del inmueble. Suele añadirse la leyenda "consulte precio" o "precio a consultar". Esto imposibilita la recolección del dato.
- Incompatibilidad con parcelas aprobadas por el CFC: ocasionalmente la superficie publicada difiere considerablemente de la calculada a partir de la capa de parcelas del CFC. Se ha adoptado una tolerancia de ± 50 m^2. En otros casos, no existe ninguna parcela en la ubicación publicada.
- Lote construido: muy rara vez se ha encontrado el inmueble publicado, pero en las imágenes satelitales actuales se observaba una edificación.

En cuarto lugar, se llevó a cabo un mapa de calor y diversas interpolaciones en relación a distintas variables. Para el mapa de calor se utilizó la herramienta "mapa de calor

(estimación de densidad de núcleo)" donde se aplicó un radio de 400 metros y un tamaño de píxel igual a 5 metros. Esto se realizó para visualizar la densidad de los datos. En cuanto a las interpolaciones, en todos los casos se utilizó la herramienta "interpolación IDW" en la cual se aplicó un p distancia igual a 4 y un tamaño de píxel igual a 5 metros. Se generaron las siguientes interpolaciones: superficie de lotes relevados, valor total de suelo urbano vacante, y valor por m^2 de suelo urbano vacante.

Por último, se exportó la tabla de atributos con extensión .xlsx para ser operada en una hoja de cálculo, en donde se calculó la sumatoria, media, moda, mediana, valor mínimo, y valor máximo de la serie de datos correspondiente al valor total, superficie de lotes y valor por m^2. Por otra parte, se realizaron histogramas de frecuencia de las variables mencionadas anteriormente. Para finalizar, se calculó la relación entre la sumatoria de la superficie de todos los datos relevados y la superficie del área de estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el área de estudio se relevaron 496 datos provenientes de 19 inmobiliarias. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, hubo datos que no pudieron ser relevados. Por lo tanto, es posible afirmar que en la ciudad de Villa de Merlo existen, al menos, 496 lotes en venta. A dicha cifra debería adicionarse los datos que no lograron relevarse, aquellos que están a la venta en inmobiliarias que no disponen de una página web, y los ofertados por dueños directos.

Densidad de datos

En la Fig. 2. a. se puede observar la distribución espacial de la oferta del suelo urbano vacante relevado. Allí se aprecian diferentes sectores, desde espacios sin oferta hasta áreas con gran presencia de ella. Para visualizar esto mejor, se elaboró una cartografía que representa la densidad de la oferta y su distribución en la ciudad (ver Fig. 2. b.). Dicha cartografía presenta tres resultados en simultáneo. Por un lado, representa sectores con mayor y menor oferta de suelo urbano vacante en venta, por lo tanto, plantea focos de mayor actividad del mercado inmobiliario. Por otra parte, la densidad de los datos indica con qué grado de certeza se interpolan los mismos, es decir, donde mayor cantidad de datos hay, más representativos será el valor del suelo calculado, y viceversa. Por último, puede interpretarse como una primera aproximación acerca de la distribución y concentración de parcelas vacantes, sin edificar.

La mayor concentración se observa tanto en barrios ubicados al oeste de la RP N°1, tales como Piedra Blanca Abajo, Barranca Abajo, Los Troncos, Las Magdalenas, Quintas del Tomero, El Piquillín, La Pequeña Cautiva, y La Herminda; como así también en los siguientes barrios ubicados entre RP N°1 y Av. Dos Venados: Barranca Colorada, Nuevo Merlo, Las Moreras, Solares, y Carlos Gardel.

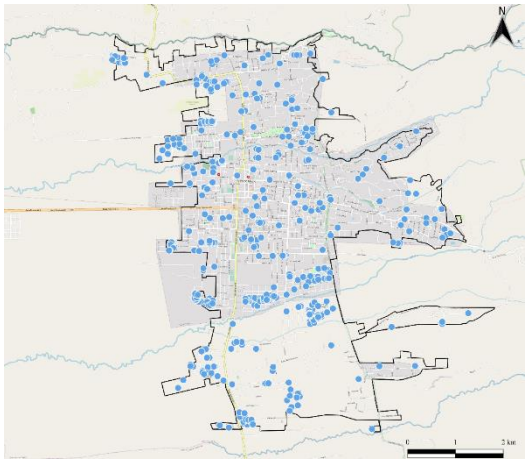
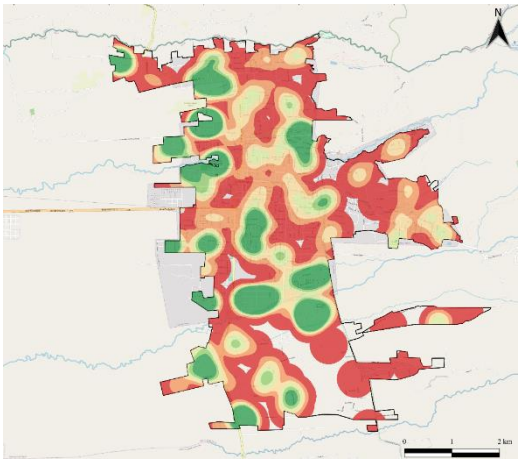
a.  **b.** 

Figura 2. a. Suelo urbano vacante en venta relevado. Elaboración propia. **b.** Densidad de oferta de suelo urbano vacante. Elaboración propia.

Superficie de lotes relevados

Una de las variables calculadas de cada dato relevado, es la superficie de la parcela expresada en metros cuadrados (m^2). En la Fig. 3 se presenta una cartografía que sintetiza cómo varía espacialmente dicha variable. La misma debe ser tenida en cuenta para analizar el valor por m^2 del suelo urbano vacante, ya que la superficie de las parcelas es uno de los condicionantes principales en la valuación del inmueble.

Las superficies varían desde 305,43 m^2 a 15.589,46 m^2. La serie de datos presenta una media igual a 1.223,44 m^2, una moda igual a 999,71 m^2, y una mediana igual a 893,48 m^2. La sumatoria total es igual a 606.828,02 m^2, lo que equivale a 0,61 km^2. Como se mencionó en la metodología, el área de estudio abarca 29,88 km^2, el cual, a su vez, representa el 22,5% de la superficie del ejido municipal; por lo tanto, el suelo urbano vacante total relevado representa el 2,03% del área de estudio.

Lo anteriormente mencionado permite realizar la siguiente afirmación: al menos el 2,03% del suelo urbano se encuentra vacante y en venta.

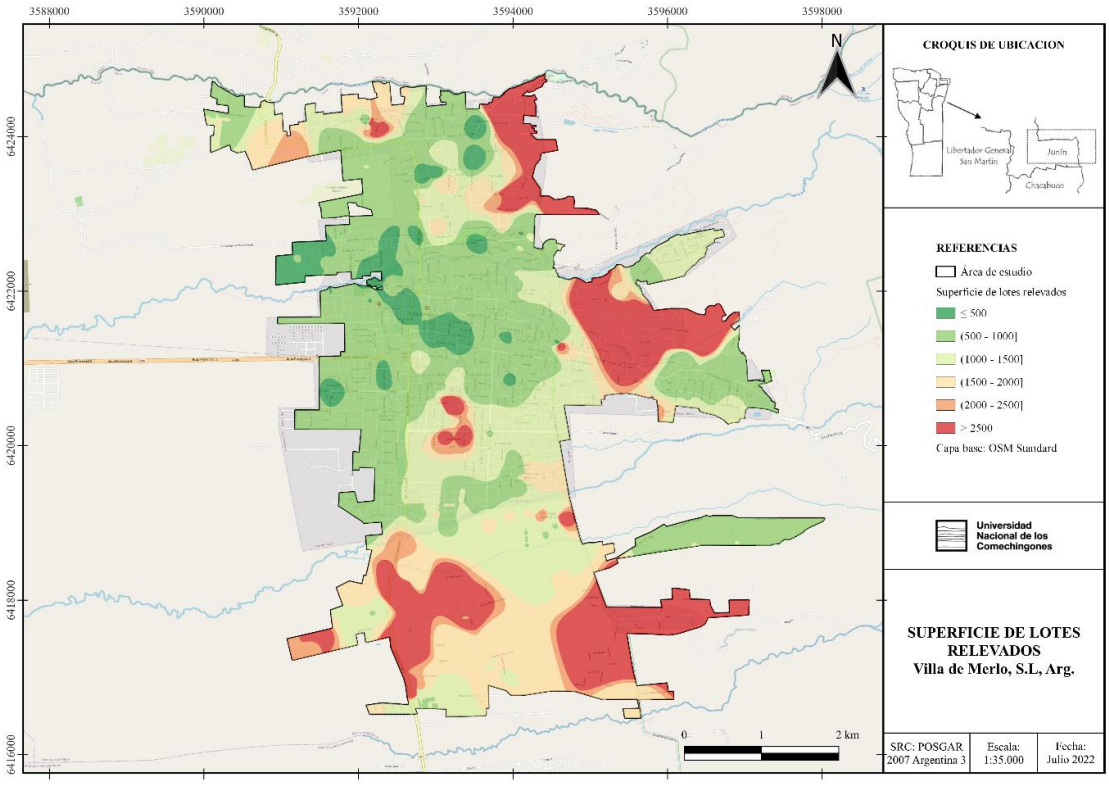


Figura 3. Superficie de lotes relevados. Elaboración propia.

Valor total de suelo urbano vacante

La cartografía presentada en la Fig. 4 describe la variación del valor total de suelo urbano vacante. En otras palabras, representa cuánto dinero se requiere para adquirir una parcela de acuerdo con su ubicación. Cabe aclarar que aquí no se tiene en cuenta la superficie de esta.

El 100% de los datos corresponde a la moneda dólar estadounidense (U$D). El valor más bajo relevado corresponde a U$D 10.000.-, mientras que el más alto a U$D 550.000.-. La serie de datos presenta una media igual a U$D 43.221.-, una moda igual a U$D 42.000.-, y una mediana igual a U$D 35.000.-. La sumatoria total de los datos relevados alcanza los U$D 21.437.757.-. En la Fig. 5 se añade un histograma de frecuencias que permite observar cuántos datos de cada rango de valores se ha relevado, en la cual se observa que a menores valores de suelo se corresponde una mayor oferta, y, por el contrario, existe una menor oferta de suelo de mayor valor.

Es necesario considerar que uno de los condicionantes del valor del suelo es el uso del mismo. Los valores más extremos, superiores a U$D 100.000.-, se ubican en el área céntrica de la ciudad (casco histórico y Av. del Sol), donde el uso predominante es el comercial; y en el Country Chumamaya, donde el uso es residencial dentro de un barrio cerrado. Asimismo, se observan concentraciones al sur de la Av. del Sol, en el Barrio Nuevo Merlo, en Cerro de Oro, y sobre la RP N°1.

Por otro lado, se aprecia un cambio de la categoría de (20.000 – 40.000] a la de (40.000 – 60.000) sobre el eje de la RP N°1, encontrando valores inferiores hacia el oeste de la

misma, y superiores hacia el este. Los valores menores a U$D 20.000.- se localizan al oeste de la ciudad.

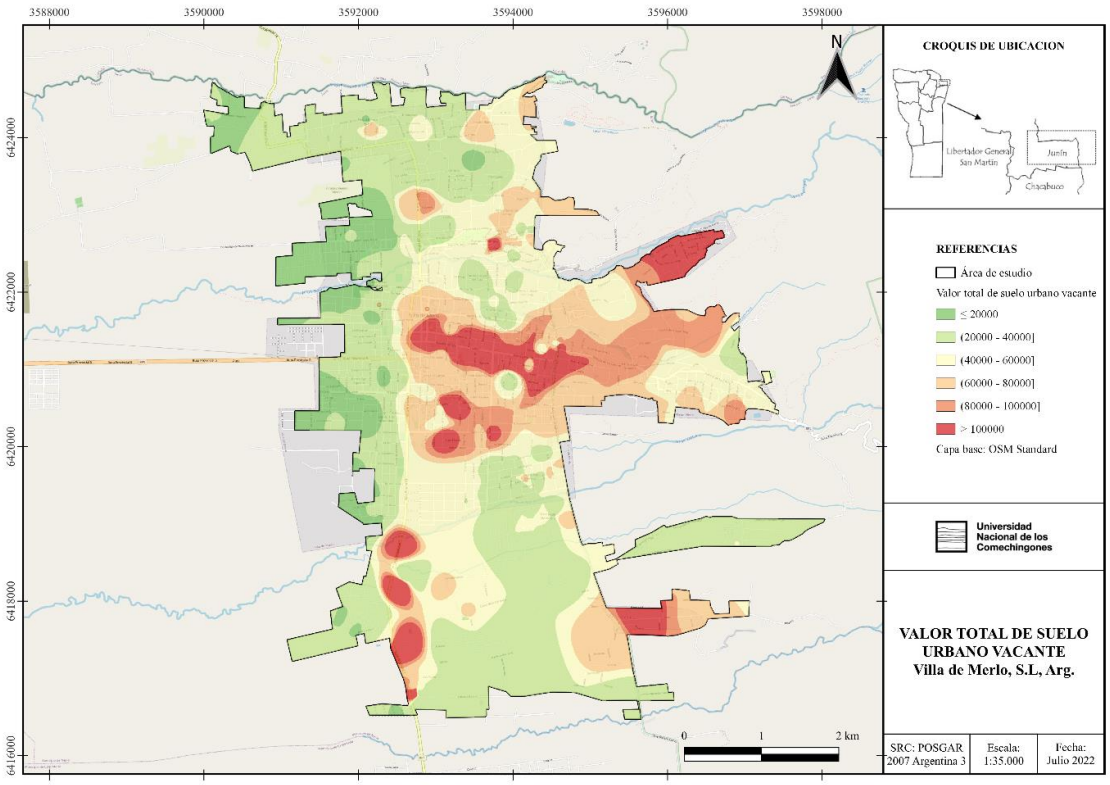


Figura 4. Valor total de suelo urbano vacante. Elaboración propia.

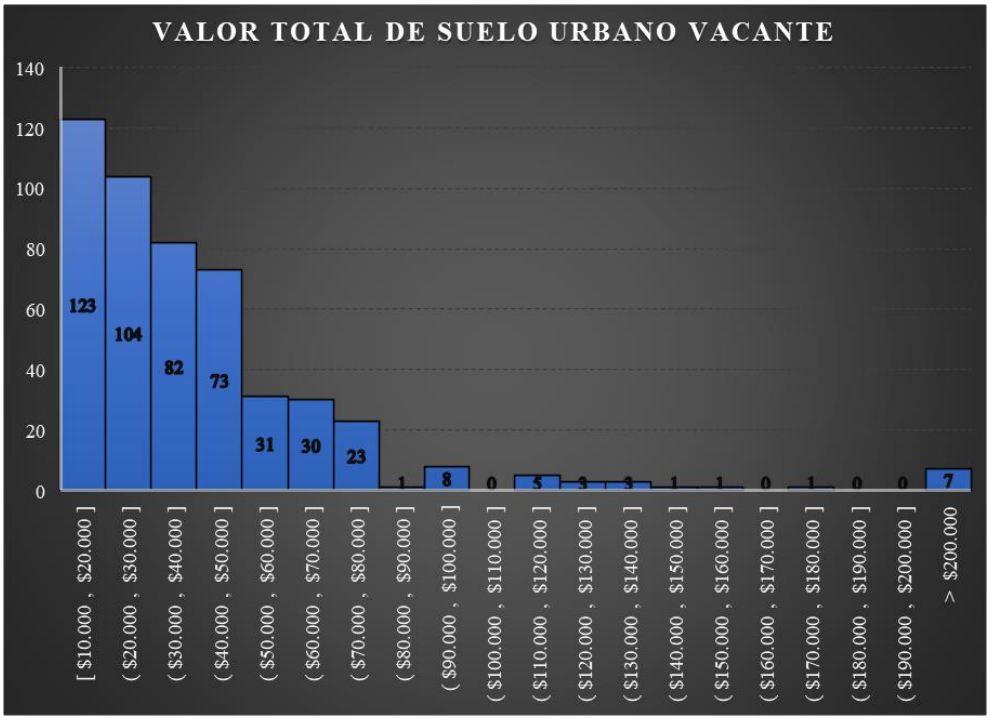


Figura 5. Histograma de frecuencias de valor total de suelo urbano vacante. Elaboración propia.

Valor por m^2 del suelo urbano vacante

En la cartografía que se presenta en la Fig. 6 se describe la variación del valor por m^2 del suelo urbano vacante, producto de dividir el valor total del suelo urbano vacante por la superficie del mismo, variables descriptas anteriormente.

El valor más bajo corresponde a 7,63 U$D/m^2, mientras que el más alto a 1.041,79 U$D/m^2. La serie de datos presenta una media igual a 46,98 U$D/m^2, una moda igual a 25,01 U$D/m^2, y una mediana igual a 35,00 U$D/m^2. En la Fig. 7 se añade un histograma de frecuencias que permite observar cuántos datos de cada rango de valores se ha relevado.

Los valores más altos, superiores a 100 U$D/m^2, se encuentran en el área céntrica de la ciudad (casco histórico y Av. Del Sol), en el Country Chumamaya, en parte del barrio Barranca Colorada, y en la zona circundante a la Plaza Poeta Lugones, en el barrio de Piedra Blanca. Por otro lado, tanto en el sur como en el oeste de la ciudad, los valores no superan los 60 U$D/m^2.

Algunas zonas, como el barrio Los Nogales y Abras del Chumamaya, presentan un valor menor a 40 U$D/m^2; sin embargo, si se observa la Fig. 4 su valor total se enmarca en las categorías más elevadas. Principalmente esto sucede ya que en la Fig. 3 se aprecia que la superficie allí es elevada. Por lo tanto, es necesario destacar que no debe analizarse solo la presente cartografía, sino que es imprescindible integrar las anteriores para comprender mejor lo descripto.

Asimismo, debe tenerse en cuenta la Fig. 2. b., ya que, como se mencionó, allí puede observarse la precisión del valor calculado, de acuerdo con la cantidad de datos disponibles.

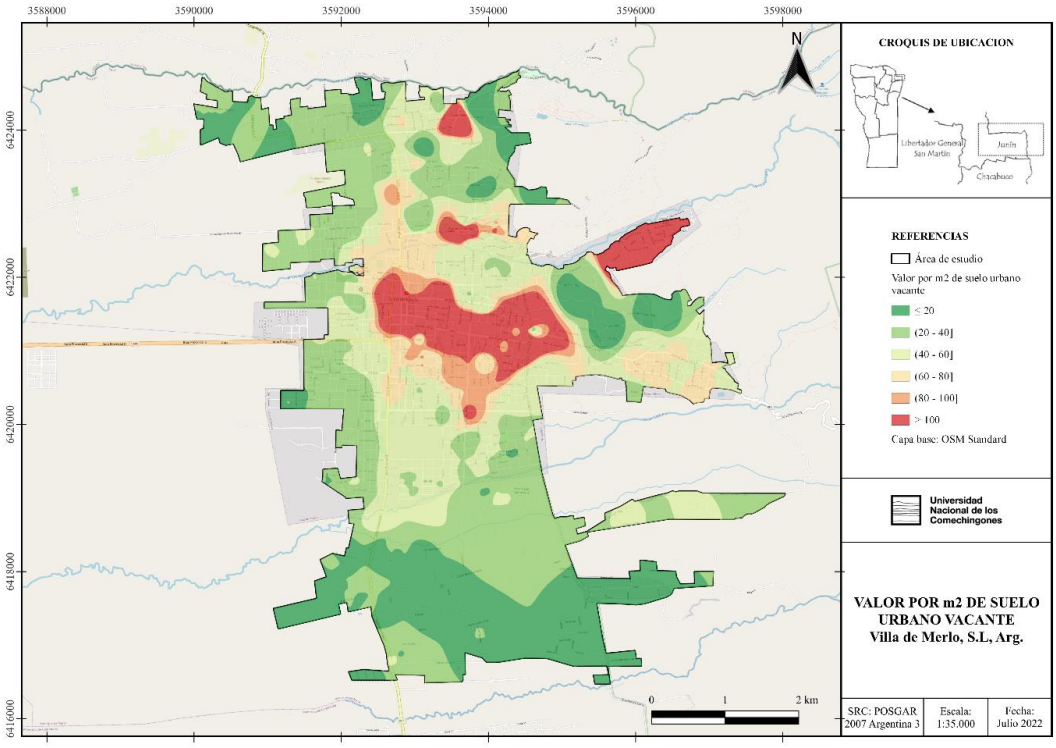


Figura 6. Valor por m2 de suelo urbano vacante. Elaboración propia.

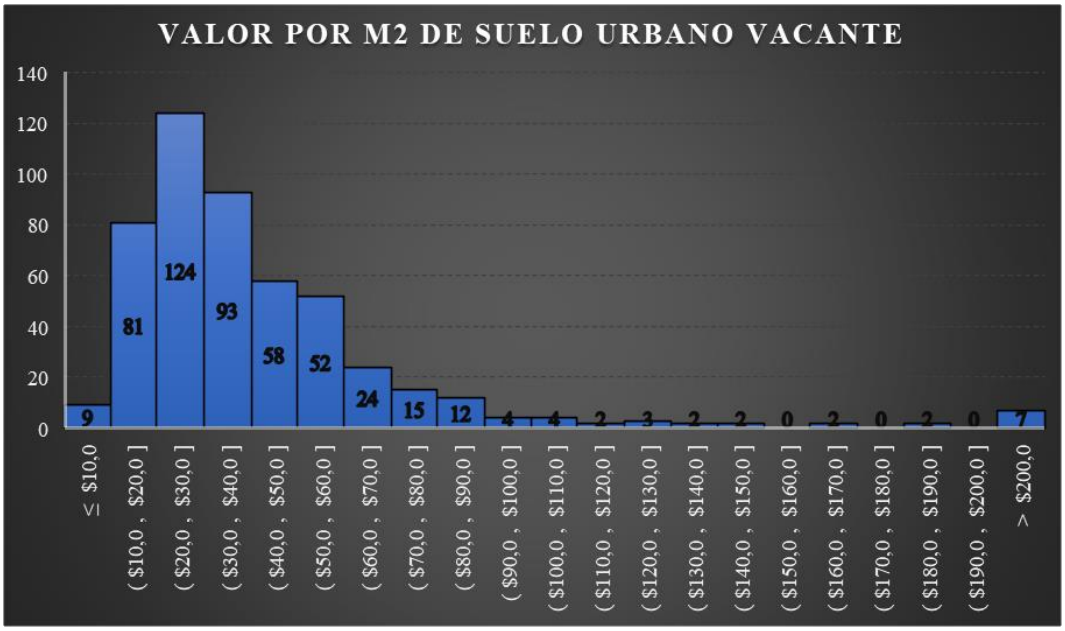


Figura 7. Histograma de frecuencias de valor por m^2 de suelo urbano vacante. Elaboración propia.

CONCLUSIONES

El relevamiento de datos realizado permite contar con información de base para el monitoreo de la variación del suelo urbano vacante, tanto en su oferta y distribución, como en la alteración de sus valores. Por lo tanto, la metodología descripta podrá replicarse en el área de estudio constituyendo una herramienta de gestión del territorio que permita describir la dinámica del mercado.

Las cartografías presentadas resultan útiles para comprender las variables analizadas, constituyendo un documento de consulta, permitiendo orientar estrategias de inversión, y convirtiéndose en insumo para la elaboración de planes y estrategias de ordenamiento territorial.

Resulta de vital importancia tener en cuenta que todo lo presentado aquí trata de una fotografía de un área en un momento determinado. Por lo tanto, este trabajo se propone servir como primera imagen de una variable que continuará actuando bajo una cierta dinámica, la cual se incentiva monitorear periódicamente. Además, tener presente que aquí no se ha relevado la totalidad del suelo urbano vacante, sino solamente aquellos ofertados en páginas web de inmobiliarias.

Por otra parte, podrían desprenderse diversos trabajos del aquí presentado. Por ejemplo, sería interesante analizar cómo influye el valor del suelo en los patrones de crecimiento de la ciudad, y en la ocupación del suelo en relación con las diversas clases socioeconómicas que habitan el territorio. También, resultaría importante replicar el presente trabajo en localidades circundantes, con la finalidad de realizar un análisis territorial del mercado a mayor escala, logrando identificar patrones, dinámicas, distribución, y áreas de influencia.

Probablemente sea de utilidad para futuras estrategias de ordenamiento territorial. Por ejemplo, en el caso de plantearse una estrategia de compactación urbana, resultará

relevante contar con un relevamiento del suelo urbano vacante en venta, el cual podría ser objeto de refuncionalización.

Por último, cabe resaltar la gran importancia de la existencia de las TIG (tecnologías de información geográfica) y los SIG (sistemas de información geográfica) para llevar a cabo este tipo de relevamientos, para operar matemáticamente las entidades y sus atributos, y para cartografiar los resultados.

REFERENCIAS

Espinosa, D. El territorio: un objeto complejo y dinámico que requiere del ordenamiento territorial. *Revista Escenarios* n°8 p 10-12 (2021).

Estudio del Mercado de Suelo Urbano de la Provincia de Córdoba. Infraestructura de Datos Espaciales de Córdoba (2021).

González, R., Otero, A., Nakayama, L. y Marioni, S. Las movilidades del turismo y las migraciones de amenidad: problemáticas y contradicciones en el desarrollo de centros turísticos de montaña. *Revista de Geografía Norte Grande* n°8 (2009).

Trivi, N. Expansión urbana privatizada y migración de amenidad en destinos serranos. Loteos y urbanizaciones cerradas en el Valle del Conlara (provincia de San Luis, Argentina). *IX Jornadas de Sociología de la UNLP*. En: Actas publicadas (2016).

SEISMIC RELIABILITY OF ISOLATED BRIDGES

Elena Miceli[a], Marianela Ripani[b,c], Guglielmo Amendola[a] and Paolo Castaldo[a]

[a]*Politecnico di Torino, Corso Duca degli Abruzzi, 10129, Torino, ITALIA*
[b]*Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Buenos Aires, ARGENTINA*
[c]*CONICET, Consejo Nacional de Investigaciones Céntificas y Técnicas, Buenos Aires, ARGENTINA*

e-mail: paolo.castaldo@polito.it

ABSTRACT

This work assesses the seismic reliability of an existing five-span reinforced concrete (RC) bridge isolated with FPS (Friction Pendulum System) devices. A nonlinear 3D finite element model of the isolated bridge is implemented in OpenSees, incorporating appropriate constitutive laws for the materials and isolators. Subsequently, nonlinear time-dependent history analyses are carried out using seismic inputs that are generated and scaled to increasing intensity levels to define incremental dynamic analysis (IDA) curves. The numerical analyses consider uncertainties in both the friction coefficient and ground motions. The results obtained are related to the displacements of the isolators and the piers, assumed as engineering demand parameters (EDPs). Then, using specific damage limit states for the selected EDPs, seismic fragility curves are derived. Finally, considering the seismic hazard curve for the reference site of L'Aquila (Italy), seismic reliability (over 50 years) is evaluated through the convolution integral between seismic hazard and seismic fragility results.

Keywords: Earthquake, Reliability, FPS Isolation, Bridges, Numerical Analysis

INTRODUCTION

Currently, one of the most effective strategies to enhance the seismic performance of bridges involves the use of seismic isolation techniques. The main purpose of isolation systems is to mitigate seismic inertia forces transmitted from the deck to the substructure by increasing the effective period of the structure (Ghobarah and Ali, 1988; Jangid, 2004). Various types of isolation devices have been developed, including high- and low-damping elastomeric bearings, lead-rubber bearings, and sliding bearings (Constantinou et al., 2007; Rele et al., 2021). Among these, Friction Pendulum System (FPS) bearings offer several advantages, such as decoupling the isolation period from the superstructure mass and providing energy dissipation through friction between the slider and the concave surface (Tongaonkar et al., 2003; Zayas et al., 1990). Several studies have specifically investigated the seismic behavior of FPS-isolated bridges. For example, Kim and Yun (2007) analyzed the seismic performance of a three-span continuous highway bridge with double concave FPS devices. Kunde and Jangid (2006) evaluated different mathematical models to simulate bridge responses under real earthquake records, confirming the effectiveness of simplified models in capturing pier and deck flexibility. Eröz and DesRoches (2013) studied the influence of modeling parameters, including geometry and material properties of both bridge and isolators,

using 3D numerical models of multi-span steel girder bridges with FPS bearings. Panchal et al. (2021) assessed the efficiency of variable curvature FPS devices under near-fault ground motions in continuous deck bridges. Reliability-based design charts for FPS isolators in multi-span bridges were developed by Castaldo et al. (2022), offering useful guidance for design applications. Furthermore, advanced modeling approaches such as those proposed by Buckle et al. (2006) have highlighted the importance of including multiple degrees of freedom to accurately capture the seismic response of bridges under spatially varying earthquake ground motions (SVEGM). This factor becomes particularly significant when analyzing the propagation of seismic waves along extended structures, due to variations in amplitude, frequency content, and arrival time at different supports (Lupoi et al., 2005; Sextos et al., 2009; Shinozuka et al., 2000).

In this context, the present study investigates the seismic response of conventional reinforced concrete (RC) highway bridges equipped with FPS isolation. A five-span simply supported bridge located near L'Aquila, Italy, is selected as a case study. Nonlinear 3D time-history analyses are carried out using OpenSees software (McKenna et al., 2010), considering the friction coefficient of the isolators as a random variable modeled with a standard normal distribution. To evaluate the seismic performance under different intensity levels, incremental dynamic analyses (IDA) are performed, providing statistical data on pier responses. Seismic fragility curves are subsequently derived based on multiple damage limit states. The seismic reliability of both piers and FPS devices is then assessed over a 50-year reference period, using the seismic hazard curve corresponding to the L'Aquila site.

MODELING OF THE CASE STUDY BRIDGE

The case study focuses on an existing straight simply supported reinforced concrete (RC) bridge, constructed in 1979 and located in central Italy, near the border between the Marche and Abruzzo regions. According to Italian guidelines (MIT, 2018), the design peak ground acceleration at the site for the life safety limit state corresponds to 0.3g. The superstructure spans a total length of 163 m and consists of five simply supported spans with approximately similar length. The deck has an overall width of 12.5 m and comprises RC I-girders connected by a 27 cm thick RC slab. The substructure features unreinforced elastomeric bearings (70 × 50 × 2 cm) placed under each girder, along with a pier cap having a hollow rectangular cross-section with a width of 11 m. The bridge is supported by four RC piers of varying heights: h_1 = 9.75 m, h_2 = 13.4 m, h_3 = 12.35 m, and h_4 = 10.22 m. Each pier has a circular cross-section with a diameter of 2.6 m, a concrete compressive strength of 29.1 MPa, and a longitudinal reinforcement ratio of 1.6%, with steel bars exhibiting a yield strength of 420 MPa. Transverse reinforcement consists of hoops spaced at 44 cm, resulting in a total transverse steel ratio of 0.055%. At both ends of the bridge, seat-type abutments without skew are provided, each housing five elastomeric bearings placed on the abutment stem wall. Considering the structural and material characteristics of the bridge, along with the absence of seismic detailing and the limited confinement offered by the transverse reinforcement, it is assumed that a retrofit intervention has been carried out. Specifically, the original elastomeric bearings have been replaced with Friction Pendulum System (FPS) isolators in addition to continous connection of the spans.

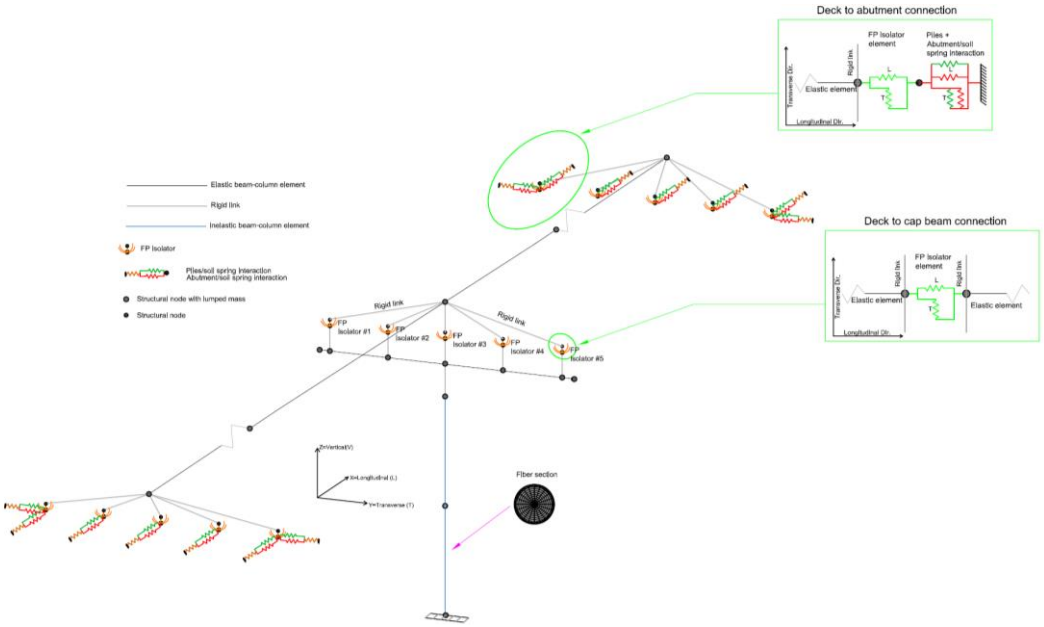


Figure 1. Schematic representation of the threedimensional model.

A three-dimensional nonlinear finite element (FE) model of the isolated bridge was developed using OpenSees (McKenna et al., 2010). Fig. 1 presents the numerical model and the adopted modeling strategies for the key bridge components. Given that the superstructure is expected to remain elastic under seismic loading, the deck is modeled using one elastic *beam-column* elements per span having a cross-section made by the five longitudinal beams and the slab on top. Each element is assigned the appropriate sectional properties, material characteristics, and mass per unit length, contributing to the lumped mass matrix of the structure.

Material nonlinearity is introduced exclusively in the RC piers and FPS isolation devices. Each pier is modeled using two *force-based beam-column* elements with fiber sections based on the Euler-Bernoulli theory. The fiber sections incorporate both confined and unconfined concrete fibers to accurately represent the section behavior. Geometric nonlinearity is accounted for by including P-Delta effects in the pier modeling. Concrete fibers are modeled using the *Concrete02* material in OpenSees, and Mander et al. (1988) to model the limited confined behaviour. Reinforcing steel fibers (both longitudinal and transverse) are modeled with the *Steel02* uniaxial material model. The ultimate strain is equal to 0.1.

The modeling approach for the abutments follows the recommendations outlined in the Caltrans Seismic Design Criteria (Caltrans, 2019).

The isolation system consists of FPS bearings, which replace the original elastomeric bearings at both the pier caps and abutments, with five devices placed at each location. These isolators are modeled using the *SingleFrictionPendulumBearing* element available in OpenSees.

A parametric study is carried out in this work to compare the seismic response of the bridge for two different radii of curvature, which directly affect the level of seismic isolation. According to Jangid (2004), the relationship between the isolation period T_1 and the radius of curvature R is given by:

$$T_1 = 2\pi \left(R / g \right)^{0.5} \quad (1)$$

In this study, one isolation period is considered equal to 2 seconds, corresponding to a radius of curvature of 1 meter.

Regarding the other parameters, the performance of FPS bearings is highly sensitive to the friction coefficient, which is influenced by parameters such as pressure, temperature, and sliding velocity. Based on the experimental studies by Mokha et al. (1990) and Constantinou et al. (1990), the sliding friction coefficient is modeled as a velocity-dependent function using the following expression:

$$f(v) = f_{\max} - (f_{\max} - f_{\min}) e^{-\alpha |v|} \quad (2)$$

where f_{max} represents the friction coefficient at high sliding velocities, f_{min} is the coefficient at low velocities, and α controls the transition rate between the two. In this study, α is set to 30, and f_{min} is taken as one-third of f_{max}, following the recommendations of Castaldo and Amendola (2021). Given the significant uncertainty in the statistical behavior of the friction coefficient under dynamic loading, f_{max} is treated as a random variable, assumed to follow a standard normal distribution bounded between 2% and 8%. A total of ten realizations of f_{max} are generated using the Latin Hypercube Sampling (LHS) method to ensure a representative sampling of the parameter space.

In line with the principles of performance-based earthquake engineering, this study distinguishes between uncertainty due to varying seismic intensity and record-to-record variability. An intensity measure (IM) is introduced to represent the randomness associated with seismic intensity through a seismic hazard curve. In contrast, variability in ground motion characteristics at a fixed intensity level is captured by generating a suite of seismic records, all scaled to a common IM value. The chosen IM is the spectral displacement $S_d(\xi_1,T_1)$, corresponding to the isolation period T_1 and damping ratio ξ_1. A set of 30 artificial acceleration time histories is generated to simulate far-field seismic events, assuming a constant incidence angle of 30° relative to the longitudinal axis of the bridge. Seismic input components along the longitudinal and transverse directions are obtained by projecting the generated accelerograms through the cosine and sine of the incidence angle, respectively, following the scaling process.

INCREMENTAL DYNAMIC ANALYSIS

The first step in assessing seismic reliability involves performing Incremental Dynamic Analysis (IDA), a widely used method in performance-based earthquake engineering. IDA evaluates the structural response of a system under progressively increasing levels of seismic intensity. Specifically, it consists of subjecting the structure to a suite of ground motion records, each scaled to various intensity levels, to characterize the evolution of Engineering Demand Parameters (EDPs) as a function of the selected Intensity Measure (IM).

In this study, the chosen IM is the spectral displacement $S_d(\xi_1,T_1)$, as previously explained. A total of nine IM levels are considered, covering return periods from 30 to 2475 years, with associated exceedance probabilities over a 50-year period decreasing from 81% to 2%.

The nonlinear dynamic analyses are performed in OpenSees, where the system of nonlinear equations is solved using the Krylov-Newton iterative algorithm. The convergence criterion is based on the norm of the displacement increment, with a

tolerance of 10^{-8}. A maximum of 200 iterations is permitted per time step, and the integration time step is set to 0.005 seconds.

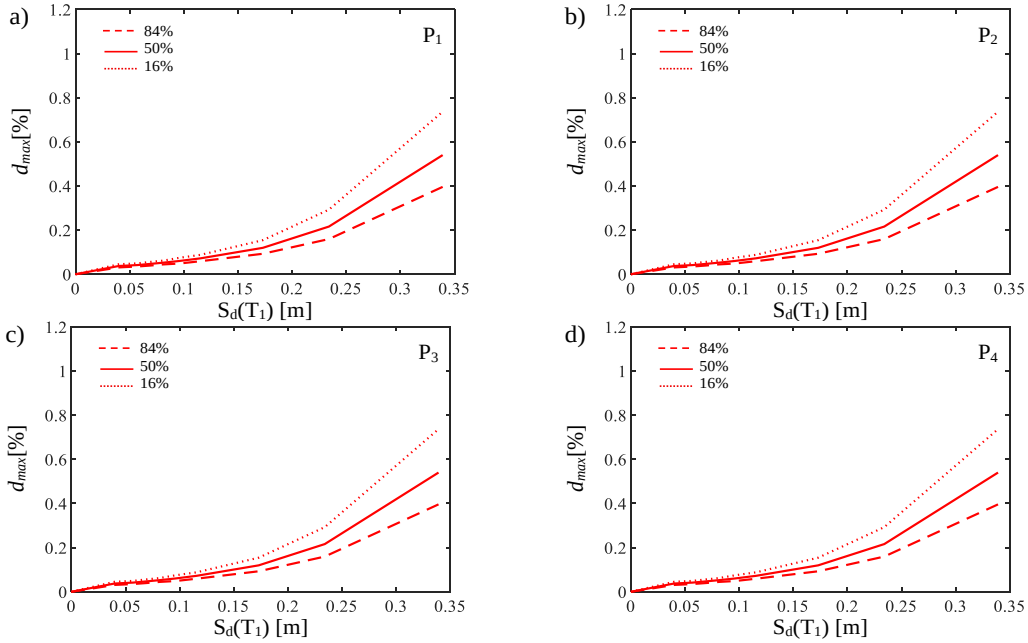


Figure 2. IDA results for the pier drift ratio for: a) pier 1, b) pier 2, c) pier 3, d) pier 4.

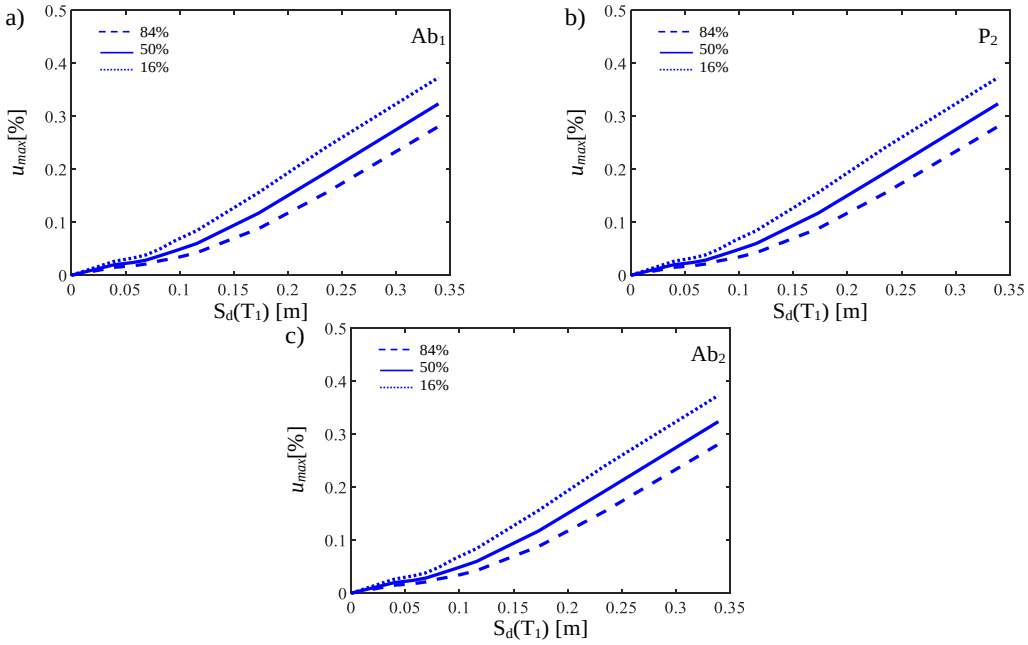


Figure 3. IDA results for the displacement of the isolators on top of: a) abutment 1, b) pier 2, c) abutment 2.

The structural response is quantified in terms of two engineering demand parameters (EDPs): the pier drift ratio *d(t)*, defined as the relative displacement between the top and bottom of each pier, normalized by the pier height, and the displacement of the FPS *u(t)*. Both the quantities are computed as the vectorial sum of displacements in the

longitudinal and transverse directions over time. Then, the peak values over the time history, denoted as d_{max} and u_{max}, are extracted for each simulation. These peak values, assumed as the EDPs, are demonstrated to follow a lognormal distribution, characterized by a geometric mean and dispersion, calculated across the 300 simulations conducted for each IM level (i.e., 30 seismic records combined with 10 friction coefficient realizations).

By evaluating the statistical characteristics of the EDPs at increasing IM levels, the IDA curves are developed and presented in Fig. 2 and Fig. 3 for, respectively, the drift ratio and the FPS displacement.

It is important to note that the IDA curves presented in this study do not include collapse cases, which are instead considered in the fragility analysis.

In general, the demand on the bridge piers, expressed as peak drift ratios, shows a more pronounced nonlinear behavior, with larger dispersion at higher intensity levels. Conversely, the response of the FPS isolators remains nearly linear across the full intensity range, with displacements significantly lower in variability. While the piers show some sensitivity to structural configuration and geometric characteristics (e.g., pier height), the isolator displacements appear largely independent of these factors. As expected, the displacement demand on the FPS devices is notably lower than the drift demand observed in the piers, highlighting the effectiveness of the isolation system in reducing seismic demand on the substructure.

RELIABILITY EVALUATION

The seismic reliability of the isolated bridge system is assessed according to the PBEE framework, by first computing the seismic fragility curves for selected engineering demand parameters, namely, pier drift ratios and FPS bearing displacements, corresponding to a fixed isolation period (T_1 = 2 s), a single incident angle, and a 5-span configuration.

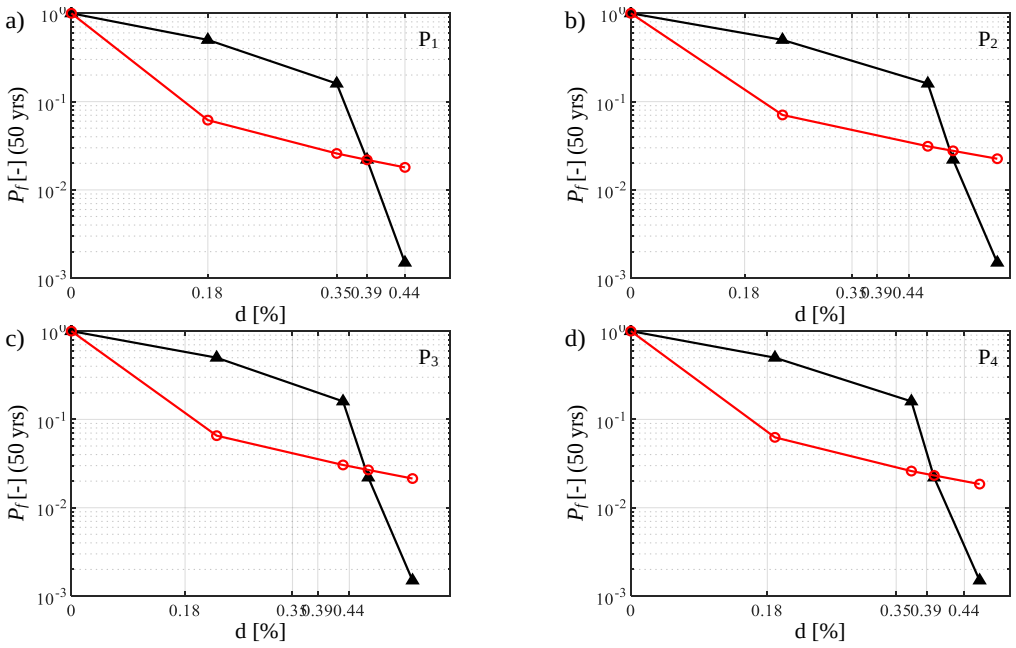


Figure 4. Seismic reliability results for the pier drift ratio for: a) pier 1, b) pier 2, c) pier 3, d) pier 4.

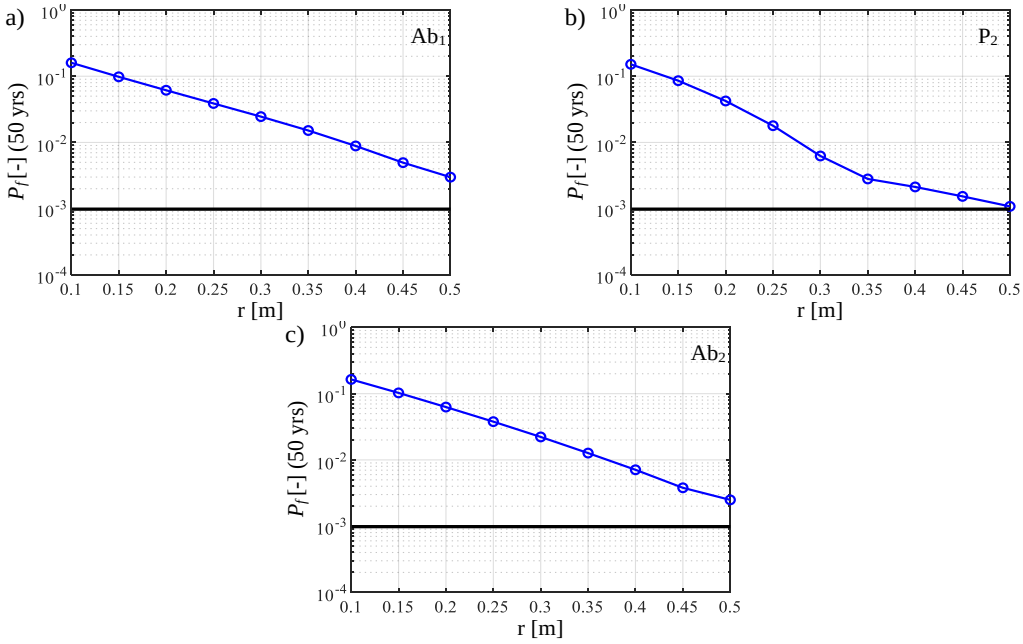


Figure 5. Seismic reliability results for the displacement of the isolators on top of: a) abutment 1, b) pier 2, c) abutment 2.

Limit state thresholds for the piers are defined based on strain criteria scaled for isolated systems, while thresholds for the FPS bearings are related to their in-plane displacement capacity. The fragility curves are derived from nonlinear dynamic analyses using the total probability theorem to account for both non-collapse and collapse cases. These curves are then integrated with the site-specific seismic hazard curve (for L'Aquila, Italy) to obtain the mean annual frequency of exceeding each damage limit state. Finally, this frequency is converted into a 50-year probability of exceedance via a Poisson process assumption and compared with the target probabilities defined in performance-based design guidelines. Results show that the third pier, due to its greater height, exhibits higher fragility and lower reliability across all limit states compared to the first pier.

Furthermore, while the isolators placed at the abutments show greater displacement demands than those at intermediate piers, the probability of failure for both substructure and isolator components remains below the target thresholds for low-to-moderate damage states. However, exceedance of the target probability for the highest limit state (complete damage) is observed for the substructure, primarily due to the stringent drift limits imposed on isolated systems. Overall, the system demonstrates adequate reliability under the design conditions considered, with isolators showing more favorable performance than the piers.

CONCLUSIONS

This study assesses the seismic reliability of a base-isolated 5-span bridge configuration subjected to uniform ground motion, a fixed isolation period of 2 seconds, and a single incidence angle of 30°, following the performance-based earthquake engineering framework. The analysis, which combined incremental dynamic analysis, fragility assessment, and convolution with site-specific hazard curves, showed that the seismic isolation system significantly improves the structural performance, particularly by

reducing the probability of exceeding lower damage limit states. The friction pendulum bearings exhibited high reliability, with probabilities of failure well below the prescribed thresholds across all displacement limit states. Regarding the substructure, while the piers generally demonstrated satisfactory performance, the most flexible pier showed exceedance probabilities above the target value at the complete damage state, highlighting a critical point of attention for the design. Overall, the results confirm the effectiveness of the adopted isolation strategy in reducing seismic vulnerability under uniform excitation, though the fulfillment of performance objectives at the highest damage levels remains sensitive to pier flexibility and the associated drift demands. Future works could include the spatial variability of earthquake ground motion which can be important for these types of structures that span for very long distances.

ACKNOLEDGMENTS

This study was carried out within the RETURN Extended Partnership and received funding from the European Union Next-GenerationEU (National Recovery and Resilience Plan-NRRP, Mission 4, Component 2, Investment 1.3—D.D. 1243 2/8/2022, PE0000005).

This work is also part of the research activity developed by the authors within the framework of the “PNRR”: MOST – Sustainable Mobility National Research Center - SPOKE 7 “Cooperative Connected and Automated Mobility and Smart Infrastructures” - WP4" and received funding from the European Union Next-GenerationEU (PIANO NAZIONALE DI RIPRESA E RESILIENZA (PNRR) – MISSIONE 4 COMPONENTE 2, INVESTIMENTO 1.4 – D.D. 1033 17/06/2022)

REFERENCES

Buckle I., Constantinou M., Dicleli M., Ghasemi H. (2006). Seismic isolation of highway bridges. Special Report MCEER-06-SP07. University at Buffalo, New York.

Caltrans. (2019). Seismic Design Criteria Version 2.0. California Department of Transportation, Sacramento.

Castaldo P., Amendola G. (2021). Optimal sliding friction coefficients for isolated viaducts and bridges: a comparison study. Structural Control and Health Monitoring, 28(12), pp. 1-27.

Castaldo P., Amendola G., Giordano L., Miceli E. (2022). Seismic reliability assessment of isolated multi-span continuous deck bridges. Ingegneria Sismica - International Journal of Earthquake Engineering, 3.

Constantinou M.C., Mokha A., Reinhorn A.M. (1990). Teflon bearings in base isolation. II: Modeling. Journal of Structural Engineering, 116(2), pp. 455-474.

Constantinou M.C., Whittaker A.S., Fenz D.M, Apostolakis G. (2007). Seismic isolation of bridges. University at Buffalo, New York.

De Iuliis M., Miceli E., Castaldo P. (2024). Machine learning modelling of structural response for different seismic signal characteristics: A parametric analysis. Applied Soft Computing, 164, 112026.

Eröz M., DesRoches R. (2013). The influence of design parameters on the response of bridges seismically isolated with the friction pendulum system (FPS). Engineering structures, 56, pp. 585-599.

Ghobarah A., Ali H.M. (1988). Seismic performance of highway bridges. Engineering Structures, 10(3), pp. 157-166.

Jangid R.S. (2004). Seismic Response of Isolated Bridges. Journal of Bridge Engineering, 9(2), pp. 156-166.
Kim Y.S., Yun C.B. (2007). Seismic response characteristics of bridges using double concave friction pendulum bearings with tri-linear behaviour. Engineering Structures 29(11), pp. 3082-3093.
Kunde MC, Jangid RS. (2006). Effects of pier and deck flexibility on the seismic response of isolated bridges. Journal of Bridge Engineering, 11(1), pp. 109-121.
Lupoi A., Franchin P., Pinto P.E., Monti G. (2005). Seismic design of bridges accounting for spatial variability of ground motion. Earthquake Engineering and Structural Dynamics, 34(4-5), pp. 327-48.
Mander J.B., Priestley M.J.N., Park R. (1988). Theoretical Stress-Strain Model for Confined Concrete. Journal of Structural Engineering, 114(8), pp. 1804-1826.
McKenna F., Scott M.H., Fenves G.L. (2010). Nonlinear Finite-Element Analysis Software Architecture Using Object Composition. Journal of Computing in Civil Engineering, 24(1), pp. 95-107.
Mokha A., Constantinou M.C., Reinhorn A.M. (1990). Teflon bearings in base isolation. I: Testing. Journal of Structural Engineering, 116(2), pp. 438-454.
Panchal V.R., Jangid R.S., Shobhana B.B. (2021). Seismic performance of bridges with variable friction pendulum system. International Journal of Structural Engineering, 11(4), pp. 342-363.
Rele R., Balmukund R., Bhattacharya S., Cui L., Mitoulis S.A. (2021). Application of controlled-rocking isolation with shape memory alloys for an overpass bridge. Soil Dynamics and Earthquake Engineering, 149(106827).
Sextos A.G., Kappos A.J. (2009). Evaluation of seismic response of bridges under asynchronous excitation and comparisons with Eurocode 8-2 provisions. Bullettin of Earthquake Engineering, 7, pp. 519-45.
Shinozuka M., Saxena V., Deodatis G. (2000). Effect of spatial variation of ground motion on highway structures. Princeton.
Tongaonkar N.P., Jangid R.S. (2003). Seismic response of isolated bridges with soil–structure interaction, Soil Dynamics and Earthquake Engineering, 23(4), pp. 287-302.
Zayas V.A., Low S.S., Mahin S.A. (1990). A simple pendulum technique for achieving seismic isolation. Earthquake Spectra, 6(2), pp. 317-333.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE HUMEDALES EN RELACIÓN A LA RETENCIÓN DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS

María P. Pasquale Pérez[a], Eleonora Carol[a], Lucía Santucci[a] y Leandro Tatone[b]

[a]*Centro de Investigaciones Geológicas (CIG), CONICET - UNLP, ARGENTINA.*
[b]*Laboratorio de Química Ambiental y Biogeoquímica (LAQAB), CIC – UNLP, ARGENTINA*

e-mail: mppasqualep@cig.unlp.edu.ar

RESUMEN

Los humedales constituyen ambientes de relevancia por los numerosos servicios ecosistémicos que proveen, como la depuración de aguas y retención y eliminación de compuestos nocivos para el medio. En el litoral de la Bahía Samborombón se desarrollan numerosos humedales, muchos de los cuales se encuentran afectados por actividades antrópicas. El objetivo del trabajo es evaluar la concentración de metales pesados en sedimentos del área de humedales localizada en el litoral sur de la bahía comparando zonas que reciben aportes mareales, zonas con aportes de agua de lluvia y zonas con aportes de plantas de tratamiento de efluentes cloacales. Para ello se determinó la concentración pseudototal de Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr y Ni en 45 muestras de sedimentos superficiales mediante espectrometría de absorción atómica, estimándose posteriormente el factor de enriquecimiento (FE). Los resultados obtenidos muestran que los sedimentos extraídos en el sector del humedal que recibe el vuelco del efluente presentan un enriquecimiento moderado (2<FE<5) a significativo (5<FE<20) en Cu, Zn y Pb, registrando el punto más próximo al efluente un enriquecimiento muy alto (20<FE<40) en Cu. Dentro de esta zona de humedales se destaca que los sectores enriquecidos se localizan sólo en los sitios próximos al vuelco. En el resto de los sitios muestreados los enriquecimientos son deficientes a mínimos (EF<2), excepto el Zn que mostró en algunas muestras un enriquecimiento moderado en el sector con aportes de agua de lluvia. Esto estaría evidenciando, por un lado, la existencia de aportes al humedal de metales pesados desde los efluentes y, por otro, la pronta retención de éstos en los sedimentos, proceso que contribuiría a la depuración del agua superficial que fluye por el humedal.

Palabras Clave: Humedal, Sedimentos, Factor de enriquecimiento.

INTRODUCCIÓN

Los humedales son ambientes altamente productivos que brindan numerosos servicios ecosistémicos como la depuración de aguas, retención y eliminación de compuestos nocivos para el medio. Sin embargo, el aporte de contaminantes por actividad antrópica puede superar la capacidad depuradora de estos ecosistemas, llevando a una disminución de la calidad del agua y los suelos en ellos (Zhang et al., 2016).

El litoral sur de la Bahía Samborombón (Buenos Aires), comprende un ambiente de humedales que fueron evolucionando con la migración norte de la línea de costa. En este contexto sólo los sectores costeros reciben aportes de flujos mareales mientras que, los sectores más continentales se encuentran actualmente fuera de la influencia mareal recibiendo aportes principalmente del agua de las lluvias. En estos últimos, existen también aportes de vertidos desde plantas de tratamientos de efluentes cloacales

procedentes de zonas turísticas aledañas. El objetivo del trabajo es evaluar la concentración pseudototal y la distribución de 7 metales en sedimentos, comparando sectores del humedal con y sin influencia de efluentes desde la planta depuradora de residuos cloacales y zonas que reciben aportes mareales (ver Fig. 1).

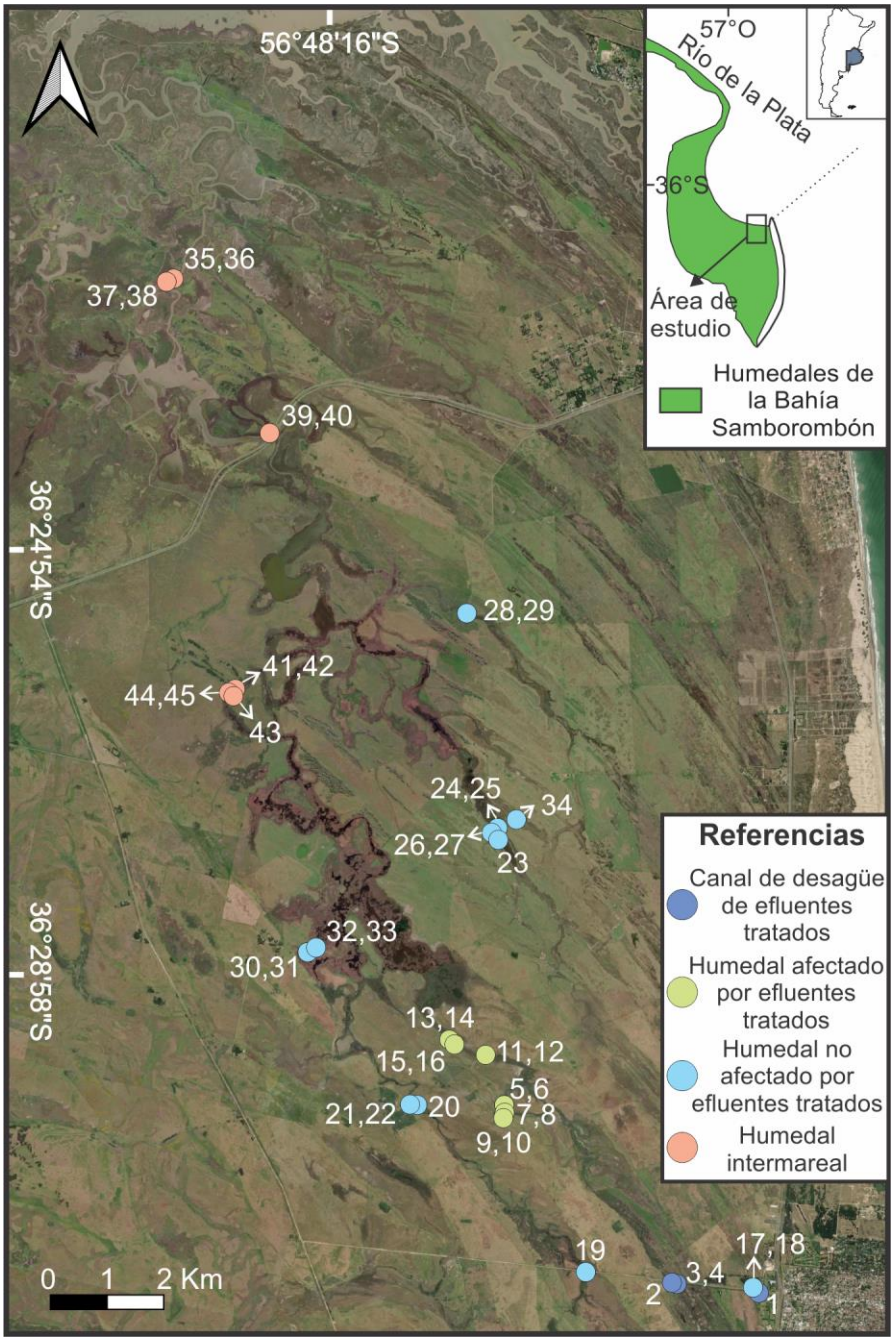


Figura 1. Ubicación del área de estudio y puntos de muestreo.

MÉTODOS

A partir del análisis hidrogeomorfológico del área estudiada se identificaron los sectores del humedal que reciben aportes mareales y los que se encuentran en zonas más continentales actualmente fuera del ciclo mareal. Dentro de estos últimos, se

delimitaron los sectores que reciben aportes de vertidos procedentes de una planta de tratamiento de efluentes cloacales. En estos humedales (ver Fig. 1), se recolectaron muestras de sedimentos superficiales, las cuales se distribuyen en el canal de desagüe de la planta depuradora de efluentes cloacales y el sector del humedal donde desemboca la misma (n = 16), en humedales adyacentes que no se encuentran afectados por los efluentes tratados (n = 18) y en el sector de humedal intermareal (n = 11). Las muestras fueron transportadas al laboratorio en bolsas de polietileno, y las mismas fueron secadas al aire y molidas para su posterior tratamiento.

La determinación de la concentración pseudototal de metales en sedimentos (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr y Ni) se realizó mediante espectrometría de absorción atómica con llama de aire-acetileno (Thermo Elemental Solaar M5), previa digestión con agua regia (HCl-HNO_3 relación 3:1 v/v) y peróxido de hidrógeno. El control de calidad de los análisis incluyó la realización de blancos, duplicados y análisis de material de referencia certificado (CRM016-050, RTC: 89±27%). Con los datos obtenidos se calcularon las concentraciones promedio y desvío estándar en cada uno de los sectores del área de estudio para hacer una comparación general entre los mismos. A su vez, se compararon los valores promedio de cada sector con los límites de calidad de sedimento según la normativa canadiense (CCME, 2001)

A partir de las concentraciones de metales obtenidas se calculó el factor de enriquecimiento (FE) (Szefer et al., 1996) de acuerdo a la Ec. (1), utilizándose al Fe como elemento normalizador (Abrahim y Parker, 2008; Barbieri, 2016), y tomándose como concentración de referencia al valor promedio de la corteza continental superior (CCS) propuesto por McLennan 2001.

$$FE = (C_n/Fe)_{muestra}/(C_n/Fe)_{CCS} \quad (1)$$

Los FE obtenidos fueron categorizados según Sutherland, 2000 en deficientes a mínimos (FE<2), moderados (2<FE<5), significativos (5<FE<20) o muy altos (20<FE<40).

RESULTADOS

En la tabla I se presentan los valores promedio y desvíos estándar de cada uno de los sectores del humedal. En la misma se observa que las medias más altas para el Zn, Cu, Pb y Mn se encuentran en el canal de la planta depuradora y el humedal afectado por los efluentes tratados, y el Cr, Ni y Fe tienen los valores medios más altos en el humedal intermareal. De la comparación de los valores obtenidos con los límites de calidad de sedimento según la normativa canadiense se observa que en todos los casos las concentraciones de metales analizados se encuentran por debajo de dichos límites.

Tabla I. Valores promedio y desvío estándar de los metales en los sectores del humedal estudiado, con los límites de calidad de sedimento según la normativa canadiense.

	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Pb (ppm)	Mn (ppm)	Cr (ppm)	Ni (ppm)	Fe (ppm)
Canal de la planta y humedal afectado por efluentes tratados	77,4 (±61,7)	34,6 (±46,4)	15,1 (±13,4)	405,2 (±332,3)	6,3 (±3,7)	7,9 (±4,7)	18506,3 (±10484,8)
Humedal no afectado por efluentes tratados	51,2 (±21,9)	13,8 (±5,8)	8,0 (±2,9)	294,2 (±165,2)	6,2 (±2,9)	7,6 (±4,0)	17975,1 (±8256,2)
Humedal intermareal	55,6 (±9,6)	15,4 (±3,7)	10,4 (±2,6)	330,5 (±150,7)	8,4 (±2,2)	9,3 (±2,8)	22256,5 (±6821,7)
Nivel guía de sedimentos de agua dulce	123,0	35,7	35,0	-	37,3	-	-
Nivel guía de sedimentos marinos/ estuarinos	124,0	18,7	30,2	-	52,3	-	-

Los valores de FE obtenidos para cada uno de los metales en los distintos sectores del humedal evidencian la existencia de variaciones espaciales (ver Fig. 2a, 2b y 2c). Los mayores FE se registran en los puntos de muestreo asociados al canal de desagüe de la planta depuradora de efluentes, los cuales presentan un enriquecimiento en Zn, Cu y Pb, con valores que oscilan entre moderado (punto 2, ver Fig. 2a), significativo (punto 1 para las concentraciones de Zn y Pb, puntos 3 y 4, ver Fig. 2a) y muy alto (punto 1 para Cu, ver Fig. 2a). Aguas abajo de este canal, en el humedal que recibe sus vertidos los valores del FE son menores a 2, indicando un enriquecimiento deficiente a mínimo para la mayoría de los metales (ver Fig. 2a). Solamente en los puntos 8 y 9 se presenta un enriquecimiento moderado en Mn, lo cual podría deberse a la presencia de suelos hidromórficos donde las concreciones de Mn son frecuentes.

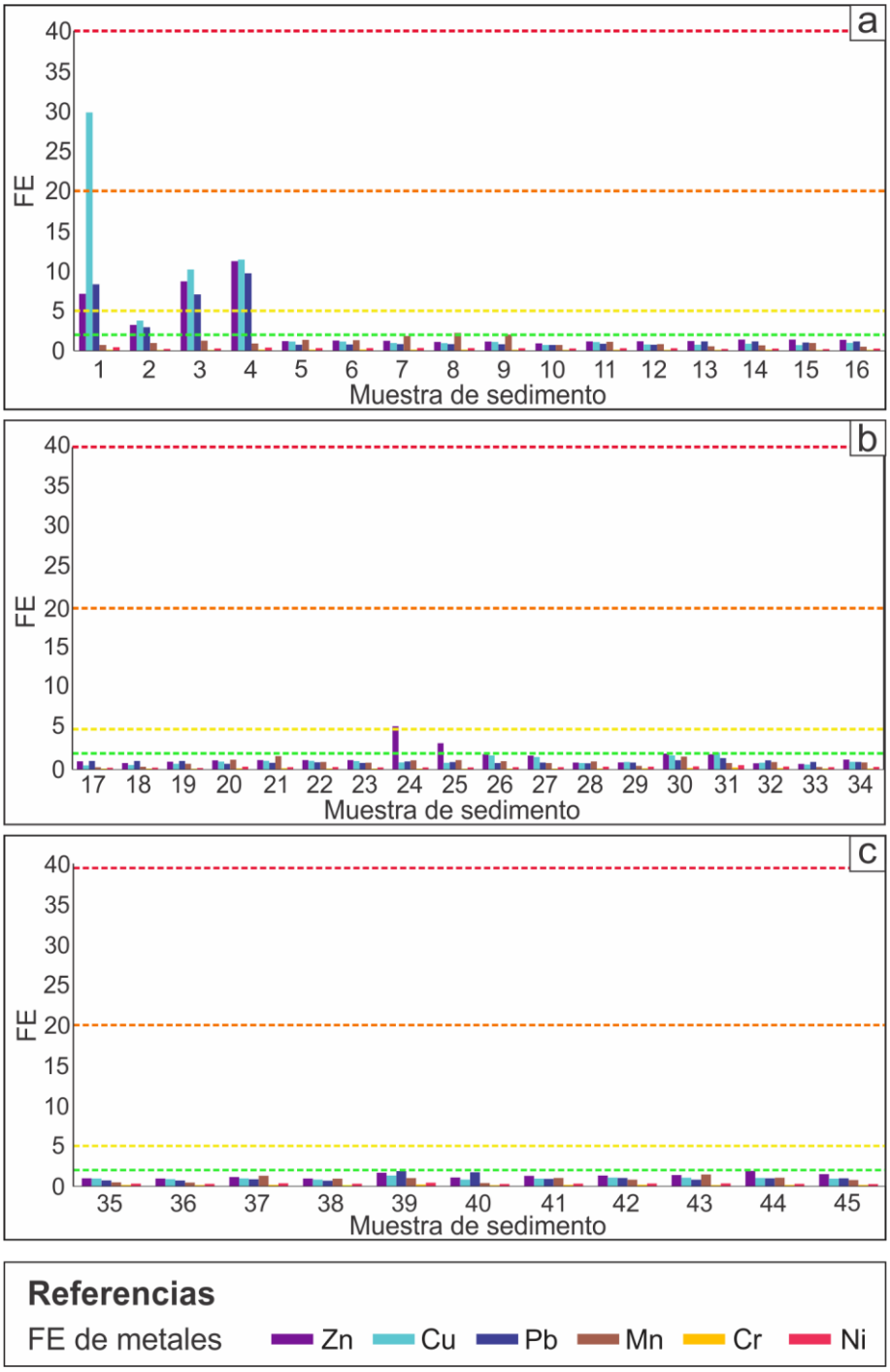


Figura 2. FE de metales en sedimentos **a.** del canal de la planta depuradora y humedal afectado por efluentes tratados. **b.** del humedal no afectado por efluentes tratados. **c.** En sedimentos del humedal intermareal. Las líneas punteadas delimitan las categorías de FE propuestas por Sutherland, 2000.

En los puntos correspondientes a los sectores del humedal que no reciben aportes desde la planta depuradora y que además no tienen influencia mareal (ver Fig. 2b) los FE muestran valores asociados a enriquecimientos deficientes a mínimos, excepto en dos muestras (24 y 25), las cuales tienen valores de FE moderado a significativo en Zn. Por

último, en el sector intermareal del área de estudio los FE en los sedimentos son de deficientes a mínimos para todos los metales analizados (ver Fig. 2c).

CONCLUSIONES

Las concentraciones de Mn, Zn, Cu, Pb, Cr y Ni registradas en los sedimentos del humedal que se desarrolla en el sector sur de Bahía Samborombón muestran que sólo existen enriquecimientos en los contenidos de algunos de estos metales en los sectores que reciben aportes desde la planta de tratamiento de efluentes cloacales. Mientras que, en el resto de los sectores estudiados dentro del humedal no se registra un enriquecimiento significativo comparado con los valores promedio de la corteza continental superior (a excepción de un punto con mayor enriquecimiento en Zn).

Los resultados obtenidos estarían indicando que la planta de tratamiento de efluentes cloacales podría aportar o aportó en algún momento vertidos con contenidos de Zn, Pb y Cu, los cuales son retenidos en los sedimentos en las proximidades de la planta. Esta retención se evidencia en los FE calculados, los cuales registran valores indicativos de enriquecimiento alto. Asimismo, este estudio pone de manifiesto el servicio ecosistémico que brindan los humedales reteniendo metales en los sedimentos y depurando el agua superficial que fluye a través de ellos.

REFERENCIAS

Abrahim, G.M.S., Parker, R.J. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental monitoring and assessment*. 136 (1), 227-238 (2008).

Barbieri, M. Geology & geophysics the importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate the soil contamination. *Geol. Geophys.* 5 (1), 1–4 (2016).

CCME (2001) Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environments, Winnipeg

McLennan, S.M. Relationships between the trace element composition of sedimentary rocks and upper continental crust. *Geochemistry, geophysics, geosystems*, *2*(4) (2001).

Sutherland, R.A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39(6), 611-627 (2000).

Szefer, P., Szefer, K., Glasby, G.P., Pempkowiak, J., Kaliszan, R. Heavy metal pollution in surficial sediments from the southern Baltic Sea off Poland. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 31(10), 2723-2754 (1996).

Zhang, C., Nie, S., Liang, J., Zeng, G., Wu, H., Hua, S., Liu, J., Yuan, Y., Xiao, H., Deng, L. and Xiang, H. Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure. *Science of the Total Environment*, 557, 785-790 (2016).

MONITOREO DE ALTA RESOLUCIÓN TEMPORAL Y ESPACIAL DE LA LÍNEA DE COSTA EN EL ESTUARIO MEDIO DEL RÍO DE LA PLATA.

María Pisoni[a], Evelyn M. Benitez[a], Manuel Isla[b], Mariana Olivo[c], Luciano López[d] y Francisco A. Cellone[e].

[a]*Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, ARGENTINA*

[b]*Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET-UNLP), Buenos Aires, ARGENTINA*

[c]*Instituto de Geociencias básicas, aplicadas y ambientales de Buenos Aires (CONICET-UBA), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, ARGENTINA*

[d]*Instituto de Recursos Minerales (CIC-UNLP), Buenos Aires, ARGENTINA*

[e]*Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CONICET- UNLP), Buenos Aires, ARGENTINA*

e-mail: mariapisoni@gsuite.fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN

En el litoral de Punta Indio, particularmente en el balneario El Picaflor, ubicado en el estuario medio del Río de La Plata, se ha detectado un fuerte proceso de erosión costera, comprometiendo el ambiente natural e infraestructuras turísticas. Dicha zona queda expuesta a las condiciones de oleaje, estando directamente influenciada por las características del viento local dado que la poca profundidad y la suave pendiente del estuario limitan la propagación del oleaje desde la plataforma continental. Estas condiciones, junto con el impacto de las actividades humanas en la zona litoral, han provocado fluctuaciones en la línea de costa. Con el objetivo de cuantificar estos cambios y obtener un conocimiento más preciso de los factores que los influyen, se implementó un monitoreo de alta resolución de la costa utilizando un VANT y técnicas fotogramétricas. Se obtuvieron siete ortofotografías rectificadas de resolución centimétrica a partir de las cuales se digitalizaron las líneas de costa entre los años 2019 y 2023. A través del uso del Digital Shoreline Analysis System (DSAS), se calculó un valor promedio de retroceso de la línea de costa. Este análisis reveló una tasa de cambio promedio de -0,85 m/a y un retroceso neto de -3,35 m con variaciones tanto estacionales como anuales, permitiendo identificar de manera más precisa los sectores del balneario afectados por el retroceso de la escarpa erosiva. A partir de los resultados obtenidos, se pueden evaluar los planes de mitigación de la erosión realizados hasta el momento y proponer nuevas estrategias que sean más apropiadas para asegurar la sostenibilidad del entorno natural y las actividades en la zona costera. Proteger el ambiente es fundamental para preservar los ecosistemas, la sostenibilidad de las áreas costeras y proporcionar información relevante a tomadores de decisiones, asegurando así la calidad de vida de las comunidades locales.

Palabras Clave: Erosión costera, Condiciones de oleaje, SfM-MVS, DSAS

INTRODUCCIÓN

En el estuario medio del Río de la Plata, la erosión costera es un fenómeno que afecta tanto a la infraestructura como a los ecosistemas naturales. La zona presenta una pendiente suave y poca profundidad, lo que limita la propagación de las olas desde la plataforma continental adyacente, por lo que las condiciones de oleaje, se encuentran directamente influenciadas por las características del viento local (Dragani & Romero 2004). La hidrodinámica natural del estuario, junto con el impacto de las actividades humanas llevadas a cabo en la zona litoral, son responsables de las fluctuaciones en la línea de costa. En particular, la localidad de Punta Indio ha sido objeto de un retroceso significativo de la línea de costa, con estudios multitemporales entre 1943 y 2013 que registraron una tasa promedio de erosión de -0.4 m/a, aunque con una alta variabilidad, alcanzando en algunas áreas hasta -7.4 m/a (Cellone et al., 2016). Entre las posibles causas de este proceso se consideran las condiciones de oleaje y la acción de los eventos de tormenta, conocidos como "sudestadas", así como también el impacto de las actividades humanas en la costa, el aumento del nivel medio del estuario y el cambio climático, que podría estar intensificando la frecuencia y magnitud de los eventos.

La erosión costera ha impactado de manera significativa el paisaje y las actividades socioeconómicas locales, como el turismo. El balneario El Picaflor es uno de los principales destinos recreativos y turísticos de la localidad de Punta Indio y ha sido uno de los sectores más afectados (ver Fig. 1), lo que resalta la urgencia de contar con un monitoreo constante para evaluar la magnitud de la erosión y la efectividad de las medidas implementadas. Entre estas, se han instalado bloques de hormigón en zonas consideradas particularmente vulnerables, con el objetivo de mitigar el retroceso costero. Si bien estas acciones buscan reducir los efectos negativos de la erosión, su implementación podría estar incidiendo sobre la dinámica sedimentaria local, lo que genera nuevos desafíos para la gestión del litoral en esta región.

El paisaje natural del balneario El Picaflor, caracterizado geomorfológicamente como una marisma, ha sufrido modificaciones en su costa debido a la instalación de infraestructura, relleno con arenas, colocación de bloques de hormigón y eliminación de la vegetación natural. Estas transformaciones han modificado de forma considerable el entorno costero, afectando no solo a la estabilidad del ecosistema local sino también la sostenibilidad de las actividades turísticas que dependen de su preservación.

Ante la creciente preocupación por los efectos de la erosión costera en el estuario medio del Río de la Plata, se vuelve imprescindible la implementación de métodos de monitoreo y predicción de desplazamientos de la línea de costa. El uso de la fotogrametría Structure from Motion-Multi View Stereo (SfM-MVS) aplicada mediante vehículos aéreos no tripulados (VANT) se ha establecido como una herramienta eficaz para obtener datos topográficos de alta resolución, lo que permite cuantificar y mapear con precisión la erosión costera en tiempo real, proporcionando una representación detallada de la superficie terrestre, lo cual es crucial para la planificación territorial y el diseño de estrategias de mitigación más efectivas. Con el objetivo de cuantificar estos cambios y obtener un reconocimiento más preciso de los factores que los influyen, se implementó un monitoreo de alta resolución de la costa utilizando un VANT y técnicas fotogramétricas. Esta metodologia co una herramienta clave para abordar los desafíos de la erosión costera en el estuario medio del Río de la Plata, permitiendo mejorar la comprensión de este proceso y optimizar las políticas de gestión costera en esta región crítica.

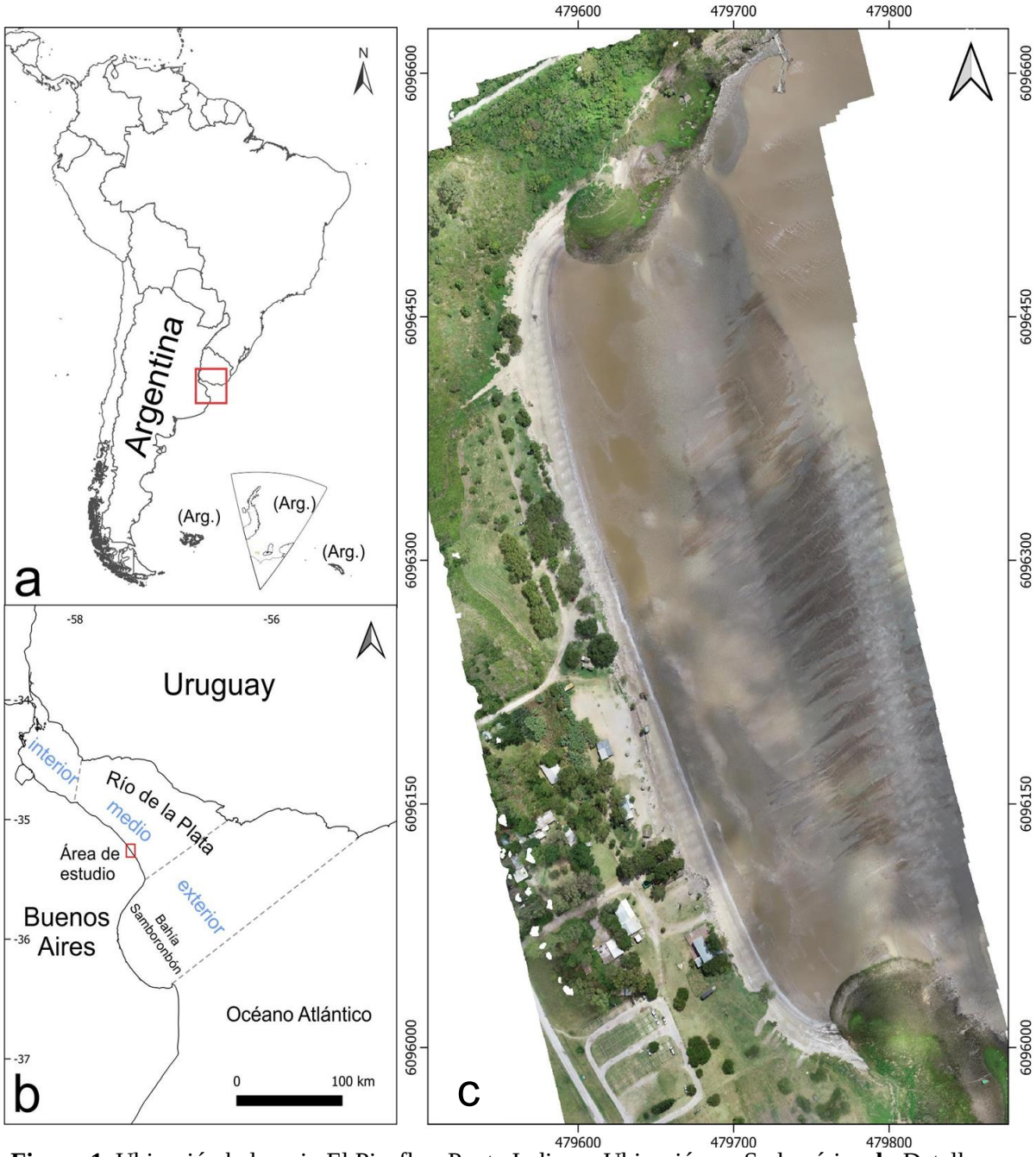


Figura 1. Ubicación balneario El Picaflor, Punta Indio. **a.** Ubicación en Sudamérica. **b.** Detalle de la región del Río de La Plata y área de estudio. **c.** Balneario El Picaflor y su entorno costero.

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

Se realizaron siete relevamientos entre 2019 y 2023 mediante un VANT Phantom 4 Pro equipado con una cámara de 20 Mpx. Las campañas se llevaron a cabo el 29 de noviembre de 2019, 14 de febrero de 2020, 18 de febrero de 2021, 27 de marzo de 2022, 12 de noviembre de 2022, 4 de abril de 2023 y 5 de septiembre de 2023. A partir de estos vuelos se obtuvieron ortofotografías georreferenciadas, empleando para su georeferenciación puntos de control y puntos de verificación levantados con un GNSS diferencial Pentax G7. En los relevamientos tomados en los años 2022 y 2023 se realizó a su vez el mapeo de la línea de costa *in situ* mediante el GNSS diferencial, definiéndose a la misma como la parte superior de la escarpa erosiva o bien como la línea entre la vegetación intermareal y supramareal en los casos donde la primera no se encontraba presente. En la Fig. 2 se

muestran las actividades de adquisición de fotografías median el VANT (Fig. 2a), medición de puntos con GNSS diferencial (Fig. 2b) y bloques de hormigón utilizados como defensa costera (Fig. 2c)



Figura 2. Toma de datos en el área de estudio. a. Adquisición de fotografías mediante VANT. b. Medición con GNSS diferencial. c. Bloques de hormigón utilizados como defensa costera.

El procesamiento de datos se realizó con QGIS 3.22.3, generando siete líneas de costa mediante la identificación de distintos atributos, tales como la escarpa erosiva, y la línea de vegetación (supramareal/intermareal). Las tasas de cambio y los desplazamientos netos de la línea de costa se calcularon utilizando la herramienta Digital Shoreline Analysis System (**DSAS) v6.0**. Para cuantificar los cambios espaciales y temporales el programa permite generar automáticamente una serie de transectas perpendiculares a las sucesivas líneas de costa a partir de una línea base digitalizada manualmente por el usuario. Luego posibilita la aplicación de distintas métricas estadísticas, entre las cuales se calcularon: Shoreline Change Envelope (**SCE)**, o Cambio de la Línea de Costa, Net Shoreline Movement (**NSM**) o Movimiento Neto de la Línea de Costa, End Point Rate (**EPR**) o Tasa de Punto Final y Linear Regression Rate (**LRR**) o Tasa de Regresión Lineal. La **SRC** representa la máxima distancia (en metros) entre todas las posiciones de la línea de costa registrada sobre una misma transecta. Dado que esta métrica se basa en distancias máximas observadas, los valores son siempre positivos. Por otro lado, la **NSM** calcula la distancia entre la línea de costa más antigua y la más reciente para cada transecta expresada en metros. La **EPR** se obtiene dividiendo el valor del NSM por el intervalo temporal entre las líneas de costa utilizadas. Por último, **LRR** se calcula ajustando una recta de regresión por mínimos cuadrados a todas las posiciones de la línea de costa disponible para cada transecta. Esta estadística permite obtener una tasa de cambio promedio a lo largo del tiempo, considerando todos los datos disponibles, aunque presenta una desventaja que es que puede verse afectada por la presencia de valores atípicos.

Específicamente se calcularon, para todo el periodo analizado, los estadísticos NSM, EPR, LRR y SCE y se obtuvieron valores promedio para todo el tramo de costa analizado. Por otro lado, se realizaron comparaciones tanto a escala interanual como semestral a partir del cálculo de los valores de NSM y EPR. Se definieron intervalos interanuales para los periodos 2020-2021, 2021-2022 y 2022-2023 correspondientes al verano, mientras que los intervalos semestrales corresponden al verano 2019-2020 (29 de noviembre de 2019 – 14 de febrero de 2020), invierno 2022 (27 de marzo – 12 de noviembre de 2022), verano 2022-2023 (12 de noviembre de 2022 – 4 de abril de 2023) e invierno 2023 (4 de abril – 5 de septiembre de 2023).

RESULTADOS

Los resultados del análisis de las líneas de costa y valores de cambio durante el período 2019-2023 evidencian en ciertos sectores un retroceso significativo de la costa en la zona de estudio, con variaciones tanto estacionales como anuales.

La Fig. 3 muestra la superposición de líneas de costa digitalizadas correspondientes a los siete relevamientos realizados entre 2019 y 2023. Esta representación espacial permite observar con claridad la evolución de la línea de costa en el balneario El Picaflor, evidenciando su desplazamiento progresivo en determinados sectores. En la misma se distingue como, en varios tramos, las líneas más recientes se encuentran hacia el continente respecto de las más antiguas, lo que ilustra el proceso de retroceso. Asimismo, se identifican áreas con menor variación, lo que sugiere una mayor estabilidad en esos sectores durante el periodo analizado.

los valores son en general negativos a lo largo del tramo de costa analizado, con valores máximos de retroceso en el sector norte de la playa, coincidentes con un sector donde se observó un cambio en la vegetación intermareal. Por otro lado, hay pocas transectas que exhiban valores positivos, concentradas principalmente al sur de la playa y en el sector anteriormente descrito asociado a vegetación intermareal.

En tanto, el LRR, indica un retroceso de la línea de costa, con una tasa promedio de -0,906 m/a, lo que también evidencia la tendencia general de erosión durante el periodo evaluado (Tabla I). La Fig. 4 indica como las tasas de retroceso, calculadas mediante LRR y con un patrón de colores similar al de NSM, reflejan esta tendencia de forma continua en el tiempo y con distinto comportamiento según el sector de la costa analizado. Este comportamiento presenta un patrón similar al descrito para los valores de NSM.

Por su parte, el EPR, arroja un valor promedio de -0,847 m/a, indicando que la línea de costa ha mostrado un proceso de retroceso entre el punto inicial y final del intervalo de estudio. Finalmente, el parámetro SCE muestra el máximo rango de variabilidad de la línea de costa, alcanzando un valor de 5,116 m (Tabla I), lo que indica fluctuaciones significativas en la posición de la costa a lo largo del tiempo.

El análisis temporal muestra, a escala interanual, una tendencia general de retroceso costero en los periodos 2020-2021,2021-2022 y 2022-2023, con valores de NSM y EPR negativos en todos los casos (Tabla I). A nivel semestral, para el verano del 2019-2020 se registró un retroceso más marcado con valores de NSM de -0,63 m y EPR de -2,99 m/a, mientras que para el invierno del 2022 y verano del 2022-2023 los valores fueron menores siendo NSM -0,27 m y -0,34 m respectivamente y valores de EPR -0,43 m/a para el invierno del 2022 y -0,54 m/a para el verano del 2022-2023, reflejando retrocesos más acotados Finalmente, en el invierno del 2023 se observaron valores positivos siendo NSM 0,25m y EPR de 0,52 m/a, lo que indica episodios puntuales de estabilidad o leve

avance. El mayor retroceso se registró entre el 2019 y 2022, alcanzando su valor más elevado en el intervalo 2021-2022, mientras que en el 2022-2023 se observa una atenuación de los procesos erosivos. Por otro lado, la dinámica se resume en la Fig. 5, donde se observa la fluctuación de los parámetros NSM y EPR a lo largo del periodo analizado.

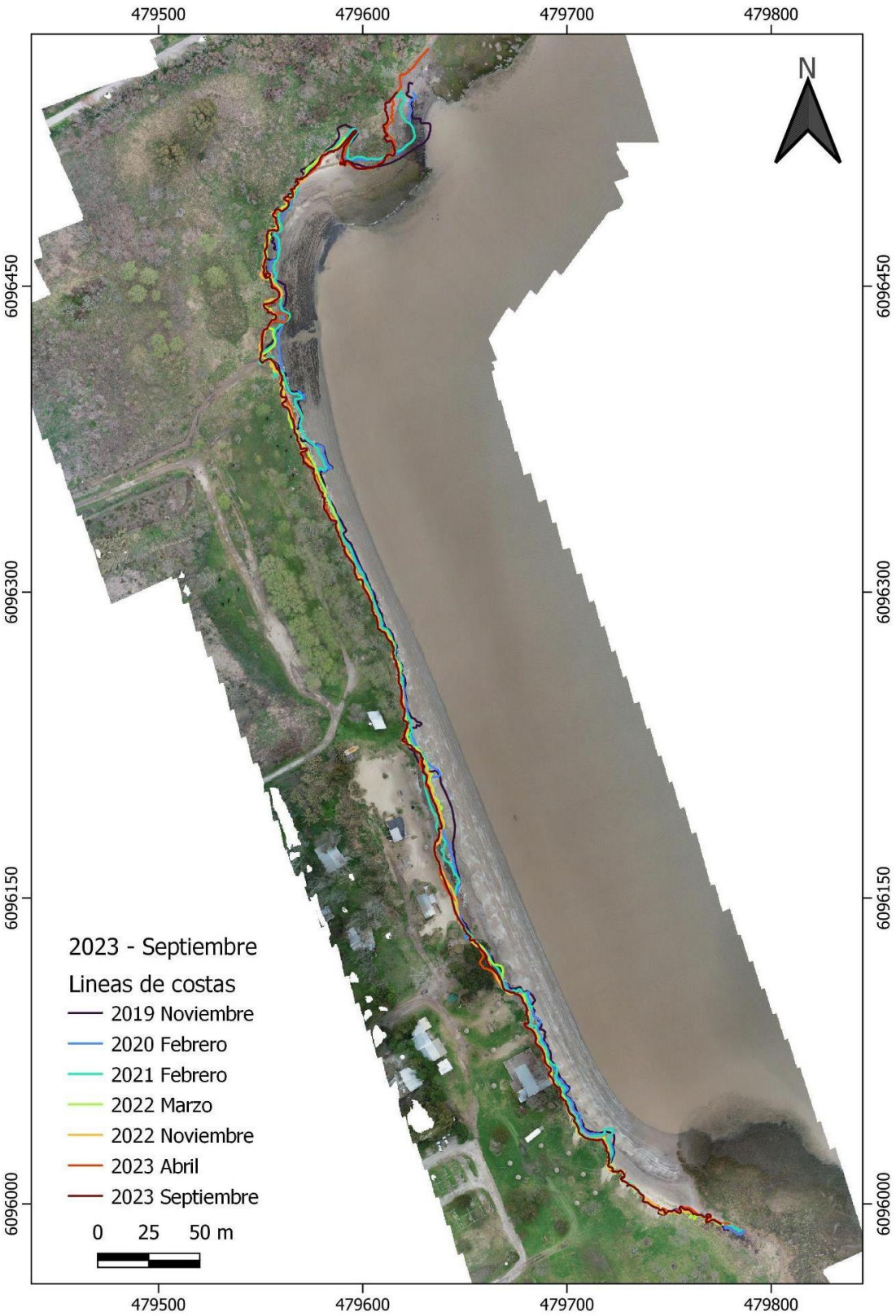


Figura 3. Representación de las líneas de costa para el periodo 2019-2023.

Tabla I: Valores estadísticos obtenidos a partir del DSAS v6.0.

Periodo	NSM (m)	EPR (m/a)	LRR (m/a)	SCE (m)
2019-2023	-3,349	-0,847	-0,847	5,116
2020-2021	-0,9199	-0,9096	-	-
2021-2022	-1,6022	-1,4552	-	-
2022-2023	-0,3583	-0,3514	-	-
Verano 2019-2020	-0,6299	-2,9905	-	-
Invierno 2022	-0,2719	-0,4316	-	-
Verano 2022-2023	-0,3411	-0,5419	-	-
Invierno 2023	0,2523	0,5264	-	-

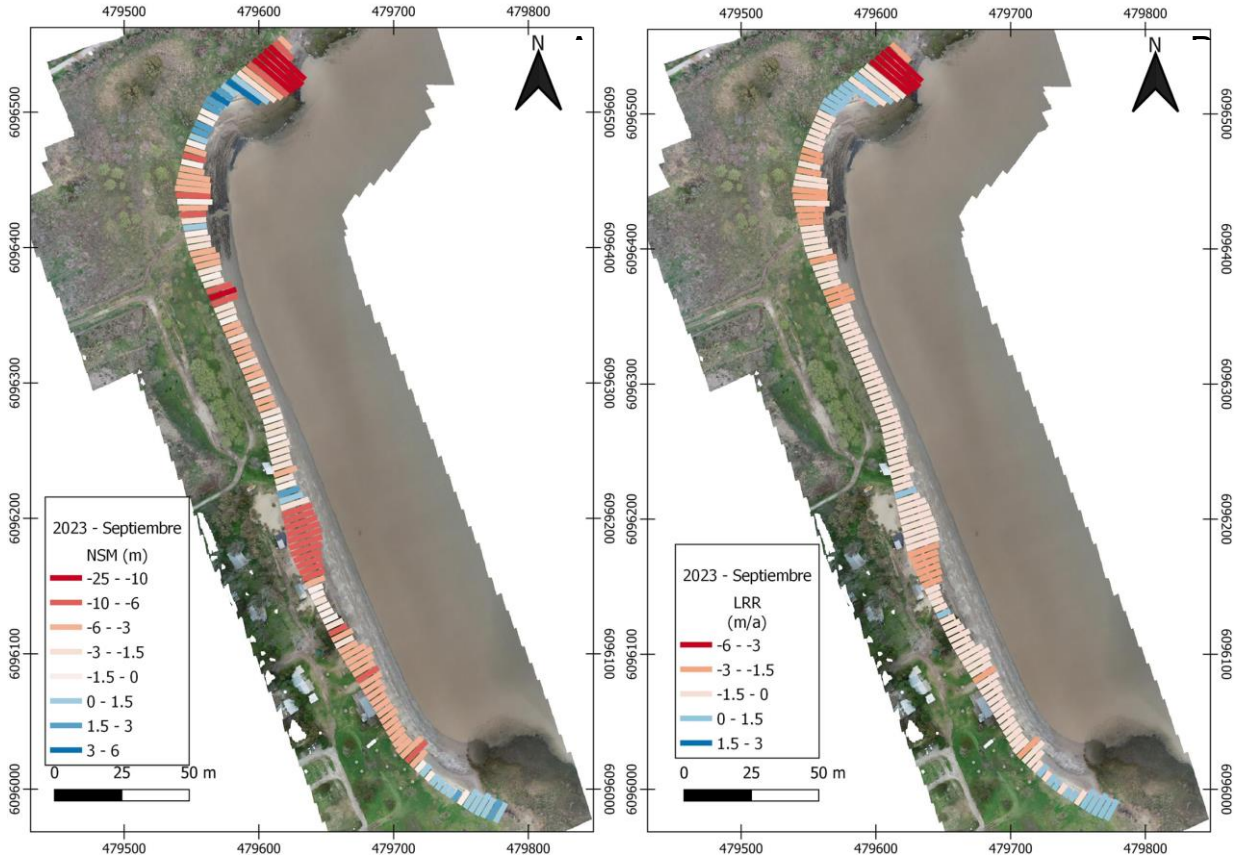


Figura 4. Variaciones espaciales de las tasas de retroceso NSM y LRR en la zona de estudio. **a.** Valores de NSM. **b.** valores de EPR.

DISCUSIÓN

El análisis del comportamiento de la línea de costa entre los años 2019 y 2023, basado en los parámetros estadísticos obtenidos mediante el DSAS, evidencia una tendencia generalizada de retroceso de la línea de costa en la zona de estudio, con un NSM de -3,349 m y tasas anuales negativas de -0,847 m/a según EPR y -0,906 m/a según LRR. Estos valores confirman la persistencia del fenómeno en los últimos 4 años, aunque

presentan valores significativamente menores a los reportados por Cellone et al. (2016), cercanos a -3 m/a para el periodo de 1943-2013, los cuales fueron obtenidos mediante análisis multitemporal de imágenes satelitales y fotografías aéreas. Más recientemente López y Cellone (2022) obtuvieron para la playa el Picaflor, una tasa de retroceso promedio de -0,71 m/a, lo que resulta consistente con los resultados de este estudio y refuerza el diagnóstico de la tendencia erosiva de los últimos años.

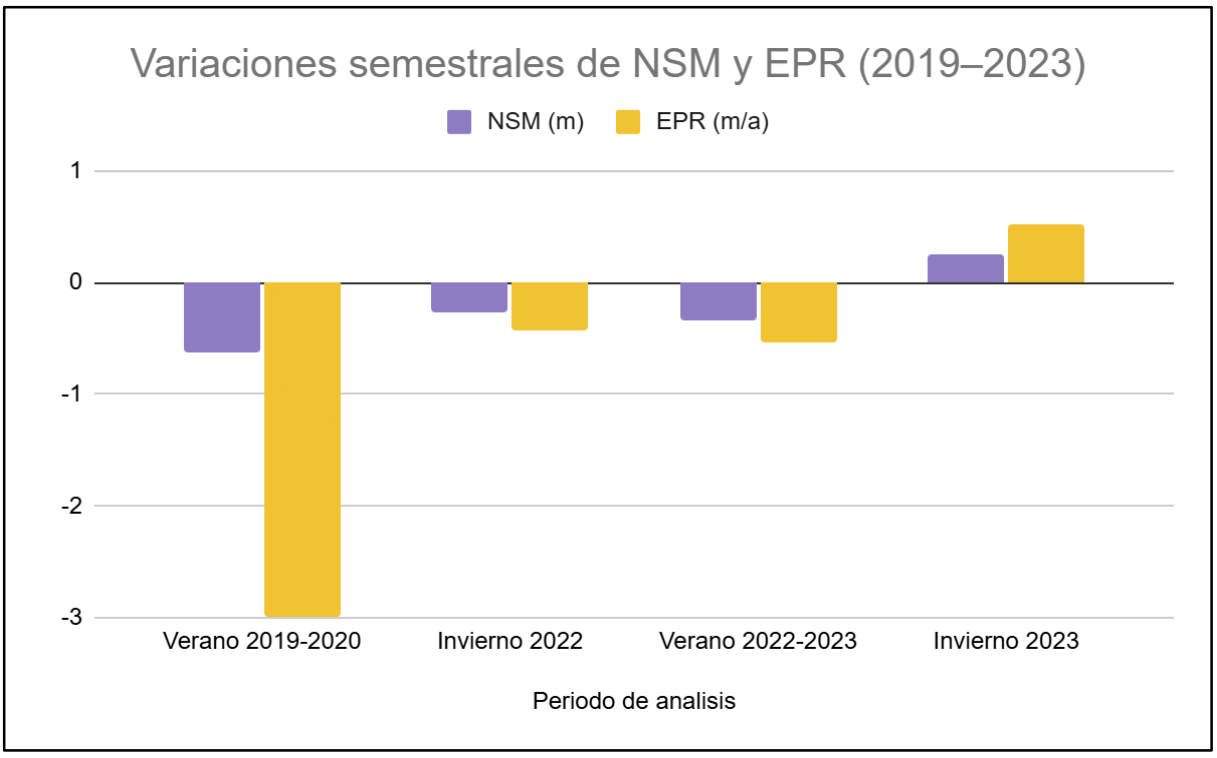


Figura 5. Variación temporal de los parámetros NSM (m) y EPR (m/a) en el sector El Picaflor entre 2019 y 2023.

En cuanto a la variabilidad temporal en los parámetros NSM y EPR, la misma refleja que la dinámica de la línea de costa en el sector no se desarrolla de manera uniforme, sino que responde a variaciones en la intensidad de los procesos erosivos. A nivel interanual, la acentuación de los cambios entre los períodos 2020-2021 y 2021-2022, seguida por una clara atenuación en el período 2022-2023, sugiere que la línea de costa experimenta fases de retroceso más severas que luego tienden a moderarse pudiendo estar vinculadas a fluctuaciones en el régimen hidrodinámico del estuario. En la escala semestral, los máximos retrocesos se concretan en verano, en particular en 2019-2020, mientras que los inviernos presentan comportamientos más estables e incluso episodios de leve acreción, como se registró en el 2023. Este patrón estacional, en concordancia con lo señalado por Dragani et al. (2019), refuerza la importancia del régimen de oleaje y de los eventos extremos como las sudestadas en el control de los procesos de erosión y acumulación, los cuales determinan la magnitud y dirección de las fluctuaciones en la posición de la línea de costa.

Por otra parte, la erosión registrada se presenta de forma espacialmente heterogénea, como lo refleja la distribución de los valores de NSM y LRR en el tramo de costa analizado. Dicha distribución, con mayores valores de retroceso en general en los sectores central y norte de la playa y menores al sur podrían explicarse a partir de la orientación

de la playa y su relación a la dirección predominante del oleaje normal y los eventos de tormenta (principalmente proyectados desde el SE) (Cellone et al., 2023).

A estos factores naturales se suman los efectos antrópicos, como la modificación del uso del suelo, las defensas costeras mal diseñadas y la pérdida de cobertura vegetal, que intensifican la vulnerabilidad del sistema litoral. En este contexto, resulta relevante considerar el rol que cumplen los humedales costeros como mecanismos de mitigación natural de la erosión. Diversos estudios han señalado que la vegetación y los humedales pueden contribuir a la estabilización litoral mediante procesos de retención de sedimentos y atenuación de la energía del oleaje (Currin, 2019). En particular, para el área de estudio se ha postulado la importancia de estos ecosistemas en la reducción de la vulnerabilidad costera (Cellone y Carol, 2023). De esta manera la ausencia de este tipo de ecosistemas en el tramo de costa analizado podría haber propiciado el fuerte retroceso de la línea de costa registrado.

Del mismo modo, las medidas de protección implementadas hasta el momento, con la colocación de bloques de hormigón frente a la escarpa erosiva parecen no haber tenido una contribución significativa a reducir las tasas erosivas. Este deterioro compromete no solo la estabilidad geomorfológica del litoral, sino también la funcionalidad ecológica de estos sistemas. Por tanto, los resultados de este trabajo no solo aportan evidencia cuantitativa del avance de la erosión en este sector costero del Río de la Plata, sino que subrayan la urgencia de implementar políticas de gestión ambiental que incluyan la conservación activa y restauración de humedales, como herramientas para mitigar el riesgo costero y adaptarse a escenarios climáticos futuros.

CONCLUSIONES

El monitoreo de alta resolución mediante VANT y fotogrametría SfM-MVS permitió cuantificar con precisión la evolución de la línea de costa en el balneario el Picaflor entre 2019 y 2023, revelando un retroceso promedio de entre -0,847 m/a (EPR) y -0,906 m/a (LRR), y una variabilidad máxima de 5,116 m (SCE). Estos valores confirman un proceso erosivo acelerado, con un retroceso neto acumulado de -3,349 m (NSM) en solo cuatro años.

Los retrocesos interanuales fueron más intensos entre 2020 y 2022 y se atenuaron entre 2022 y 2023, mientras que el patrón estacional mostró máximos durante los veranos y estabilidad o leve acreción en los inviernos. La distribución espacial y temporal de retroceso evidencia una respuesta heterogénea de la costa, asociada a la interacción de factores geológicos y geomorfológicos, como la pendiente suave del estuario y la dinámica de humedales adyacentes, con factores hidrodinámicos como la acción de las sudestadas. A estos procesos naturales se suman presiones antrópicas, incluyendo la instalación de defensas rígidas y la alteración de la cobertura vegetal, que amplifican la vulnerabilidad de ciertos sectores.

Los resultados obtenidos destacan la importancia de reconocer a la costa como un sistema dinámico, donde la erosión no solo redistribuye sedimentos, sino que también altera la estabilidad de las escarpas y la funcionalidad de los humedales costeros que actúan como amortiguadores naturales frente a la acción del oleaje. La evidencia obtenida subraya la necesidad de integrar planes de manejo promoviendo estrategias que incluyan la recuperación de la vegetación ribereña y planificación basada en la dinámica sedimentaria, con el objetivo de reducir el riesgo erosivo, proteger los ecosistemas y asegurar la sostenibilidad de las actividades recreativas en el litoral.

REFERENCIAS

Cellone, F., Carol, E., & Tosi, L. (2016). Coastal erosion and loss of wetlands in the middle Río de la Plata estuary (Argentina). *Applied Geography, 76*, 37–48. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.09.014

Cellone, F. A., & Carol, E. S. (2023). Erosión costera en el Parque Costero del Sur: la importancia de proteger los humedales. En: Parque Costero del Sur. Nuevos temas sobre naturaleza, conservación y patrimonio cultural. Fundación de Historia Natural Félix de Azara; 2023; 329-345

Cellone, F. A., López, L., Bacino, G., & Brayer, I. (2023). Análisis de alta resolución temporal y espacial de la hidrodinámica litoral y los cambios en la morfología de la costa en la playa El Picaflor, Punta Indio, Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, *80*(1), 37-52.

Currin, C. A. (2019). Living shorelines for coastal resilience. In *Coastal wetlands* (pp. 1023-1053). Elsevier.

Dragani, W. C., & Romero, S. I. (2004). Impact of a possible local wind change on the wave climate in the upper Río de la Plata. *International Journal of Climatology*, *24*(9), 1149-1157.

Dragani, W. C., Bacino, G. L., & Codignotto, J. O. (2019). Changes in wave climate and its impact on the coastal erosion in Samborombón Bay, Río de la Plata estuary, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219, 71–80. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.01.011

Himmelstoss, E., Henderson, R. E., Farris, A., Kratzmann, M. G., Bartlett, M. K., Ergul, A., McAndrews, J., Cibaj, R., Zichichi, J., & Thieler, R. (2024). *Digital Shoreline Analysis System (version 6)* [Software]. U.S. Geological Survey. https://doi.org/10.5066/P13WIZ8M

López, L., & Cellone, F. A. (2022). SfM-MVS and GIS analysis of shoreline changes in a coastal wetland, Parque Costero del Sur biosphere reserve, Argentina. *Geocarto International*, *37*(26), 11134–11150. https://doi.org/10.1080/10106049.2022.2046870

QGIS Development Team. (2022). *QGIS Geographic Information System* (versión 3.22) [Software libre]. https://qgis.org

DEFINICIÓN ESPACIO TEMPORAL DEL USO DEL SUELO EN LAS ZONAS DE RIBERA DE LA CUENCA ALTA DEL ARROYO NAPALEOFÚ, TANDIL.

Mario A. Quiroz Burbano [a,b,c], Fernanda J. Gaspari [b,c], M. Isabel Delgado [a,b], Sebastián I. Besteirb,[b,c,d]

[a]*Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).*
[b]*Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata (FCAyF - UNLP).*
[c]*Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena (CEIDE).* [d] *Cátedra de Topografía (FCAyF - UNLP).*

e-mail: mario.quiroz@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

Las zonas de ribera desempeñan un rol importante en el control de aportes de contaminantes a los cursos de agua. Estas áreas se encuentran sometidas a la acción antrópica, factor que determina un Cambio de Coberturas y Usos del Suelo (CCUS) y la alteración de las mismas en el tiempo. El objetivo de este trabajo consistió en realizar un análisis espacio temporal del CCUS de zonas de ribera en la Cuenca Alta del Arroyo Napaleofú (CAAN), ubicada al sudeste de la provincia de Buenos Aires. Para ello, se utilizó un producto cartográfico de reciente disposición denominado Proyecto MapBiomas Argentina (2024), basado en la clasificación supervisada de imágenes satelitales Landsat. Este insumo permitió la identificación y el seguimiento de diferentes tipos de coberturas y usos del suelo, para el periodo 1998-2022. Además, se corroboró la legislación vigente y antecedentes respecto a la protección ambiental de estas zonas de ribera, identificando así la afectación de las márgenes paralelas a los cauces en la CAAN, establecida con un buffer de 150 m a cada lado del mismo. Para su procesamiento y análisis se utilizó el software QGIS y se complementó con la identificación de registros pluviométricos máximos y mínimos, provistos por la estación Tandil Aero del Servicio Meteorológico Nacional. Los resultados del trabajo muestran una variación en el CCUS en las zonas de ribera. Del total de superficie analizada (3.298,4 ha), la destinada a la agricultura, se mantuvo constante; se registra un reemplazo de pastizales por pasturas de 1100,7 y 617,7 ha (1998) a 767,5 y 921,5 ha (2022), respectivamente. A su vez, hubo pequeños incrementos en las plantaciones forestales (<14 ha) y en la vegetación no leñosa inundable (<59 ha). Se concluye que los resultados alcanzados representan una línea base para la planificación y protección de la CAAN.

Palabras Clave: Línea de ribera, Sistemas de Información Geográfica, Recursos hídricos.

INTRODUCCIÓN

Las zonas de ribera constituyen espacios estratégicos en la dinámica de las cuencas hidrográficas, ya que cumplen funciones ecológicas, hidrológicas y sociales de gran relevancia (Díaz & Gaspari, 2017). Su carácter de transición entre los ecosistemas acuáticos y terrestres las convierte en elementos clave para la regulación de flujos de agua, la retención de sedimentos, la provisión de hábitats y la mitigación de impactos antrópicos (Giorgi & Vilches, 2021). Sin embargo, estos espacios se encuentran sometidos a crecientes presiones derivadas de los cambios de cobertura y uso del suelo, especialmente en cuencas rurales y serranas, donde la expansión agrícola, ganadera y urbana modifica sus características naturales (Dominguez et al., 2020).

En Argentina, este proceso se ha intensificado en las últimas décadas. El país figura entre los que más superficie de bosques nativos han perdido desde fines del siglo pasado (Bula et al., 2024). Pese a contar con normativa orientada a la protección de las riberas (Acuña, 2020; Lamoglia, 2018), su aplicación ha sido parcial o deficiente. La agriculturización, entendida como el uso creciente y continuo de la tierra para cultivos agrícolas (Somoza et al., 2019), junto con la expansión de la frontera agropecuaria y los sistemas productivos de monocultivo, ha generado fragmentación de paisajes, alteración de ciclos hidrológicos y múltiples problemáticas socioeconómicas (Carrasco et al., 2012). Estas dinámicas se reflejan en un grado creciente de presión sobre las zonas de ribera.

A escala local, el partido de Tandil muestra transformaciones significativas en las coberturas de suelo entre 1989 y 2019, en particular la reducción de pastizales naturales y su reemplazo por tierras agrícolas y pasturas artificiales (Somoza et al., 2019). En este marco, la cuenca alta del arroyo Napaleofú (CAAN), localizada en el Sistema Serrano de Tandilia (SST), representa un caso de interés al combinar un entorno serrano con intensos usos productivos y una creciente relevancia ambiental y territorial.

Este trabajo tiene como objetivo definir el espacio–tiempo del uso del suelo en las zonas de ribera de la cuenca alta del arroyo Napaleofú para el periodo de años 1998 - 2022, a fin de aportar insumos para la planificación territorial y el manejo sustentable de los recursos hídricos. Para ello, se consideran dos unidades de análisis: (i) la cuenca hidrográfica, entendida como una delimitación natural para la protección del ambiente que integra dimensiones ambientales, socioculturales, económicas y político-administrativas (Gaspari et al., 2023), y (ii) las zonas de ribera de la red de drenaje, concebidas como áreas de interfaz entre ecosistemas terrestres y acuáticos, con funciones regulatorias sobre el microclima y la dinámica fluvial (Giorgi & Vilches, 2021). Estas unidades permiten abordar la realidad espacio-temporal del territorio mediante el uso combinado de herramientas SIG, análisis cartográfico y evaluación interpretativa.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la Fig. 1 se identifica la CAAN, la cual se ubica dentro del Sistema serrano de Tandilia, en la provincia de Buenos Aires. A su vez, la CAAN se encuentra emplazada en los partidos de Tandil, Lobería y Balcarce. Su red de drenaje está compuesta por un cauce principal denominado el arroyo Napaleofú junto a sus principales afluentes: Arroyos: Pesquería, Los Galpones, La Blanca y La Ballenera.

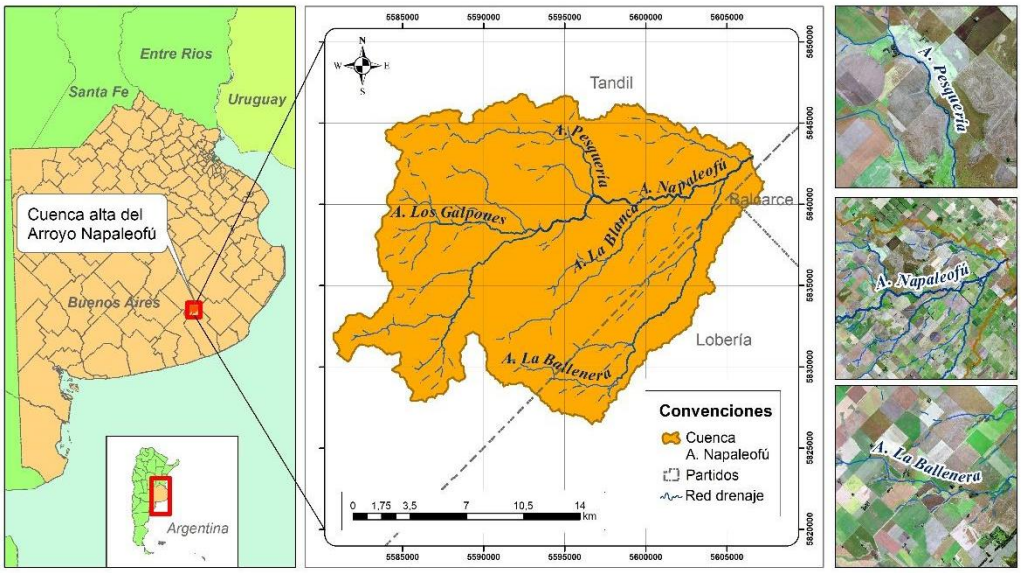


Figura 1. Ubicación de La CAAN, provincia de Buenos Aires, Argentina.

Para la delimitación de la cuenca se utilizó el Modelo Digital de Elevación (MDE) del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2025), con sistema de coordenadas WGS 1984 y resolución espacial de 30 m. El procesamiento se realizó en QGIS versión 3.36, aplicando herramientas como Fill DEM, Flow Direction, Flow Accumulation, Watershed y Carve, que permitió obtener un modelo del terreno representativo del territorio y, a partir de él, la delimitación preliminar de la CAAN. Posteriormente, el modelo fue reproyectado al sistema de coordenadas métricas Gauss–Krüger POSGAR 2007, Faja 5 (EPSG:5347), que posibilitó calcular con mayor precisión los atributos y parámetros morfométricos de la cuenca. Los resultados obtenidos fueron corroborados mediante cartas topográficas del IGN y complementados con fotointerpretación e imágenes de alta resolución de la plataforma SASPlanet (https://www.sasgis.org/download/), a fin de contrastar y ajustar la delimitación a la realidad territorial.

Posteriormente, se obtuvo la cartografía de la red de drenaje, definida a partir de los datos de la Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires. Esta información fue corregida manualmente mediante fotointerpretación de imágenes de detalle, y complementada con registros pluviométricos máximos y mínimos de la estación Tandil Aero (Servicio Meteorológico Nacional, 2025), permitieron identificar si la red de drenaje es permanente o intermitente. Finalmente, el archivo vectorial de la delimitación de la CAAN y de la red de drenaje se exportó en formato KML para su verificación en el geovisor Google Earth.

Con los productos cartográficos obtenidos se contrastó y verificó la zona de ribera, en trabajo de campo, aplicando la legislación vigente en Argentina y en la Provincia de Buenos Aires. A nivel nacional, el Código Civil y Comercial de la Nación establece que las márgenes de los ríos y arroyos de dominio público deben contar con una franja de protección mínima de 15 m de ancho. En el ámbito provincial, el Código de Aguas de Buenos Aires delega la regulación de las zonas de ribera en la Autoridad del Agua (ADA). Al revisar la literatura y antecedentes de estudios sobre la protección ambiental de estos espacios y en función de este marco normativo y de los antecedentes, se estableció un área de análisis sobre las márgenes de los cauces de la CAAN, aplicando un buffer de 150 m a cada lado del cauce principal.

El estudio del cambio de coberturas y uso del suelo se evaluó a partir del producto "Mapeo Anual de Cobertura y Uso del Suelo de Argentina" (MapBiomas Argentina, 2024), que provee mapas anuales entre 1998 y 2022 en formato GeoTiff (https://argentina.mapbiomas.org/proyecto/). Estos insumos fueron procesados en QGIS mediante geoprocesos (clip, dissolve, merge), generando cartografía vectorial, en sistema métrico, para calcular la superficie ocupada y los porcentajes de cada clase en los años analizados. Se determinó la tasa de cambio de uso del suelo para cuantificar el tiempo y magnitud de las áreas que han experimentado cambios en su cobertura o uso del suelo a lo largo del tiempo. Esta permite entender la dinámica de transformación del paisaje y evaluar la rapidez con la que se están produciendo los cambios, la cual fue aplicada a las zonas de ribera ya definidas. Los datos de superficie de ocupación adquiridos se procesaron con una planilla de cálculo para determinar la Tasa de cambio de coberturas y usos del suelo con la ecuación utilizada por Quiroz *et al.* (2024) (Ecuación 1).

$$P = (100)/(t_2 - t_1) * Ln(S_2/S_1) \qquad \text{Ecuación 1}$$

Dónde: P: porcentaje de cambio por año, S (ha): superficie en el tiempo t. expresado en años.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La superficie total de la CAAN se determinó en 34.246 ha, con un perímetro de 104,6 km con cotas entre los 139 y 401 msnm, y altitud media de 250 msnm. La red de drenaje posee una longitud de 255 km, con pendiente de 2,3%, alcanzando un orden de drenaje 4 en el arroyo principal. La superficie total evaluada para la zona de ribera de la CAAN se calculó en 3298,4 ha. En la Fig. 2 se observan los mapas de cobertura y usos del suelo de las zonas de ribera de la CAAN 1998-2022 con periodos de 4 años, donde se muestran variaciones en siete de ocho categorías consideradas por MB siendo: Leñosa Abierta (LA) (vegetación natural leñosa arbórea con cobertura mayor al 20%); Leñosa Cerrada (LC), (vegetación natural leñosa con dosel continuo de arbóreas o arbustivas con cobertura mayor al 65%); Pastizal (Pz) (vegetación natural herbácea, o naturalizada, mezcla de gramíneas y dicotiledóneas herbáceas); Pastura (Pt) (vegetación herbácea cultivada con una o más especies forrajeras perennes); Plantación forestal (Pf) (cultivos de plantas leñosas, en general de especies exóticas); Vegetación no leñosa inundable (VLI) (herbácea predominante nativa influenciada por excesos de agua); Agricultura (A) (cultivos-verdeos anuales y áreas con barbecho); Área sin vegetación (SV) (superficies no vegetadas).

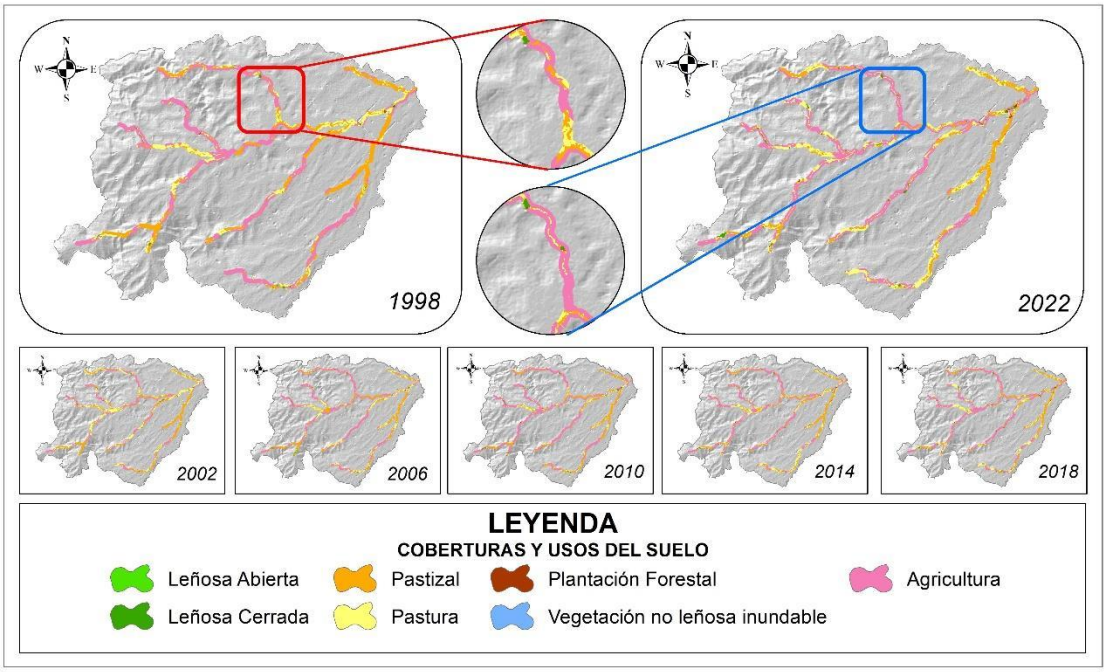


Figura 2. Mapas anuales de Cobertura y Uso del Suelo de las zonas de ribera de la CAAN, entre 1998 y 2022.

Del total de superficie analizada (3.298,4 ha), la destinada a:

- La A ocupo el 46,7% (1.539,5 ha) en 1998, experimentó una disminución hasta alcanzar 31,8% (1050,3 ha) en 2002, recuperándose a 1.514,6 ha en 2008 y 1.733,6 ha en 2010. Para finalmente, en 2022 registrar una pérdida hasta alcanzar el 46%, equivalente a 1.515,7 ha.
- Los PZ mostraron una tendencia a la disminución, pasando de 33,4% (1.100,7 ha) en 1998 con un pequeño aumento a 36,3% (1.198,8 ha) en 2002. En los años posteriores presentó disminución de 31,4% (1.036,0 ha) 2006, solo para disminuir a 23,3% (767,5 ha) 2022.
- Las zonas de Pt registraron en 1998 de 18,7% (617,7 ha), aumentando en 2002 a 30,2% (996,4 ha), luego disminuye a 20,1% (663,8 ha) en 2006 y 11% (362,5 ha) en 2010, para finalmente posicionarse en 27,9% (921,5 ha) en 2022.
- Las categorías restantes manifestaron pequeñas fluctuaciones.

En la Fig. 3 se presenta el porcentaje de ocupación de las ocho coberturas del MB en las zonas de ribera, por periodo en la CAAN, donde se visualizan los cambios mencionados.

La A fue la cobertura dominante en 1998 (1.539,5 ha; 46,7%). Inicialmente disminuyó (9,56% en 1998 y 2002), pero mostró una recuperación en 2002-2010 (9,15% y 3,38%), seguida de caídas entre 2010 y 2014 (3,85%) y nuevas alzas en 2014-2018 (1,67%). En el último periodo (2018-2022) vuelve a caer (1,18%). En el balance global (1998-2022), la agricultura se mantiene estable (0,06%), aunque con una marcada dinámica cíclica.

Los PZ fueron la segunda cobertura dominante en 1998 (1.100,7 ha; 33,4%), pero su evolución estuvo marcada por oscilaciones. Entre 19989 y 2006 aumentó (tasa de 7,33% y 23,56%), alcanzando 1.198,8 ha en 2002. Sin embargo, desde 2012 inicia una

disminución persistente, con fuertes caídas en 2014-2018 (20,53%) y 2018-2022 (8,48%). Al final del periodo, se reduce a 767,5 ha (23,3%), consolidando una tendencia regresiva (1998-2022: 1,03%).

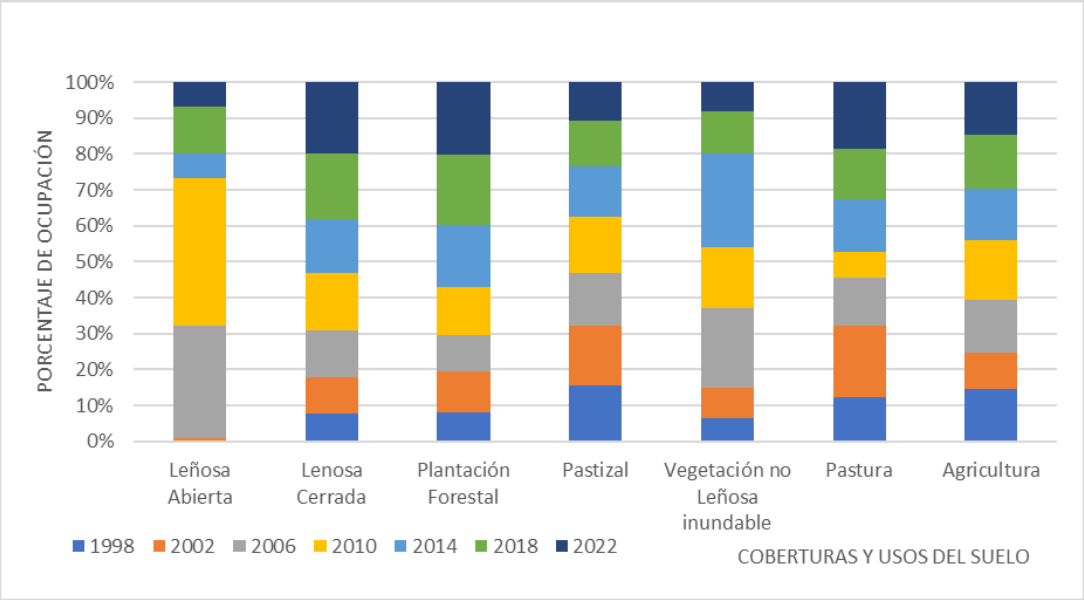


Figura 3. Porcentajes de ocupación de coberturas y usos del suelo de las zonas de ribera de la CAAN por periodo.

Las Pt experimentaron fuertes oscilaciones. Creció bruscamente de 617,7 ha en 1998 a 996,4 ha en 2002 (11,95% anual), para luego caer a 362,5 ha en 2010 (15,12% en 2006–2010). Desde 2010 se alternan incrementos y reducciones, destacándose la recuperación en 2010–2014 (17,39%). Para 2022 alcanza 921,5 ha (27,9%), con una tendencia positiva en el largo plazo (1,67%). Esto indica un reacomodamiento de sistemas productivos mixtos, con pasturas que ganan peso relativo frente al pastizal natural.

En relación con el resto de las coberturas analizadas se presentaron las siguientes fluctuaciones en su TAC:

La LC creció de forma sostenida entre 1998 y 2010, pasando de 25,6 ha a 52,8 ha. En este período registró tasas anuales muy elevadas (84,65% en 2002–2006 y 6,93% en 2006–2010). Sin embargo, entre 2010 y 2014 se observa una fuerte reducción (44,39%), probablemente asociada a la sustitución por usos productivos. Posteriormente se alternan períodos de recuperación (2014–2018: 15,63%) y caída (2018–2022: 15,73%). En términos globales (1998–2022), la categoría muestra una tendencia positiva (9,42%), lo que indica una lenta pero progresiva expansión.

La LA ausente en 1998 (no se detectaron manchas o parches con esa cobertura en la ribera del arroyo Napaleofú), la cobertura leñosa abierta aparece a partir de 2002 y alcanza un máximo de 14,8 ha en 2010, con tasas anuales cercanas al 5–6%. Posteriormente desciende de manera irregular, hasta estabilizarse en torno a 2,5 ha en 2022. Su contribución al total de la superficie de la cuenca es marginal (0,01–0,4%), pero su dinámica refleja procesos de regeneración puntual y posterior retracción.

Las Pf muestran un incremento sostenido, pasando de 6,2 ha en 1998 a 15,5 ha en 2022. Las tasas de cambio son mayormente positivas (7,13% en 2006–2010; 6,28% en 2010–2014), salvo una leve caída en 2002–2006 (3,05%). En el balance global, esta categoría presenta un crecimiento del 3,85% anual, confirmando una tendencia de expansión, aunque a una escala reducida dentro de la cuenca.

La VLI mantiene superficies reducidas durante todo el período (5,5–22,5 ha). Su variación es altamente inestable, con alternancia de aumentos (2006 y 2014) y caídas bruscas (2018–2022: 4,29%). El balance global (1,50% anual) refleja una pérdida moderada, aunque su peso territorial es mínimo (<1%).

CONCLUSIONES

Los resultados alcanzados reflejan una dinámica compleja en el uso del suelo en la zona de ribera de la CAAN, influenciada por factores como la expansión agrícola en el sector agropecuario regional, que ejerce una presión significativa sobre dichas zonas, al generar cambios en la cobertura, pérdida de vegetación y afectación de los servicios ecosistémicos hídricos. Este escenario resalta la necesidad de estrategias de manejo sostenible y de una planificación territorial que garantice la preservación de los recursos naturales y la integridad ecológica de la cuenca.

Este trabajo de investigación ha sido apoyado con antecedentes en la zona de estudio y trabajo de campo permitiendo realizar un análisis y seguimiento a la evolución del cambio de coberturas y uso del suelo.

Se destaca la importancia del uso de sensores remotos y los SIG como herramientas útiles en el análisis del cambio de coberturas y usos del suelo en áreas de ribera, generando insumos precisos para un periodo de 24 años en la CAAN. Los resultados brindan un apoyo tecnológico a la comunidad académica y científica para el estudio de los recursos naturales (suelo, agua, vegetación, aire), y la consecuente contribución a su gestión de los recursos hídricos aplicando la legislación vigente.

El producto de este estudio representa una línea base para la planificación y manejo integral del territorio a nivel de cuenca hidrográfica con énfasis en el análisis de las zonas de ribera.

REFERENCIAS

Acuña, J. C. (2020). Aspectos jurídicos y técnicos normativos para la gestión fluvial ecosistémica. El caso del río Salado bonaerense. *Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales de la Universidad Nacional de La Plata*. 16 pp. http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/95639

Bula, A. O., La Bruna, R., Alsina, M. V., & Dearma, S. (2024). Cambios en los usos del suelo en Argentina en los últimos 30 años: ¿Puede la ley de presupuestos mínimos de bosques nativos protegerlos? *Sostenibilidad: Económica, social y ambiental*, *6*, 3, 27-46. https://doi.org/10.14198/Sostenibilidad.24563

Carrasco, A. E., Sánchez, N. E., & Tamagno, L. E. (2012). *Modelo agrícola e impacto socioambiental en la Argentina: Monocultivo y agronegocios*. Asociación de Universidades Grupo Montevideo y Universidad Nacional de La Plata. http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/24722

Díaz Gómez, A. R., & Gaspari, F. J. (2017). Cambio de cobertura y uso del suelo en la zona ribereña en cuencas subtropicales del noroeste argentino. *Quebracho - Revista de Ciencias Forestales*, *25*(1-2), 28-39 pp. https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48156296004

Dominguez, E., Giorgi, A. D. N., Miserendino, M. L., Marchese Garello, M. R., & Gomez, N. (2020). Problemáticas de cuencas en la Argentina: Recomendaciones para su gestión. En *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica*. Eudeba. https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/120169

Gaspari, F. J., Delgado, M. I., & de Antueno, L. (2023). *Contribuciones al abordaje del manejo integral de cuencas hidrográficas desde la ingeniería forestal. Herramientas y procedimientos básicos a campo y en gabinete.* (Vol. 3). Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas.

Giorgi, A., & Vilches, C. (2021). Rol de las riberas en los ecosistemas fluviales. En *Conservación, manejo y restauración de sistemas fluviales*. Universidad Nacional de Luján. Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable. 45-60 pp. https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/203111

Instituto Geográfico Nacional. (2025). *La cartografía antecedente a escala 1:50.000 disponible para toda la comunidad.* https://www.ign.gob.ar/content/la-cartograf%C3%ADa-antecedente-escala-150000-disponible-para-toda-la-comunidad

Lamoglia, C. M. (2018). *La línea de ribera y el aluvión desde la legislación y su tratamiento en la jurisprudencia*. 161-170 pp. http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/68670

Quiroz Burbano, M. A., Gaspari, F. J., Besteiro, S. I., & Delgado, M. I. (2024). Dinámica temporal del cambio de coberturas y uso del suelo en la cuenca alta del arroyo Napaleofú, Tandil. Décimo Segundo Congreso de la Ciencia Cartográfica y Tercer Congreso Virtual Internacional "La Ciencia de la Geoinformación, estado actual y futuro", 6 pp.

Servicio Meteorológico Nacional. (2025). *Descarga de Datos*. Servicio Meteorologico Nacional. https://www.smn.gob.ar/descarga-de-datos

Somoza, A., Vazquez, P., Zulaica, L., & Daga, D. Y. (2019). *Agriculturización en la Pampa Austral: Compartimentos ecológicos y consecuencias ambientales en el partido de Tandil.*

ANÁLISIS DE FÍSICA DE ROCAS EN SEDIMENTOS SOMEROS DEL MARGEN CONTINENTAL ARGENTINO

Claudia L. Ravazzoli[a,b] y Clara D. Bifaretti[a]

[a]*Centro de Investigaciones Geofísicas (CIGEOF), Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, Universidad Nacional de La Plata, ARGENTINA.*
[b]*Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas CONICET, ARGENTINA.*

e-mail: claudia@fcaglp.unlp.edu.ar

RESUMEN

El estudio de las velocidades de propagación de ondas acústicas en los sedimentos del fondo marino es de aplicación en diferentes áreas de las geociencias, puesto que proveen información indirecta sobre sus variaciones litológicas, su porosidad y grado de compactación, entre otros parámetros. Por ende, son de importancia para la caracterización de dichos ambientes. En este trabajo, se mostrarán resultados preliminares obtenidos a partir de propiedades físicas medidas sobre una selección de coronas de sedimentos (gravity cores) extraídas del fondo marino en expediciones oceanográficas llevadas a cabo por la Universidad de Bremen (Alemania), en distintas zonas del margen continental argentino. Las coronas abarcan espesores sedimentarios entre 3 y 12 metros, lo que determina la escala de estudio. Los datos utilizados para este trabajo son de dominio público (http://pangea.de) y consisten en velocidades ultrasónicas compresionales y estimaciones indirectas de porosidad. Se cuenta además con estimaciones de densidad, composición mineralógica y descripción granulométrica así como la proporción de componentes biogénicos en las coronas. En esta fase preliminar de la investigación, los objetivos se centrarán, por un lado, en analizar el comportamiento de la porosidad versus profundidad de enterramiento y su comparación con leyes globales existentes en la literatura, así como correlaciones entre velocidad y porosidad. Cabe remarcar que estos temas son de interés tanto en el ámbito de la exploración geofísica, como en ingeniería y acústica de fondo marino y no se han estudiado hasta el momento con datos del Mar Argentino.
Palabras Clave: Sedimentos Marinos, Porosidad, Velocidad Acústica.

INTRODUCCIÓN Y MOTIVACIONES

Las propiedades petrofísicas y geoacústicas de los sedimentos del fondo marino son de importancia en diferentes campos de estudio tales como: geofísica, acústica oceánica, geotecnia, ingeniería y sedimentología, entre otras. Diversos autores han estudiado las variaciones de la porosidad con la profundidad de enterramiento en ambientes sedimentarios, tanto continentales como en corteza oceánica, siendo una propiedad fundamental para su caracterización hidráulica (Giles et al. 1998). Es un parámetro de importancia en los estudios del flujo de fluidos a través de medios porosos (como hidrocarburos o aguas subterráneas), así como para las estimaciones de capacidad de almacenamiento y contenido de fluidos en yacimientos (Giles et al. 1998). Estos autores señalan que la porosidad también es utilizada indirectamente para estimar otras propiedades como la permeabilidad, la conductividad térmica y la capacidad calorífica de los sedimentos. La porosidad además es un dato necesario para el cálculo de coeficientes poroelásticos fundamentales (Gassmann, 1951, Biot, 1956) y para el modelado de velocidades acústicas y otros atributos en sedimentos saturados (Chotiros, 2017).

Se ha demostrado en la literatura que la porosidad de las rocas sedimentarias generalmente disminuye en función de la edad, la profundidad, la litología (composición y tamaño de grano), la diagénesis y las condiciones locales. Numerosos autores han estudiado las variaciones de la porosidad con la profundidad de enterramiento, tanto desde el punto de vista teórico como empírico (Athy, 1930, Giles et al., 1998, entre muchos otros). Lee (2018) remarca la importancia de contar con un perfil de porosidad adecuado en estudios de modelado y análisis de subsidencia de cuencas sedimentarias lo que permite calcular el espesor sedimentario a lo largo del tiempo.
Por otro lado, la correlación entre velocidades sísmicas y porosidad ha sido de interés para el estudio de tendencias deposicionales y diagenéticas mediante modelos de física de rocas (Mukerji y Mavko, 2006, Mavko et al. 2020) y también para realizar estimaciones de porosidad a partir de velocidades sónicas en rocas sedimentarias de interés exploratorio (Wyllie et al. 1958, Raymer et al. 1980, Mavko et al. 2020). En ambientes de fondo marino estos temas fueron analizados en los trabajos pioneros de Hamilton (1970,1971, 1978, 1982 a,b) quien propuso leyes empíricas de porosidad versus profundidad y de velocidad acústica-porosidad para sedimentos de plataforma, talud continental y llanura abisal en diversos océanos del mundo. Posteriormente por Kominz et al. (2011) compilaron y analizaron un gran número de datos de porosidad en sedimentos de diferentes océanos, discriminando las diferentes litologías (según composición y tamaño de grano). Más recientemente, Chen et al. (2020), testearon diferentes modelos matemáticos para el ajuste de porosidades y propusieron un modelo modificado logrando mejores resultados.

Dichos trabajos se basan mayormente en el análisis de datos de pozos exploratorios *offshore* para prospección de hidrocarburos y datos provenientes de proyectos de perforación oceánica internacionales tales como ODP, DSDP y JOIDES. Sin embargo, no existen antecedentes de la utilización de datos del Mar Argentino en dichos análisis. Con esta motivación, en este trabajo se muestran resultados preliminares obtenidos a partir de propiedades geofísicas medidas sobre una selección de coronas de sedimentos del fondo marino (*gravity cores*), extraídas de distintas zonas del margen continental argentino. Los objetivos planteados para esta fase del trabajo consisten en primer lugar en la compilación y selección de datos representativos y la implementación de un flujo de trabajo para su procesamiento y análisis. Seguidamente, se analiza el comportamiento de los datos de porosidad versus profundidad, con el fin de encontrar correlaciones empíricas entre velocidades acústicas y porosidades, comparándolas con leyes existentes en la literatura.

SELECCIÓN DE DATOS Y PROCESAMIENTO

Los datos utilizados fueron obtenidos durante diferentes expediciones oceanográficas lideradas por la *Universidad de Bremen* (Alemania), quienes llevaron a cabo un programa de investigación multidisciplinario a largo plazo en el Atlántico Sur. Dichas campañas, realizadas con el buque de investigación *Meteor* (a principios de los 2000), se enfocaron principalmente en el estudio del movimiento de masas de sedimentos, geoquímica, análisis de corrientes marinas y composición química del agua en dicha región. A bordo del barco se realizaron estudios preliminares utilizando una variedad de métodos geológicos, geoquímicos, geofísicos y paleontológicos. Las mediciones geofísicas realizadas sobre estos sedimentos, fueron bien documentadas y almacenadas, y son de dominio público (Wefer et al., 2001, Frederichs et al., 2008). Sin embargo hasta el

momento no fueron utilizadas para ningún estudio estadístico ni de física de rocas, lo que constituye una de las principales motivaciones de este trabajo.

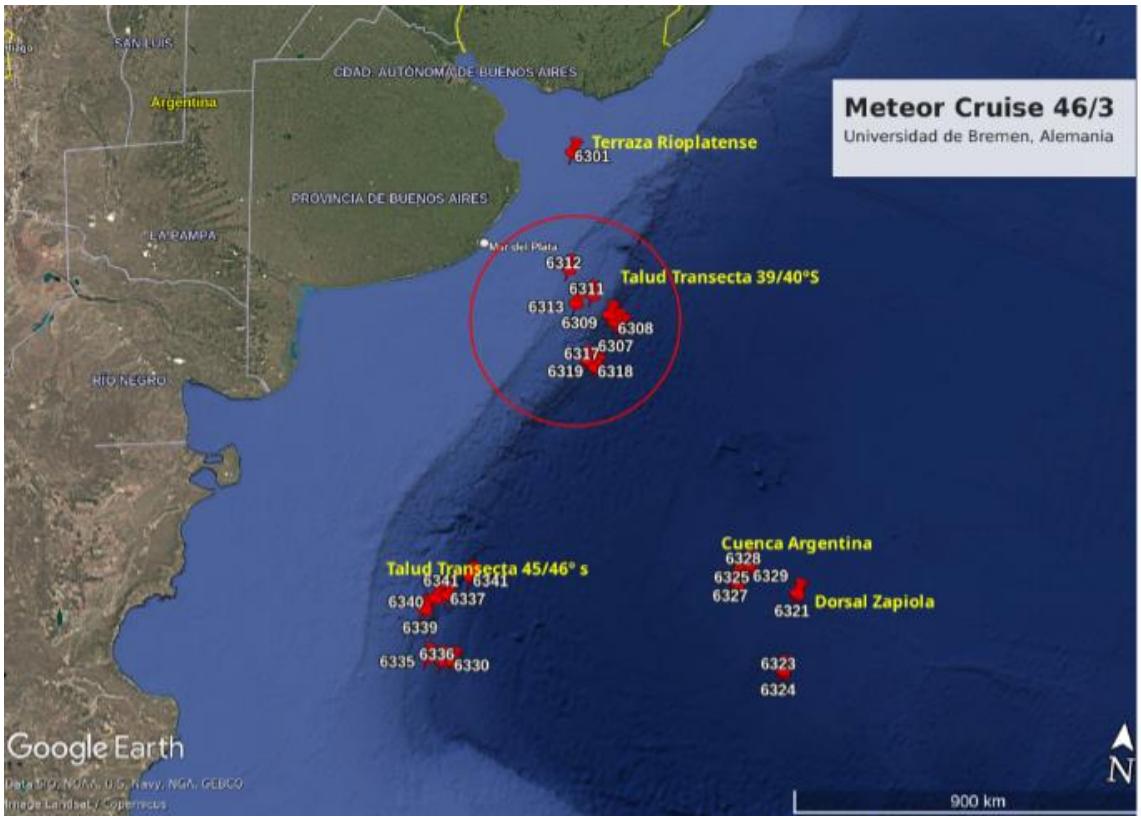


Figura 1. Localización de sitios de extracción de coronas en la campaña M46/3. En el círculo se incluyen las coronas seleccionadas.

En esta primera etapa analizaremos datos de la campaña *M46/3,* durante la cual se extrajeron coronas de sedimentos someros, principalmente en zona de talud continental y en zona abisal del Mar Argentino. Nos enfocaremos en las transectas relevadas a latitudes 39 y 40°S, las que se orientaron en dirección normal a la pendiente del talud, para profundidades de agua entre 400 y 4000 m, cuyas ubicaciones pueden verse en la Fig. 1. Las coronas extraídas abarcan espesores sedimentarios entre 3 y 12 metros, lo que determina la escala de este estudio. La edad geológica de estos sedimentos corresponde al Pleistoceno tardío, dentro del período Cuaternario. Las secuencias sedimentarias muestreadas pueden subdividirse en talud superior y talud inferior. Las muestras de sedimentos superiores, procedentes de profundidades de entre 436 y 996 m, pueden describirse como arenas fangosas no consolidadas de color gris oliva a grisáceo, con cantidades variables de componentes silíceos biogénicos y algunas intercalaciones de lentes de arena fina de pocos centímetros de espesor. En el talud continental inferior, a profundidades de agua entre 2867 y 4010 m, se obtuvieron secuencias de sedimentos más largas, compuestas principalmente por lodos mayormente no consolidados color gris oscuro a gris oliva. En general, desde el punto de vista composicional, los principales minerales constituyentes de los sedimentos son cuarzo, feldespato, mica, arcillas y calcita, además de micronódulos y fragmentos de roca. A su vez, las muestras exhiben una alta proporción de componentes biogénicos (principalmente diatomeas, radiolarios y restos de plantas). Los tamaños de grano preponderantes corresponden a arenas, limos y arcillas.

Para cada corona de sedimentos y para cada profundidad estudiada, los datos relevantes para esta etapa de trabajo son:

- velocidades compresionales ultrasónicas,
- estimaciones de porosidad a partir de resistividad (ley de Archie),

Para el análisis fue necesario seleccionar los datos de porosidad ϕ y de velocidad acústica ultrasónica V_p medidas en las coronas con mayores espesores, para estudiar sus variaciones verticales dentro de la escala de estudio. Por tal razón limitamos el estudio a los datos de los sitios GeoB6307, GeoB6308, GeoB6309, GeoB6317 indicados en la Fig. 1.

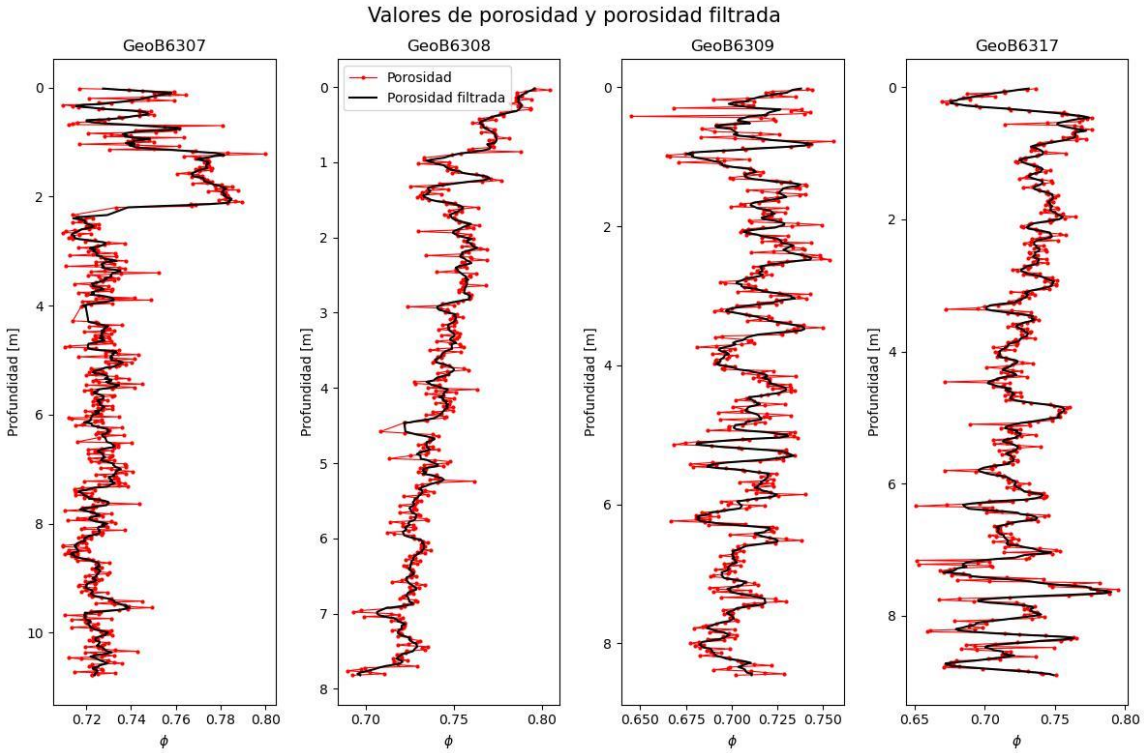


Figura 2. Perfiles de porosidad en las muestras seleccionadas.

En primer lugar, procedimos a eliminar los datos dudosos y aplicamos suavizamientos, tanto a los valores de porosidad como de velocidad, basados en una promediación móvil y en filtrado digital de Savitzky y Golay (1964), métodos ampliamente utilizados para el análisis de datos. Para éste último, adoptamos un grado polinomial igual a 3 y 11 puntos de longitud, parámetros seleccionados luego de realizar varias pruebas. Por otro lado, para equiparar el muestreo de las series de porosidad y de velocidad en cada sitio, para su posterior correlación, fue necesario aplicar un método de interpolación lineal en los perfiles de porosidad. Los valores de porosidad y velocidad pre y post-filtrado se muestran en las Figs. 2 y 3, respectivamente.

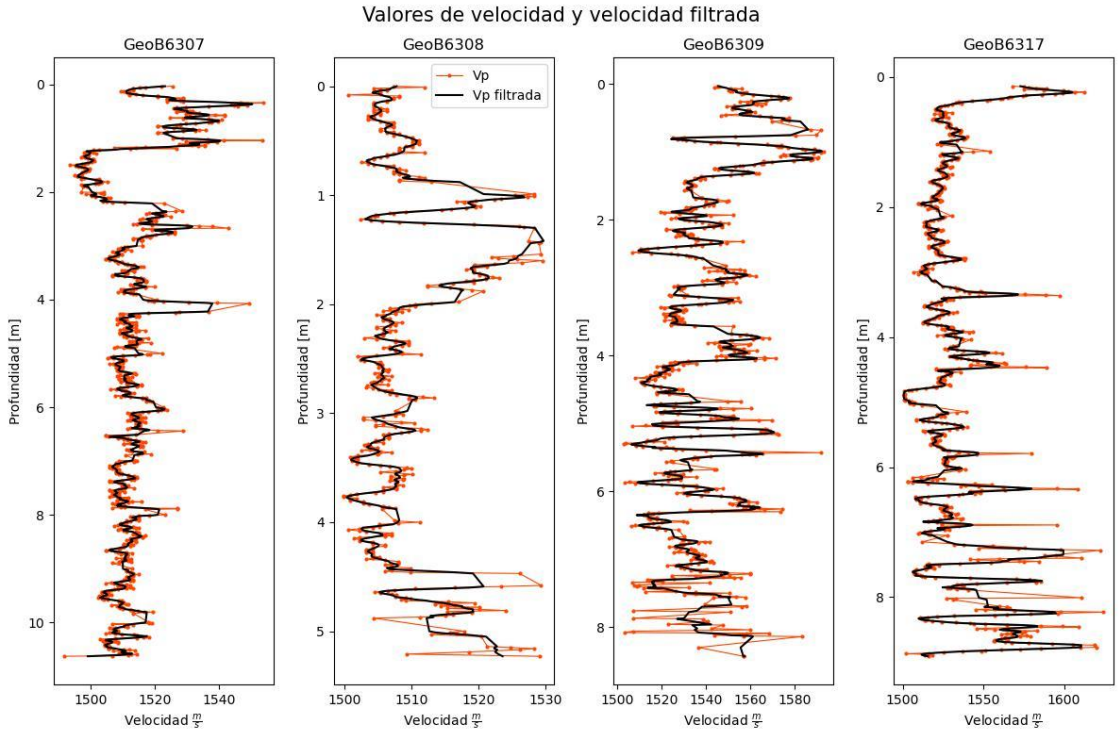


Figura 3. Perfiles de velocidad acústica ultrasónica en las muestras seleccionadas.

COMPORTAMIENTO DE LA POROSIDAD VS. PROFUNDIDAD

Es sabido que la porosidad de las rocas sedimentarias generalmente disminuye en función de la edad, la profundidad de enterramiento, la litología y la diagénesis, entre otros factores, por lo cual el estudio de sus variaciones con la profundidad es útil para analizar la *compactación* de los mismos. Numerosos autores han estudiado este comportamiento, tanto desde el punto de vista teórico como empírico. Los modelos más simples de compactación muestran una disminución exponencial de la porosidad con la profundidad, siendo la sobrecarga litostática la causa principal. En este sentido, se destacan las contribuciones realizadas por Athy (1930) y años más tarde por Giles et al. (1998) entre muchos autores. Dentro del contexto marino se destacan los aportes de Kominz et al. (2011) quienes realizaron una extensa compilación y ajuste de datos de porosidad en diferentes océanos del mundo, teniendo en cuenta además las diferentes litologías encontradas (discriminando por composición y tamaño de grano). Más recientemente Chen et al. (2020), analizaron y testearon cinco clases de modelos matemáticos para el ajuste de porosidades (leyes exponenciales, de potencia, recíproca y parabólica), y a su vez propusieron una nueva ecuación.

La dependencia de la porosidad con la profundidad a su vez está relacionada con el efecto de la compactación y las presiones diferencial y efectiva sobre las rocas. Y tales variaciones tienen efectos sobre las propiedades elásticas y sísmicas de las rocas, lo que puede estudiarse mediante modelos de física de rocas. Los diferentes estudios publicados previamente sobre este tema están basados en datos de otras partes del mundo, correspondientes tanto a zonas continentales como oceánicas, con escaso o nulo aporte de datos correspondientes a formaciones o sedimentos argentinos.

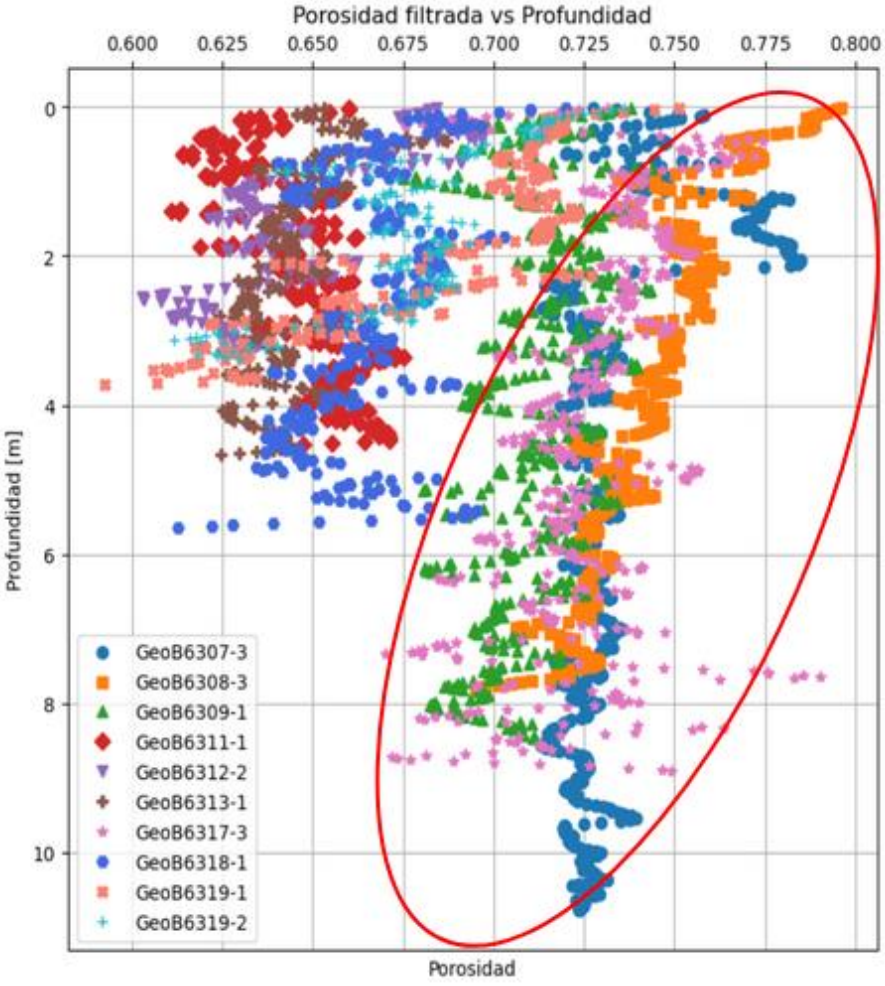


Figura 4. Porosidad versus profundidad para los distintos sitios y datos seleccionados para el ajuste de leyes empíricas.

Para analizar el comportamiento de la porosidad versus profundidad de enterramiento en sedimentos someros del mar argentino, en primer lugar, graficamos en la Fig. 4 el conjunto de porosidades filtradas versus profundidad para todas las coronas de la transecta Norte, enmarcando con un óvalo los datos más representativos debido a su mayor desarrollo vertical. Posteriormente se procedió al ajuste de leyes empíricas, comenzando por la regresión de decaimiento exponencial basada en Athy (1930) y utilizada por Kominz et al. (2011) de la forma

$$\phi(z) = \phi_0 \exp(-z/D) \quad (1)$$

donde Φ_0 y D son coeficientes de ajuste, siendo Φ_0 la porosidad "superficial". Para el conjunto de datos seleccionado encontramos Φ_0 = 0.7425 y D= 226.40 metros.

Por otro lado, teniendo en cuenta el análisis y conclusiones publicadas por Chen et al. (2020), decidimos probar el ajuste de la ley de potencia modificada propuesta por dichos autores, la que requiere el ajuste de tres parámetros Φ_0, m y n, dada por:

$$\phi(z) = \frac{\phi_0}{(1+mz)^n} \tag{2}$$

Para el conjunto de datos considerados encontramos ϕ_0 = 0.7465 , m = 0.231 [1/metros] y n = 0.03. Con ambas expresiones se aprecia una dispersión importante, en especial a menores profundidades, lo que también es observado en los trabajos de Chen et al. (2020) y Kominz et al. (2011). Los ajustes obtenidos con las leyes (1) y (2) se muestran en la Fig. 5, en la cual se observa que ambas siguen razonablemente la tendencia general de los datos.

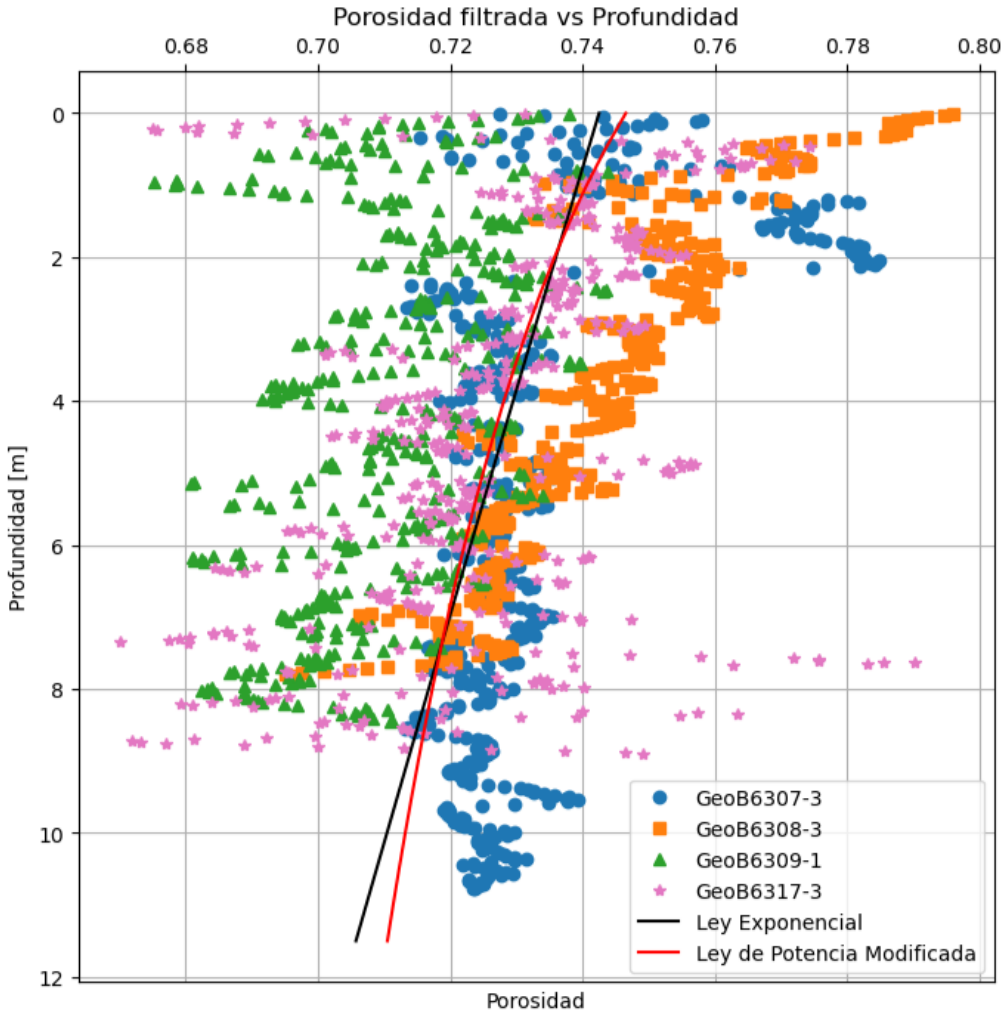


Figura 5. Porosidades versus profundidad y ajuste de leyes empíricas.

CORRELACIÓN EMPÍRICA ENTRE VELOCIDAD Y POROSIDAD

La porosidad tiene una enorme influencia en las propiedades elásticas y velocidades de propagación de ondas acústicas en ambientes sedimentarios, tanto consolidados como poco consolidados. La determinación de correlaciones empíricas entre velocidad y porosidad ha sido un tema central en la física de rocas desde hace muchas décadas (Wyllie et al. 1958, Raymer et al. 1980, Mukerji and Mavko, 2006, entre otros). En ambientes

sedimentarios de fondo marino cabe destacar las investigaciones llevadas a cabo por Hamilton (1970,1971, 1978, 1982 a,b) quien encontró para sedimentos de plataforma y talud continental una ley empírica de la forma

$$V_p = a\phi^2 + b\phi + c \tag{3}$$

Dicha expresión fue ajustada a nuestro conjunto de datos, encontrando los valores a=9242, b= -14157, c= 6928. De esta manera, a pesar del número limitado de datos verificamos la tendencia cuadrática observada en sedimentos marinos de otras partes del mundo (Hamilton, 1982), como se observa en la Fig. 6., lo que seguirá siendo investigado ampliando nuestra base de datos.

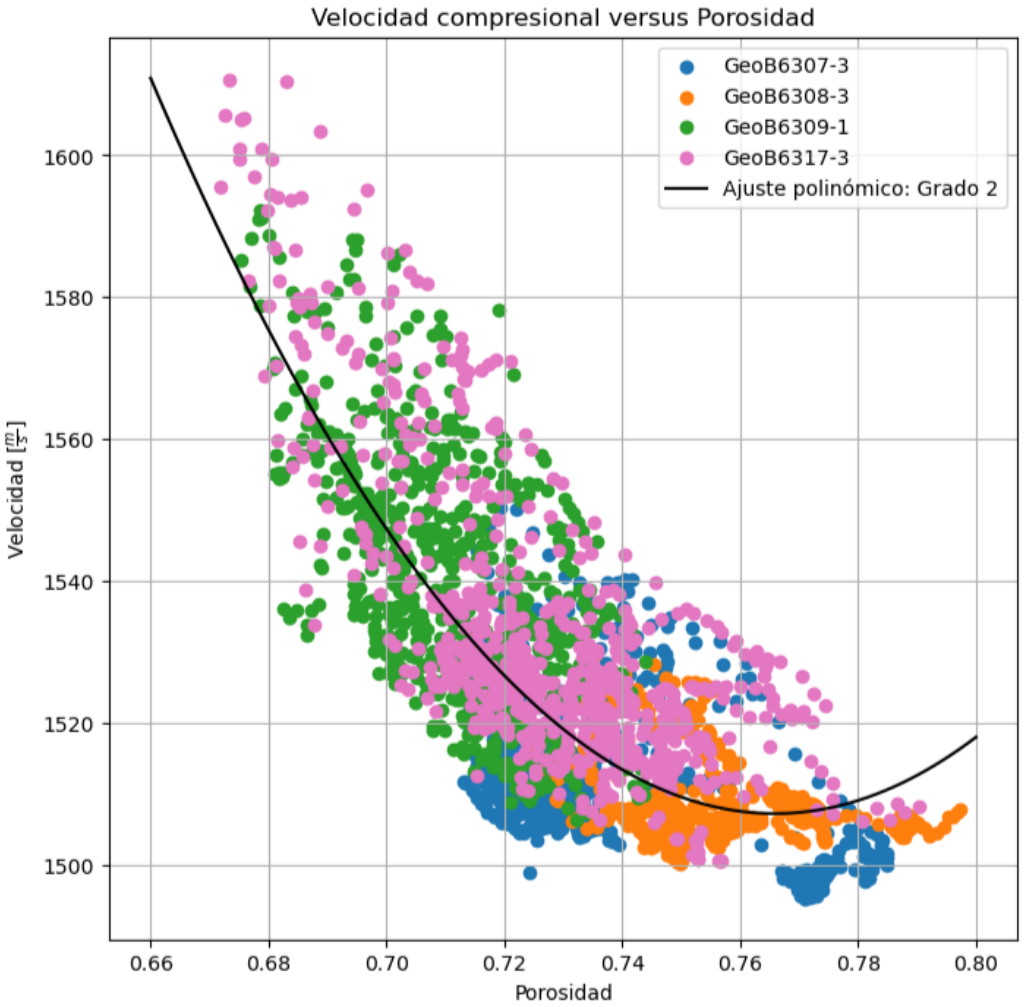


Figura 6. Crossplot entre velocidad acústica y porosidad, con ajuste polinómico de grado 2.

CONCLUSIONES

En este trabajo se utilizó un conjunto de datos geofísicos medidos sobre una selección de coronas de sedimentos extraídos del fondo marino en una zona de talud del margen continental argentino. Dichos datos se obtuvieron durante una expedición oceanográfica llevada a cabo por la Universidad de Bremen (Alemania) a principios del año 2000. Nos enfocamos principalmente en datos de porosidades y velocidad acústica. Los mismos fueron acondicionados y procesados para facilitar su análisis. De esta manera se sentaron

las bases para la construcción de relaciones empíricas entre parámetros geoacústicos de los sedimentos someros del Mar Argentino, lo que no se había estudiado hasta el momento. Los resultados preliminares hallados con un número reducido de datos en zona de talud demuestran que es posible observar la tendencia de decaimiento de la porosidad con la profundidad típicamente observada por otros autores tanto en sedimentos marinos como continentales. Verificamos que, para perfiles con espesores de al menos 8 metros, es factible ajustar razonablemente leyes de decaimiento de la forma de las publicadas en la literatura para sedimentos marinos de otras regiones.

Se espera continuar trabajando para mejorar el flujo de trabajo para la selección y procesamiento de los perfiles de porosidad y de velocidad, así como introducir parametrizaciones más complejas para los ajustes. A su vez extenderemos este análisis para incluir datos de otras transectas, de otras campañas de la Universidad de Bremen, tales como M29, M78, M46/4 y SO260, no sólo en zona de talud sino también en zona abisal de la cuenca Argentina. Además, se espera refinar las conclusiones clasificando y agrupando los datos según la composición y la granulometría mediante métodos basados en aprendizaje automático. En trabajos futuros se procederá a formular modelos de física de rocas apropiados para ajustar las velocidades compresionales medidas, utilizando teorías para medios efectivos granulares y modelos poroelásticos.

REFERENCIAS

Athy, L. E. Density, porosity, and compaction of sedimentary rocks. *Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists*, 14, 1-24 (1930).

Biot, M.A. Mechanics of deformation and acoustic propagation in porous media. *Journal of Applied Physics*, 33, 1482-1498 (1962).

Chen, J., Kuang, X., Zheng, C. An empirical porosity–depth model for Earth's crust. *Hydrogeology Journal*, 28, 2331–2339 (2020).

Chotiros, N.P. Acoustics of the Seabed as a Poroelastic Medium, ASA Press, Springer, 2017.

Frederichs, T. Hilgenfeldt, C., Alin, A. Physical properties measured on 83 sediment cores from METEOR cruise M46/3 dataset publication series PANGAEA (2008) https://doi.org/10.1594/PANGAEA.680761

Gassmann F. Über die elastizitat poroser medien. *Vierteljahrschrift der Naturforschen-den Gessellshaft in Zurich*, 96, 1-23 (1951).

Giles, M. R. Indrelid, S.L. and James, D.M. Compaction: the great unknown in basin modelling, *Geological Society, London, Special Publications*, 141, 15-43 (1998).

Hamilton, E.L. Sound velocity and related properties of marine sediments. North Pacific. *J. Geoph. Res*. 75, 4423-4446 (1970).

Hamilton, E.L. Elastic properties of marine sediments. *J. Geoph. Res*. 76, 579 604 (1971).

Hamilton, E.L. Sound velocity-density relations in sea floor sediments and rocks. J. *Acoust. Soc. Am.* 63, 366-377 (1978).

Hamilton, E.L., Bachman, R.T., Berger, W.H., Johnson, T.C., Mayere, L.A. Acoustic and related properties of calcareous deep-sea sediments, *Journ. Sediment. Pet*. 52, 733 -753 (1982a).

Hamilton, E.L. and Bachman, R.T. Sound velocity related properties of marine sediments. *J.Acoust. Soc. Am.* (72), 1891-1904 (1982b).

Kominz, M. Patterson, K., Odette, D. Lithology dependence of porosity in slope and deep marine sediments, *Journal of Sedimentary Research*, 81, 730-742 (2011).

Lee, E.Y. Influence of different porosity-depth trend types on subsidence analysis. Geophysical Research Abstracts, 20, EGU 2018 General Assembly p.15348, (2018).

Mavko, G., Mukerji, T. and Dvorkin, J. *The Rock Physics Handbook*. Cambridge University Press, 2020 (3°Ed.).

Mukerji, T. and Mavko,G. Recent Advances in Rock Physics and Fluid Substitution, *CSEG Recorder*, 31, Special Edition, 122-127 (2006).

Raymer, L.L., Hunt, E.R. and Gardner, J.S. An improved sonic transit time-to porosity transform. Trans. Soc. Prof. Well Log Analysts, 21st Annual Logging Symposium, Paper P. (1980).

Savitzky, A. and Golay, M.J.E. Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures. Analytical Chemistry 36, 1627-1639 (1964).

Wefer, G., Balzer, W., Bleil, U. and Schulz, H. D. Geo Bremen South Atlantic 1999/2000, Cruise No. 46, 6 November 1999 - 13 March 2000, Reportes METEOR, (2001) ISSN 0936-8957 https://doi.org/10.2312/cr_m46

Wyllie, M. R. J., Gregory, A.R., and Gardner, G. H. F. An experimental investigation of factors affecting elastic wave velocities in porous media. *Geophysics*, 23, 459-493 (1958).

ANALISIS DE LA DISTRIBUCION DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DEL LITORAL DEL ESTUARIO MEDIO DEL RIO DE LA PLATA

Lucía Santucci[a,b], Carolina Tanjal[a,b], Eleonora Carol[a,b], Leandro Tatone[b,c]

[a]*Centro de Investigaciones Geológicas, CIG, CONICET-UNLP, ARGENTINA*
[b]*Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, ARGENTINA*
[c]*Laboratorio de Química Ambiental y Biogeoquímica, CONICET-UNLP, ARGENTINA*

e-mail: luciasantucci@fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN

Entre las localidades de Punta Lara y Punta Indio en el litoral del Río de la Plata, se reconocen sitios donde los sedimentos costeros varían desde arenosos a limo-arcillosos, los que se pueden comportar como sumideros de elementos inorgánicos entre la zona continental y el estuario. El objetivo de este trabajo es evaluar la distribución espacial de metales pesados en sedimentos superficiales y profundos (hasta 100 cm) en dicha franja litoral. Los resultados exponen que, para los puntos de muestreo, los metales analizados (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni) presentan una tendencia al incremento de sus concentraciones en los sedimentos del sector sur (Punta Indio). En ese mismo sentido, hacia el sur, también aumentan los porcentajes de materia orgánica en los sedimentos estudiados. Asimismo, la materia orgánica muestra una relación con los contenidos de metales en los sedimentos superficiales (correlaciones altas para Pb, Ni, Cu y Cr) y menor para los sedimentos en profundidad (correlaciones altas para Ni y Cr), condicionando la retención de los mismos. Respecto al análisis de la distribución de los metales en superficie y en profundidad en general ésta es homogénea en los puntos de muestreo del norte, mientras que en el sur se observan variaciones, sin registrarse una tendencia en relación a la profundidad de muestreo. Los valores de Eh medidos, por otro lado, varían desde oxidantes en los sedimentos más superficiales hasta valores reductores en los sedimentos profundos en la mayoría de los sitios, aunque sin mostrar correlaciones importantes con los metales estudiados. Estos estudios permitirán conocer la distribución de metales en la zona costera y contribuirán a comprender las condiciones ambientales, definir indicadores de degradación ambiental, y generar predicciones que prevean modificaciones del ambiente.

Palabras Clave: Sedimentos, Materia orgánica, Ambiente costero, Río de la Plata.

INTRODUCCIÓN

La acumulación de metales pesados en sedimentos de diferentes tipos de ambientes acuáticos ha sido intensamente estudiada desde los años 1970 (Zhang y Shan, 2008). La abundancia de metales pesados en sedimentos y suelos, regulados por procesos geomorfológicos, físicos y químicos han sido ampliamente estudiados por varios autores en distintos países del mundo incluyendo nuestro país (Nriagu and Pacyma, 1988; Llosa et al., 1990; Lavado et al., 1998; Adamo et al., 2002).

Los estuarios constituyen zonas de transición entre los ríos y el océano, que proporciona funciones y servicios ecosistémicos de relevancia ambiental (Le Guen et al., 2019). Las zonas estuarinas tienden a ser receptores y sumideros de compuestos de origen

antrópico como nutrientes, compuestos orgánicos y metales pesados (Pan et al., 2012; Kumar et al., 2015; Guo et al., 2020). Dentro de estos compuestos, los metales pesados han sido estudiados principalmente por sus características ambientales asociadas a persistencia, bioacumulación, toxicidad ecológica y no biodegradación (Gavhane et al., 2021). Los metales pesados dentro del medio abiótico de los estuarios pueden estar en el agua y en las partículas en suspensión y sedimentos. No obstante, los niveles de metales pesados disueltos en el agua son relativamente bajos, mientras que la materia particulada suspendida y los sedimentos son los principales portadores de metales pesados (Jia et al., 2021). El sedimento tiene una gran capacidad para almacenar metales pesados, actuando a menudo como un reservorio/sumidero. En este contexto es que resulta de importancia comprender la distribución y concentraciones de metales pesados en los sedimentos estuarinos. Sin embargo, aún existe una brecha en el conocimiento sobre cómo el entorno sedimentario influye en las características de los metales pesados en los estuarios.

Entre las localidades de Punta Lara (estación ATULP) y Punta Indio (estaciones PI y ER) en el litoral del Río de la Plata (RDLP) (ver Fig. 1), se reconocen sitios donde los sedimentos costeros varían desde arenosos a limo-arcillosos, los que se pueden comportar como sumideros de elementos inorgánicos entre la zona continental y el estuario. El objetivo de este trabajo es evaluar la distribución espacial de metales pesados en sedimentos superficiales y profundos (hasta 100cm) en dicha franja litoral.

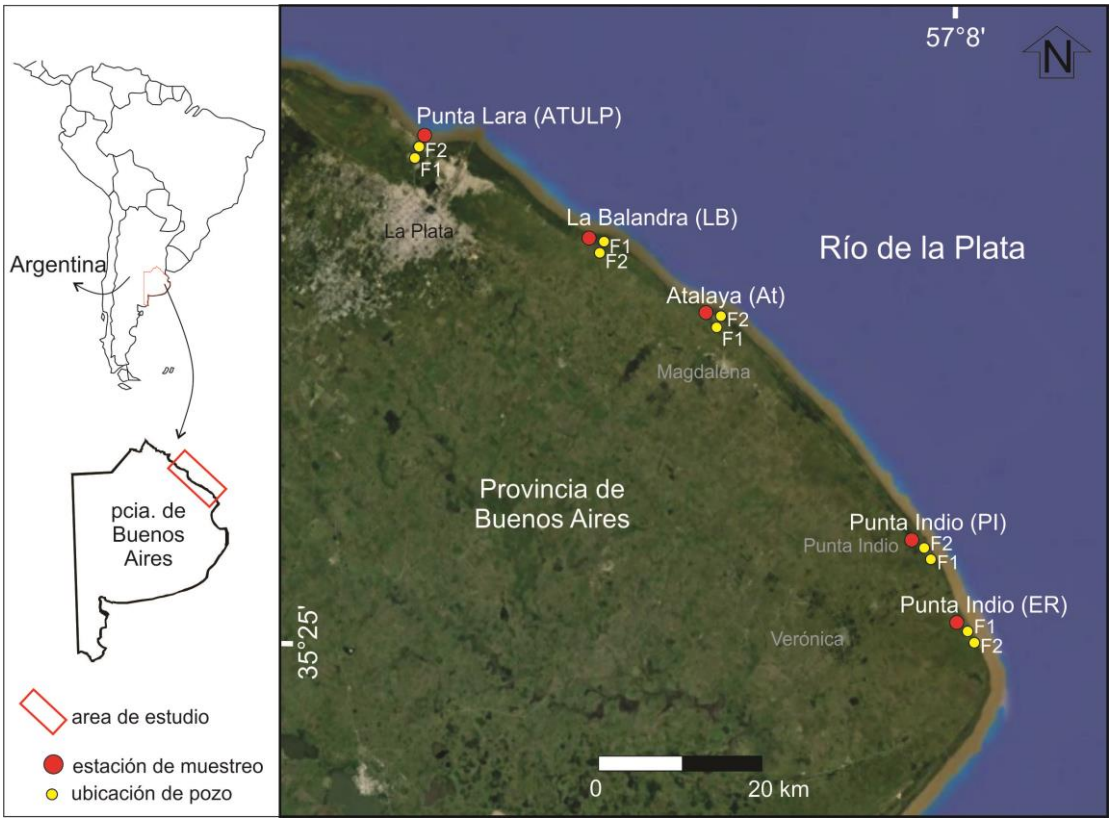


Figura 1. Ubicación del área de estudio. F indica la ubicación de los dos pozos por estación realizados para el muestreo de sedimentos.

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

Se colectaron sedimentos en cinco estaciones localizadas en el litoral del estuario medio del RDLP, en cada una de las cuales se tomaron dos sitios de muestreo, mediante la realización de pozos (n=10) para colectar muestras en profundidad. La recolección de muestras de sedimento se efectuó manualmente mediante el hincado de un tubo de PVC desde la superficie hasta una profundidad máxima de 100 cm. Simultáneamente, se determinó *in situ* el Eh con un equipo multiparamétrico portátil.

Las muestras fueron secadas al aire y molidas para su posterior digestión con ataque ácido. La determinación de la concentración pseudototal de metales en sedimentos (Pb, Ni, Fe, Cu, Mn, Zn y Cr) se realizó por espectrometría de absorción atómica con llama de aire-acetileno (Thermo Elemental Solaar M5) previa digestión con agua regia (3:1 v/v, HCl-HNO_3) y H_2O_2. El control de calidad de los análisis incluyó la realización de blancos (n=4), duplicados (n=4, <10%) y análisis de material de referencia certificado (CRM016-050, RTC= 89±27%).

Además, la materia orgánica (MO) en los sedimentos se determinó utilizando el método de pérdida por ignición (LOI, Loss on ignition; Heiri et al., 2001).

RESULTADOS

Los metales analizados (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni) en los sedimentos presentan una tendencia al incremento en sus concentraciones en los puntos de muestreo del sector sur (Punta Indio) (ver Fig. 2 y 3). En general, para todos los sedimentos analizados el orden de abundancia de los metales es Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cr>Ni, y el incremento en las concentraciones de éstos hacia el sector sur del estuario evidenciaría que allí las fracciones coloidales y material fino podrían tener relevancia en la mayor abundancia de los metales estudiados.

Si se hace un análisis respecto a las concentraciones de los metales Pb, Ni, Cu, Zn y Cr tanto en sedimentos superficiales (hasta los 20 cm) como profundos (50 a 100 cm), se observa que tanto en los pozos de la estación Punta Lara (ATULP) como de La Balandra (LB) los contenidos de los mismos se distribuyen en general de forma homogénea (ver Fig. 2). A lo largo del perfil F1 de la estación ATULP los valores promedio son 12,49, 4,26, 6,22, 40,68 y 6,27 ppm para Pb, Ni, Cu, Zn y Cr respectivamente. Y en el perfil F2 de ATULP los valores promedio son 10,79, 3,43, 6,22, 40,68 y 6,27 ppm para Pb, Ni, Cu, Zn y Cr respectivamente. En el perfil F1 de la estación LB los valores promedio son 9,11, 4,31, 6,17, 27,45 y 4,54 ppm para Pb, Ni, Cu, Zn y Cr respectivamente. Y en el perfil F2 de LB los valores promedio son 11,54, 6,91, 10,89, 34,83 y 7,41 ppm para Pb, Ni, Cu, Zn y Cr respectivamente; en este último se observa un aumento del contenido en Zn, en los sedimentos ubicados entre 40 y 60cm de profundidad respecto a los sedimentos superficiales.

En la estación Atalaya (At) la distribución de los metales en los dos perfiles analizados (F1 y F2) y desde los sedimentos superficiales hasta los 100 cm en profundidad también es relativamente homogénea (ver Fig. 2). En el perfil F1 de la estación At los valores promedio son 8,32, 5,50, 9,14, 35,22 y 7,37 ppm para Pb, Ni, Cu, Zn y Cr

respectivamente. Y en el perfil F2 los valores promedio son 8,24, 5,02, 8,53, 32,85 y 7,01 ppm para Pb, Ni, Cu, Zn y Cr respectivamente.

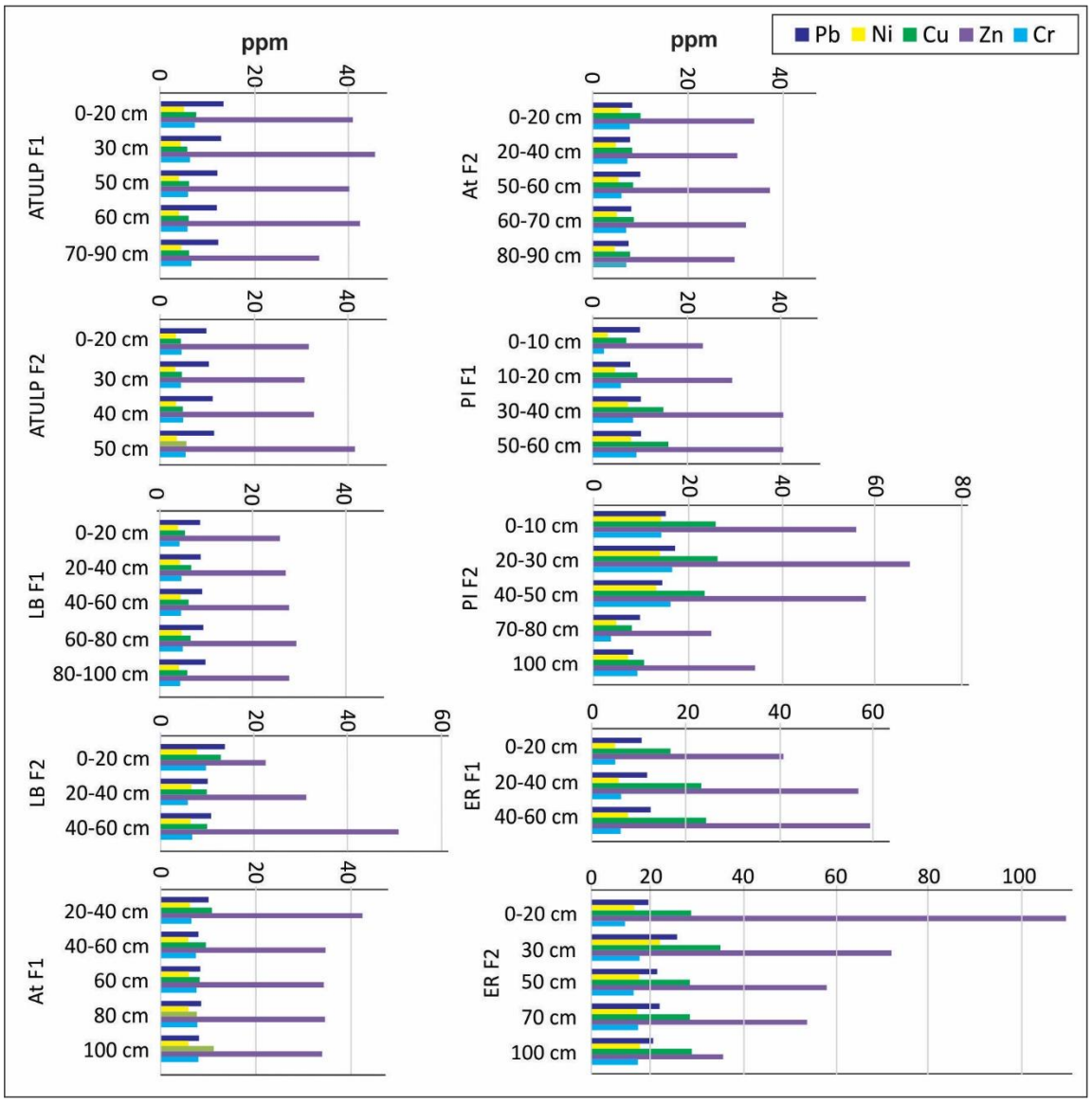


Figura 2. Gráficos de contenidos de los metales pesados Pb, Ni, Cu, Zn y Cr (ppm) en cada uno de los pozos en las distintas estaciones de muestreo.

Por otro lado, en los pozos ubicados en las estaciones Punta Indio (PI y ER), sí pueden observarse variaciones algo más marcadas y valores más elevados de los metales estudiados (ver Fig. 2). En el perfil F1 de la estación PI los valores promedio son 9,37, 6,18, 10,89, 34,27 y 7,27 ppm para Pb, Ni, Cu, Zn y Cr respectivamente, y en términos generales los contenidos de los metales aumentan conforme aumenta la profundidad. En el perfil F2 los valores promedio aumentan respecto al pozo PI F1 siendo 13,19, 10,86, 19,07, 48,38 y 12,18 ppm para Pb, Ni, Cu, Zn y Cr respectivamente. Los valores de los metales en el perfil PI F2 son en general más elevados en el sector superficial y disminuyen a medida que aumenta la profundidad en este perfil, aunque cabe aclarar que éste alcanza una mayor profundidad que el pozo PI F1.

Por su parte, en el perfil F1 de la estación ER los valores promedio son 11,63, 6,09, 21,47, 52,44 y 5,75 ppm para Pb, Ni, Cu, Zn y Cr respectivamente. Y en el perfil ER F2 los valores promedio son superiores mostrando valores de 14,59, 10,97, 22,62, 58,16 y 9,38 ppm para Pb, Ni, Cu, Zn y Cr respectivamente. En el perfil ER F2 los valores de los metales son en general más elevados en el sector superficial y disminuyen a medida que aumenta la profundidad en este perfil, aunque cabe aclarar que éste alcanza una mayor profundidad que el pozo ER F1.

Respecto a los contenidos de Fe y Mn en los sedimentos, éstos también presentan un incremento hacia el sector sur del estuario, siendo su contenido bastante homogéneo en las estaciones ATULP, LB y At del sector norte (ver Fig. 3), sin distinguir una diferencia marcada entre las concentraciones de estos elementos en los sedimentos más superficiales y profundos. Para la estación ATULP se observa que los valores promedio del perfil F1 son 12483 y 77 ppm, y del perfil F2 son 11575 y 58 ppm para Fe y Mn respectivamente. Por otra parte, en el perfil F1 de la estación LB los valores promedio son 16089 y 129 ppm, y en el perfil F2 de LB los valores promedio son 15964 y 167 ppm para Fe y Mn respectivamente. Los contenidos de Fe y Mn en los sedimentos en el perfil F1 de la estación At muestran valores promedio de 20977 y 272 ppm, y en el perfil F2 los valores promedio son 19977 y 263 ppm para Fe y Mn respectivamente.

Por otro lado, tanto en la estación PI como ER de Punta Indio, se observa un marcado aumento de ambos elementos respecto a las estaciones mencionadas, en el perfil F1 de la estación PI los valores promedio de Fe y Mn son 22013 y 490 ppm, y en el perfil F2 de la misma estación los valores promedio son 24272 y 480 ppm para Fe y Mn respectivamente. En relación al perfil F1 de la estación ER los valores promedio de Fe y Mn son 26773 y 730 ppm. En el perfil F2 de la misma estación los valores promedio son 29703 y 741 ppm para Fe y Mn respectivamente. En esta última estación se observa un aumento en los contenidos de ambos elementos, siendo éstos además más elevados en los sedimentos más superficiales (ver Fig. 3). Estos aumentos podrían deberse a la presencia de suelos hidromórficos donde la presencia de concreciones de Fe y Mn es frecuente.

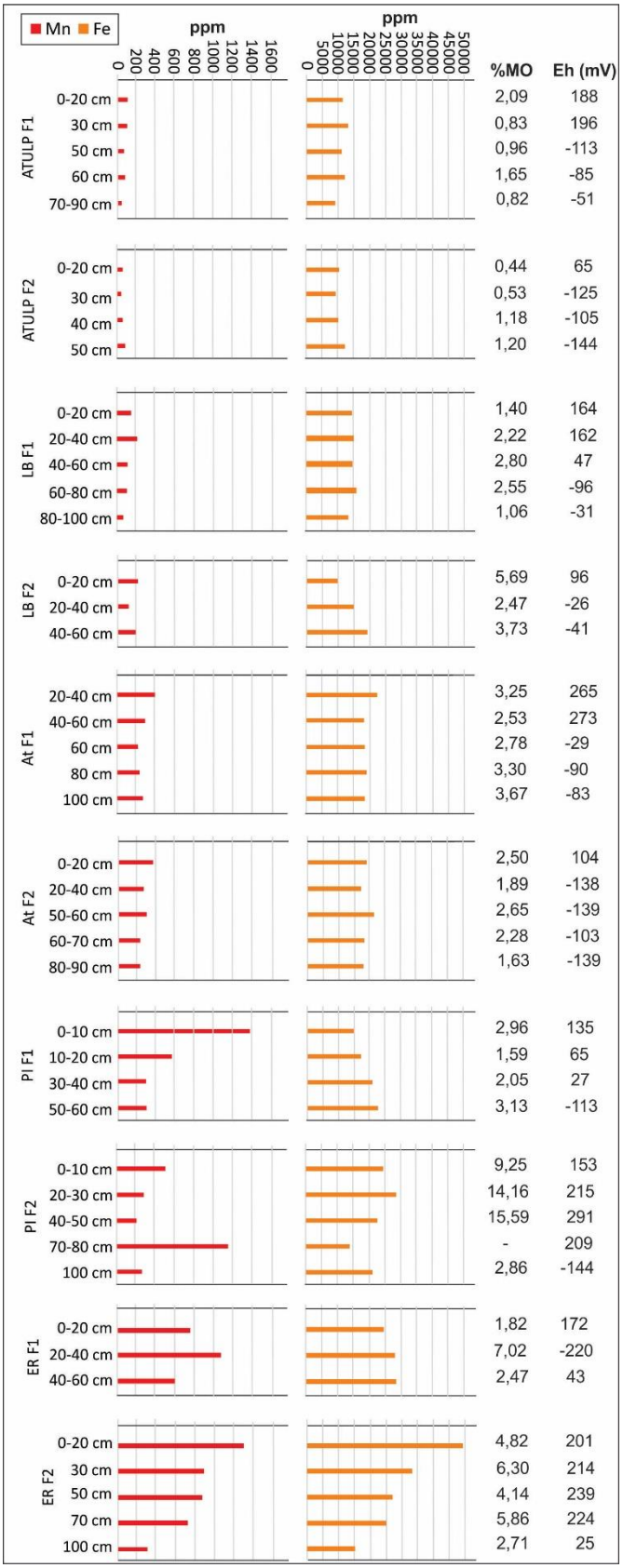


Figura 3. Gráficos de contenidos de Fe y Mn (ppm) en cada uno de los pozos en las distintas estaciones de muestreo.

Hacia el sur, es decir en el mismo sentido que aumentan los contenidos de metales pesados (ver Fig. 2 y 3), existe una tendencia de aumento de los porcentajes de MO en los sedimentos estudiados (ver Fig. 4).

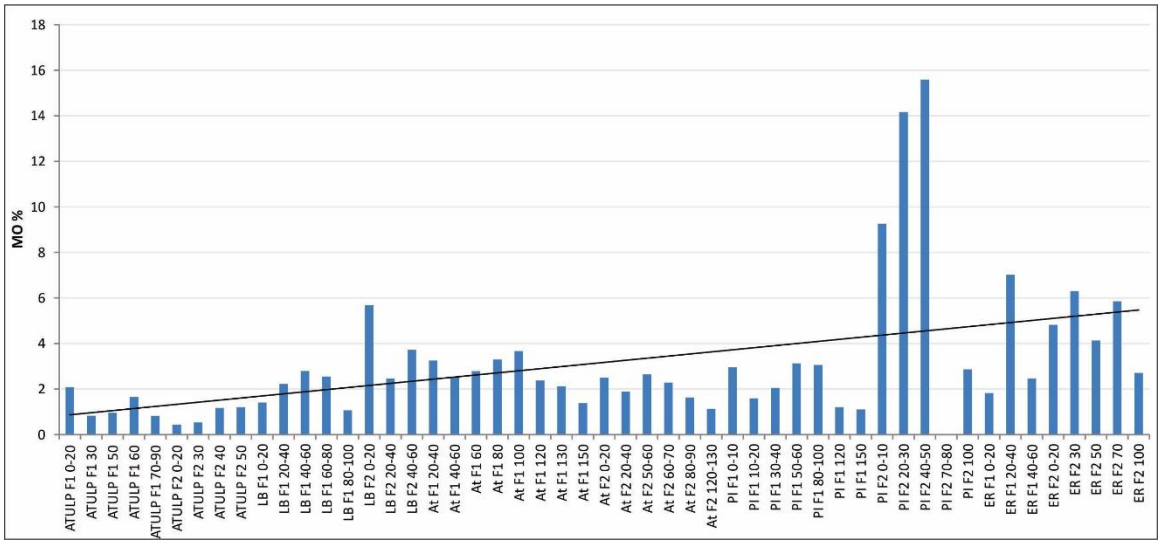


Figura 4. Gráfico de contenidos de MO (%) en cada uno de los pozos en las distintas estaciones de muestreo.

Dicha MO muestra una buena correlación con los contenidos de algunos metales en los sedimentos superficiales (valores de R^2 mayores a 0,50) para Pb, Ni, Cu y Cr (ver Fig. 5).

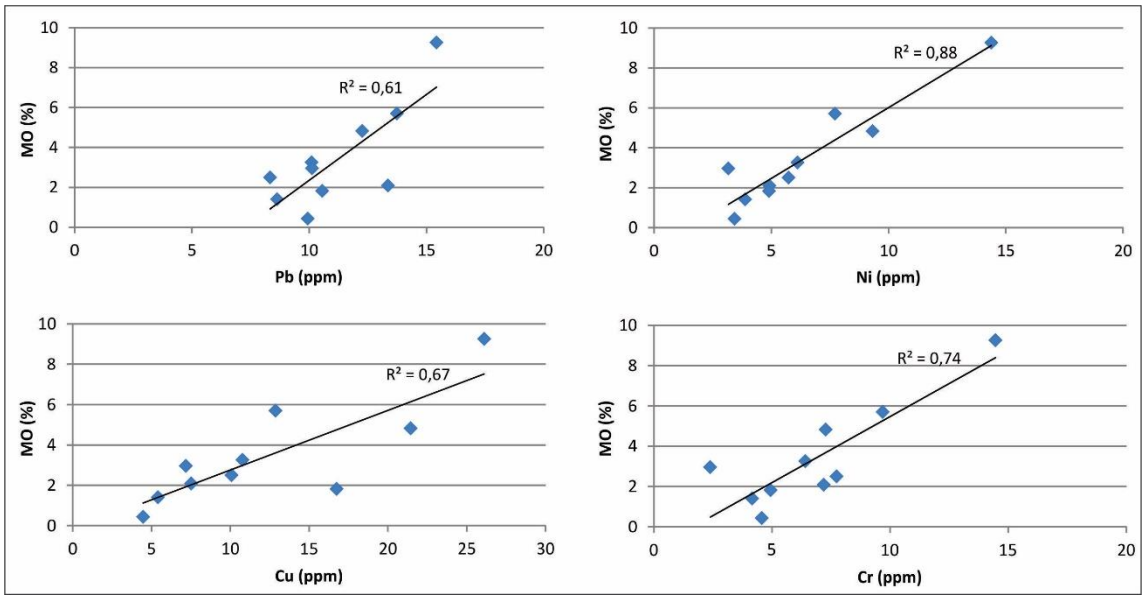


Figura 5. Gráficos de relación entre MO (%) y contenidos de metales (Pb, Ni, Cu y Cr) en los sedimentos superficiales (0-20 cm de profundidad).o

Además la MO muestra una relación con los contenidos de algunos metales en los sedimentos más profundos, ubicados a los 40-60 cm, mostrando correlaciones altas para

Ni y Cr (ver Fig. 6). También en los sedimentos ubicados aproximadamente a los 70-100 cm de profundidad se observan correlaciones altas para Fe, Mn y Zn (ver Fig. 7).

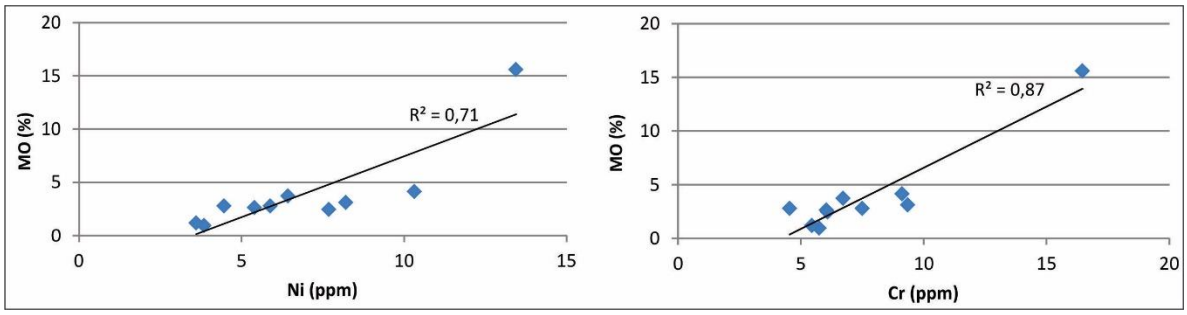


Figura 6. Gráficos de relación entre MO (%) y contenidos de metales (Ni y Cr) en los sedimentos ubicados a los 40-60 cm aproximadamente.

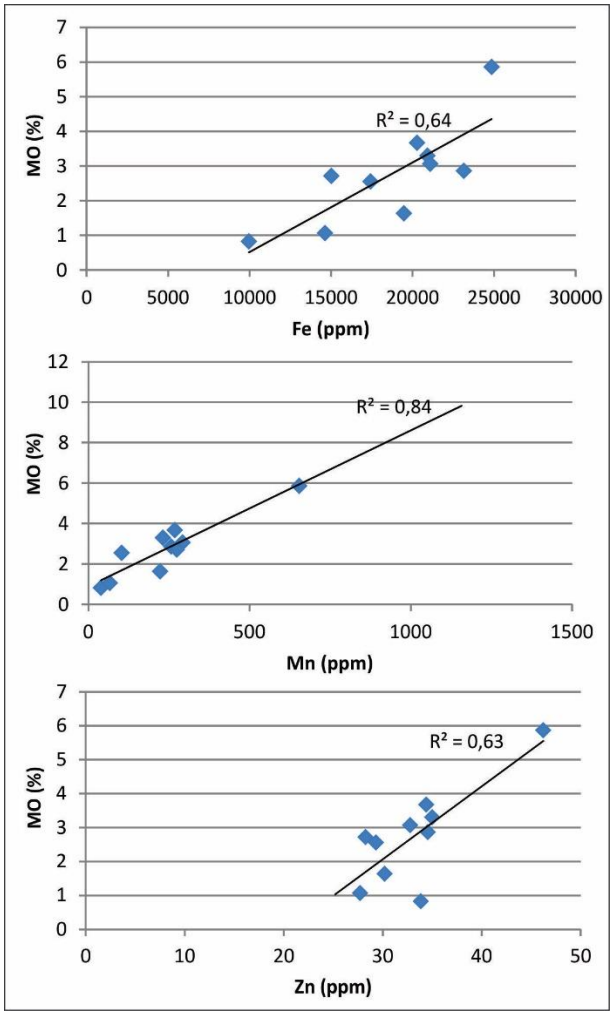


Figura 7. Gráficos de relación entre MO (%) y contenidos de metales (Fe, Mn y Zn) en los sedimentos ubicados a los 70-100 cm aproximadamente.

Los valores de Eh medidos varían desde oxidantes en los sedimentos más superficiales hasta valores reductores en los sedimentos profundos en la mayoría de los sitios (ver Fig. 3), aunque sin mostrar correlaciones importantes con los metales estudiados.

CONCLUSIONES

La distribución de los metales Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr y Ni en superficie y en profundidad es en general homogénea en los puntos de muestreo del norte del litoral del Río de la Plata, sin registrarse una tendencia marcada en relación a la profundidad de muestreo. Estos metales sí presentan una tendencia al incremento de sus concentraciones en los sedimentos del sector sur hacia la localidad de Punta Indio, en cuyo sentido también aumentan los contenidos de materia orgánica en los sedimentos estudiados. La materia orgánica muestra en general correlaciones altas con los valores de Pb, Ni, Cu y Cr para los sedimentos superficiales, con Ni y Cr para los sedimentos entre 40-60 cm de profundidad y con Fe, Mn y Zn para los sedimentos entre 70-100 cm de profundidad.

Los valores de Eh medidos mostraron en general variaciones desde oxidantes en los sedimentos más superficiales hasta valores reductores en los sedimentos profundos, sin mostrar correlaciones importantes con los metales estudiados. Estos estudios permiten conocer la distribución de metales en la zona costera y contribuyen a comprender las condiciones ambientales. Además, dan las bases para definir indicadores de degradación ambiental, y generan predicciones que prevean modificaciones del ambiente.

REFERENCIAS

Adamo, P., Arienzo, M., Bianco, M. R., Terribile, F., & Violante, P. (2002). Heavy metal contamination of the soils used for stocking raw materials in the former ILVA iron–steel industrial plant of Bagnoli (southern Italy). Science of the total Environment, 295(1-3), 17-34.

Gavhane, S. K., Sapkale, J. B., Susware, N. K., & Sapkale, S. J. (2021). Impact of heavy metals in riverine and estuarine environment: A review. Res. J. Chem. Environ, 25(5), 226-233.

Guo, C., Chen, Y., Xia, W., Qu, X., Yuan, H., Xie, S., & Lin, L. S. (2020). Eutrophication and heavy metal pollution patterns in the water suppling lakes of China's south-to-north water diversion project. Science of The Total Environment, 711, 134543.

Heiri, O., Lotter, A. F., Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. Journal of paleolimnology, 25(1), 101-110.

Jia, Z., Li, S., Liu, Q., Jiang, F., & Hu, J. (2021). Distribution and partitioning of heavy metals in water and sediments of a typical estuary (Modaomen, South China): the effect of water density stratification associated with salinity. Environmental Pollution, 287, 117277.

Kumar, V., Sinha, A. K., Rodrigues, P. P., Mubiana, V. K., Blust, R., & De Boeck, G. (2015). Linking environmental heavy metal concentrations and salinity gradients with metal accumulation and their effects: A case study in 3 mussel species of Vitória estuary and Espírito Santo bay, Southeast Brazil. Science of the Total Environment, 523, 1-15.

Lavado R., Rodriguez M., Scheiner J., Taboada M., Rubio G., Alvarez R., Alconada M., Zubillaga M. (1998): Heavy metals in soils of Argentina: comparison between urban and agricultural soils. Commun Soil Sci Plant Anal 29, 1913-1917.

Le Guen, C., Tecchio, S., Dauvin, J. C., De Roton, G., Lobry, J., Lepage, M., ... & Niquil, N. (2019). Assessing the ecological status of an estuarine ecosystem: linking biodiversity and food-web indicators. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 228, 106339.

Llosa R, Noriega G, Negro de Aguirre E, Kesten (1990): Niveles de plomo, cadmio, zinc y cobre del área metropolitana y suburbana de Buenos Aires. Ciencia del Suelo 8, 3-8.

Nriagu, J. O., & Pacyna, J. M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. nature, 333(6169), 134-139.

Pan, K., & Wang, W. X. (2012). Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. Science of the total environment, 421, 3-16.

Zhang, H., Shan, B. Historical records of heavy metal accumulation in sediments and the relationship with agricultural intensification in the Yangtze–Huaihe region, China. Science of the Total Environment, 399(1-3), 113-120 (2008).

IMPACTO DEL RETROCESO DEL GLACIAR TORRE EN LOS PROCESOS DE REMOCIÓN EN MASA ACTIVOS EN EL CERRO TECHADO NEGRO, PNLG, SANTA CRUZ

Daniela Schmidt[a,b] y Diego Winocur[a,b]

[a]*Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ciencias Geológicas, Buenos Aires, ARGENTINA.*
[b]*Instituto de Estudios Andinos "Don Pablo Groeber" (UBA-CONICET), Buenos Aires, ARGENTINA.*

e-mail: danielainesschmidt@gmail.com

RESUMEN

En el marco del retroceso generalizado de las masas de hielo en el Campo de Hielo Patagónico Sur, el glaciar Torre ha experimentado un notable y acelerado retiro de su frente durante este último siglo, concomitantemente con una disminución significativa de su espesor. Esta tendencia regional constituye una clara respuesta frente al impacto del cambio climático registrado en las últimas décadas. La continua pérdida de las condiciones de englazamiento en el paisaje ha favorecido la desestabilización de las laderas circundantes, dejándolas desprovistas de la presión confinante de las masas de hielo y volviéndolas propensas al desarrollo de diversos movimientos en masa. A partir del análisis de secuencias fotográficas y el procesamiento de imágenes satelitales Sentinel-2, se identificaron diversos procesos de remoción en masa afectando a distintos niveles morénicos ubicados en la ladera sur del cerro Techado Negro. En particular se reconocen el desarrollo de deslizamientos, flujos de detritos, flujos soligelinivales y caídas de rocas. Del análisis temporal se identifican múltiples escarpas dispuestas paralelas al margen glaciar, afectando distintos niveles de crestas morénicas. Estas escarpas muestran una erosión progresiva, remontando aguas arriba con un activo e incisivo carcavamiento, e incrementando el volumen inicial de material movilizado pendiente abajo, en coincidencia con el retroceso glaciario. Este trabajo evidencia la relación directa existente entre el retiro del glaciar Torre y los procesos activos que se desarrollan en las laderas circundantes.

Palabras clave: Remoción en Masa, Retroceso Glaciario, Glaciar Torre.

INTRODUCCIÓN

Los glaciares patagónicos han experimentado numerosos períodos glaciales e interglaciales a lo largo del Cenozoico, asociados a las variaciones en la temperatura media del planeta (Caldenius 1932, Rabassa 2008). Durante los períodos glaciales los frentes de hielo alcanzaron su máxima extensión, mientras que en los interglaciares, caracterizados por temperaturas más elevadas, los frentes se retiraron rápidamente acompañados de una marcada pérdida de espesor de hielo. En los últimos siglos se han reconocido varios períodos fríos que generaron avances glaciarios, seguidos de períodos templados, todos ellos originados por causas naturales, sin intervención antrópica (Mazzoni & Rabassa 2020).

Desde entonces, el paisaje patagónico se encuentra en transición, en un contexto de retracción generalizada de los glaciares. En las últimas décadas, esta recesión se ha dado a tasas considerablemente elevadas en la región (Narusa y Aniya 1992, Skvarca et al. 2002, Masiokas et al. 2009, 2015). Esta tendencia no es única de la Patagonia y está en

concordancia con lo observado globalmente en otros cordones montañosos del mundo donde se ha registrado una pérdida de masa de 273 ± 16 gigatonnes por año (Gt año^{-1}), entre los años 2000 y 2023 (GlaMBIE Team 2025). En los Andes Patagónicos Australes, se ha registrado una de las tasas más altas de pérdida glaciar del planeta, alcanzando -26.5 ± 6.5 Gt año^{-1}, durante el periodo 2000-2023 (GlaMBIE Team 2025).

Actualmente, el paisaje continúa ajustándose desde su configuración heredada del último periodo glacial a un escenario de aumento sostenido de las temperaturas en los Andes Patagónicos. En estos ambientes recientemente desenglazados predominan los procesos paraglaciales, que comprenden aquellos desencadenados por el retroceso glaciar, e incluyen la desestabilización de laderas, la degradación de morenas y diversos procesos de remoción en masa. Como consecuencia directa de la ablación de los frentes glaciarios, se han formado numerosos cuerpos de agua proglaciares, mientras que los ya existentes han experimentado una expansión significativa (Ballantyne 2002, McColl 2012). En la actualidad, la dinámica del paisaje combina procesos paraglaciales, criogénicos y fluviales.

El sector de estudio se localiza al suroeste de la provincia de Santa Cruz, dentro de los dominios del Parque Nacional Los Glaciares, en los Andes Patagónicos Australes. Este comprende la cuenca del glaciar Torre, conformado por sus tres lenguas denominadas Torre, Adela y Grande (Lliboutry 1953) y su lago proglacial Torre de donde nace el río Fitz Roy (ver Fig. 1). La cuenca se limita al norte por la ladera sur del cerro Techado Negro, mientras que al sur se limita por la ladera norte del cerro Solo. En este contexto, la interpretación geomorfológica de los procesos activos de la ladera sur del cerro Techado Negro resulta fundamental para interpretar la dinámica actual y evidenciar la relación directa entre el retroceso del glaciar Torre y los procesos activos que se desarrollan en la ladera.

METODOLOGÍA

En el presente trabajo se analizó la evolución geomorfológica de la ladera sur del cerro Techado Negro y su relación con el retroceso del glaciar Torre. Para ello, se realizó una recopilación de información histórica que incluyó fotografías aéreas, imágenes satelitales y registros fotográficos de campo. En particular, se analizaron fotografías obtenidas con una cámara trampa orientada hacia la ladera, instalada en 2022, la cual continua en funcionamiento. Este dispositivo proporciona un registro fotográfico diario y continuo desde su instalación hasta la actualidad, permitiendo evaluar tanto la dinámica como el grado de actividad de los procesos que se desarrollan en la ladera. Posteriormente, se caracterizó el paisaje glaciario considerando la pérdida de área, el retroceso frontal y adelgazamiento del glaciar Torre, así como la evolución y degradación de la ladera en un contexto de deglaciación generalizada en la región.

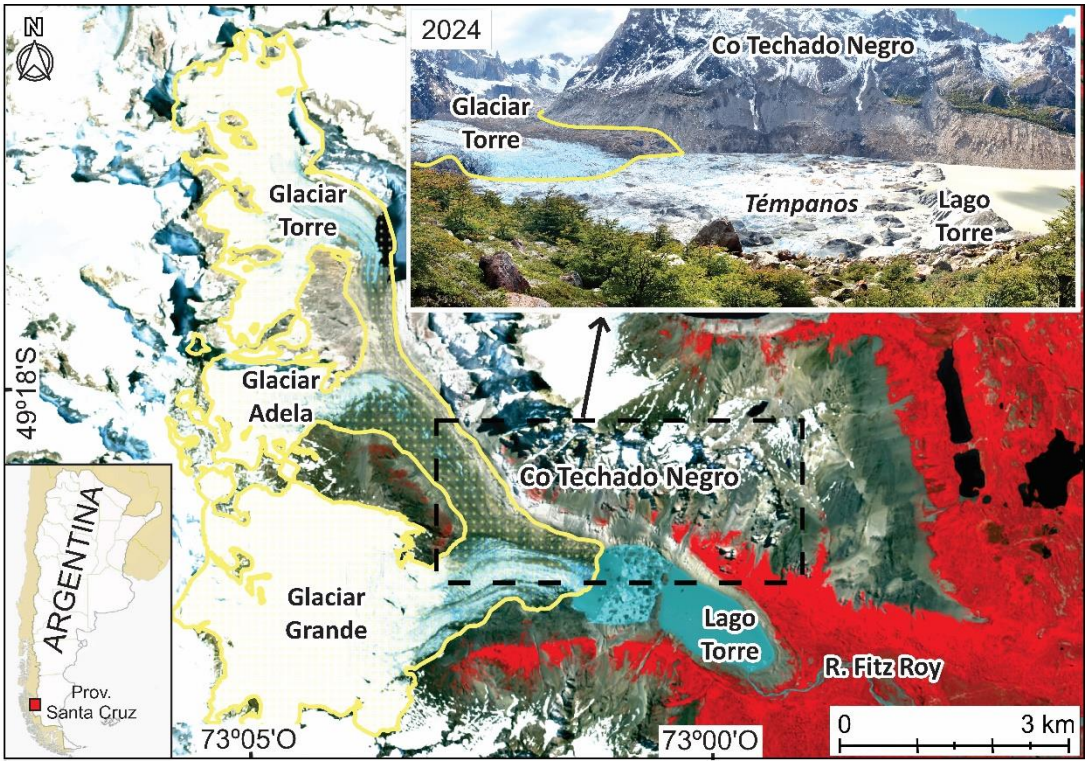


Figura 1. Ubicación del sector de estudio en el suroeste de la Patagonia, Argentina. Se señalan la cuenca del glaciar Torre (amarillo), con sus tres lenguas: Adela, Torre y Grande; y su lago proglacial homónimo de donde nace el río Fitz Roy. Fotografía panorámica de la ladera sur del cerro Techado Negro.

RESULTADOS

Ladera del cerro Techado Negro

La progresiva pérdida de hielo en la base de la ladera del cerro Techado Negro ha favorecido la desestabilización de los materiales que la recubren. Entre los procesos de remoción en masa identificados se reconocen flujos de detritos, caídas de rocas, deslizamientos y el desarrollo de taludes (ver Figs. 2 y 3). La aceleración en la ablación del hielo glaciar adyacente a las paredes del valle ha favorecido la formación de cuerpos de agua donde previamente existía hielo, generando un descalce en el pie de ladera por la pérdida de soporte basal, lo que ha intensificado los procesos de desestabilización ladera arriba.

En la actualidad, los principales agentes modeladores de esta ladera son el agua, el hielo y la gravedad. De acuerdo con estudios previos (Schmidt et al., 2023), los taludes presentes pueden clasificarse en dos tipos según su origen y material involucrado. El primer tipo corresponde a taludes alimentados por caídas de rocas, cuya composición depende de los afloramientos circundantes de la Formación Río Mayer y el Complejo El Quemado. El segundo tipo está asociado a taludes desarrollados sobre depósitos morénicos inconsolidados que tapizan gran parte de la ladera, los cuales presentan pendientes pronunciadas y evidencias de remoción recurrente. Estos depósitos morénicos son los que muestran mayor retrabajo, pudiendo reconocerse el desarrollo de deslizamientos, flujos de detritos, flujos soligelinivales y caídas de rocas (ver Figs. 2 y 3). Se componen de material no consolidado, heterogéneo y polimíctico, con

granulometría variada que va desde tamaño arena hasta bloques, lo que les confiere una alta permeabilidad y facilita la infiltración rápida del agua.

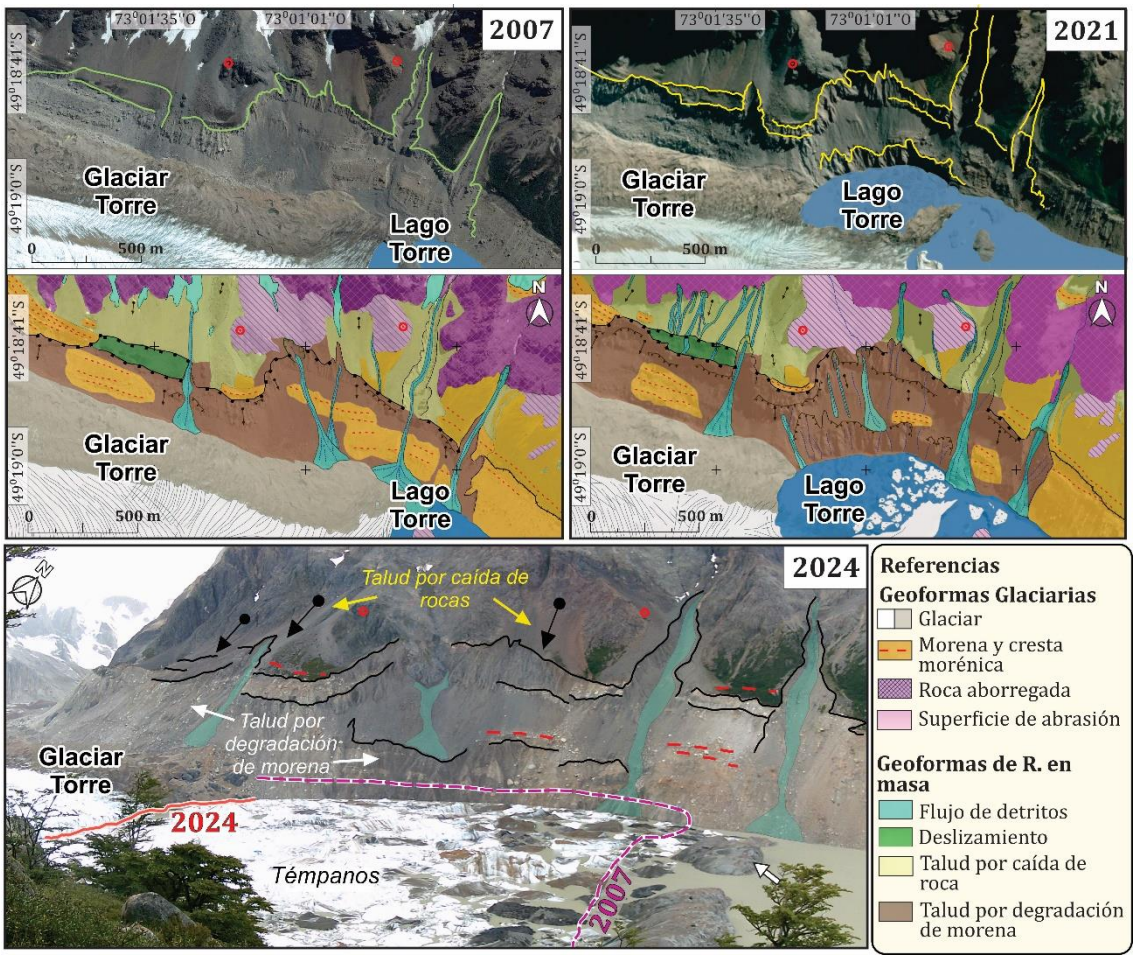


Figura 2. Mapeo e identificación de procesos activos en la ladera sur del cerro Techado Negro entre los años 2007 (imagen Google Earth), 2021 (imagen Google Earth) y 2024 (Daniela Schmidt). Se pueden observar: flujos de detritos (polígonos celestes), caída de rocas (flechas negras), deslizamientos (polígonos verdes) y taludes (polígonos amarillo y marrón); generados por la continua desestabilización del paisaje.

Los deslizamientos se desarrollan sobre los taludes y depósitos morénicos con escarpas de arranque bien definidas sobre el material inconsolidado, generalmente con morfología semicircular o en herradura. Es frecuente la presencia de grietas de tensión y escalones secundarios aguas arriba de la escarpa principal. Los flujos de detritos se reconocen como depósitos lobulados al pie de la ladera y con sus respectivos albardones laterales. Presentan canales de alimentación bien marcados, muchos de los cuales son aprovechados por avalanchas de nieve y erosionados posteriormente por nuevos flujos de detritos o flujos soligelinivales, alimentados por el derretimiento de nieve o precipitaciones intensas. Además, se identifican diferentes niveles de escarpas que afectan exclusivamente el material morénico; en algunos sectores las escarpas y grietas de tensión también afectan al bosque nativo de *Nothofagus*. Dichas formas son resultado de procesos erosivos, que a medida que las escarpas van remontando aguas arriba con un activo e

incisivo carcavamiento, liberan y redistribuyen progresivamente grandes volúmenes de sedimento hacia el pie de la ladera.

En la secuencia temporal mostrada en las Fig. 2 y 3, es posible identificar como consecuencia directa del retroceso glaciar, se ha acelerado el desplazamiento del material superficial, incrementando su transporte pendiente abajo. Asimismo, se observa que el retroceso glaciar está acompañado por la pérdida de hielo en sectores adyacentes a la ladera, favoreciendo la formación de depresiones y pequeños cuerpos de agua en su base (ver Fig. 4), lo que contribuye a la continuidad de los procesos de inestabilidad.

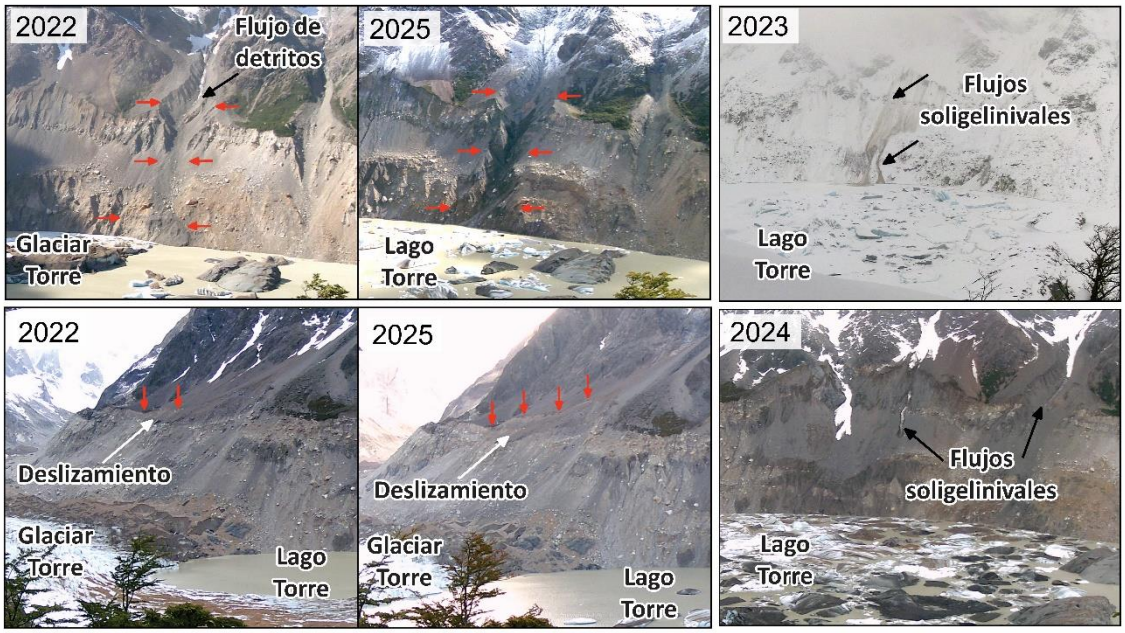


Figura 3. Procesos activos en la ladera sur del cerro Techado Negro entre 2022 y 2025, observados mediante una cámara trampa enfocada hacia la ladera. Se identifican flujos de detritos que amplían e inciden progresivamente en su canal, con la propagación de las escarpas de erosión tanto aguas arriba como lateralmente (flechas rojas); flujos soligelinivales desarrollados como aportes superficiales alimentados tanto por derretimiento de nieve como por abundantes precipitaciones; y deslizamientos del material morénico como un bloque inclinado, en los que destaca la propagación lateral de la escarpa principal en forma de herradura que desplaza toda la masa al pie de la ladera, acompañada de la presencia de escalones secundarios aguas arriba.

Dinámica del glaciar Torre

Como se mencionó anteriormente el Glaciar Torre presenta un retroceso sostenido en sincronía con el retroceso generalizado de los glaciares pertenecientes al Campo de Hielo Patagónico Sur. En las zonas cordilleranas, los procesos de deglaciación constituyen una respuesta clara de los glaciares al cambio climático.

Del análisis de imágenes satelitales y fotografías de campo, es posible identificar que la pérdida de hielo se ha acelerado los últimos años, duplicando la velocidad de retroceso en comparación con años anteriores (Schmidt et al., 2023, 2024). En los últimos 57 años, el glaciar Torre ha perdido aproximadamente unos 4 km^2 de su superficie total. Referido al retroceso del frente de la lengua de hielo, se estima que desde 1934 el glaciar ha retrocedido más de 900 metros hacia el este (este trabajo, Fig. 4), con una aceleración en

la ablación del hielo e inestabilidad del frente dada por un aumento en la velocidad de *calving*, es decir, en la velocidad de producción de témpanos en su frente (Schmidt et al., 2025a en revisión). Entre las evidencias del fuerte retroceso dado los últimos años se encuentran su frente glaciar sumamente fragmentado, con grietas transversales y longitudinales, sumado al derretimiento de hielo que forma pequeños cuerpos de agua sobre el hielo y en los márgenes que están en contacto con las laderas, lo que profundiza la desestabilización ladera arriba con el desarrollo y propagación de escarpas y procesos de remoción en masa (Fig. 4).

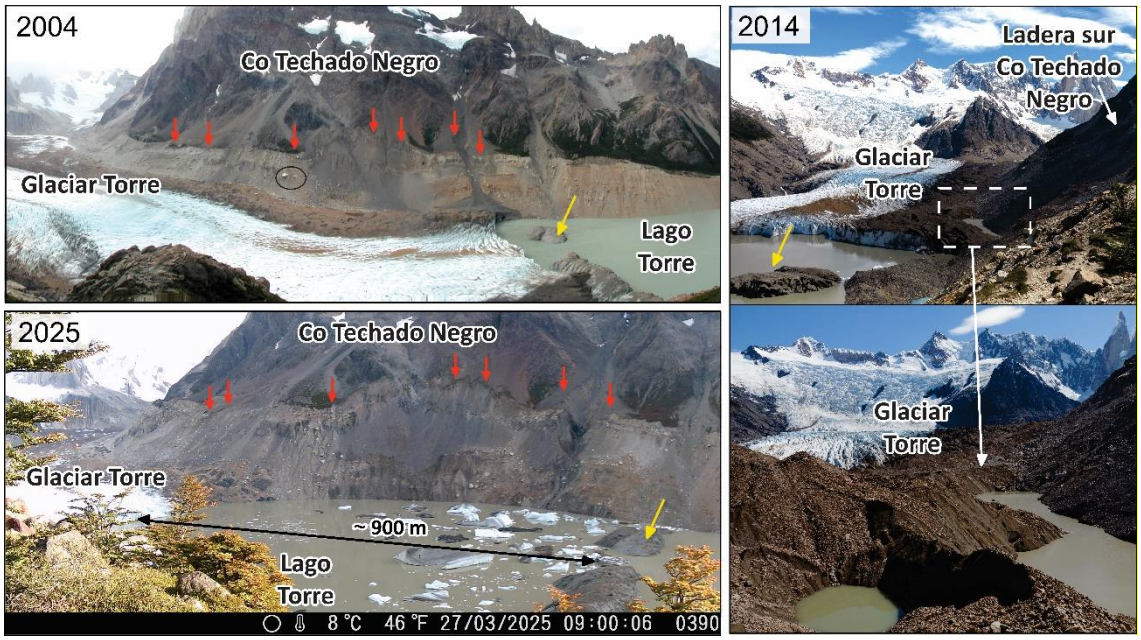


Figura 4. Fotografías del glaciar Torre en los años 2004 (Ricardo Villalba), 2014 (Alberto Pedrotti) y 2025 (Daniela Schmidt). Específicamente en las imágenes del año 2014 se puede observar como el hielo glaciar comenzaba a perderse y se formaban cuerpos de agua en la base de la ladera. En la imagen del año 2025 se señala el impactante retroceso del frente glaciar para los últimos 11 años, de aproximadamente unos 900 metros. En todas las fotografías se señala el promontorio rocoso sobre el lago Torre para tener de referencia (flecha amarilla). Se señalan el retroceso aguas arriba de las escarpas desarrolladas sobre el material morénico inconsolidado que tapiza la pendiente (flechas rojas); grandes bloques embebidos en el material morénico (circulo negro) que han caído al perderse el sustento basal que proporcionaba el glaciar Torre.

CONCLUSIONES

Los procesos de glaciación y posterior deglaciación han modelado profundamente el paisaje, siendo esta ultima la fase predominante en la región actualmente. El retroceso acelerado del glaciar Torre en las últimas décadas ha dejado expuestas laderas previamente estabilizadas por el hielo. En el caso del cerro Techado Negro esta rápida desglaciación ha reducido el soporte lateral que ejercía el hielo glacial, incrementando la inestabilidad del material morénico que la tapiza.

Esta pérdida de soporte, sumado al aumento de la infiltración de agua proveniente de la fusión glaciar, las precipitaciones y el derretimiento nival, ha favorecido el desarrollo y

la intensificación de procesos gravitacionales como deslizamientos, flujos de detritos, flujos soligelinivales.

Los depósitos generados por estos procesos presentan una actividad significativa y alta susceptibilidad a la remobilización, lo que podría desencadenar un evento de desborde del lago proglaciario Torre (*Glacial Lake Outburst Flood*; Schmidt et al., 2025b). Este escenario evidencia la estrecha conexión entre el retroceso glaciar y el incremento de la actividad de los procesos gravitacionales en la ladera sur del cerro Techado Negro. La transición del paisaje, desde condiciones glaciales hacia un contexto paraglacial, junto con la marcada pérdida de hielo, ha promovido la desestabilización del relieve montañoso en la cuenca del glaciar Torre.

REFERENCIAS

Ballantyne, C.K. Paraglacial geomorphology. Quat Sci Rev 21, 1935-2017 (2002).

Caldenius, C. C. Las glaciaciones cuaternarias en la Patagonia y Tierra del Fuego. Una investigación regional, estratigráfica y geocronológica- Una comparación con la escala geocronológica sueca. Geografiska Annaler 14: 1-164 (1932).

GlaMBIE Team. Community estimate of global glacier mass changes from 2000 to 2023. Nature 639, 382-388 (2025).

Lliboutry, L. Snow and ice in the Monte Fitz Roy region (Patagonia). Journal of Glaciology 2(14): 255-261 (1953).

Masiokas, M. H., Luckman, B. H., Villalba, R., Delgado, S., Skvarca, P. y Ripalta, A. Little ice age fluctuations of small glaciers in the Monte Fitz Roy and Lago del Desierto areas, South Patagonian Andes, Argentina. Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology 281(3-4): 351-362 (2009).

Masiokas, M. H., Delgado, S., Pitte, P., Berthier, E., Villalba, R., Skvarca, P. y Zalazar, L. Inventory and recent changes of small glaciers on the northeast margin of the Southern Patagonia Icefield, Argentina. Journal of Glaciology 61(227): 511-523 (2015).

Mazzoni, E., y Rabassa, J. Cambio climático: retroceso de glaciares y formación de nuevos lagos. Revista Museo 32, 29-38 (2020).

McColl, S.T. Paraglacial rock-slope stability. Geomorphology 153-154, 1-16 (2012).

Naruse, R. y Aniya, M. Outline of Glacier Research Project in Patagonia, 1990. Bulletin of Glacier Research 10: 31-38 (1992).

Rabassa, J. Late Cenozoic glaciations in Patagonia and Tierra del Fuego. En Rabassa, J. (Ed.) Developments in quaternary sciences 11, 151-204 (2008).

Schmidt, D., Winocur, D., Pitte P., y Amigo, J. Condicionantes geológicos en la ocurrencia y evolución de los procesos de remoción en masa en la cuenca del río Fitz Roy, provincial de Santa Cruz. Revista de la Asociación Geológica Argentina 80, 4 (2023).

Schmidt, D., Winocur, D., Benitez, A., Barbero, I., Pitte, P y Foresti, O. Procesos de Remoción en masa activos y su relación con el Glaciar Torre, PNLG, Santa Cruz. XXII Congreso Geológico Argentino, Actas: 937-938, San Luis (2024).

Schmidt, D., Clavero, L. y Winocur, D. Retroceso acelerado del Glaciar Torre desde 2017. 20° E-ICES, Encuentro Internacional de Ciencias de la Tierra, Mendoza, Argentina (2025a).

Schmidt, D., Winocur, D., Pitte P., y Benitez, A. GLOF modelling of Torre Lake and its potential impact in El Chaltén, Santa Cruz, Argentina: Preliminary results. Journal of South American Earth Sciences, 156, 105417 (2025b).

Skvarca, P., De Angelis, H., Naruse, R., Warren C. R. y Aniya, M. Calving rates in fresh wáter: new data from southern Patagonia. Annals of Glaciology 34: 379-384 (2002).

PRIMEROS RESULTADOS DE LOS BASALTOS DEL CERRO NEGRO COMO POSIBLE USO PARA MATERIALES VIALES (SAN RAFAEL, MENDOZA)

Cecilia J. Soengas[a], María José Correa[b], Denise Mombelli[a], María J. Vilche[a] y Franco Vargas[a]

[a] *Departamento de Ingeniería Civil, FRSR, Universidad Tecnológica Nacional, Mendoza, ARGENTINA.*
[b]*Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires, Instituto de Recursos Minerales, FCNyM, Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, ARGENTINA*

e-mail: csoengas@frsr.utn.edu.ar

RESUMEN

La provincia de Mendoza cuenta con grandes depósitos de basaltos que no han sido estudiados como posibilidad de uso en la industria vial. En el Departamento de Malargüe se encuentra el Cerro Carapacho donde está la única cantera registrada por el censo minero de 2017. En el Departamento de San Rafael, en particular en el Cerro Negro del Distrito de Las Malvinas, se halla un gran volumen de basalto del cual se han podido extraer muestras para su análisis. En Argentina, existen varias zonas con gran cantidad de basalto como la región Mesopotámica, el sur de la provincia de Córdoba, norte de San Luis y la región Patagónica. Estos depósitos poseen estudios de caracterización como materiales viales. Es importante señalar que dependiendo del marco geológico en el que se emplazan, los basaltos poseen diferentes características composicionales que se ven reflejadas en su petrología. La presencia de determinados minerales, como así también sus productos de meteorización, condicionan fuertemente el comportamiento de estos materiales una vez que son puestos en obra. El Pliego de Especificaciones Técnicas Generales de la Dirección Nacional de Vialidad en el capítulo materiales, presta especial atención al uso de agregados basálticos para la conformación de cualquier tipo de pavimento (flexibles, de hormigón o consolidados). El volumen mayoritario en cualquiera de las conformaciones es el agregado. Es por esto que el estudio de las litologías resulta de suma importancia, ya que las características intrínsecas de los agregados influyen notablemente en la calidad y durabilidad de las obras. En este trabajo se plantean los primeros resultados de caracterización petrológica que resultarían adecuados para el basalto del Cerro Negro, teniendo en cuenta su génesis, yacencia y edad, con el fin de aportar conocimiento de estos materiales para su potencial uso en la industria vial.

Palabras Clave: Basaltos, Cerro Negro - San Rafael, Uso vial

INTRODUCCIÓN

Los basaltos son rocas volcánicas básicas compuestas principalmente por plagioclasas cálcicas y piroxenos, pueden contener olivinas y minoritariamente feldespatoides o cuarzo intersticial. Normalmente son de color gris o negro, y cuando se alteran pueden presentar coloraciones rojizas, verdosas o pardas (Bianchetto H. et al, 2016 y 2017), (Bustillo Revuelta, M. et al, 2014). Estas rocas son muy utilizadas como agregados pétreos especialmente para la conformación de pavimentos.

En Argentina los principales yacimientos de este tipo de rocas son los basaltos de la Mesopotamia, los cuales resultan ampliamente conocidos y estudiados. En la provincia

de Mendoza, en el Departamento de San Rafael, se tienen zonas muy bien identificadas con afloramientos de basaltos como un pequeño yacimiento en El Cerrito y otro, de mayor tamaño en el Cerro Negro, distrito de Las Malvinas.

Por lo anteriormente mencionado, las características geológicas de los basaltos del sur mendocino se diferencian de los mesopotámicos tanto por su origen como por su edad por lo que se busca como potencial agregado pétreo, que, hasta el momento se encuentran muy poco estudiados.

En este informe se presentan los resultados de las primeras evaluaciones realizadas a basaltos extraídos del afloramiento del Cerro Negro, distrito de Las Malvinas, San Rafael, Mendoza; el cual se enmarca en un proyecto que tiene como objetivo principal evaluar la aptitud física, mecánica y petrográfica de los basaltos del sur de la provincia de Mendoza para la utilización como materiales viales.

La metodología empleada se establece en función de los estándares especificados en la normativa vigente (normas IRAM y el Pliego de la Dirección Nacional de Vialidad para pavimentos rígidos y flexibles) (IRAM 1509, 1987), (IRAM 1649, 1928), (IRAM 1702, 1981), (IRAM 1703, 1981), (D.N.V., 2017 (a) y (b))

En la última edición de las Especificaciones Técnicas Generales de la Dirección Nacional de Vialidad incorpora en el apartado “Requisitos de los Materiales” ensayos específicos para los agregados gruesos procedentes de rocas basálticas y de forma específica el ensayo de ebullición (sonnenbrand) (D.N.V., 2017 (a) y (b)). Este ensayo de durabilidad para agregados basálticos fue realizado en las muestras extraídas según lo establecido en la norma UNE-EN 1367-3 (UNE-EN 1367 parte 3, 2001) y los resultados obtenidos se presentan en el presente informe.

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

El proceso de muestreo inició con un relevamiento con imágenes satelitales en el afloramiento del Cerro Negro, marcando puntos de interés para la extracción de muestras, luego se consiguieron los permisos pertinentes y se realizó una visita de campo donde se tomó muestras de roca de los 3 sectores a los que fue posible acceder (ver Fig. 1 y 2), la toma de muestras se realizó acorde a la norma IRAM 1509 - Muestreo.

Luego se siguieron los procedimientos detallados en la norma europea UNE-EN 1367-3 que especifica métodos de ensayo para determinar la presencia de indicios de sonnenbrand (del alemán, quemadura por el sol) en basaltos y la desintegración de áridos fabricados a partir de basaltos con tales indicios el cual puede ser aplicado a piezas de roca o áridos gruesos de basalto clasificados.

El ensayo sonnenbrand indica la alteración superficial que pueden presentar algunos basaltos y que aparece por influencia de las condiciones meteorológicas. Este comienza con la aparición de manchas en forma de estrella gris o blanco como también se producen grietas capilares internas que irradian desde las manchas y se entrelazan (Poklepovic F. y Silva R., 2012). Esto reduce la resistencia del tejido mineral y como consecuencia las rocas se desintegran en piezas pequeñas. Según su origen este proceso se manifiesta a los pocos meses de extracción o décadas después.

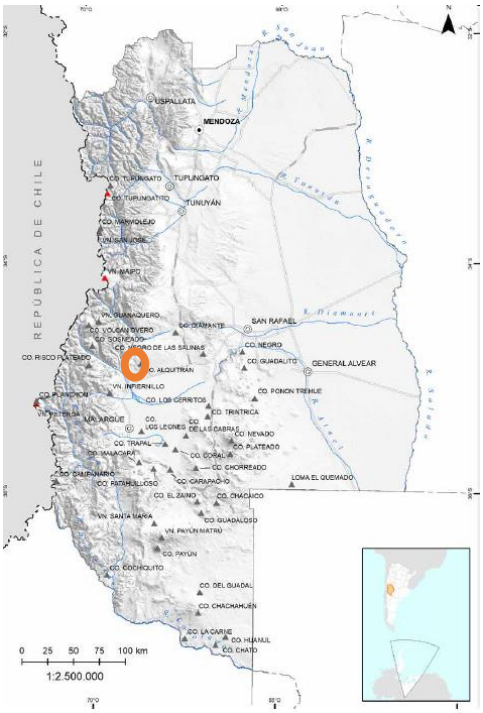


Figura 1. Ubicación geográfica del Cerro Negro, Departamento de San Rafael, Mendoza. Fuente: Elaboración propia (Bernedo Ledo



Figura 2. Imagen satelital del afloramiento del Cerro Negro, San Rafael. Se marcan los tres sectores de los cuales se obtuvieron muestras

En casos excepcionales, la descomposición rápida da lugar a formación de grandes grietas y la rotura de las partículas del árido (Angelone S. et al, 2005)

De las muestras de campo se seleccionaron piezas de rocas representativas que serán utilizadas para el examen visual de indicios sonnenbrand. Estas deben ser de tamaño suficiente para ser aserradas igual o superior a 0,005 m² y con dimensión mínima de 75 mm, se corta la pieza de roca para obtener dos muestras de ensayo y se marcan cada

una para su identificación (ver Fig. 3), luego se lava la muestra de ensayo y se cepilla para retirar partículas adheridas.



Figura 3. Rocas de basalto aserrada e identificadas

El procedimiento para la determinación de tipo visual consistió en colocar una de las mitades de cada roca de la muestra a ensayar en un recipiente de acero, este se llenó con agua destilada de modo que la muestra de ensayo se mantenga cubierta de agua durante la ebullición (ver Fig. 4), se tapó y llevó a ebullición en aproximadamente 30 minutos. Se mantuvo en ebullición constante durante 36 horas comprobando que durante este tiempo la muestra se mantenga cubierta de agua. La normativa establece que se puede poner en un mismo recipiente metálico varias sub muestras juntas, como se realizó en el presente ensayo.



Figura 4. Muestra en recipiente metálico con agua destilada

Transcurrida las 36 horas, se retiraron todas las muestras del recipiente de acero y se procedió a la inspección visual durante el tiempo de secado.

Para la inspección visual se humedeció ligeramente la superficie aserrada con un paño húmedo y se examinó si se produce alguna de las incidencias de las que a continuación se citan:

a- Formación de manchas en forma de estrella de color gris blanco o radiación de grietas capilares internas

b- Formación de grietas mayores

c- Rotura de la muestra de ensayo

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la detección de estos indicios se comparó el aspecto de la mitad de cada roca sometida al ensayo con la mitad no ensayada (ver Fig. 5), este procedimiento se realizó para cada roca del ensayo y se comprobó visualmente que no existía formación de manchas en forma de estrella de color gris blanco, tampoco se detectó formación de grietas ni roturas producidas por el ensayo.



Figura 5. Comparación de la cara aserrada entre la mitad ensayada y la mitad no ensayada

CONCLUSIONES

De acuerdo con el ensayo de ebullición (UNE – EN 1367-3) no se manifestó la presencia de sonnenbrand. Por lo tanto, las muestras de basaltos extraídas del afloramiento del Cerro Negro, San Rafael, Mendoza, cumple con uno de los ensayos excluyentes que establecen los pliegos de especificaciones técnicas de la Dirección Nacional de Vialidad para el uso de basaltos en pavimentos asfálticos y de hormigón.

Se espera en los próximos meses, comparar el resultado obtenido por el ensayo de sonnenbrand con la petrografía realizada. Para la entrega de este artículo no pudo ser informado pero el equipo cuenta con el resultado como para realizar la comparación que recomienda la norma UNE – EN 1367-3. También se cree conveniente volver a tomar muestras más cercanas al centro del cráter con el fin de comparar las características de los dos sitios: centro del cráter y colada.

REFERENCIAS

Angelone S., Córdoba R., Escobar J., Schevezov C. y Siviero N. *Alterabilidad de basaltos y su influencia en las propiedades geomecánicas*. XIV Congreso Argentino de Vialidad y Tránsito. Buenos Aires (2005).

Bianchetto H., Berman M., Bianchetto E., Soengas C., Rebollo O. y Otero S. *Áridos basálticos en mezclas bituminosas: propiedades, riesgos potenciales y necesidad de incorporar el análisis geológico a su caracterización*. XI CILA Congreso Ibero-Latinoamericano del asfalto. Medellín, Colombia (2017).

Bianchetto H., Soengas C., Bianchetto E. y Berman M. *Importancia de las características mineralógicas de los agregados pétreos para su uso en pavimentación.* Revista Carreteras Nº 221, marzo (2016).

Bustillo Revuelta, M., Durán López, A. y Fueyo Casado, L. *Manual de áridos*. Fueyo Editores, Madrid, España (2014)

Dirección Nacional de Vialidad *Pliego de Especificaciones Técnicas Generales para Concretos Asfálticos en Caliente y Semicalientes* del Tipo Denso (2017) (a).

Dirección Nacional de Vialidad *Pliego de Especificaciones Técnicas Generales para Pavimentación de Hormigón* (2017) (b).

Norma IRAM 1509 (1982) - *Agregados para hormigones. Muestreo.*

Norma IRAM 1649 (1968) - *Áridos para hormigón. Examen petrográfico.*

Norma IRAM 1702 (1981) - *Agregado grueso para uso vial. Análisis del estado físico de la roca.*

Norma IRAM 1703 (1981) - *Agregado grueso para uso vial. Caracterización basada en el análisis del estado físico de la roca.*

Norma UNE EN1367 – 3 (2001) - *Ensayos para determinar las propiedades térmicas y de alteración de los áridos. Parte 3: Ensayo de ebullición para los basaltos sonnembrand.*

Poklepovic F. y Silva R. *Aplicación del ensayo de sonnenbrand a las rocas basálticas: propuesta de estudio para su normalización en el ámbito nacional.* XVI Congreso Argentino de Vialidad y Tránsito, Córdoba (2012).

APRENDIZAJE AUTOMÁTICO PARA EL PROCESAMIENTO DE GRANDES VOLÚMENES DE DATOS EN MEDICIONES DE MEZCLAS DINÁMICAS DE GASES

Vorobioff J.[a,b], Noé M.C.[a], Vainer M.N.[a], Orlando N.[a], Checozzi F.[a,b], Morgada M.[a,c], Boggio N.[a,b,c,d], Filipussi D.[a,d],Nonino D.[a], Rinaldi C.[a,b,c,d]

[a]*Facultad Regional Buenos Aires, Universidad Tecnológica Nacional, Argentina*
[b]*Instituto de Nanociencia y Nanotecnología (CNEA – CONICET), Argentina*
[c]*CONICET, Argentina*
[d]*UNSAM, Argentina*

e-mail: jvorobioff@frba.utn.edu.ar

RESUMEN

La adquisición masiva de datos de mediciones ambientales de gases plantea grandes desafíos. Por un lado, los sensores muestran respuestas no repetitivas, afectadas por su uso y por las variaciones de temperatura y humedad. Así mismo, las respuestas de los sensores dependen del estado previo del sensor, complicando el análisis. En este trabajo se proponen estrategias para mejorar la respuesta de los sistemas sensoriales. Se utilizan datos de 16 sensores expuestos a mezclas de gases de etileno y CO en aire, con mediciones continuas durante 12 horas. Las mediciones se realizan en un banco de gases, donde se varían las concentraciones de las mezclas de forma aleatoria, con un intervalo de transición entre 80 a 120 segundos. El conjunto de datos incluye todas las posibles transiciones: aumento, disminución o reducción a cero de la concentración de un gas, mientras la concentración del otro se mantiene constante. Se utiliza una cámara de medición de 60 ml, con flujo constante de 300 ml/min. Se investiga la variabilidad y reproducibilidad de los sensores, buscando detectar fallos en los mismos y la calibración del sistema. Los archivos de datos son grandes, alcanzando tamaños de 2,4 GB por día de medición. Para lidiar con ello se emplean técnicas de reducción de datos mediante aprendizaje automático, matrices de correlación y selección de variables para así extraer la información más relevante y posibilitar su procesamiento. Posteriormente, se comparan diferentes técnicas de regresión, teniendo en cuenta la inestabilidad de las respuestas de los sensores y las mezclas dinámicas de gases. Este enfoque optimiza el manejo de grandes volúmenes de datos y mejora la fiabilidad y funcionalidad de los sistemas de sensores, contribuyendo al avance en la monitorización ambiental.

Palabras Clave: Sensores, Mediciones ambientales, Gases, Análisis de datos, Aprendizaje automático

INTRODUCCIÓN

La recolección masiva de datos de mediciones de gases ambientales presenta numerosos desafíos técnicos y analíticos. En primer lugar, los sensores tienden a mostrar respuestas inconsistentes, lo que se debe a varios factores, como el desgaste por uso continuo y las fluctuaciones en las condiciones ambientales, especialmente la temperatura y la humedad (Veríssimo, 2024). Estas variaciones pueden afectar significativamente la precisión y la repetibilidad de las mediciones (Nakata et al, 2001).

Además, la respuesta de un sensor no solo depende de las condiciones ambientales en el momento de la medición, sino también de su estado previo. Esto significa que el historial de exposición del sensor a diferentes concentraciones de gases puede influir en su desempeño actual, añadiendo otra capa de complejidad al análisis de los datos obtenidos (Lim et al, 2009).

Para abordar estos desafíos, en este estudio se proponen diversas estrategias destinadas a mejorar la respuesta de los sistemas sensoriales (Zhu et al, 2021). Estas estrategias incluyen la implementación de técnicas avanzadas de calibración y ajuste para compensar las variaciones causadas por el uso y las condiciones ambientales (Denler et al, 2022). Asimismo, se exploran métodos de preprocesamiento de datos y aprendizaje automático para identificar y corregir patrones de inconsistencia en las respuestas de los sensores (Niu et al, 2024).

En particular, se utilizan algoritmos de aprendizaje automático para reducir la dimensionalidad de los datos, identificar las variables más relevantes y eliminar el ruido (Chu et al, 2001 and 2006). Esto no solo facilita el procesamiento y análisis de grandes volúmenes de datos, sino que también mejora la precisión de las predicciones basadas en las mediciones de los sensores (Tonezzer et al, 2018).

Además, se investiga la aplicación de técnicas de regresión y otros métodos estadísticos avanzados para modelar la respuesta de los sensores en función de múltiples factores, incluidos los estados previos y las condiciones ambientales (Wang et al, 2023). Este enfoque permite una comprensión más profunda de cómo varían las respuestas de los sensores y cómo se pueden ajustar para obtener mediciones más precisas y consistentes (Yan et al, 2023).

En resumen, este trabajo no solo identifica los problemas asociados con la adquisición masiva de datos de mediciones ambientales de gases, sino que también propone soluciones prácticas y avanzadas para mejorar la fiabilidad y la precisión de los sistemas sensoriales. Esto es crucial para aplicaciones que dependen de datos ambientales precisos, como la monitorización de la calidad del aire y otros estudios ambientales (Masson et al, 2015).

MÉTODOS O DESARROLLO EXPERIMENTAL

En este estudio se proponen métodos para optimizar la respuesta de los sistemas sensoriales. Se recopilan datos de 16 sensores que miden mezclas de gases de etileno y monóxido de carbono en el aire, realizando mediciones continuas durante un periodo de 12 horas. Se utilizan sensors marca Figaro Inc. de 4 modelos diferentes: TGS-2600, TGS-2602, TGS-2610, TGS-2620 (4 unidades de cada modelo). Las mediciones se llevan a cabo en un banco de gases, donde las concentraciones de las mezclas se alteran aleatoriamente cada 80 a 120 segundos. El conjunto de datos abarca todas las posibles transiciones: incremento, decremento o reducción a cero de la concentración de un gas mientras se mantiene constante la del otro. Para las mediciones, se utiliza una cámara de 60 ml con un flujo constante de 300 ml/min. Los datos provienen del conjunto de datos del Laboratorio ChemoSignals del Instituto BioCircuits en la Universidad de California (Fonollosa J., 2015). El estudio se enfoca en la variabilidad y reproducibilidad de los sensores, así como en la detección de fallos y la calibración del sistema. Dado que los archivos de datos son grandes, alcanzando hasta 2,4 GB por día de medición, se aplican técnicas de reducción de datos mediante el submuestreo. En la Fig. 1 se muestran las

respuestas de los 16 sensores junto con las concentraciones correspondiente a 12 horas de medición. Si se realiza una ampliación en el eje temporal, se observa un desfasaje en las señales de concentraciones. Este desfasaje se corrige.

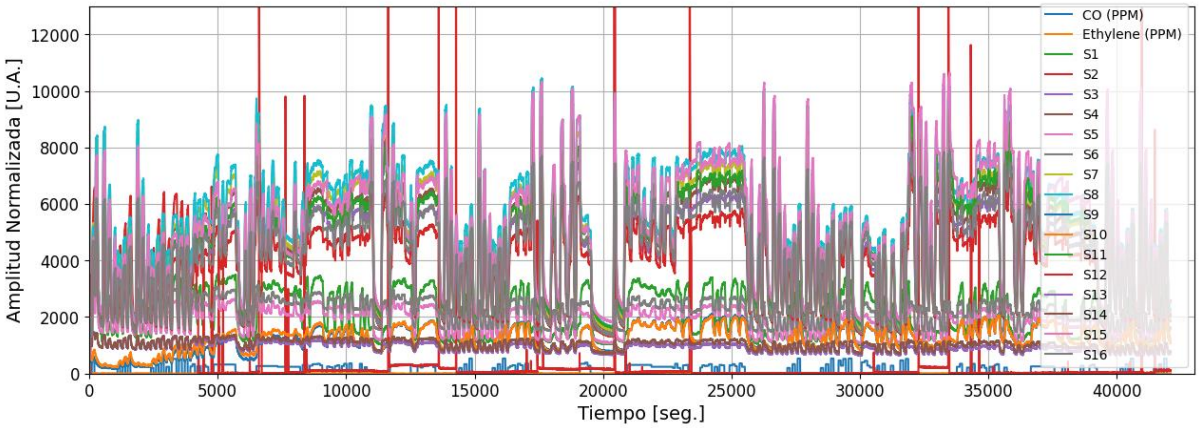


Figura 1. Respuesta normalizada de los 16 sensores a diferentes concentraciones de CO y Etileno

Posteriormente se normalizan las señales de los sensores. Se añaden 6 sensores simulados (sensores S17 al S22) para analizar la respuesta del sistema ante posibles fallos. Los sensores S17, S19 y S22 se simulan con mucho ruido agregado, se utilizan para detectar posibles sensores desconectados. Los otros 3 sensores se arman como combinación lineal de sensores con agregado de ruido. Luego se calcula la matriz de correlación justamente para detectar sensores desconectados y redundancia en las respuestas de los sensores.
Finalmente, se realiza una regresión utilizando métodos como PLS y redes neuronales, obteniendo errores mínimos y validación cruzada para asegurar la robustez de los modelos. Se comparan diferentes técnicas, considerando las respuestas de los sensores y las mezclas dinámicas de los gases.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Fig. 2 se muestra la matriz de correlación correspondiente a los 22 sensores (16 sensores físicos y 6 simulados).

A partir de la matriz de correlación de los sensores de gas, se pueden extraer varias conclusiones importantes sobre el sistema de medición:

1. Alta Correlación entre Sensores: La mayoría de los sensores (especialmente del S1 al S17) muestran correlaciones muy altas entre sí, lo que indica que miden características similares del ambiente o están influenciados por factores comunes.

2. Correlaciones con CO (PPM) y Etileno (PPM):

- La correlación de los sensores con las concentraciones de CO (PPM) varía: S1 (0.76), S5 (0.62) y S6 (0.7) muestran correlaciones moderadas a altas.

- Para el etileno (PPM), las correlaciones son altas, con algunos sensores como S7 y S8 (0.79).

3. Sensores con Baja Correlación:

- Sensores como S2, S17, S19 y S22 tienen correlaciones muy bajas con otros sensores y con los gases medidos, lo que podría indicar que miden parámetros diferentes o que están fallando.

4. Anomalías Potenciales:

- Las bajas correlaciones de algunos sensores podrían ser indicativas de un mal funcionamiento o de que están midiendo parámetros distintos.

5. Redundancia en Sensores:

- La alta correlación entre muchos sensores sugiere redundancia en el sistema. Podría ser suficiente usar un subconjunto de estos sensores para obtener la misma información, reduciendo costos y complejidad.

6. Segmentación de Sensores:

- Los sensores parecen dividirse en grupos con alta correlación interna, lo que podría ayudar en la segmentación del análisis de datos.

Resumiendo, el análisis, se observa alta correlación entre muchos sensores, indicando redundancia y la posibilidad de reducir el número de sensores utilizados. La matriz de correlación muestra patrones significativos entre los sensores y las concentraciones de CO y etileno, destacando sensores con baja correlación que podrían indicar fallos o mediciones de parámetros distintos.

En la Fig. 3 se muestran las respuestas de los sensores normalizados, donde se observan algunos con un alto nivel de ruido, los cuales deben ser descartados. En la Fig. 4 se presentan las respuestas de los sensores normalizados tras eliminar los sensores ruidosos.

Posteriormente se realiza una regresión mediante PLS (Regresión de mínimos cuadrados parciales). En la Fig. 5 se muestra la varianza acumulada respecto al número de componentes PLS. Se observa varianza acumulada cercana a 1 con 8 componentes. Mediante validación cruzada se toma 33 % de datos de prueba y el resto de entrenamiento, se realiza regresión mediante PLS y otros métodos correspondientes a las librerías de sklearn (scikit-learn) en Python, incluyendo redes neuronales y diversos métodos de regresión. Se obtienen errores muy bajos de regresión, con coeficiente de determinación $R^2 = 0{,}941$.

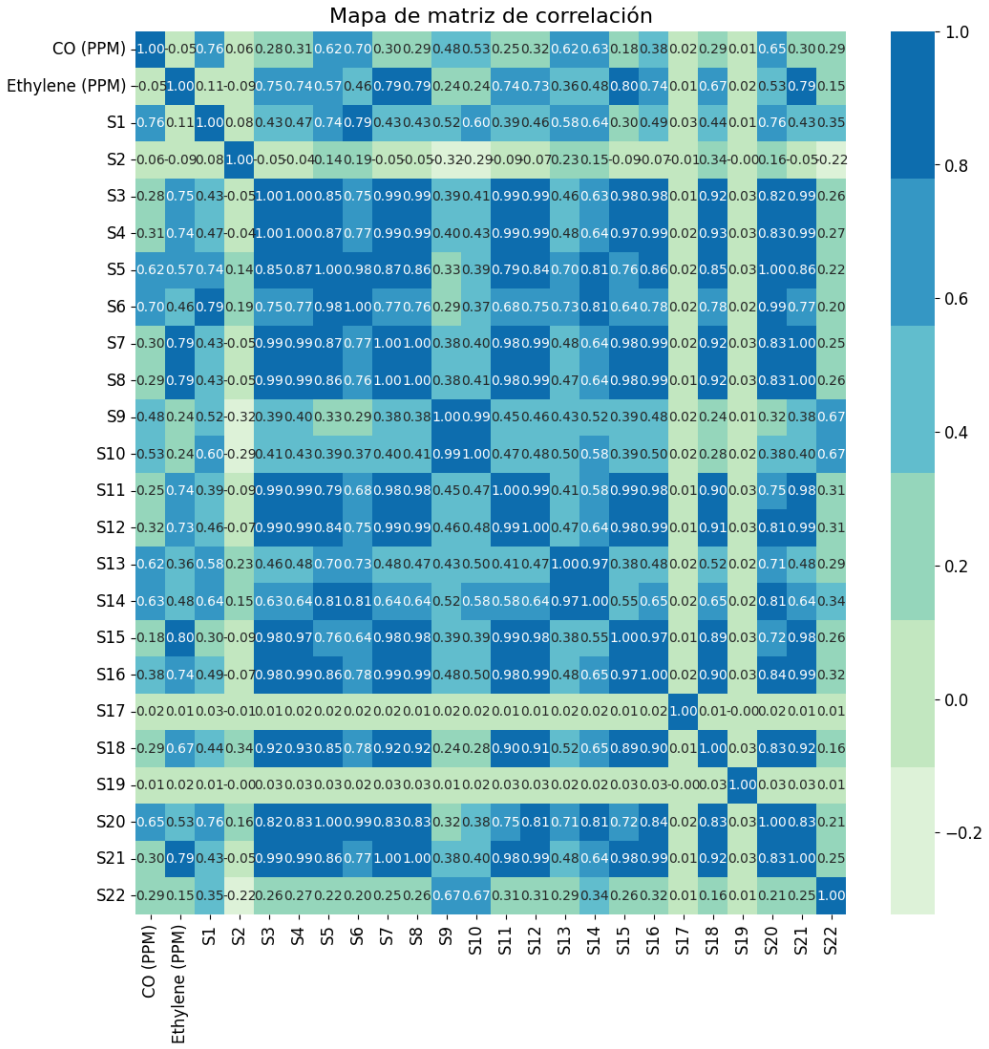


Figura 2. Matriz de correlación de los sensores y las concentraciones de gases

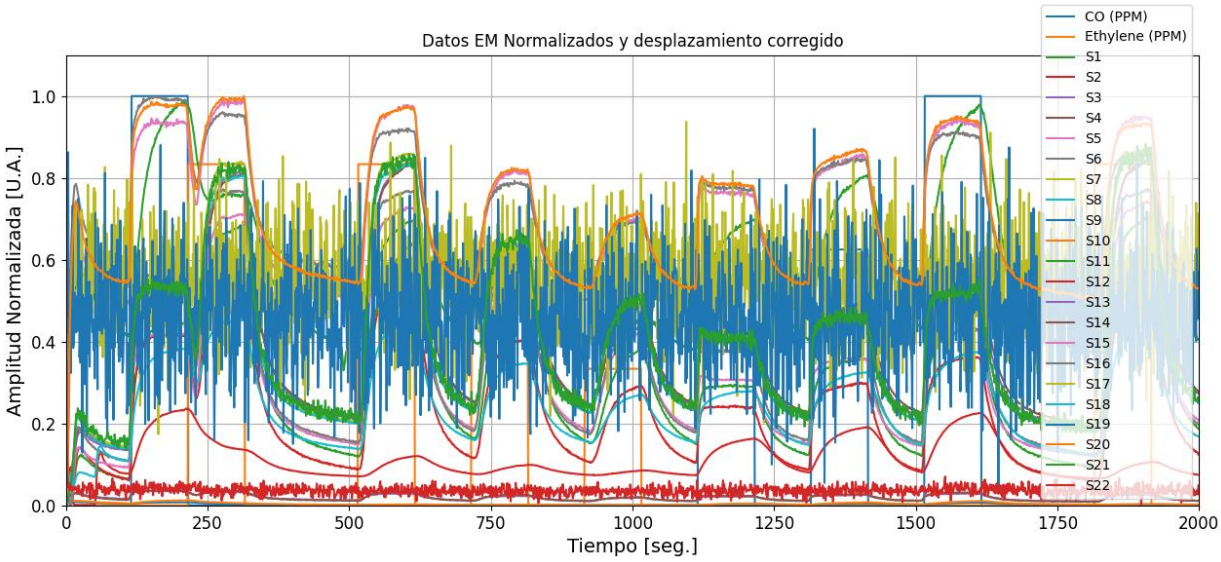


Figura 3. Respuesta de los sensores normalizados, con agregado de sensores con mucho ruido.

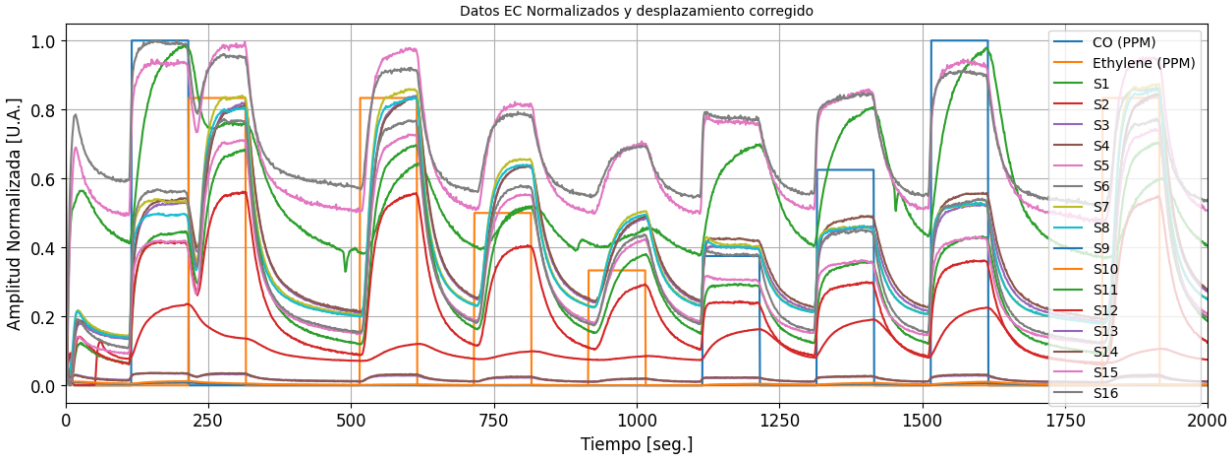


Figura 4. Respuesta de los sensores normalizados

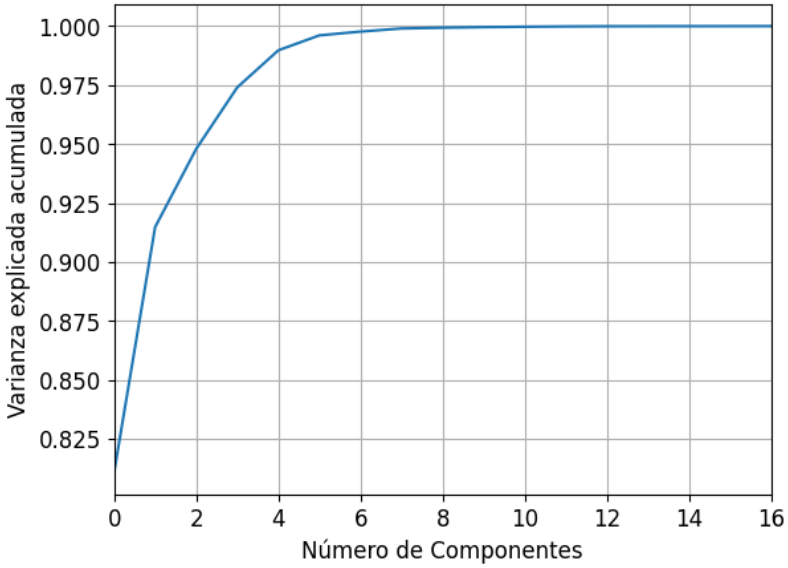


Figura 5. Varianza acumulada respecto al número de componentes PLS

CONCLUSIONES

Como conclusión de la matriz de correlación, el sistema de sensores muestra alta redundancia y posibles anomalías en ciertos sensores. Se recomienda revisar los sensores con baja correlación y considerar optimizar el número de sensores físicos utilizados para mejorar la eficiencia y reducir costos.

Como trabajo futuro, a modo complementario se puede realizar selección de variables con otros métodos.

El análisis de regresión mediante PLS y otros métodos revela una alta varianza explicada con un número óptimo de componentes, asegurando una precisión robusta en las predicciones de las concentraciones de gases.

Se obtiene regresión adecuada, con coeficiente de determinación altos.

Este estudio remarca la importancia de utilizar técnicas avanzadas de análisis de datos y aprendizaje automático para mejorar la eficiencia y precisión de los sistemas sensoriales en mediciones ambientales de gases.

REFERENCIAS

Chu, J., Li, W., Yang, X., Wu, Y., Wang, D., Yang, A., Yuan, H., Wang, X., Li, Y., & Rong, M. (2021). Identification of gas mixtures via sensor array combining with neural networks. Sensors and Actuators B: Chemical, 329, 129090. https://doi.org/10.1016/j.snb.2020.129090

Dennler, N., Rastogi, S., Fonollosa, J., van Schaik, A., & Schmuker, M. (2022). Drift in a popular metal oxide sensor dataset reveals limitations for gas classification benchmarks. Sensors and Actuators B: Chemical, 361, 131668. https://doi.org/10.1016/j.snb.2022.131668

Fonollosa, J., & BioCircuits, I. (2015). Gas sensor array under dynamic gas mixtures. UCI Machine Learning Repository. https://doi.org/10.24432/C5WP4C

Masson, N., Piedrahita, R., & Hannigan, M. (2015). Approach for quantification of metal oxide type semiconductor gas sensors used for ambient air quality monitoring. Sensors and Actuators B: Chemical, 208, 339-345. https://doi.org/10.1016/j.snb.2014.11.032

Nakata, S., Takemura, P., & Neya. (2001). Non-linear dynamic responses of a semiconductor gas sensor: Evaluation of kinetic parameters and competition effect on the sensor response. Sensors and Actuators B: Chemical, 76(1–3), 436-441. https://doi.org/10.1016/S0925-4005(01)00652-9

Nguyen, T. X., Tonezzer, M., Masera, L., Nguyen, H., Van Duy, N., & Duc Hoa, N. (2020). Multi gas sensors using one nanomaterial, temperature gradient, and machine learning algorithms for discrimination of gases and their concentration. Analytica Chimica Acta, 1124, 85-93. https://doi.org/10.1016/j.aca.2020.05.015

Niu, G., Zhuang, Y., Hu, Y., Liu, Z., Wu, B., & Wang, F. (2024). Selective discrimination of VOCs gases at ppb-level using MOS gas sensor in temperature-pulsed operation mode with modified Hill equation. Surfaces and Interfaces, 44, 103761. https://doi.org/10.1016/j.surfin.2023.103761

Tonezzer, M., Thi Thanh Le, D., Iannotta, S., & Van Hieu, N. (2018). Selective discrimination of hazardous gases using one single metal oxide resistive sensor. Sensors and Actuators B: Chemical, 277, 121-128. https://doi.org/10.1016/j.snb.2018.08.103

Veríssimo, M. I. S. (2024). A critical review of the analytical performance of the most recent MOS-based gas sensors for indoor air quality monitoring of WHO priority pollutants. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 178. https://doi.org/10.1016/j.trac.2024.117813

Wang, T., Wu, Y., Zhang, Y., Lv, W., Chen, X., Zeng, M., Yang, J., Su, Y., Hu, N., & Yang, Z. (2023). Portable electronic nose system with elastic architecture and fault tolerance based on edge computing, ensemble learning, and sensor swarm. Sensors and Actuators B: Chemical, 375, 132925. https://doi.org/10.1016/j.snb.2022.132925

Yan, Z., Meng, Q.-H., Chen, S.-W., & Jing, T. (2023). Estimating odor source proximity via two MOS sensors based on deep learning method. Measurement, 214, 112781. https://doi.org/10.1016/j.measurement.2023.112781

Zhu, J., Cho, M., Li, Y., He, T., Ahn, J., Park, J., Ren, T.-L., Lee, C., & Park, I. (2021). Machine learning-enabled textile-based graphene gas sensing with energy harvesting-assisted IoT application. Nano Energy, 86, 106035. https://doi.org/10.1016/j.nanoen.2021.106035



ISBN 978-987-1323-93-7