



**Universidad
Nacional
Villa María**

Biblioteca Central "Vicerrector Ricardo A. Podestá"
Repositorio Institucional

Evaluación temporal de geoindicadores espectrales del estado trófico: incendio del 2009 en cuenca alta del río Ctalamochita, Córdoba

Año
2023

Autor
Bochatey Noble, Octavio

Directoras de tesis
Ledesma, María Micaela y Rodriguez, María Jimena

Este documento está disponible para su consulta y descarga en el portal on line de la Biblioteca Central "Vicerrector Ricardo Alberto Podestá", en el Repositorio Institucional de la **Universidad Nacional de Villa María**.

CITA SUGERIDA

Bochatey Noble, O. (2023). *Evaluación temporal de geoindicadores espectrales del estado trófico: incendio del 2009 en cuenca alta del río Ctalamochita, Córdoba* [Tesis de grado, Universidad Nacional Villa María]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional Villa María.

http://biblio.unvm.edu.ar/opac_css/index.php?lvl=cmspage&pageid=9&id_notice=45136



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución 4.0 Internacional

Universidad Nacional de Villa María

Instituto A. P. Ciencias Básicas y Aplicadas

Trabajo Final de Grado para optar al título de Licenciado en
Ambiente y Energías Renovables

**EVALUACIÓN TEMPORAL DE GEOINDICADORES
ESPECTRALES DEL ESTADO TRÓFICO: INCENDIO DEL
2009 EN CUENCA ALTA DEL RÍO CTALAMOCHITA,
CÓRDOBA**

AUTOR
Octavio Bochaty

Villa María – Córdoba
Abril 2023

**EVALUACIÓN TEMPORAL DE GEOINDICADORES
ESPECTRALES DEL ESTADO TRÓFICO: INCENDIO DEL
2009 DE LA CUENCA ALTA DEL RIO CTALAMOCHITA,
CORDOBA**

Universidad Nacional de Villa María

Instituto A. P. Ciencias Básicas y Aplicadas

Título del Trabajo Final de Grado: EVALUACIÓN TEMPORAL DE GEOINDICADORES ESPECTRALES DEL ESTADO TRÓFICO: INCENDIO DEL 2009 EN CUENCA ALTA DEL RÍO CTALAMUCHITA, CÓRDOBA.

Autor: Bochatey Noble Octavio

Directora: Ing. Agr. María Micaela Ledesma

Co-Directora: Dra. María Jimena Rodriguez

Aprobado y corregido de acuerdo con las sugerencias del Tribunal evaluador (Art. N°15, Res. N° 48/2000 del Consejo Superior)

_____ Nombre y apellido	_____ Firma
_____ Nombre y apellido	_____ Firma
_____ Nombre y apellido	_____ Firma

Aprobado y corregido de acuerdo con las sugerencias del Asesor (Art. N° 2, Res. 77/2006 del Consejo Directivo IAP de Ciencias Básicas y Aplicadas)

_____ Nombre y apellido	_____ Firma
----------------------------	----------------

Lugar y fecha de aprobación:

Universidad Nacional de Villa María

Instituto A. P. Ciencias Básicas y Aplicadas

**Trabajo Final de Grado para optar al título de Licenciado
en Ambiente y Energías Renovables**

**EVALUACIÓN TEMPORAL DE GEOINDICADORES
ESPECTRALES DEL ESTADO TRÓFICO: INCENDIO DEL
2009 EN CUENCA ALTA DEL RÍO CTALAMOCHITA,
CÓRDOBA**

AUTOR

Octavio Bochaty

DIRECTORA

Ing. Agr. María Micaela Ledesma

CO-DIRECTORA

Dra. María Jimena Rodriguez

Villa María - Córdoba

Abril 2023

ÍNDICE

ÍNDICE	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	v
RESUMEN	vi
ABSTRACT	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. Incendios forestales	4
2.2. Eutrofización	5
2.3. Estudio geoambiental (EGA)	6
2.4. Sistemas de Información Geográfica (SIG)	7
2.5. Teledetección	8
2.6. Geoindicadores espectrales temporales	9
3. OBJETIVOS	9
3.1. Objetivo general	9
3.2. Objetivos específicos	9
4. MATERIALES Y MÉTODOS	10
4.1. Ubicación del área de estudio	10
4.2. Características del área de estudio	10
4.2.1. Caracterización climática	10
4.2.2. Geología, geomorfología e hidrogeología	12
4.2.3. Biogeografía	15
4.2.4. Uso y manejo de la tierra	16
4.3. Metodología	16
4.3.1. Análisis de las características geoambientales	16
4.3.1.1. Factor climático	17
4.3.1.2. Factor geopedológico	17
4.3.2. Selección de los geindicadores espectrales	17
4.3.3. Integración de los resultados en un mapa geoambiental	19
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
6.1. Análisis de las características geoambientales	25
6.1.1. Análisis del factor climático	25
6.1.2. Análisis del factor geopológico	28
6.2. Análisis de los geindicadores y mapas geoambientales	30
7. CONCLUSIONES	42
8. CONSIDERACIONES FINALES	43
9. BIBLIOGRAFÍA	43

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del área de estudio. Fuente: elaboración propia.	10
Figura 2. Temperatura media anual en el área de estudio (SMN).	11
Figura 3. Precipitación media anual en el área de estudio (Gorgas <i>et al.</i> , 2003).	11
Figura 4. Temperatura media en verano (SMN).	12
Figura 5. Temperatura media en invierno (SMN).	12
Figura 6. A zona de montañas, B zona de llanuras.	13
Fuente: Modificado de Carignano <i>et al.</i> , 2014.	13
Figura 7. Biogeografía del área de estudio	15
Figura 8. (a) Diferencia de reflectancias entre hojas muertas, estresadas y saludables. (b) Ejemplo de cálculo de NDVI.	20
Figura 9. Precipitaciones medias anuales. Serie 1974-2021.	26
Figura 10. Precipitaciones medias mensuales. Serie 1974-2021.	26
Figura 11. Temperaturas medias mensuales. Serie 1974-2021.	27
Figura 12. Distribución de direcciones de vientos predominantes. Serie 1974-2021.	27
Figura 13. Distribución de velocidades medias mensuales de vientos. Serie 1974-2021	28
Figura 14. Composiciones de suelos afectados por los incendios forestales de 2009 en la cuenca alta del Río Ctalamochita.	29
Figura 15. Índice NBR generado previo a los incendios.	31
Figura 16. Índice NBR generado posterior a los incendios.	32
Figura 17. Histogramas del conjunto de datos NBR.	33
Figura 18. Índice generado de la diferencia de NBR pre-post incendios (dNBR).	34
Figura 19. Histograma generado de la diferencia de NBR pre-post incendios.	34
Figura 20. Índice NDVI generado previo a los incendios.	36
Figura 21. Índice NDVI generado posterior a los incendios.	36
Figura 22. Histograma del conjunto de datos NDVI	37
Figura 23. Índice generado de la diferencia de NDVI pre-post incendios (dNDVI).	38
Figura 24. Índice NDWI generado previo a los incendios.	39
Figura 25. Índice NDWI generado posterior a los incendios.	40
Figura 26. Histograma del conjunto de datos NDWI	40
Figura 27. Índice generado de la diferencia de NDWI pre-post incendios (dNDWI).	41
Figura 28. Histograma generado de la diferencia de NDWI pre-post incendios.	42

EVALUACIÓN TEMPORAL DE GEOINDICADORES ESPECTRALES DEL ESTADO TRÓFICO: INCENDIO DEL 2009 EN CUENCA ALTA DEL RÍO CTALAMOCHITA, CÓRDOBA.

Autor: Bochaty Noble Octavio

Directora: Ing. Agr. María Micaela Ledesma

Co-Directora: Dra. María Jimena Rodríguez

RESUMEN

Los incendios forestales son eventos que se dan normalmente en la naturaleza, pero que, sin embargo, son cada vez más propiciados por actividades antrópicas. Año tras año los incendios forestales se repiten en Argentina, quemando cientos de miles de hectáreas y particularmente en la cuenca alta del Río Ctalamochita, donde este tipo de eventos es casi una constante. Los efectos del fuego generan una serie de consecuencias en el entorno donde se producen, afectando directa e indirectamente los distintos compartimentos ambientales. Es por ello que se hace necesario evaluar indicadores espectrales de los eventos de incendios, con la finalidad de evaluar el estado trófico del área de estudio y el estado de la vegetación pre y post incendio. En el presente trabajo se evaluaron geoindicadores espectrales temporales de los eventos de incendios forestales, de interfase y urbanos de agosto de 2009 en el área de la cuenca alta del Río Ctalamochita a partir de las imágenes de satélite Landsat 7 del United States Geological Survey (USGS) mediante QGIS versión 3.26.2, donde se analizaron los indicadores Normalized Difference Vegetation Index por sus siglas en inglés, o Índice de Vegetación Diferencial Normalizada (NDVI), el Normalized Burn Ratio o Índice Normalizado de Área Quemada (NBR) y el Normalized Difference Moisture Index o Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI) pre y post incendios. Los resultados obtenidos demostraron que los incendios forestales producidos en el área aumentaron el grado de eutrofización del Embalse Río Tercero al tiempo que redujeron la densidad de la vegetación de las zonas afectadas y aumentaron la superficie de suelos descubiertos. Finalmente se pudo concluir que la cuenca alta del Río Ctalamochita sufrió un alto grado de eutrofización post incendios y que la teledetección es una herramienta clave en la detección de amenazas ambientales y gracias a esta es posible evitar y/o disminuir la intensidad de este tipo de eventos.

**TEMPORAL EVALUATION OF SPECTRAL GEOINDICATORS OF TROPHIC STATE: 2009 FIRE IN
THE UPPER CTALAMOCHITA RIVER BASIN, CÓRDOBA.**

Author: Bochaty Noble Octavio

Director: Ag. Eng. María Micaela Ledesma

Co-Director: Dr. María Jimena Rodriguez

ABSTRACT

Forest fires are events that occur normally in nature, but are increasingly caused by anthropic activities. Year after year forest fires are repeated in Argentina, burning hundreds of thousands of hectares and particularly in the upper basin of the Ctalamochita River, where this type of event is almost a constant. The effects of fire generate a series of consequences in the environment where they occur, directly and indirectly affecting the different environmental compartments. Therefore, it is necessary to evaluate spectral indicators of fire events, in order to assess the trophic state of the study area and the state of the vegetation pre and post fire. In the present work, temporal spectral geoindicators of the forest, interface and urban fire events of August 2009 in the upper Ctalamochita River basin area were evaluated from Landsat 7 satellite images of the United States Geological Survey (USGS) using QGIS version 3.26. 2, where the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), the Normalized Burn Ratio (NBR) and the Normalized Difference Moisture Index (NDWI) were analyzed pre- and post-fire. The results obtained showed that the forest fires in the area increased the degree of eutrophication of the Río Tercero Reservoir while reducing the density of vegetation in the affected areas and increasing the area of bare soils. Finally, it was concluded that the upper basin of the Ctalamochita River suffered a high degree of post-fire eutrophication and that remote sensing is a key tool in the detection of environmental threats and thanks to it it is possible to avoid and/or reduce the intensity of this type of events.

1. INTRODUCCIÓN

Las tendencias de la Gran Aceleración, que comienza a mediados del siglo XX, proporcionan una visión dinámica del acoplamiento emergente a escala planetaria, a través de la globalización, entre el sistema socioeconómico y el Sistema Biofísico de la Tierra. Se ha alcanzado un punto donde muchos indicadores biofísicos claramente se han movido más allá de los límites de la variabilidad del Holoceno. Es decir, el estado y funcionamiento del Sistema Tierra estarían más impulsados por las actividades humanas y no tanto por la variabilidad de los procesos naturales (Steffen *et al.*, 2015).

La cuenca alta del Río Ctalamochita, se encuentra altamente influenciada por la agricultura, el manejo pecuario en alta pendiente, la erosión del suelo, la actividad minera, la descarga de efluentes domésticos no tratados y los provenientes de industrias. Como resultado, la carga de materia orgánica es generalmente alta, lo que provoca una desorganización en el normal funcionamiento del ecosistema y genera la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, tales como, pérdida de los usos potenciales del agua, color, olor y sabor desagradable, trastornos en la salud humana y animal, disminución de la biodiversidad, reducción de la penetración de la luz, mortandad de peces, pérdidas económicas y aumentos en las poblaciones de microorganismos patógenos y vectores de enfermedades (Ledesma *et al.*, 2013).

Algunas similitudes se encuentran asociadas en la llanura central cordobesa, donde también existe deterioro del suelo, reducción de la sustentabilidad y productividad (Parra, 2011; Basanta *et al.*, 2012; Becker *et al.*, 2016, 2017; Bauk *et al.*, 2016; Rodríguez *et al.*, 2017a, 2017b, 2021; Gastaldi y Giaccone, 2018; Rodríguez 2022) y degradación de la calidad del agua subterránea utilizada para distintas actividades antrópicas (agricultura, ganadería, industria, etc.), siendo el acuífero libre el más impactado en diferentes grados (Blarasín *et al.*, 2014; Giuliano Albo *et al.*, 2014; Maldonado *et al.*, 2018; Lutri *et al.*, 2019). Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2021), la degradación del suelo (física, química y biológica) se evidencia en una reducción de la cobertura vegetal, la disminución de la fertilidad, la contaminación del suelo y del agua y, debido a ello, el empobrecimiento de las cosechas.

Por otro lado, Conci (2018) indica que no se efectúa un tratamiento adecuado de los efluentes y de la biomasa generados en las producciones de la zona. Uno de los problemas asociados con la transformación del sistema de producción es la creciente demanda de agua y el aumento de efluentes producidos. La acumulación de ellos puede afectar la calidad del suelo, ya que altera sus funciones vitales como la nutrición de las plantas e incide en la calidad de otros recursos, como el agua y el aire (Giuffré *et al.*, 2003).

Además de estos factores que influyen tanto en la calidad del suelo como del agua, se puede agregar el efecto del fuego en dichos compartimentos ambientales.

En la zona del área de estudio los incendios forestales típicamente ocurren al finalizar la estación seca, propiciados por el aumento de las temperaturas, la escasa humedad de la biomasa

combustible y los vientos que alcanzan alta velocidad. Existen dos factores importantes que predisponen a un incremento en la actividad del fuego en esta región, modificando su régimen (Kunst y Bravo, 2003). Por un lado, el aumento en las precipitaciones en las últimas décadas ha provocado un aumento en la producción de biomasa combustible que favorece el desarrollo de los incendios (Miglietta, 1994; Bravo *et al.*, 2010). Por otro lado, el aumento de las igniciones antrópicas, accidentales o intencionales, asociadas a la expansión poblacional sobre las áreas naturales. Esto se corrobora por lo presentado en la Estadística de Incendios Forestales (EIF) de 2009.

Según la EIF (2009), perteneciente a la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, para Argentina en ese año se registraron 10.340 incendios forestales, quemando una superficie total de 844.228 hectáreas (ha), 109.968 ha (13.03%) correspondientes a bosque nativo, 15.977 ha (1.89%) a bosque cultivado, 378.246 ha (44,80%) a arbustales y 340.035 ha (40,28%) a pastizales. Para un 40.64% de estos incendios se desconocen las causas que lo generaron, mientras que la mayoría de los incendios restantes fueron por negligencia (35.69%), seguido por incendios intencionales en un 21.84% y solo un 1.84% de los incendios sucedió por causas naturales. Dejando en claro que la mano del hombre tiene la mayor influencia en la generación de nuevos incendios forestales.

En la provincia de Córdoba en ese mismo año ocurrieron 229 incendios, los cuales quemaron un total de 70.247 ha, las zonas de pastizales fueron las más afectadas con un total de 37.743 ha incineradas (53.73%), seguido por 21.884 ha de bosque nativo (31,15%), 10.500 ha de arbustales (14.95%) y en menor medida el bosque cultivado con 120 ha (0.17%). En la provincia el porcentaje de causas varía en gran medida en comparación con el porcentaje a nivel nacional, aquí la mayor forma en que se produjeron los incendios fue debido a incendios intencionales con un 85.59%, solo un 5.24% fue por negligencias, a un 9.17% de estos incendios se le desconoce el origen y no se registraron incendios por causas naturales. De las 70.247 ha afectadas por los incendios en Córdoba, 5.173 ha se quemaron en un total de diecinueve incendios en el departamento Calamuchita, el cual se encuentra dentro del área de estudio. En dicho departamento los incendios se repartieron en un 61.33% en zonas de arbustales y el 38.67% restante en bosque nativo y para destacar, la totalidad de dichos eventos fueron causados intencionalmente (EIF, 2009). Coincidiendo con la fecha de los incendios estudiados en el presente trabajo, del total de la superficie quemada en la provincia, el 84.55% de los incendios se produjeron en el mes de agosto.

El efecto que produce el fuego sobre una cuenca puede ser analizado considerando su efecto sobre los procesos que intervienen dentro del ciclo hidrológico (DeBano *et al.*, 1996). Este efecto puede ser clasificado según los cambios que produce el fuego dentro y fuera de los sitios afectados (Baker, 1990). Dentro del segundo grupo, podemos mencionar la alteración de los caudales y de la calidad del agua.

Entre los parámetros de calidad de agua más afectados por un incendio figuran las concentraciones de sedimentos aportados y la variación en las concentraciones de nutrientes disueltos, fundamentalmente nitrógeno y fósforo (Tiedemann, 1978; DeBano *et al.*, 1996). El incremento en la disponibilidad de nutrientes que se detecta tras el fuego se debe a la deposición de las cenizas, al

calentamiento y a los cambios post-fuego que incrementan las tasas de mineralización (Raison, 1979). De los compuestos del fósforo, los que predominan son el ortofosfato y el fósforo orgánico, y generalmente se encuentran fuertemente retenidos en los coloides del suelo (DeBano *et al.*, 1996). Normalmente hay mucho más nitrógeno que fósforo, y las especies han evolucionado para vivir en estas condiciones. Pero, si esta proporción se altera, los organismos reducen su capacidad de crecimiento y mantenimiento de las funciones vitales. Las aportaciones excesivas de nitrógeno y de fósforo favorecen un proceso que se conoce como 'eutrofización' del agua (García Silvan, 2000).

La eutrofización se caracteriza por un crecimiento excesivo de plantas y algas debido a la mayor disponibilidad de nutrientes (Schindler 2006), ocurre naturalmente a medida que los lagos y embalses envejecen y se rellenan con sedimentos. Sin embargo, las actividades humanas han acelerado el proceso natural de eutrofización a través de descargas puntuales y difusas de nutrientes limitantes, como nitrógeno y fósforo, en ecosistemas acuáticos (es decir, eutrofización cultural), con serias consecuencias para los diversos usos de los recursos, tales como suministro de agua potable, pesca y uso recreativo (Carpenter *et al.* 1998).

El efecto más notable de la eutrofización cultural es la producción de densas floraciones de fitoplancton nocivo y maloliente que reducen la claridad del agua y dañan su calidad. Las floraciones de algas limitan la penetración de la luz, reduciendo el crecimiento y provocando la muerte de las plantas en las zonas litorales, al tiempo que reducen el éxito de depredadores que necesitan luz para perseguir y capturar a sus presas (Lehtiniemi *et al.* 2005). Además, las altas tasas de la fotosíntesis asociada con la eutrofización pueden agotar el carbono inorgánico disuelto y elevar el pH a niveles extremos durante el día (Chislock *et al.* 2013).

Con respecto a los ambientes acuáticos del centro de Argentina, el estado trófico de los mismos, varía entre mesotróficos y eutróficos, dependiendo de la estación del año (Amé *et al.*, 2003; Bazán *et al.*, 2005; Boltovskoy y Foggeta, 1985; Bonansea *et al.*, 2016; Mariazzi y Romero, 1983; Rodríguez *et al.*, 1997; Ledesma *et al.*, 2013).

Según un estudio realizado en el embalse Río Tercero por Ledesma *et al.* (2013) en el año 2003, se observó que la condición del embalse estacionalmente fue de características mesotróficas. Durante el año 2004, esta situación presentó una tendencia al eutrofismo, mientras que en los años 2005 y 2006 la condición fue claramente eutrófica. Esta situación fue similar a la demostrada por Bazan *et al.* (2005) y Pierotto *et al.* (2007) en otros reservorios del centro del país.

Cantú *et al.* (2008) señalan que, para la evaluación de los cambios ambientales, los indicadores son herramientas útiles de análisis como soporte para la toma de decisiones en el manejo sustentable de un ecosistema. Un indicador es una variable que resume o simplifica información relevante haciendo que un fenómeno o condición de interés se haga perceptible y que cuantifica, mide y comunica información relevante. Las principales funciones son: evaluar condiciones o tendencias, comparar transversalmente sitios o situaciones para evaluar metas y objetivos, proveer información preventiva temprana y anticipar condiciones y tendencias futuras (Cantú *et al.*, 2007), considerando

que la selección de indicadores está en función del proceso de degradación que se esté estudiando (Aparicio, 2016).

El avance en el conocimiento científico y las nuevas herramientas en torno a los Sistemas de Información Geográfica (SIG) sentaron las bases para el crecimiento exponencial de los métodos de mapeo en la última década (Nelson y Daily, 2010).

La teledetección por satélite puede mejorar la vigilancia de la calidad del agua y aumentar la detección rápida de amenazas medioambientales, como la eutrofización o la proliferación de algas nocivas, gracias a su rentabilidad en términos de tiempo y costes en zonas extensas y lugares remotos (Bonansea *et al.*, 2019).

Considerando lo anteriormente dicho, y debido a los repetidos incendios año tras año en las sierras cordobesas, se hace necesario llevar a cabo una medición de los efectos en la calidad del agua que éstos generan en la cuenca alta del Río Calamuchita. En el presente Trabajo Final de Grado, se evaluará, mediante técnicas de observación remota, variables de indicadores espectrales de eutrofización del agua vinculadas a los incendios forestales que tuvieron lugar en agosto de 2009 en el área de estudio.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Incendios forestales

Los incendios forestales producen enormes daños ambientales por la afectación o destrucción de la cubierta vegetal, la muerte o huida de miles de animales, la pérdida del suelo fértil y el avance de la erosión, desertificación, grandes daños en los bosques, cultivos y viviendas, cambios en el clima, pérdidas económicas y de vidas humanas y fuertes inversiones necesarias para disminuir los efectos posteriores de los incendios. (Vellozas *et al.*, 2010; CONAFOR, 2010). Lo es también la pérdida total o parcial de los servicios ambientales útiles para toda la sociedad, ya que, estos desempeñan múltiples funciones de carácter intangible (conservación de la biodiversidad, captura de carbono y recarga de mantos acuíferos, entre otros) casi imposibles de valorar y de cuantificar.

Los incendios forestales son comunes en todo el mundo, y algunas regiones experimentan una actividad regular de estos eventos en ciertas épocas del año. De acuerdo con Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) (2019), los incendios forestales pueden ser responsables de una contaminación del aire mucho mayor que las emisiones industriales y producen una combinación de partículas de monóxido de carbono y otros contaminantes, que pueden ser peligrosos para la salud de toda la vida en el planeta. En cuanto a las consecuencias que los incendios tienen sobre la vegetación, Bautista-Vicente (2015) muestra que los tipos de vegetación más afectados son selvas, bosques, pastizales y regiones de uso agrícola.

En el área de estudio, según Gavier y Bucher (2004), el paisaje estaría dominado por áreas urbanas extensas y continuas, alternando primariamente con vegetación baja (arbustales y pastizales)

y con el bosque nativo reducido a pequeños fragmentos aislados en áreas de pendientes pronunciadas y alejadas de rutas.

Al evaluar las posibilidades de revertir esta tendencia, debe tenerse en cuenta que las mismas dependen de la profundidad y extensión que alcance el proceso de deforestación. Un primer nivel lo constituye la degradación del bosque en otros tipos de cobertura, pero manteniendo áreas importantes con vegetación nativa. El segundo nivel resulta de la erradicación casi total de la vegetación nativa. La degradación del bosque y su transformación en arbustales o pastizales está asociada a cuatro factores fundamentales: el sobrepastoreo, la tala, los incendios, y la invasión de especies exóticas. La degradación del bosque y su transformación en arbustales o pastizales está asociada a cuatro factores fundamentales: el sobrepastoreo, la tala, los incendios, y la invasión de especies exóticas. Al evaluar las posibilidades de revertir esta tendencia, debe tenerse en cuenta que las mismas dependen de la profundidad y extensión que alcance el proceso de deforestación. Un primer nivel lo constituye la degradación del bosque en otros tipos de cobertura, pero manteniendo áreas importantes con vegetación nativa. El segundo nivel resulta de la erradicación casi total de la vegetación nativa.

Sin lugar a dudas, el pastoreo excesivo es el factor más fuerte y extendido en todas las regiones semiáridas y áridas de Argentina y Sudamérica (Bucher & Huszar 1999). La tala para leña y secundariamente madera, aunque de menor importancia, todavía es significativa. Los incendios están asociados en buena medida a la apertura del bosque maduro y su reemplazo por claros con pastizales, mucho más combustibles durante la estación seca (Miglieta 1994). El efecto negativo del fuego se potencia enormemente cuando se asocia a incendios intencionales que aumentan su frecuencia natural, y al sobrepastoreo que impide la regeneración de las plántulas. Debe recordarse que sin la influencia humana que aumenta su frecuencia, el fuego ha sido un componente normal del bosque serrano y pedemontano, el cual ha evolucionado bajo una larga historia de fuego muy anterior a la ocupación europea (Bucher & Schofield 1981). Con un adecuado manejo, todos estos factores pueden ser revertidos y el bosque nativo restaurado, ya que en la mayoría de los casos el bosque degradado conserva su capacidad de restauración.

En el segundo nivel de degradación, cuando el bosque nativo es erradicado en su totalidad, por lo general no existen alternativas práctica ni económicamente viables para recuperarlo. En este caso, el factor fundamental es la urbanización no planificada. Más aún, los pequeños fragmentos sobrevivientes quedarían aislados lo que afecta las posibilidades de supervivencia de plantas y animales.

2.2. Eutrofización

La eutrofización de las aguas costeras es el resultado de un aumento del suministro de nutrientes, que en su mayor parte está relacionado con el enriquecimiento de nutrientes aumentando la producción primaria. La eutrofización puede desequilibrar los ecosistemas de las aguas costeras (Romero *et al.*, 2013). Estos problemas son causados por el aumento del transporte de nitrógeno y fósforo de la tierra a las fuentes de agua. Los nutrientes proceden de fuentes naturales y antropogénicas. Las fuentes naturales incluyen bosques y humedales, y son fuentes difusas. Las

fuentes antropogénicas incluyen las zonas urbanas, industriales y agrícolas. Las ciudades y las industrias pueden causar emisiones de nutrientes a los ríos. La agricultura es, entre otras, una fuente difusa de fósforo y nitrógeno en los ríos, por lixiviación o escorrentía de fertilizantes (Blaas & Kroeze, 2016).

Según la Dirección General de Medio Ambiente de la Comisión Europea (s.f) sobre medio ambiente hay impactos primarios y secundarios debido a la eutrofización. Dentro de los impactos primarios, está el crecimiento de algas en aguas marinas lo que está regulado por el nivel de nitrógeno y fósforo y, en menor medida, por otros compuestos inorgánicos. La eutrofización conduce a un aumento del crecimiento de algas. Puede conducir a un cambio en la composición de especies de algas de rápido crecimiento y de macroalgas de larga vida a especies más invasoras.

Los impactos secundarios de las grandes floraciones de algas pueden provocar diversos efectos en todo el ecosistema. La cantidad reducida de luz solar recibida por las aguas del fondo puede conducir a la reducción en la distribución de profundidad de macroalgas y pastos marinos. El aumento de la descomposición de la materia orgánica (algas muertas) puede conducir a la deficiencia de oxígeno en las aguas del fondo. Las concentraciones reducidas de oxígeno pueden afectar a los peces y la fauna bentónica (animales que viven en el fondo del mar o en un lago), que huyen o mueren de la zona. Al final, la eutrofización puede causar un cambio en el equilibrio de la biodiversidad y los ecosistemas. También puede tener impactos socioeconómicos: El agotamiento del oxígeno puede reducir las poblaciones de peces y mariscos y, por lo tanto, tener un impacto económico en la industria pesquera. Las toxinas de algas de las floraciones de algas nocivas pueden causar envenenamiento por mariscos en humanos y ser peligrosas para las poblaciones vivas en las aguas costeras (Dirección General de Medio Ambiente, s.f).

Por otra parte, la calidad del agua puede reducirse debido a la descomposición de algas con malos olores y espuma en las playas, o toxinas de las floraciones, que afectan a la industria del turismo (Dirección General de Medio Ambiente, s.f).

2.3. Estudio geoambiental (EGA)

Por estudio geoambiental se entiende el relevamiento de información geológica y ambiental de base, incluidos litología, estructura, geoquímica, tectónica, clima, flora y fauna, geomorfología, erosión, remoción en masa, vulcanismo, sismicidad, neotectónica y modelos geoambientales de depósitos minerales, entre otros. También incluye el relevamiento de información referida a uso de suelos, patrimonio natural y cultural, entre otros (SEGEMAR, 2018).

Los estudios geoambientales incorporan la dimensión integral a instrumentos de planificación territorial, tanto en el ámbito regional como a escala local, con el fin de optimizar el uso y manejo de los recursos naturales, así como evaluar riesgos ambientales y mitigar sus posibles efectos sobre la vida, salud o bienes de personas o comunidades. El análisis de los diversos factores que condicionan los cuerpos de agua superficiales permite interpretar su dinámica y comportamiento. Este

comportamiento es el resultado de la interacción entre agentes físicos, hidrológicos y humanos (Geraldí, 2009).

Para el SEGEMAR (2016) es de vital importancia que un estudio geoambiental conlleve el conocimiento del medio ambiente de un territorio, así como de las actuaciones ejercidas (positivas o negativas) sobre el mismo debidas, tanto a procesos naturales como derivadas de la actividad humana, de forma que se tenga suficiente juicio de valor para la toma de decisiones sobre la planificación y el desarrollo de un territorio. El contenido y alcance de un EGA depende, entre otros aspectos, de los objetivos marcados para el mismo. En nuestro caso, se trata de establecer un instrumento de decisión desde el punto del ordenamiento del territorio. En este sentido, el estudio geoambiental tiene como objetivos proporcionar información, sistemática, ordenada y fiable, a escala local, sobre las características y estado del medio ambiente que conforma el territorio.

2.4. Sistemas de Información Geográfica (SIG)

Según Olaya (2014), un SIG es un sistema de información diseñado para trabajar con datos referenciados mediante coordenadas espaciales o geográficas. En otras palabras, un SIG es tanto un sistema de base de datos con capacidades específicas para datos georreferenciados, como un conjunto de operaciones para trabajar con esos datos. En cierto modo, un SIG es un mapa de orden superior. Es decir, los SIG representan un paso más allá de los mapas. No obstante, esta definición resulta en exceso simplista, pues mapas y SIG no son conceptos equiparables en el contexto actual de estos últimos. Un mapa es una representación de un conjunto de datos espaciales y, aunque esta representación resulta de enorme importancia, en el entorno de un SIG no es sino un elemento más de una serie de componentes (como el software y el hardware).

A pesar de la heterogeneidad de la información geográfica, existen dos aproximaciones básicas para simplificar y modelizar el espacio, de modo que éste pueda ser almacenado y manipulado en un sistema informático, dando lugar, por tanto, a dos modelos de datos: el modelo vectorial, habitualmente utilizado para tratar fenómenos geográficos discretos (vías de comunicación, tejidos urbanos, coberturas vegetales, etc.), y el modelo ráster usado generalmente para representar fenómenos continuos. La estructura de un ráster se basa en una matriz de celdas representadas en filas y columnas, cada celda puede almacenar información de una variable (precipitación, temperatura, humedad relativa, radiación solar, longitudes de onda del espectro electromagnético, etc.).

Ambos sistemas son complementarios y conviven dentro de los SIG, aunque cada uno de ellos resulta más o menos apropiado para el estudio de un tipo de información específica (Del Bosque González *at al.*, 2012).

En una sociedad donde la información y la tecnología son dos de los pilares fundamentales, los SIG son, sin lugar a dudas, la tecnología estandarte para el manejo de información geográfica, y los elementos básicos que canalizan la gestión de todo aquello que, de un modo u otro, presente una componente geográfica susceptible de ser aprovechada.

2.5. Teledetección

El Landsat 7 fue lanzado desde la Base de la Fuerza Aérea Vandenberg en California el 15 de abril de 1999 en un cohete Delta II. El satélite se encuentra en una órbita heliosincrónica, lo cual significa que siempre pasa a la misma hora por un determinado lugar. Tiene visión de toda la superficie terrestre en un tiempo de 15 días, realizando 232 órbitas. El instrumento esencial a bordo del mismo es el Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+). Las imágenes de éste constan de ocho bandas espectrales con una resolución espacial de 30 metros para las Bandas 1 a 7. Mientras que la resolución para la Banda 8 (pancromática) es de 15 metros (Landsat 7 Science Data Users Handbook, 1972).

Los datos multiespectrales sin procesar de Landsat contienen una gran cantidad de información sobre las características de la Tierra. Cada banda espectral responde de manera única a las características superficiales como el contenido de agua, la estructura de la vegetación, productividad y composición mineral. Cuando los valores de brillo de varias bandas se combinan en algoritmos matemáticos, la información sobre las funciones específicas se puede mejorar, aislar y analizar (Lutes *et al.*, 2006). Gracias a esto es posible obtener imágenes satelitales para su posterior análisis mediante técnicas de teledetección.

Según Gómez Nieto y Martín (2008), la teledetección se ha convertido en una herramienta frecuente en el análisis de los incendios forestales y, en concreto, en la cartografía de áreas quemadas. La posibilidad que brinda de obtener imágenes de diferentes resoluciones (temporal, espacial y espectral) la hace adecuada para este tipo de estudios. Diversos autores demuestran la capacidad de los sensores, que se encuentran operativos actualmente, de localizar y delimitar las zonas afectadas por incendios (Roy *et al.*, 2002 y 2005; Grégoire *et al.*, 2003; Hudak y Brockett, 2004). La precisión de estas estimaciones dependerá, fundamentalmente, del tipo de imagen, pero también del método utilizado. Una buena parte de las propuestas metodológicas que se pueden encontrar en la literatura, plantean la necesidad de llevar a cabo determinadas transformaciones de los datos espectrales originales para mejorar la capacidad de discriminación de las áreas quemadas. Las transformaciones más frecuentemente utilizadas son los índices espectrales (Malingreau *et al.*, 1985; Kasischke *et al.*, 1993; Kasischke y French, 1995; Martín y Chuvieco, 1998; Pereira, 1999; Trigg y Flasse, 2001; Barbosa *et al.*, 2002; Martín *et al.*, 2005). El objetivo de estos índices es realzar las diferencias espectrales de las zonas quemadas respecto a otras cubiertas, ya sea la vegetación previa al incendio, cuando la cartografía de áreas quemadas se basa en un análisis multitemporal (Kasischke *et al.*, 1993; Kasischke y French 1995; Martín y Chuvieco, 1993; Eva *et al.*, 1995; Barbosa *et al.*, 2002; García-Haro *et al.*, 2001) u otras cubiertas de la imagen cuando el análisis se realiza sobre imágenes post-incendio (Martín, 1998; Martín *et al.*, 2005). En este último caso interesa especialmente aumentar el contraste respecto a aquellas cubiertas que tienen un comportamiento espectral más similar al de las áreas quemadas y, por tanto, pueden provocar mayores confusiones, como las láminas de agua o las áreas en sombra (Chuvieco y Congalton, 1988; Koutsias *et al.*, 1999).

La técnica de teledetección es también muy útil para monitorear la calidad del agua a gran escala con costos mínimos y con tiempos de revisión más frecuentes. Tiene un gran potencial para

detectar pigmentos de fitoplancton, como la concentración de clorofila-a (Chl-a). La Chl-a en el agua es un indicador clave de biomasa de fitoplancton. Su aumento es la primera manifestación de contaminación por nutrientes, la cual cambia la composición de la comunidad de fitoplancton y aumenta la frecuencia de floraciones molestas y tóxicas (Ledesma *et al.*, 2019). La teledetección utiliza geoindicadores para llevar a cabo monitoreos, revisiones y análisis de los datos extraídos de imágenes satelitales.

2.6. Geoindicadores espectrales temporales

Los geoindicadores son mediciones en la superficie terrestre o cerca de ella de fenómenos y procesos geológicos que varían significativamente y brindan información para evaluaciones ambientales. Han sido ampliamente utilizados para describir eventos catastróficos o graduales, describiendo el estado del ambiente y brindando indicaciones para intervenciones que permitan cambiar o detener los procesos preservando o recuperando la calidad ambiental, con diferentes procesos de obtención para cada ambiente (Tavares, et al. 2007).

Los indicadores deben ser preferiblemente variables cuantitativas, cualitativas o nominales o de rango u ordinales, especialmente cuando no hay disponibilidad de información cuantitativa, o el atributo no es cuantificable o los costos para cuantificar son demasiado elevados. Las principales funciones de los indicadores son: evaluar condiciones o tendencias, comparar transversalmente sitios o situaciones, para evaluar metas y objetivos, proveer información preventiva temprana y anticipar condiciones y tendencias futuras (Becker, 2017).

En el presente trabajo se ha optado por la utilización de geoindicadores espectrales temporales, es decir, realizando un análisis de las imágenes satelitales en los momentos previo y posterior los incendios ocurridos en la cuenca alta del Río Ctalamochita en agosto de 2009. Los geoindicadores por los que se optaron fueron el NDVI, NBR, NDWI y sus respectivas diferencias.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Evaluar geoindicadores espectrales para determinar el estado trófico, pre y post incendio del 2009, en la cuenca alta del río Ctalamochita, Córdoba.

3.2. Objetivos específicos

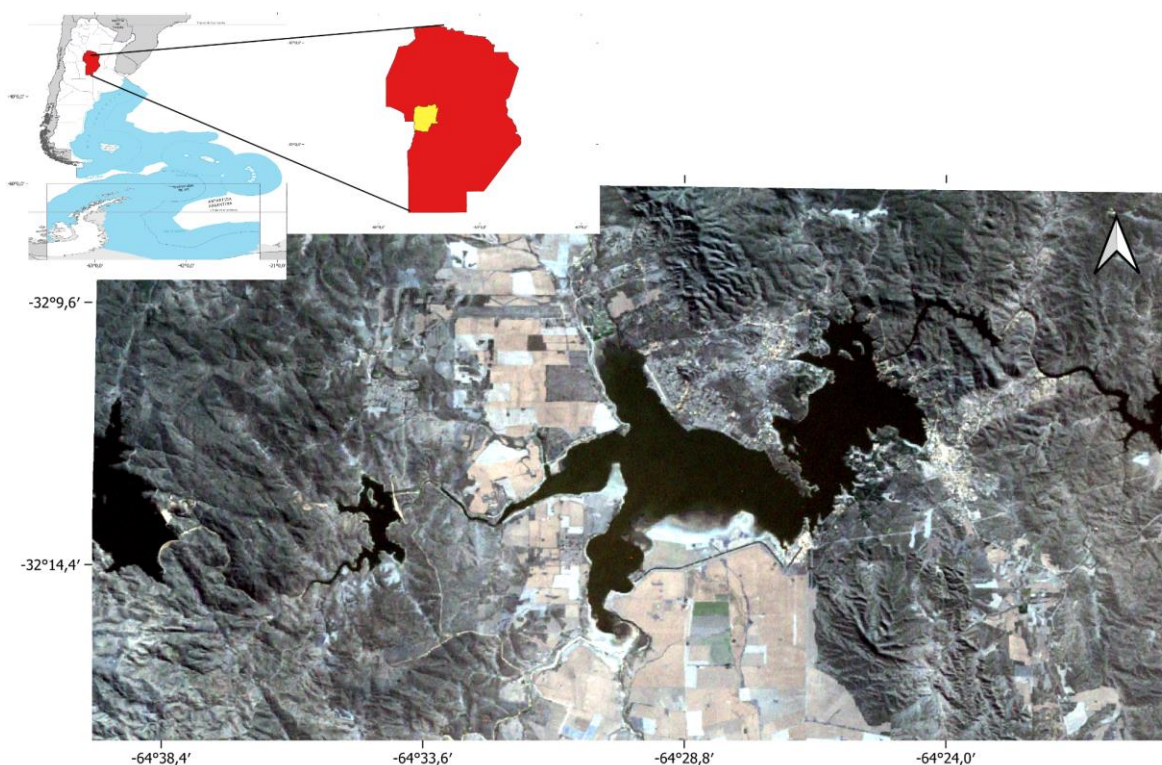
- Analizar las características geoambientales del área de estudio.
- Seleccionar y analizar los geoindicadores espectrales, espacial y temporalmente.
- Integrar los resultados en un mapa geoambiental permitiendo la identificación de áreas críticas.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Ubicación del área de estudio

El área de estudio se localiza en el departamento Calamuchita, en la región de las sierras Chicas de la provincia de Córdoba, sobre la cuenca alta del Río Ctalamochita, más precisamente a los $64^{\circ} 23'$ de longitud Oeste y a los $32^{\circ} 10'$ de latitud Sur y a 529.4 m sobre el nivel del mar (Figura 1). Este reservorio representa el cuerpo de agua artificial más grande de Córdoba, con una superficie de 4.600 ha, una profundidad media de 12 m, una máxima de 46 m y un tiempo de residencia de 0,84 años (Boltovskoy y Fogetta, 1985). Pertenece a un sistema de seis embalses encadenados (Cerro Pelado, Arroyo Corto, Río III, Cassaffousth, Reolín y Piedras Moras).

Tiene como tributarios a los ríos Santa Rosa, Amboy, Grande, Quillinzó y La Cruz, y como único efluente al río Tercero o Ctalamochita y es utilizado como fuente de agua para consumo humano y animal, riego, generación de energía hidroeléctrica, regulación y control de crecidas, actividades recreacionales y pesca deportiva.



4.2. Características del área de estudio

4.2.1. Caracterización climática

El clima de la región es continental con inviernos secos y fríos y veranos cálidos y lluviosos. Según el Servicio Meteorológico Nacional (SMN), la temperatura media anual en el área de estudio es de 16°C (Figura 2). Los inviernos presentan temperaturas medias de 10°C y con mínimos históricos de

hasta -9°C (Figura 5). Según Di Marco (2002) durante los meses invernales son frecuentes las nevadas en las cumbres y laderas tanto en la Sierra Grande como en la Sierra Chica.

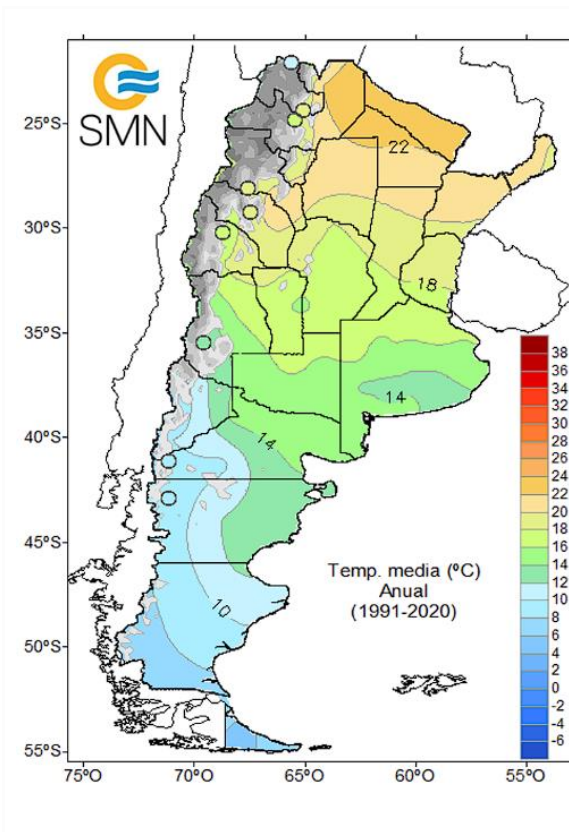


Figura 2. Temperatura media anual en el área de estudio (SMN).

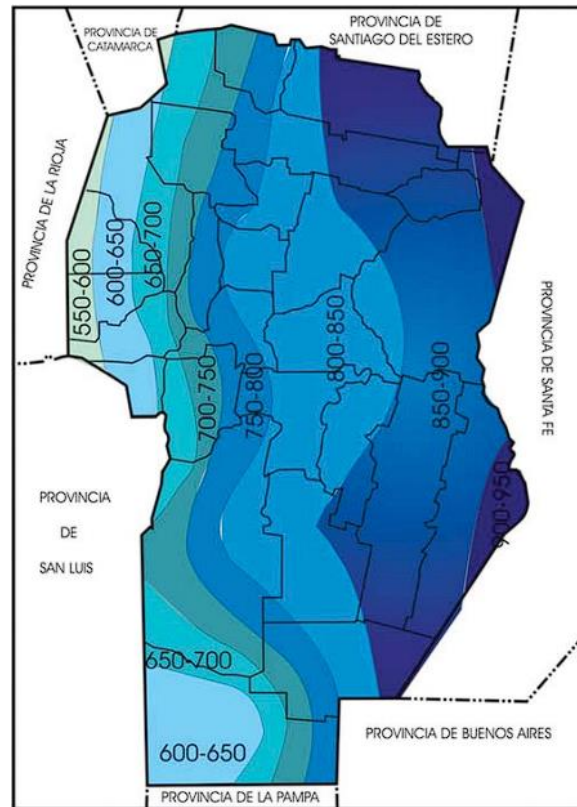


Figura 3. Precipitación media anual en el área de estudio (Gorgas *et al.*, 2003).

En cuanto al verano las temperaturas máximas promedio llegan hasta los 30°C con medias de alrededor de 24°C (Figura 4) y con máximos históricos de 42°C. Las precipitaciones pluviales fluctúan en torno a los 650-750 mm (Figura 3) anuales con marcada concentración entre los meses de octubre y marzo. Esto indica que siguen un marcado régimen monzónico, lo que significa que las lluvias se concentran en los meses estivales y escasean en los invernales.

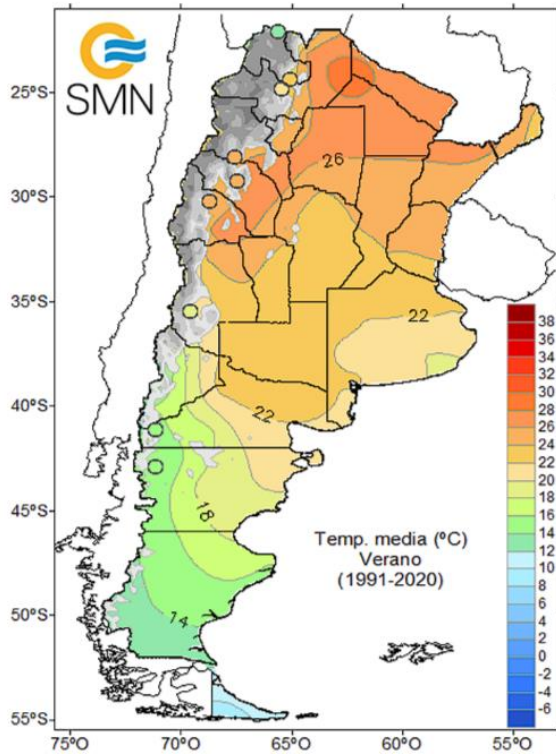


Figura 4. Temperatura media en verano (SMN).

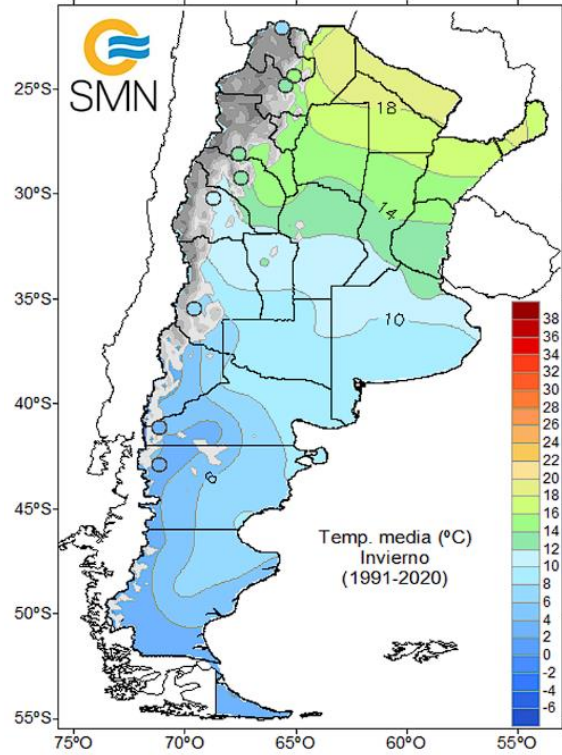


Figura 5. Temperatura media en invierno (SMN).

4.2.2. Geología, geomorfología e hidrogeología

La Provincia de Córdoba está localizada en la región central de la Argentina, entre 29°30'S y 35°00'S y entre 61°50' O y 65°50'O (Figura 6). Se compone de dos regiones geomorfológicas de primer orden: la zona de montañas y las grandes llanuras (Iriondo 1989a, 1990a y b). La primera abarca la zona oriental de la provincia geomorfológica de Sierras Pampeanas y comprende cinco unidades mayores: Sierra Norte, Sierras Chicas-Las Peñas, Sierras Grandes-Comechingones, Sierras de Pocho-Guasapampa y Valles estructurales.

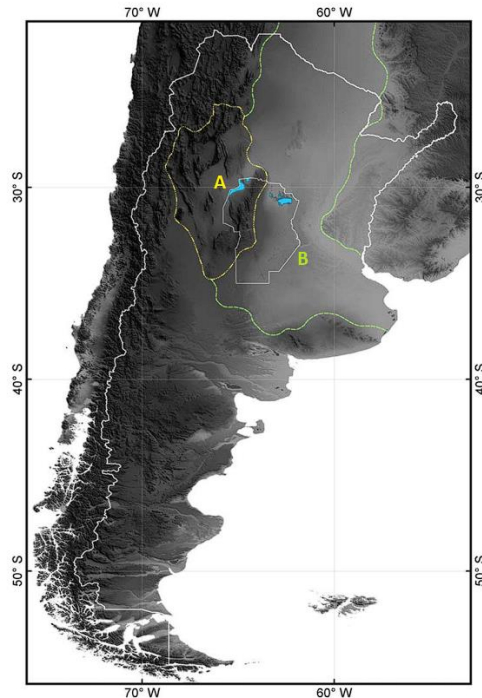


Figura 6. A zona de montañas, B zona de llanuras.

Fuente: Modificado de Carignano et al., 2014.

Las Sierras Pampeanas de Córdoba, se extienden entre los 29°00'S y 33°30'S, y los 63°10'O y 65°30'O. Conforman una unidad larga y estrecha de 430 km de longitud y 130 km en su parte más ancha, abarcando una superficie de 35.000 km² (Mercado y Moore 1997). Está compuesta por bloques de basamento fallados y basculados hacia el este, presentando una morfología asimétrica con laderas orientales tendidas y occidentales escarpadas (Gordillo y Lencinas 1979) cuyos extremos altitudinales van de los 550 a los 2.790 m s.n.m. (Capitanelli 1979a). Estos bloques están separados por valles estructurales.

Orográficamente las sierras de Córdoba pueden ser divididas en cuatro cordones meridianos principales: Sierra Norte-Ambargasta, Sierra Chica-Las Peñas, Sierras Grandes-Comechingones y Sierras de Pocho-Guasapampa. Todos estos cordones serranos tienen la típica morfología asimétrica de las Sierras Pampeanas, presentando una ladera occidental corta y abrupta, caracterizada por la escarpa de falla que representa al frente de levantamiento andino de los bloques y una ladera oriental con mayor extensión areal y menor gradiente topográfico.

El área de estudio se encuentra dentro de las Sierras Chica-Las Peñas. Éstas son el cordón más oriental del centro de las Sierras de Córdoba y se extiende desde los 30°36'S hasta los 32°38'S. Tiene una longitud de unos 250 km y una anchura variable entre 12 y 20 km. Su mayor elevación está en el Cerro Uritorco (1.950 m s.n.m.) y la mínima en el piedemonte oriental, aproximadamente en los 500 m s.n.m., presentando una altura media de 1.200 m s.n.m. Su extremo norte está constituido por tres sierras: cordón de Copacabana-Pajarillo-Masa (al oeste), sierras de La Higuera (centro) e Ischilín (al este) los que convergen a un cuerpo único de sierra en el sector central, conocido como la Sierra Chica, el que hacia al sur se continúa con el nombre de Sierras de Los Cóndores y Las Peñas. Este conjunto serrano es una lámina de corrimiento controlada por la falla de Sierra Chica, que se extiende

desde las Salinas Grandes (en el norte) hasta las planicies próximas a Río Cuarto, continuando por el subsuelo en el alto de Levalle. Una serie de fajas miloníticas antiguas, oblicuas al rumbo general, denominadas lineamientos Carapé, Quebrada Honda y Soconcho, producen la segmentación general de la falla de la Sierra Chica en tres grandes láminas de corrimiento (Martino *et al.* 2012) que dan origen a las sierras previamente mencionadas.

Litológicamente es una región muy heterogénea dominada por rocas del basamento plutónico-metamórfico, parcialmente cubierto por un complejo vulcano-sedimentario cretácico (Grupos El Pungo y Sierra de Los Cóndores, Conglomerados Los Terrones, Formación Río Copacabana y Formación Saldán), con depósitos mayormente aluviales del Paleógeno-Neógeno y acumulaciones de sedimentos fluvioeólicos pleistocenos. En los extremos norte y sur de la sierra se encuentran los dos afloramientos más grandes de sedimentos cretácicos de la provincia, que han sido expuestos por inversión tectónica de la falla de Sierra Chica, y están alojados en cuencas tipo pull apart (Martino *et al.* en este volumen) vinculadas a los lineamientos oblicuos, mientras que una parte importante de su flanco oriental próximo al sector pedemontano también conserva restos de estratos rojos cretácicos. En los lugares donde afloran los estratos rojos cretácicos, se puede observar la típica morfología de rocas sedimentarias de lomas suaves redondeadas (Carignano *et al.*, 2014).

Todos los bloques de basamento que componen las Sierras Chicas muestran un perfil marcadamente asimétrico con escarpe al occidente y superficie estructural al oriente; presentando el flanco oriental una notable regularidad de cumbres, la que con una inclinación de 5–10° al este, se pierde debajo de los sedimentos del piedemonte oriental. Hacia occidente afloran los complejos ígneos-metamórficos que conforman las sierras de Las Peñas y el extremo sur de las sierras Chicas, constituyendo el basamento de la región y la base de la columna estratigráfica donde se apoyan el complejo sedimentario y volcánico del Grupo Los Cóndores. Los suelos dominantes son someros en los faldeos y quebradas de las sierras pampeanas, con una composición principalmente del orden de los molisoles y entisoles, en concordancia con afloramientos rocosos (Carignano *et al.*, 2014).

Por otra parte, la subcuenca de estudio (río Tercero) pertenece al sistema del río Carcarañá y es de carácter exorreico, terminando en la cuenca del Plata. Esta subcuenca se encuentra ubicada en la Provincia de Córdoba, Argentina, entre los 64° 57' 17" y 64° 21' 20" de longitud Oeste y los 31° 55' 20" y 32° 39' 22" de latitud Sur, conformando un área de 3160 km² sobre el faldeo oriental de las Sierras Grandes. El río Tercero nace en las vertientes orientales de la Sierra Grande, en las proximidades del cerro Champaquí a una altura aproximada de 2360 m.s.n.m. cuya salida tiene una altitud de 540 m.s.n.m. Dicho desnivel, de 1820 m, se alcanza en 307 km. Posee un módulo de 27 m³/seg (Estación Embalse Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2011) y se encuentra limitado al oeste por las Altas Cumbres de la Sierra Grande en una extensión de 75 km desde el Champaquí hasta el cerro de Los Cocos, y al este por la Sierra de los Cóndores y La Cumbrecita, formada por cerros deprimidos hacia el norte (Heredia Ligorria, 2014).

Junto con el río Cuarto, constituye uno de los afluentes del río Paraná. Su cuenca alta corre por el valle de Calamuchita. A poco de salir de ese valle, discurre por el valle de La Cruz hasta ingresar

a una penillanura en donde se han construido diversos lagos artificiales entre los que encontramos: cerro Pelado, embalse de Río Tercero y Piedras Moras. Entre las funciones que cumplen los lagos mencionados podemos mencionar como las más relevantes la de obtención de energía eléctrica y regulación del caudal. Además, presentan gran interés para el desarrollo de actividades turísticas e importantes centros de pesca. Cabe destacar que cuando se menciona al cerro pelado hay que diferenciar que se trata de una central hidroeléctrica y dos diques: complejo cerro Pelado, Arroyo Corto y complejo Río Grande (Carranza, 2018).

4.2.3. Biogeografía

Como se puede apreciar en la Figura 7a, el área de estudio abarca dos regiones biogeográficas: la Zona de Transición Sudamericana, provincia de Comechingones y la Región Neotropical, provincia del Chaco, distrito Chaqueño Serrano, ésta última es la del foco de incendio.

El distrito Chaqueño Serrano ocupa suelos someros de los faldeos y quebradas de las Sierras Pampeanas del centro de Argentina, en las provincias de Córdoba y San Luis, alcanzando un pequeño sector al sur de Santiago del Estero (Figura 7b).

La vegetación característica es el bosque xerófilo y sus elementos representativos son, en los sectores central y sur predominan *Lithraea molleoides* (Anacardiaceae); *Zanthoxylum coco* (Rutaceae); *Ruprechtia apetala* y *Kageneckia lanceolata* (Rosaceae); *Condalia buxifolia* (Rhamnaceae); *Vachellia aroma*, *V. caven* y *Prosopis alba* (Fabaceae); *Schinus fasciculatus* (Anacardiaceae); *Celtis tala* (Cannabaceae); y *Geoffroea decorticans* (Fabaceae) (Arana, *et al.*, 2021).

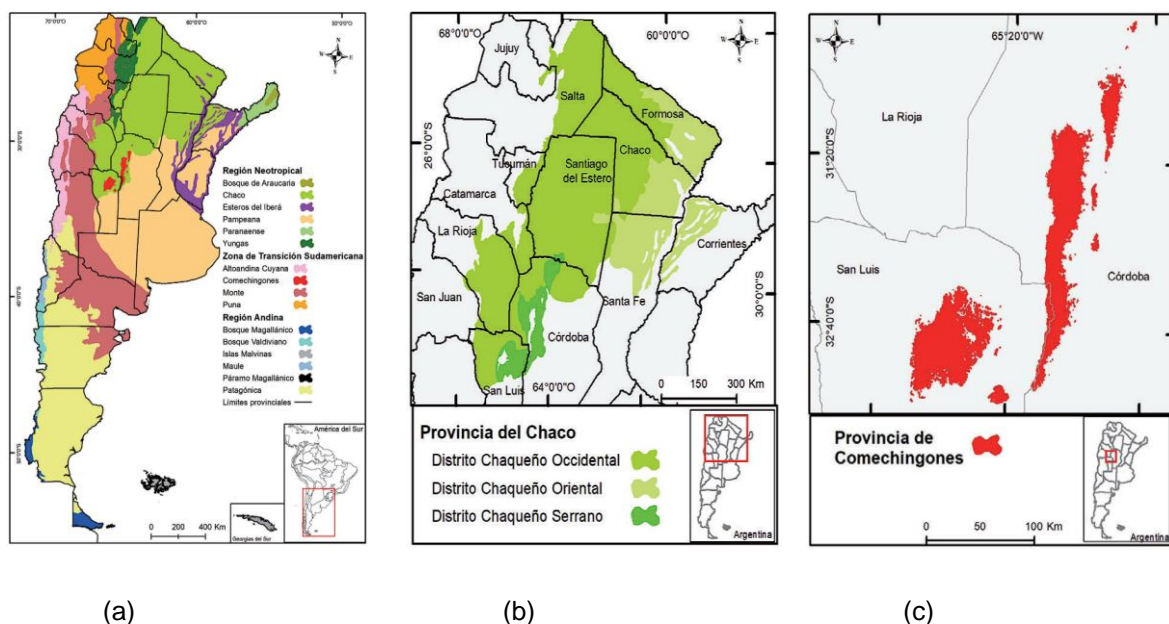


Figura 7. Biogeografía del área de estudio (Arana *et al.*, 2021). a) División biogeográfica de la República Argentina. b) División por distritos de la provincia del Chaco. c) Provincia de Comechingones.

Por otra parte, la Provincia de Comechingones se ubica en las regiones montañosas del centro de Argentina entre 29° y 33° de latitud sur, en las provincias de Córdoba y San Luis, a partir de los 1000 m sobre el nivel del mar (Figura 7c). La vegetación consiste de pastizales de altura, que se

extienden por los faldeos, cumbres y planicies elevadas expuestas a los vientos, donde predominan *Eragrostis airoides*, *Festuca hieronymi* var. *expansa*, *F. hieronymi* var. *hieronymi*, *F. lilloi*, *Deyeuxia hieronymi*, *Nassella filiculmis*, *N. tenuissima* y *Poa stuckertii* (Poaceae), con bosques de altura, que aparecen aproximadamente a partir de los 1700 m, llegando hasta las mayores altitudes, en forma de “isletas” de superficies reducidas entre las quebradas protegidas del viento y las heladas, conformados por “tabaquillos” *Polylepis australis* (Rosaceae), “maitén” *Maytenus boaria* (Celastraceae), y *Escallonia cordobensis* (Escalloniaceae.), acompañados por varias especies de licofitas, líquenes y epifitas (Arana *et al.*, 2021).

En ambientes hiper húmedos con suelo incipiente y donde el acuífero satura el suelo y aflora entre las rocas, se forman praderas herbáceas denominadas localmente “mallines”, donde predominan *Lachemilla pinnata* (Rosaceae), *Erythranthe glabrata* (Phrymaceae), *Galium richardianum* subsp. *richardianum* (Rubiaceae), y *Carex gayana* y *Eleocharis pseudo albibracteata* (Cyperaceae) (Arana, *et al.* 2021).

4.2.4. Uso y manejo de la tierra

Según Di Marco (2002), entre las actividades antrópicas de la región sobresale el turismo en los principales centros urbanos de los Valles de Los Reartes, Calamuchita y La Cruz. La actividad agrícola se desarrolla en los valles y llanuras. La ganadería vacuna, ovina y caprina se concentra en las mesetas y faldeos montañosos y la industria maderera ha cobrado un fuerte impulso en las últimas décadas a partir de las legislaciones de fomento aplicadas desde los años 60. La actividad minera históricamente, con su mayor auge entre las décadas del 40 al 60 en el pasado siglo, presenta actualmente una fuerte disminución y se halla restringida a la explotación de calizas cristalinas, vermiculita, piedras ornamentales en bloques y escallas (mármoles y rocas ígneas), áridos (basaltos y granitoides), cuarzo, feldespato y mica provenientes de pegmatitas y arena para la construcción.

4.3. Metodología

Este Trabajo Final de Grado se enmarca dentro del Proyecto de Investigación “Geoindicadores para la evaluación ambiental en el territorio de influencia de Villa María-Villa Nueva”. A partir de la evaluación de geindicadores espectrales se determinó el estado trófico, pre y post incendio del 2009, en la cuenca alta del río Ctalamochita, Córdoba; se sentarán así las bases para estudios regionales de sustentabilidad ambiental.

Las actividades propuestas para alcanzar los objetivos planteados son:

4.3.1. Análisis de las características geoambientales

El análisis de las características del área de estudio se realizó desde la perspectiva geoambiental, así como de la revisión de antecedentes específicos del área. El análisis geoambiental, de acuerdo a Cervantes Guerra (2016), se basa en reconocer y describir formas y procesos de continua transformación del planeta, estudiar las relaciones de causa-efecto de los procesos actuales en el

medio físico por las actividades humanas, para intervenir y formar parte de la gestión ambiental preliminar del territorio.

4.3.1.1. Factor climático

Para el análisis climático se tuvieron en cuenta los valores obtenidos de las variables climáticas de la Estación Agrometeorológica de la Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC) debido a la escasez de datos y estaciones meteorológicas dentro del área de estudio. Además, es la más representativa de la zona de acuerdo a su distancia y régimen de precipitaciones.

4.3.1.2. Factor geopedológico

Para dicho análisis se procedió a realizar la descarga de las cartas de suelo en formato shapefile, éste es un formato vectorial de almacenamiento digital donde se guarda la localización de los elementos geográficos y los atributos asociados a ellos. Se superpusieron los archivos shape sobre la imagen satelital del área de estudio y sobre el índice deltaNBR (dNBR), con el fin de evidenciar los complejos de suelo afectados por los incendios. Se trabajó con el software QGIS versión 3.26.2

4.3.2. Selección de los geoindicadores espectrales

A partir de las imágenes del satélite LANDSAT 7 del United States Geological Survey (USGS) y mediante el software QGIS versión 3.26.2, se analizaron los indicadores NDVI, NDWI y NBR.

Se llevaron a cabo los análisis de los datos ráster sobre los incendios ocurridos en 2009 en el área de estudio. Como datos ráster se tienen dos imágenes satelitales obtenidas de la página de libre acceso EarthExplorer, perteneciente USGS. Dichas imágenes corresponden a los días 18/07/2009 y 22/10/2009, previo y posterior a los incendios respectivamente. Debido a que se dieron distintos focos de incendios en el área de estudio, se tomó como referencia para el análisis de las imágenes satelitales a los correspondientes del día 31/08/2009, los cuales se desarrollaron como incendios forestales, rurales, de interfase y en algunos puntos superando los límites de interfase, llegando a ser urbanos.

En primer lugar, las imágenes satelitales fueron cargadas en forma de datos raster en el software QGIS. Se tomaron las bandas de la 1 a la 8 de dichos datos raster. A continuación se realizó una corrección de las imágenes mediante el plugin SCP (Semi-Automatic Classification Plugin). Una vez corregidas se prosiguió con el apilado de las mismas con el fin de trabajar con dos imágenes, una previa al incendio y otra posterior a éste. Sobre las imágenes ráster apiladas y corregidas, se realizó un recorte mediante la capa vectorial del área de estudio.

Una vez realizado este trabajo previo, se calcularon los índices espectrales mencionados anteriormente. Para el cálculo de los índices se utilizaron como fórmulas las detalladas a continuación:

NDVI

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada se utilizó para cuantificar el verdor de la vegetación y es útil para comprender la densidad de la vegetación y evaluar los cambios en la salud de las plantas (USGS, s.f). Este se calcula como una relación entre los valores de rojo (R) e infrarrojo cercano (NIR) de manera tradicional:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R})$$

Lo que en Landsat 7 equivale a:

$$\text{NDVI} = (\text{Banda 4} - \text{Banda 3}) / (\text{Banda 4} + \text{Banda 3}).$$

El NDVI toma valores entre -1 y 1. Cuanto más intenso es el verde, más vigorosa es la vegetación y la cubierta vegetal, esto denotará resultados más cercanos a 1. Los valores cercanos a 0 corresponden a áreas con muy poca vegetación, etapas tempranas de cultivo, suelo desnudo o áreas no productivas. Mientras que los valores negativos están generalmente asociados a zonas de agua, nieve o nubes (Gómez López, 2020).

NDWI

El índice de Agua de Diferencia Normalizada se utiliza para resaltar las características de aguas abiertas en una imagen de satélite, lo que permite que un cuerpo de agua se destaque contra el suelo y la vegetación. A su vez, es también capaz de discriminar distintos niveles de reflectancia en el agua ya sea por altas concentraciones de sólidos disueltos y en suspensión, bloom de algas o alta presencia de cianobacterias (USGS, s.f).

Éste índice se calcula como una relación entre los valores NIR y verde visible de manera tradicional:

$$\text{NDWI} = (\text{Verde} - \text{NIR}) / (\text{Verde} + \text{NIR})$$

Lo que en Landsat 7 equivale a:

$$\text{NDWI} = (\text{Banda 2} - \text{Banda 4}) / (\text{Banda 2} + \text{Banda 4})$$

El índice NDWI toma un rango de valores que va de -1.0 a +1.0, donde los valores positivos corresponden a aguas claras mientras que los valores negativos cercanos a -1.0 representan vegetación terrestre o suelo desnudo.

NBR

Mediante éste índice se identificó las áreas quemadas y se proporcionó una medida de la gravedad de las quemaduras (USGS, s.f). Se calcula como una relación entre los valores NIR y SWIR de manera tradicional:

$$\text{NBR} = (\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR})$$

Lo que en Landsat 7 equivale a:

$$\text{NBR} = (\text{Banda 4} - \text{Banda 7}) / (\text{Banda 4} + \text{Banda 7}).$$

El Índice NBR tiene un rango teórico de valores que va de -1.0 a +1.0. Los valores positivos corresponden a áreas con vegetación saludable o en fase de regeneración mientras que los valores negativos corresponden a áreas quemadas.

Por último se aplicó la diferencia de los tres índices, NDVI, NDWI y NBR, para comparar el pre y post incendio y a partir de estos datos se determinó la severidad de incendio producido en el área de estudio.

4.3.3. Integración de los resultados en un mapa geoambiental

A partir del análisis y correlación de los datos obtenidos se efectuó la construcción de un mapa geoambiental para la evaluación temporal de geoindicadores espectrales del estado trófico de la cuenca alta del río Ctalamochita a raíz de los incendios de 2009. Se obtuvo un mapa geoambiental que aporta bases al estudio del ambiente fluvial Ctalamochita, contribuyendo al campo de la sustentabilidad ambiental regional.

Luego del análisis de los datos raster se generó el índice NDVI, el cual se utilizó para cuantificar el verdor y la densidad de la vegetación y evaluar los cambios en la salud de las plantas. Dicho índice utiliza las bandas roja e infrarroja, la diferencia existente en éstas bandas permite supervisar la densidad e intensidad del crecimiento de la vegetación verde utilizando la reflectividad espectral de la radiación solar. Las hojas sanas suelen presentar una mejor reflexión en el rango de longitudes de onda cercanas al infrarrojo que en el rango de longitudes de onda visibles. Cuando las hojas sufren algún tipo de estrés, se vuelven amarillas y reflejan bastante menos en el rango de longitudes de onda cercanas al infrarrojo (Hermoso, 2021). Por lo tanto, la tierra quemada normalmente tiene un NDVI bajo. En la figura 8(a) se observa que una vegetación más saludable refleja más NIR en comparación con la vegetación estresada, donde la relación Rojo, Verde y Azul (RVA) es la misma. Sin embargo, la vegetación muerta muestra una reflectancia aún menor de NIR con una proporción uniforme de RVA. Estas diferencias se pueden utilizar para distinguir la vegetación de los alrededores y la vegetación saludable de la vegetación enfermiza y poco saludable. Se muestra un ejemplo de cálculo del NDVI en la figura 8(b), donde notablemente el árbol sano tiene una mayor referencia NIR que el árbol muerto, de ahí el valor más alto del NDVI.

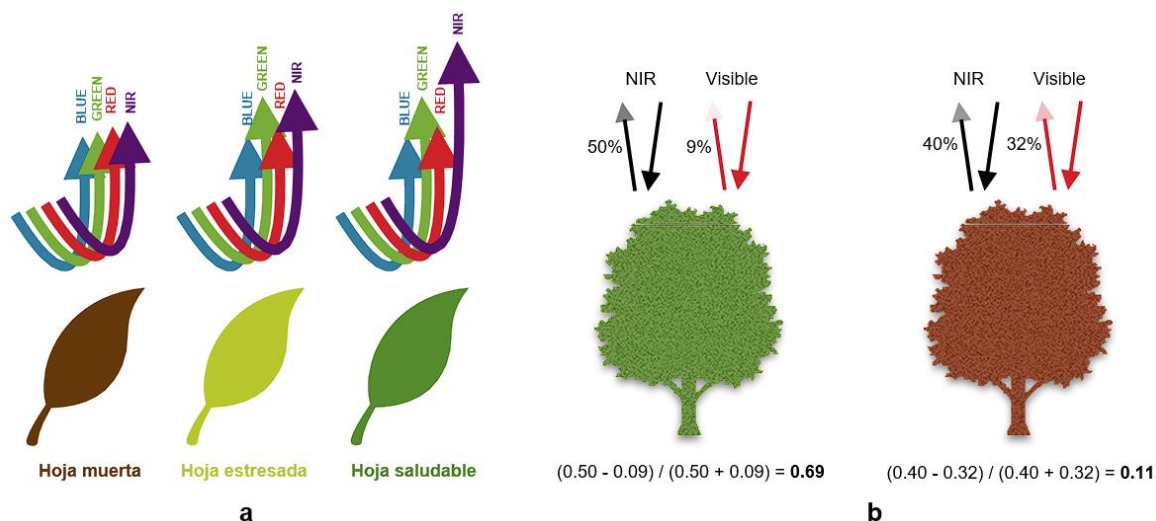


Figura 8. (a) Diferencia de reflectancias entre hojas muertas, estresadas y saludables. (b) Ejemplo de cálculo de NDVI. Fuente: Modificado de Weier y Herring, 2000.

Este índice está definido por valores que van de -1,0 a 1,0, donde los valores negativos están formados principalmente por nubes, agua y nieve, y los valores negativos cercanos a cero están formados principalmente por rocas y suelo descubierto. Los valores muy pequeños (0,1 o menos) de la función NDVI corresponden a áreas sin rocas, arena o nieve. Los valores moderados (de 0,2 a 0,3) representan arbustos y praderas, mientras que los valores grandes (de 0,6 a 0,8) indican bosques templados y tropicales (EOS Data Analytics, s.f).

Se aplicó la fórmula de NDVI a las imágenes correspondientes a las fechas previa y posterior al incendio, 18/07/2009 y 22/10/2009 correspondientemente, obteniendo un total de dos índices NDVI. A continuación, se definió la rampa de colores sobre las imágenes. Teniendo en cuenta los valores que toma este índice, se establece la rampa creciente de menor a mayor densidad, salud y crecimiento de vegetación.

Una vez realizado esto se prosiguió a la aplicación del índice NDWI sobre la superficie del Embalse Río Tercero. Aprovechando las bandas espectrales NIR (infrarrojo cercano) y VERDE (verde visible), el NDWI es capaz de realzar las masas de agua en una imagen de satélite.

Las longitudes de onda verdes visibles maximizan la reflectancia típica de la superficie del agua. Las longitudes de onda del infrarrojo cercano maximizan la alta reflectancia de la vegetación terrestre y las características del suelo, al tiempo que minimizan la baja reflectancia de las características del agua. El resultado de la ecuación NDWI son valores positivos para las características del agua y negativos (o cero) para el suelo y la vegetación terrestre.

Siempre que sea necesario detectar un cuerpo de agua, agudizar su contorno en el mapa y monitorear los cambios en su claridad, se aplica el índice NDWI. Más allá del espectro visible hacia el

infrarrojo, el agua casi no refleja la luz. El NDWI hace uso de esta propiedad para delinear con éxito los cuerpos de agua en el mapa y monitorear la turbidez del agua. (EOS Data Analytics, s.f).

Si bien McFeeters (1996) señala que este índice permite discriminar aguas aprovechando su alta reflectancia en la banda del verde y su baja reflectancia en el infrarrojo cercano, Domínguez (2002) imita el tipo de agua que se puede diferenciar con este método a las elevadas concentraciones de sólidos o a los “blooms” de algas que producen cambios en el color del agua, resultando valores negativos (Cargua y Cueva, 2018).

Este índice está definido por valores que van de -1,0 a +1,0, donde los valores negativos reflejan agua de baja calidad y alta turbidez, mientras que los valores positivos denotan condiciones controladas del sistema léntico o aguas claras.

Se aplicó la fórmula de NDWI a las imágenes correspondientes a las fechas previa y posterior al incendio, 18/07/2009 y 22/10/2009 correspondientemente, obteniendo un total de 2 índices NDWI. A continuación, se definió la rampa de colores sobre las imágenes. Teniendo en cuenta que el índice toma valores de -1,0 a +1,0, se estableció una rampa decreciente de mayor a menor eutrofización del agua.

Luego, se aplicó el NBR, el cual sirve para determinar el área quemada y la gravedad de dichas quemaduras en un evento de incendio. Al comprender cómo responden las Bandas TM/ETM+ individuales, se pueden comprender las relaciones del NBR con las características de la combustión. El NBR incorpora reflectancia de Banda 4 (R4), que reacciona positivamente al área foliar y a la productividad de la planta, y la reflectancia de la Banda 7 (R7), que responde positivamente al secado y algunas características superficiales sin vegetación. La banda 7 tiene baja reflectancia (se absorbe) sobre vegetación verde y superficies húmedas, incluida la tierra mojada y la nieve, justo lo contrario de la Banda 4.

Como el NBR mide la diferencia de R4 menos R7, es positivo cuando R4 es mayor que R7. Este es el caso de la mayoría de las áreas con vegetación que son productivas. Cuando está cerca de cero, R4 y R7 son casi iguales, como ocurre con las nubes, la vegetación improductiva (hierbas curadas) y los suelos secos o rocosos. Cuando el NBR es negativo, R7 es mayor que R4. Esto sugiere estrés hídrico severo en las plantas y rasgos no vegetativos creados dentro de las quemaduras. Allí se encuentra, por ejemplo, una disminución de la densidad de la vegetación y vigor al que R4 responde negativamente, junto con un aumento de sustratos expuestos y combustibles carbonizados, que R7 registra positivamente. La carbonización de los componentes vivos e inertes, el secado y la exposición al suelo mejoran la señal registrada por R7 en comparación con R4. Los resultados sobre quemaduras recientes, por lo general, muestran un NBR que va de cercano a cero a fuertemente negativo (Lutes *et al.*, 2006).

Con base en la experiencia en ecosistemas generalmente boscosos del oeste de los Estados Unidos, de las adquisiciones de TM/ETM +, R4 disminuye mientras R7 aumenta desde el pre incendio

al post incendio. El cambio es mayor en magnitud en comparación con otras bandas, y la variación dentro de las quemaduras es mayor para R7. La combinación de estas bandas parece proporcionar la mejor distinción entre áreas quemadas y no quemadas. También proporciona una señal óptima, sobre otras combinaciones de bandas de Landsat, para obtener información sobre la variación de la gravedad de la quema encontrada dentro de la quemadura. La diferencia (R4-R7) se escala por la suma de las dos bandas para normalizar el brillo general que es consistente en todas las bandas. Ayuda a eliminar los efectos topográficos dentro de la escena y efectos de iluminación solar entre escenas. Esto aísla efectivamente las diferencias reflexivas reales entre las bandas, lo que permite la comparación espacial y multitemporal de los valores NBR derivados (Lutes *et al.*, 2006).

Se aplicó la fórmula de NBR a las imágenes correspondientes a las fechas previa y posterior al incendio, 18/07/2009 y 22/10/2009 correspondientemente, obteniendo un total de 2 índices NBR. A continuación, se definió la rampa de colores sobre las imágenes. Teniendo en cuenta que el índice toma valores de -1,0 a 1,0, se establece la rampa creciente de menor a mayor grado de severidad de los incendios

Una vez obtenidos los resultados de los tres índices (NDVI, NDWI y NBR) se realizó la diferencia de estos. La diferencia entre índices para dos momentos temporales nos permitirá establecer una comparativa de los valores y determinar el grado de severidad o situación territorial en el momento post incendio (Torres, 2023). A partir de cada par de imágenes de cada índice previo y posterior al incendio se obtuvo el delta NDVI (dNDVI), el delta NDWI (dNDWI) y dNBR.

dNDVI

Se aplicó dicha fórmula sobre el incendio del 2009 obteniéndose una imagen que representa la severidad del fuego en dicho suceso en relación a la vegetación. Sobre ésta imagen se aplicó la rampa semáforo usando como base la siguiente interpretación (Tabla 1):

Alto crecimiento de vegetación posterior al fuego	$\leq -0,27$
Bajo crecimiento de vegetación posterior al fuego	$(-0,27) - (-0,12)$
Zonas estables o sin quemar	$(-0,12) - 0,03$
Zonas quemadas con gravedad moderada-alta	$0,03 - 0,18$

Alto crecimiento de vegetación posterior al fuego	$\leq -0,27$
Zonas quemadas con gravedad alta	$> 0,18$

Tabla 1. Clasificación de valores de dNDVI. Fuente: elaboración propia.

dNDWI

Para determinar el grado de eutrofización de manera cuantitativa del Embalse Río Tercero se aplicó la diferencia del índice NDWI pre - NDWI post incendio de la siguiente manera:

$$dNDWI = NDWI_{pre} - NDWI_{post}$$

Se aplicó dicha fórmula sobre el incendio del 2009 obteniéndose una imagen que representa el grado de eutrofización que generó en el agua del embalse dicho incendio. Debido a la inexistencia de una escala estandarizada de valores de referencia, se utilizó sobre ésta imagen la siguiente interpretación (Tabla 2):

Agua clara	> -0.27
Zona de baja eutrofización	$(-0,27) - (-0,12)$
Zonas de eutrofización moderada-baja	$(-0,12) - 0,03$
Zonas de moderada - alta eutrofización	$0,03 - 0,18$
Zonas de alta eutrofización	$> 0,18$

Tabla 2. Clasificación de valores del dNDWI. Fuente: Elaboración propia

dNBR

Para aislar las zonas quemadas de las no quemadas y proporcionar una medida cuantitativa del cambio, el conjunto de datos NBR después del incendio se resta del conjunto de datos NBR obtenidos antes del incendio de la siguiente manera:

$$dNBR = NBR_{pre} - NBR_{post}$$

Se supone que este cambio medido en el NBR, delta NBR, o dNBR, es correlativo en magnitud al cambio medioambiental causado por el fuego (la severidad de la quema en relación con los efectos del fuego sobre las comunidades vegetales previamente existentes). Asumiendo que el terreno no quemado es relativamente similar en fenología y humedad entre las dos fechas de muestreo, y que los dos conjuntos de datos están adecuadamente corregistrados, las áreas de fondo toman valores cercanos a cero en dNBR. Del mismo modo, las zonas quemadas asumen valores fuertemente positivos o negativos dependiendo de si el fuego ha afectado o ha mejorado la productividad del lugar. Esto último puede ocurrir en comunidades herbáceas donde la severidad es leve y efímera, y la vegetación quemada responde rápidamente con un vigor renovado gracias a la liberación de nutrientes u otros factores tras el incendio. Es más típico un dNBR fuertemente positivo, sin embargo, en zonas boscosas y con predominio de arbustos, donde el fuego suele crear conversiones de biomasa de más duraderas a estados sucesionales menos productivos o más tempranos (Lutes et al., 2006).

Utilizando como base los valores de referencia aportados por el FIREMON: Sistema de Monitoreo e Inventario de los Efectos del Fuego, perteneciente al Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA), se aplicó una rampa semáforo sobre la imagen que muestra el índice dNBR (Tabla 3).

Recuperación posterior al fuego, alta	< -0,25
Recuperación posterior al fuego, baja	-0,25 a -0,1
No quemado	-0,1 a +0,1
Gravedad baja	+0,1 a +0,27
Gravedad moderada-baja	+0,27 a +0,44
Gravedad moderada-alta	+0,44 a +0,66
Gravedad alta	> +0,66

Tabla 3. Fuente: FIREMON, 2006.

Es importante destacar que las imágenes puras con los índices NBR y NDVI aplicados, destacan las zonas quemadas con valores negativos. Pero cuando se aplica la diferencia, las áreas que tienen un mayor grado de severidad quedan definidas por valores positivos. De esta manera quedan representadas en las imágenes la rampa semáforo, que traduce en zonas rojas, áreas con alto

grado de severidad de incendio. La misma inversión de signos (+) y (-) en los valores obtenidos se da en el resultado de la diferencia del índice NDWI pre y post incendio, siendo las zonas verdes, áreas de alta eutrofización.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Análisis de las características geoambientales

El tipo y estado de la cubierta vegetal, las condiciones climáticas generales y la topografía del terreno determinan la frecuencia e intensidad de los incendios. La actividad humana, también, constituye un importante factor de riesgo. El hombre es responsable, directa o indirectamente, del inicio de la mayor parte de los incendios que se producen (Chuvienco *et al.*, 1998; Velez, 1991).

Lógicamente, estos factores de riesgo no se dan de modo aislado en el espacio, sino que se integran de forma compleja para acentuar las situaciones de riesgo. Por ejemplo, altas temperaturas y baja humedad del aire implican un aumento del riesgo de ignición, pero el efecto será tanto más grave cuando mayor sea la inflamabilidad de las especies vegetales del área, y aún más si están próximas a lugares donde el hombre utiliza el fuego para reducir la carga de matorral. En definitiva, el estudio del riesgo y de las consecuencias de los incendios forestales requiere, en la mayoría de los casos, un análisis integrado del territorio. Un incendio forestal no se genera por la acción de un factor aislado, sino que se deriva de la acción conjunta de un grupo de factores, entre los cuales, la vegetación, tipos climáticos, topografía y actividad humana resultan especialmente significativos (Chuvienco *et al.*, 1998).

La acción del fuego implica una mayor o menor eliminación de la cubierta vegetal dependiendo de la intensidad y velocidad del evento, y de la resistencia de las especies vegetales. Los dos primeros factores están en relación con el viento concurrente al fuego, así como con la topografía local (especialmente la pendiente del terreno), y la propia composición vegetal (grado de combustibilidad (Burgan & Rothermel, 1984). Además, los procesos erosivos posteriores al fuego van a depender de la pendiente, del grado de alteración de la vegetación y de los patrones de precipitación (a mayor intensidad, mayor riesgo de erosión), por lo que convendrá considerar todos esos factores para realizar un análisis sintético de las consecuencias del fenómeno (Chuvienco *et al.*, 1998).

6.1.1. Análisis del factor climático

Considerando las precipitaciones medias anuales (Figura 9), se puede observar que el año 2009 fue un año seco, debido al notable descenso de las precipitaciones con respecto a años anteriores y a la media anual para la serie de 1974-2021.

Tal como se describió anteriormente, el área de estudio presenta un régimen monzónico de precipitaciones (concentración de las mismas en los meses estivales) (Figura 10). Tanto el hecho de que 2009 ha sido un año con bajo nivel de precipitaciones, como que las mismas se concentren entre los meses de octubre y abril favorecen a la disminución de la densidad de vegetación sana, aumentando la superficie de vegetación con distintos grados de estrés hídrico. De esta manera hay

más disponibilidad de biomasa fácilmente combustible. Todo esto favorece la generación y propagación de incendios forestales.

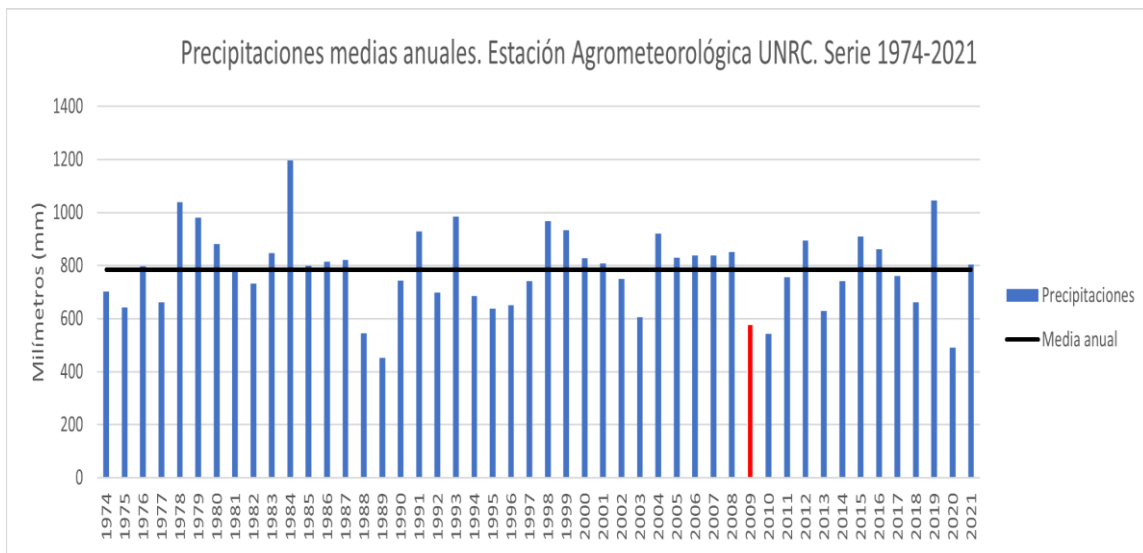


Figura 9. Precipitaciones medias anuales. Serie 1974-2021. Fuente: Estación Agrometeorológica UNRC.

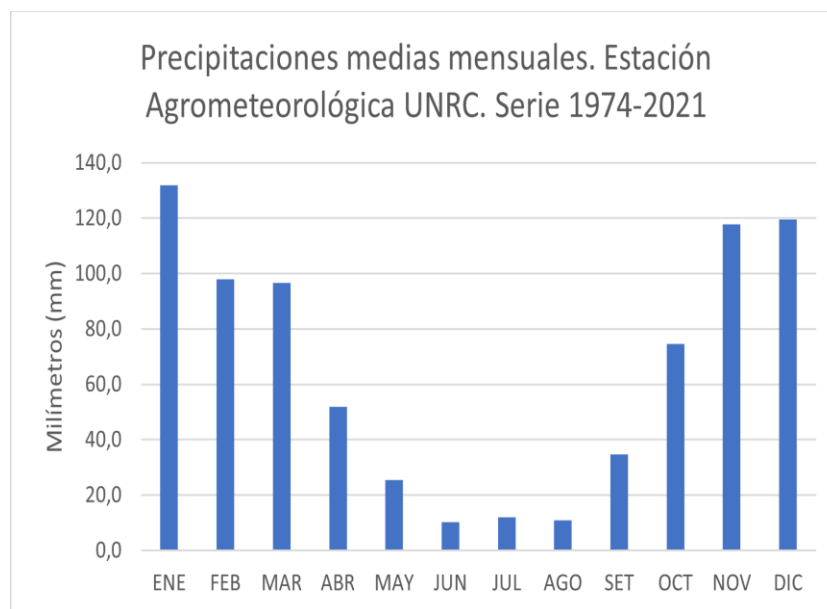


Figura 10. Precipitaciones medias mensuales. Serie 1974-2021. Fuente: Estación Agrometeorológica UNRC.

A su vez, si se observa la Figura 11, se puede apreciar un aumento de las temperaturas en los meses de marzo, abril y mayo (previos al incendio) de 2009, con respecto a la media mensual para la el rango de años que va de 1974 a 2021, lo que pudo haber favorecido aún más al estrés hídrico generalizado que presenta el área de estudio, el cual se verá más adelante.

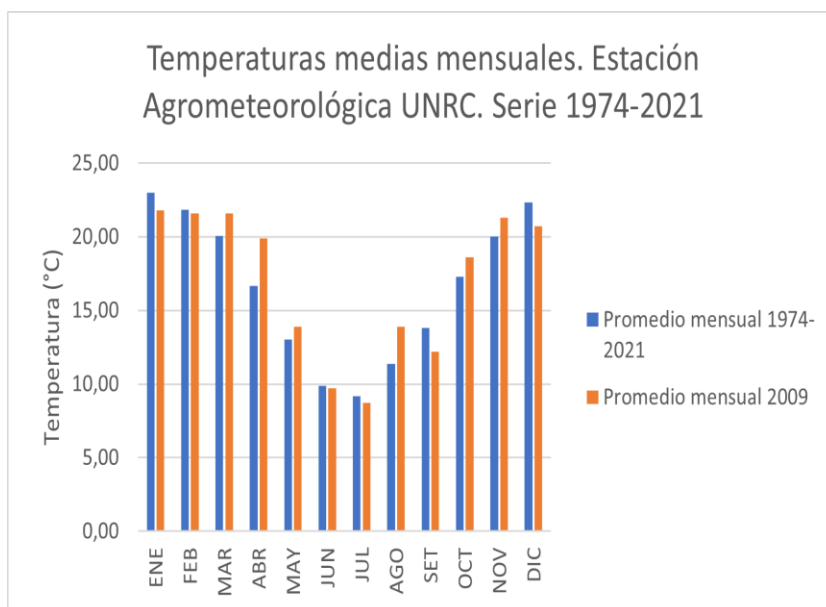


Figura 11. Temperaturas medias mensuales. Serie 1974-2021. Fuente: Estación Agrometeorológica UNRC.

En cuanto a los vientos predominantes en el área de estudio, los mismos se dan generalmente desde el Norte y Noreste, y en pequeña proporción del Suroeste (Figura 12). La mayor intensidad en la velocidad de los vientos se da entre los meses de agosto y diciembre (Figura 13). Agosto particularmente presenta una velocidad media de 13 km/h, levemente mayor a la media mensual de 12.25 km/h. Teniendo en cuenta que agosto es uno de los meses más secos del año, y que éste mes se encuentra dentro de los meses de mayor intensidad de vientos, se debe destacar que los mismos pudieron jugar un factor fundamental en la expansión de los incendios estudiados en el presente trabajo.

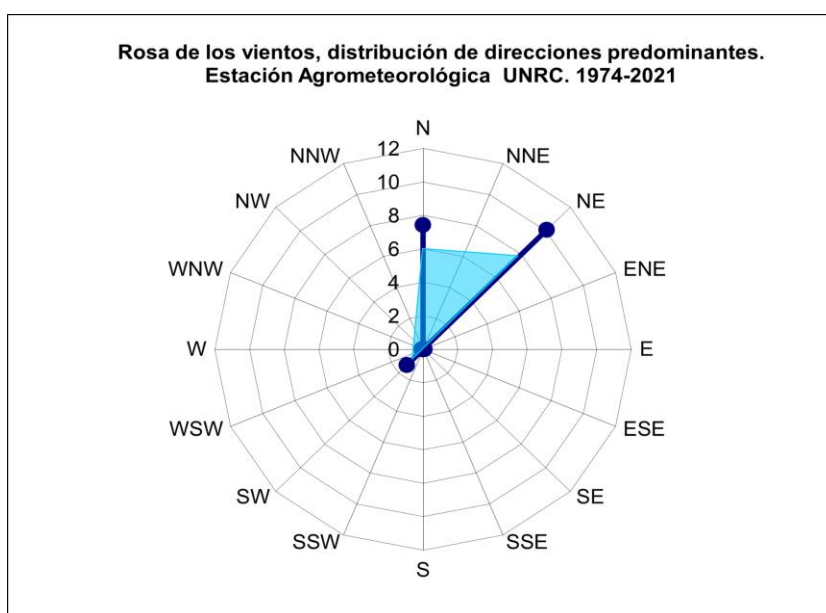


Figura 12. Distribución de direcciones de vientos predominantes. Serie 1974-2021. Fuente: Estación Agrometeorológica UNRC.

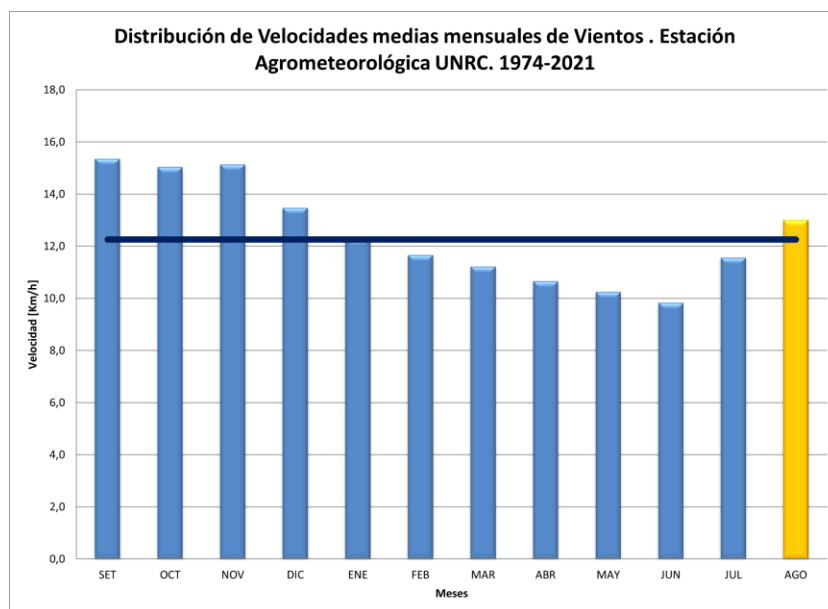


Figura 13. Distribución de velocidades medias mensuales de vientos. Serie 1974-2021. Fuente: Estación Agrometeorológica UNRC.

De acuerdo a la información sobre los valores de temperaturas medias, velocidades y dirección del viento medias y precipitaciones medias se puede afirmar que el área de estudio presenta una alta vulnerabilidad a ser afectada por incendios forestales. Para el año 2009 las condiciones fueron aún más severas para la generación y propagación de los mismos. Esto debido a que los cinco años anteriores al evento estudiado presentaron altos niveles de precipitaciones (855 mm), los cuales pudieron favorecer al aumento de la biomasa, mientras que en 2009 las precipitaciones descendieron notablemente a 579 mm anuales, generando un severo estrés hídrico en la vegetación y como consecuencia un aumento de la biomasa fácilmente combustible.

6.1.2. Análisis del factor geopedológico

En la Figura 14 se identifican cinco complejos de suelos (INTA, 2023) afectados por los incendios en el área de estudio: Co46, Co47, Co 34, Co54 y Co36.

Comenzando por el norte se sitúa el Complejo indeterminado de suelos sobre rocas metamórficas de la escarpa de las Sierras Chicas hacia el Valle de Calamuchita (Co46).

De acuerdo a INTA (2023), es un sector muy escarpado de falla de la vertiente occidental de las Sierras Chicas con gradientes muy altos. La rocosidad es mayor al 60% y los suelos son esqueléticos, arenosos, gravillosos, con la roca dura a menos de 10 cm de profundidad, muy poco accesibles para el ganado y altamente susceptibles a la erosión hídrica. El Co46 se ve afectado casi en la totalidad de su superficie por los incendios en un grado de severidad que se reparte en zonas quemadas con gravedad baja, moderada-baja, moderada-alta y alta.

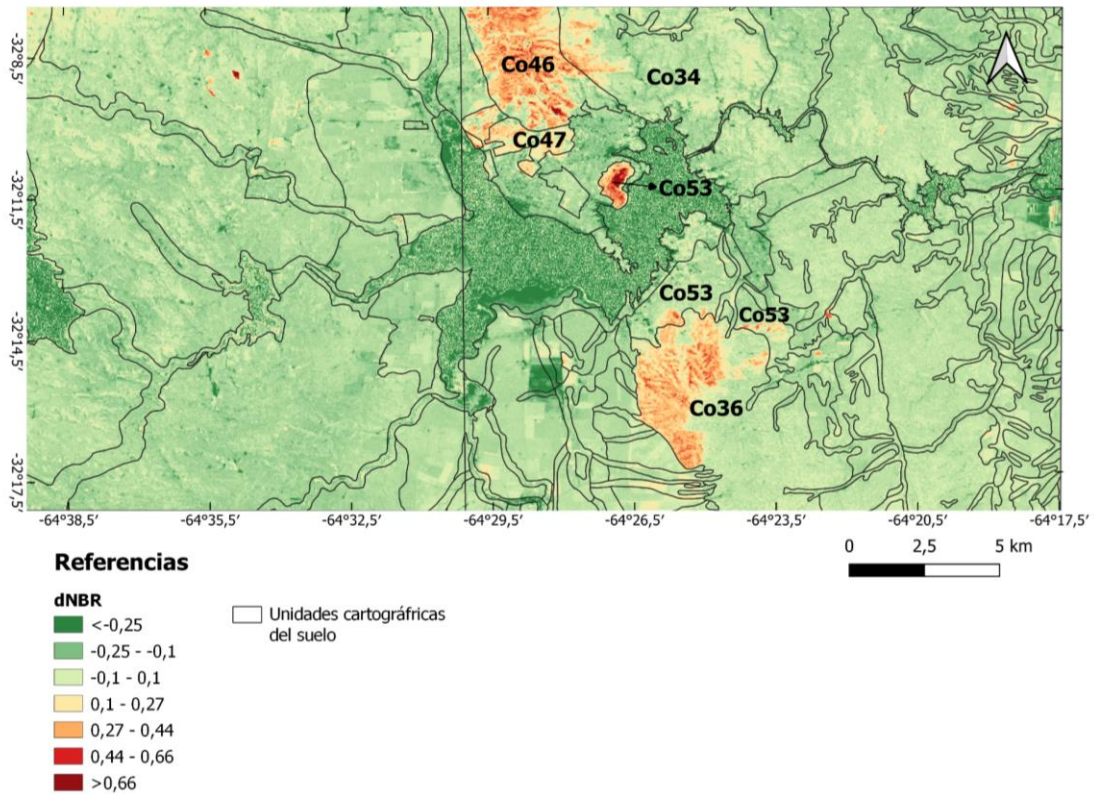


Figura 14. Composiciones de suelos afectados por los incendios forestales de 2009 en la cuenca alta del Río Ctalamochita.

Este complejo de suelos limita al sur con el Co47 y al este con el Co34. Con respecto al primero, se trata del Complejo indeterminado de suelos desarrollados sobre sierras bajas del complejo metamórfico. En los sectores orientales de las Sierras Chicas el gradiente no es mayor al 20% con laderas inclinadas y algunos sectores aplanados con gradientes menores. El desarrollo del suelo está en función de la pendiente, siendo de más de 20 cm el horizonte A en los sectores menos inclinados (Molisoles líticos) con la roca parcialmente alterada. La rocosidad y pedregosidad son poco significativas, la roca normalmente está alterada con buen desarrollo del bosque serrano y pastizal. Presenta una aptitud para campos naturales de pastoreo con buena receptividad (INTA, 2023). Éste complejo presenta una severidad que va desde baja a moderada-baja en la totalidad de su superficie, lo que puede deberse a que la vegetación quemada corresponde a pastizales principalmente.

Por otra parte, el segundo (Co 34) identificado como el Complejo indiferenciado de Series EL DIVISADERO; LOS MOLLES y suelos esqueléticos y rocosos de áreas muy escarpadas sobre rocas metamórficas de la Sierra de las Peñas presenta un área menor muy escarpada o colinada dentro del complejo metamórfico caracterizada por gradientes muy altos del orden del 40-60% y altos porcentajes de roca expuesta que puede llegar al 50%. Los suelos son semejantes a las series El Divisadero y Los Molles. Las limitantes son más graves que en el caso de la unidad anterior y el uso apropiado es el pastoreo extensivo sobre especies nativas (INTA, 2023). Es su extremo occidental donde se ve

afectado en aproximadamente un cuarto de su superficie por los incendios, en severidades que van desde baja a moderada-alta.

Al sur del Embalse Río Tercero se encuentran los últimos dos complejos. En primer lugar, el Complejo indeterminado de suelos de sierras bajas sobre rocas volcánicas y conglomerádicas (sedimentarias) de la Sierra de Las Peñas y otras (Co53), característico de los sectores orientales de las sierras mencionadas. Los suelos están mejor desarrollados con horizonte superficiales dominantes de más de 20 cm de profundidad y menor porcentaje de rocas expuestas, mejor accesibilidad del ganado y es común la presencia de pequeños valles longitudinales de pocas decenas de metros de ancho con suelos más profundos, que pueden ser destinados a prácticas de implantación de pasturas permanentes para el ganado, los cuales no ocupan más del 15% del total de la unidad. Éste complejo presenta principalmente al sur, cerca de sus límites con el Co36, severidades de las zonas quemadas comprendidas entre los rangos de baja a pequeños sectores de alta, siendo la mayor parte de rangos intermedios.

Por último, el complejo de suelos más austral afectado por los incendios es el complejo indeterminado de suelos sobre rocas volcánicas y conglomerádicas de la Sierra de las Peñas (Co36). Éste es un sector con suelos débilmente desarrollados sobre rocas basálticas de formas tabulares en varias capas o coladas, alternando con rocas duras de conglomerados rojizos (de posible edad Cretácica). El relieve es cambiante con sectores aplanados o suavemente ondulados de rocas volcánicas duras (techos de las coladas de basalto) con pequeñas pendientes abruptas y cortas con rocas sedimentarias conglomerádicas alternantes. Los suelos son someros o muy someros con la roca a pocos centímetros de profundidad. Al igual que otros complejos presenta una buena aptitud como campos naturales de pastoreo. El Co36 presenta una severidad de zonas quemadas que van desde baja severidad hasta alta en algunas zonas, siendo la severidad moderada-baja la de mayor extensión.

Cabe destacar que de acuerdo a las características geopedológicas de los suelos, la vegetación afectada por los incendios en el área de estudio es principalmente del tipo arbustiva y de pastizales.

Observando la figura 14, es posible apreciar como el fuego generalmente se produce y afecta hasta los límites de los complejos de suelos vistos. Es por ésto que se puede afirmar que los incendios forestales están dominados, entre otros factores, por las características geopedológicas, las cuales condicionan, favoreciendo o limitando el avance de los mismos.

6.2. Análisis de los geoindicadores y mapas geoambientales

Como se puede apreciar en la Figura 15, en el conjunto de datos NBR previo a los incendios, la mayor parte de la superficie se destaca por un color amarillo claro que abarca los valores de entre -0.25 y 0.0 lo que representa una vegetación con estrés hídrico severo. Se puede observar a su vez, que existen dos colores representativos más en la imagen además del amarillo, estos son el naranja (exceptuando los espejos de agua) que abarca valores de entre -0.25 y -0.5, el cual en este caso denota rasgos no vegetativos como suelo seco y desnudo y afloraciones rocosas. Por último, en menor

proporción se observa en distintas tonalidades de color verde en valores que van desde 0.0 a +0.75 vegetación saludable y en mayor densidad.

Para la Figura 16 correspondiente al conjunto de datos NBR posterior a los incendios se puede apreciar que en la mayoría de la superficie del área de estudio se mantienen las condiciones de estrés hídrico generales. Sin embargo, en esta imagen se pueden distinguir dos cambios de importancia. En primer lugar, el más distintivo es el aumento de la superficie en distintas tonalidades de color naranja, tomando valores que van desde -0,25 a -0,45, las cuales representan un aumento de la carbonización de componentes vivos e inertes, el secado y la exposición al suelo. En segundo lugar y en contraposición a lo anteriormente marcado, hay un aumento de la densidad de vegetación en las inmediaciones del Embalse Río Tercero, observable en distintas tonalidades de verde, tomando valores de entre 0,0 y 1,0. Esto se debe a que la estacionalidad influye en la toma de datos (imágenes satelitales), ya que el índice NBR previo al incendio fue tomado en invierno (18/07/2009), estación más seca del año. En cambio, el NBR post incendio fue tomado en primavera (22/10/2009), estación en la que las precipitaciones aumentan considerablemente con respecto al invierno y en consecuencia se produce el rebrote y la floración de la vegetación, lo cual influye en los resultados del NBR.

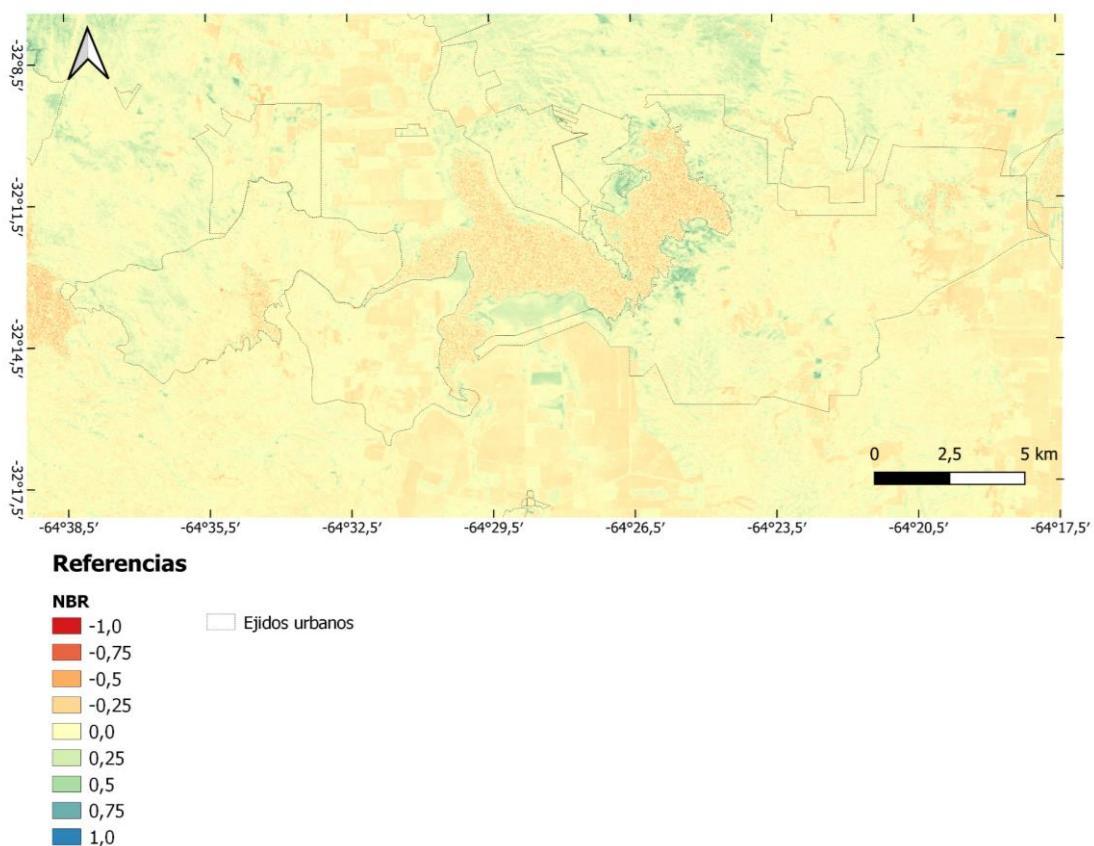


Figura 15. Índice NBR generado previo a los incendios.

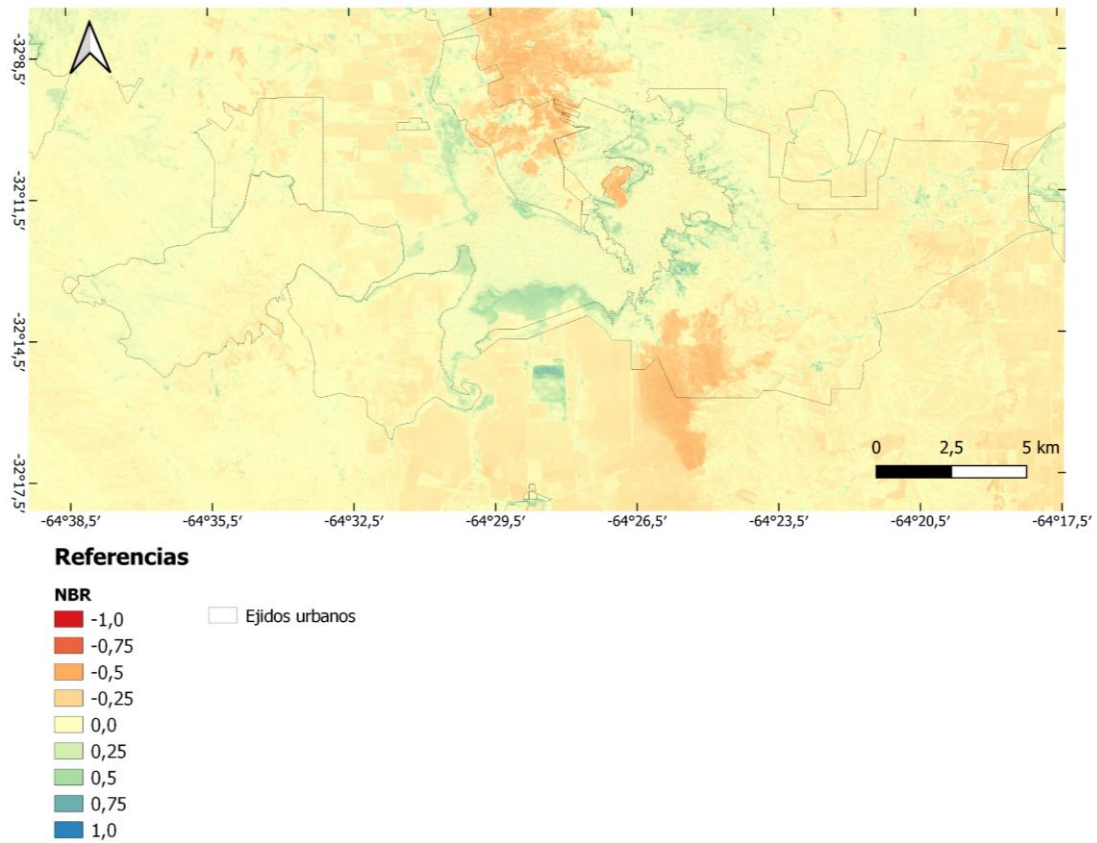


Figura 16. Índice NBR generado posterior a los incendios.

Teniendo en cuenta el histograma del NBR posterior a los incendios (Figura 17b) en comparación con el previo al incendio (Figura 17a), se puede observar un desplazamiento de los valores, y un aumento en la frecuencia hacia valores negativos. Resultados similares obtuvo Torres (2023) en el análisis del conjunto de datos NBR pre y post incendios del año 2009 que tuvieron lugar en la localidad de Achiras, Córdoba.

Esto se observa en la imagen NBR post fuego caracterizada por un gran aumento en las tonalidades naranjas (correspondiente a valores negativos de pixel) en comparación con el NBR pre incendio.

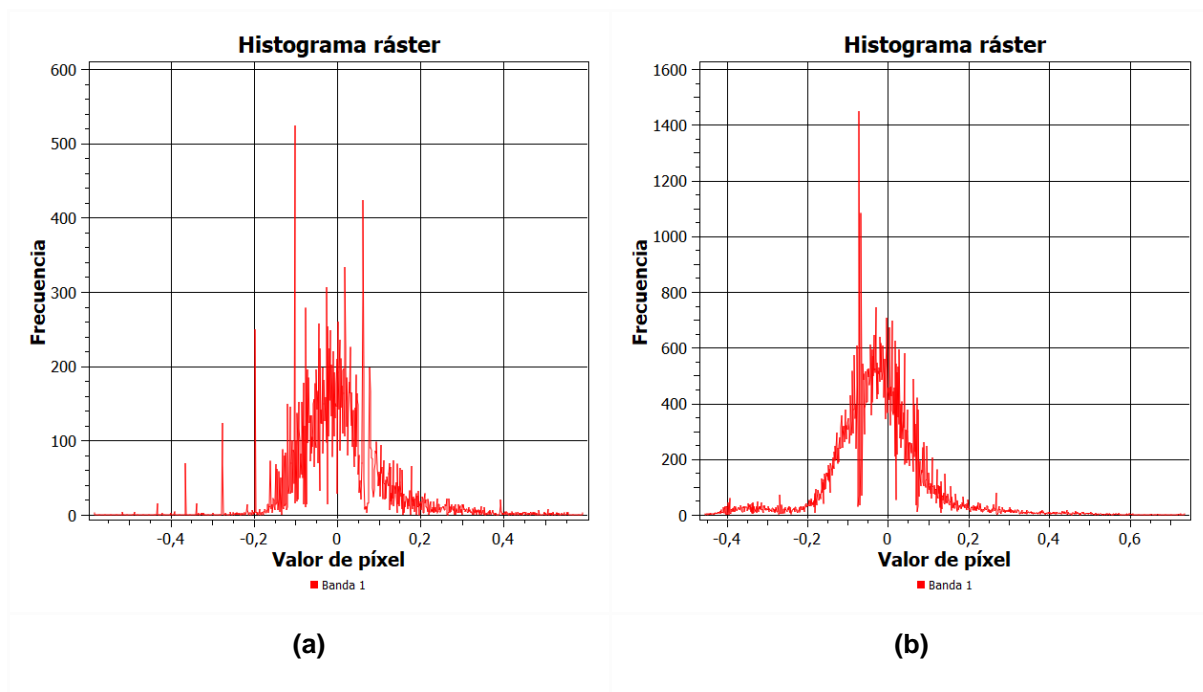


Figura 17. Histogramas del conjunto de datos NBR. **a)** Previo al incendio. **b)** Posterior al incendio.

Con el objetivo de establecer una comparación entre el estado previo y posterior a los incendios, diferenciar las zonas quemadas de las no quemadas y establecer de manera cuantitativa el grado de severidad de éstos, se aplicó el índice dNBR.

En la Figura 18 se puede discriminar claramente las zonas afectadas por los incendios, las cuales van desde el color amarillo al rojo en orden creciente de gravedad del incendio, tomando valores comprendidos entre 0,1 y 0,66.

De acuerdo al índice dNBR se puede apreciar que, dentro del área quemada, existe una gran superficie que toma valores en el rango de 0,1 y 2,7 en color amarillo, los cuales están clasificados como áreas quemadas de gravedad baja. Seguido a éstos aparecen en color naranja y en un rango de valores que va de 2,7 a 4,4, áreas quemadas de gravedad moderada-baja. Y, por último, en una leve menor medida a esta última clasificación aparecen las áreas quemadas con una gravedad moderada-alta en color rojo, las cuales toman valores que van desde 4,4 a 6,5.

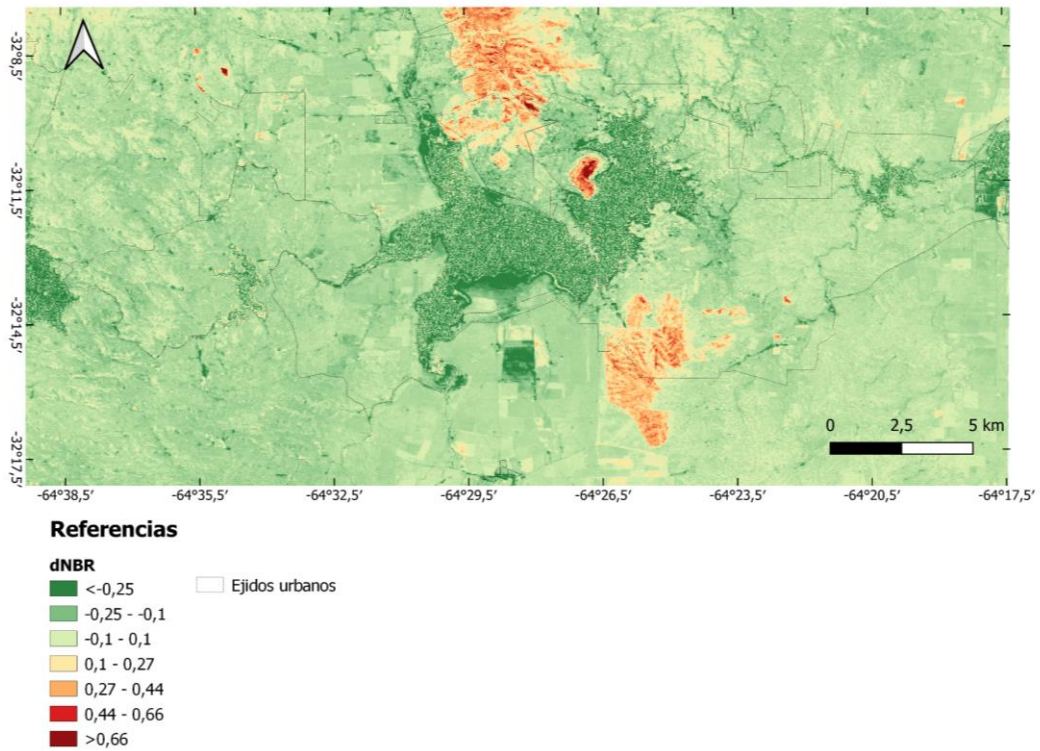


Figura 18. Índice generado de la diferencia de NBR pre-post incendios (dNBR).

Observando el histograma en los valores categorizados como áreas quemadas (entre 1,0 y 6,5) del índice dNBR (Figura 19) se puede apreciar un decrecimiento en la frecuencia del grado de severidad de los incendios, manteniendo cierta estabilidad entre los valores 0,21 y 0,39 aproximadamente, correspondientes a áreas con bajo y moderado-bajo grado de afectación post incendios. Luego sigue un leve descenso en las frecuencias entre los valores 0,391 y 0,52 que corresponden a áreas con moderado-bajo y moderado-alto grado de afectación post incendio. Y por último una estabilización con frecuencias más bajas entre los valores 0,521 y 0,65 que representan áreas quemadas con un moderado-alto grado de afectación post incendio.

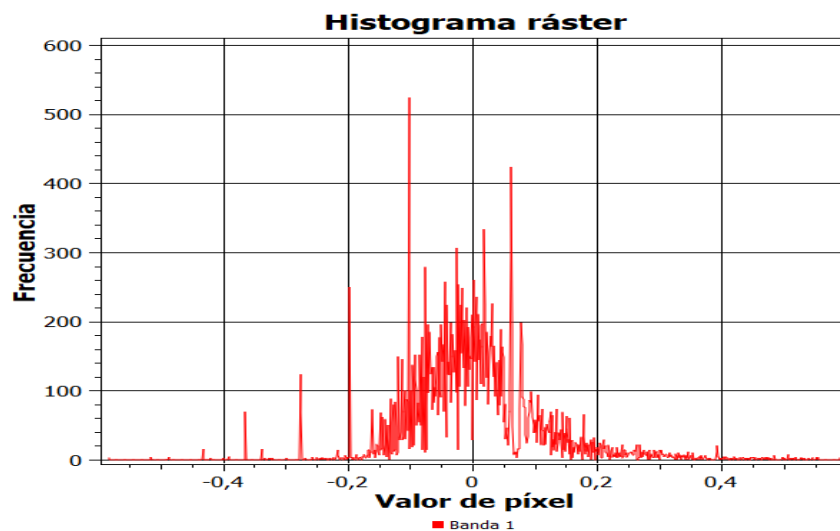


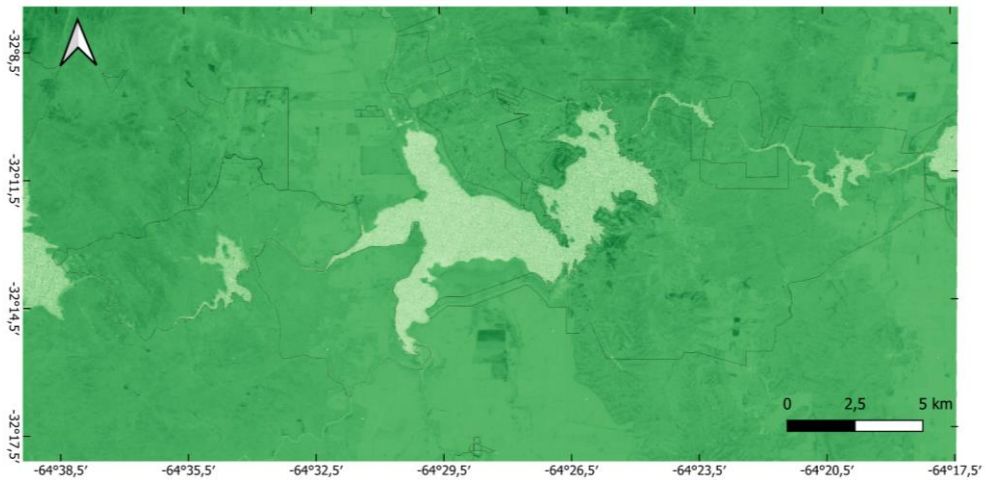
Figura 19. Histograma generado de la diferencia de NBR pre-post incendios.

En los mapas de NDVI, antes y después de los incendios (Figura 20 y 21 respectivamente), se puede observar un aumento en la densidad de la vegetación en la costa del Embalse Río Tercero y cercanías. A su vez, se observa en el histograma post incendio (Figura 22.b) un aumento de las frecuencias en los valores positivos que como se indicó previamente es atribuible al cambio de estaciones de invierno a primavera en las imágenes tomadas pre incendio y post incendio respectivamente.

Si bien existe un aumento de las frecuencias en valores positivos post incendio, al examinar detalladamente éste, se puede ver que se da un aumento de la superficie con suelo descubierto, comprendido entre los valores de 0,0 y 0,1, posiblemente consecuencia del incendio.

Al comparar los histogramas pre y post suceso se observa que la curva se mantuvo, modificándose principalmente las frecuencias de los valores positivos que van de 0,0 a 0,75, se puede afirmar que en la mayor parte de la superficie no hubo cambios en el tipo de vegetación, sino en su densidad, aumentando luego de los incendios. Sin embargo, cabe destacar que en algunas zonas afectadas por los incendios se dio una transformación de biomasa de más duradera a estados vegetativos sucesivos menos duraderos o más tempranos. De esta manera se pasó de zonas con alta densidad y vigorosidad de vegetación (rango de valores de entre 0,5 y 0,75) correspondientes a bosques, a zonas con menor densidad de vegetación y del tipo arbustiva (rango de valores entre 0,0 y 0,25).

Como se puede apreciar en los histogramas de los índices NDVI (Figura 22) hay un incremento en la frecuencia de los valores negativos en el histograma post incendio, estos se encuentran representados por el agua. Como en la imagen pre incendio la cota del embalse es mayor que en la imagen post, se puede deducir que este incremento en valores negativos se debe al aumento del nivel del agua del embalse.



Referencias

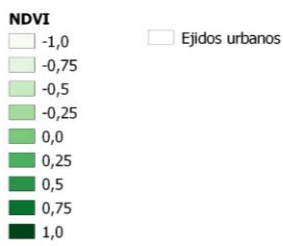
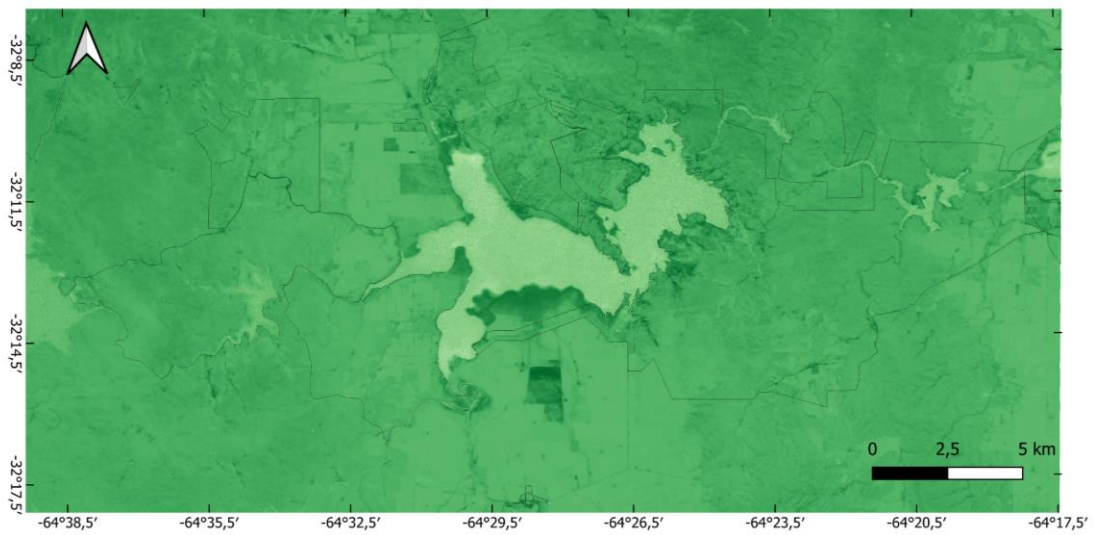


Figura 20. Índice NDVI generado previo a los incendios.



Referencias

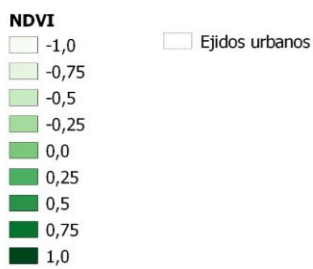


Figura 21. Índice NDVI generado posterior a los incendios.

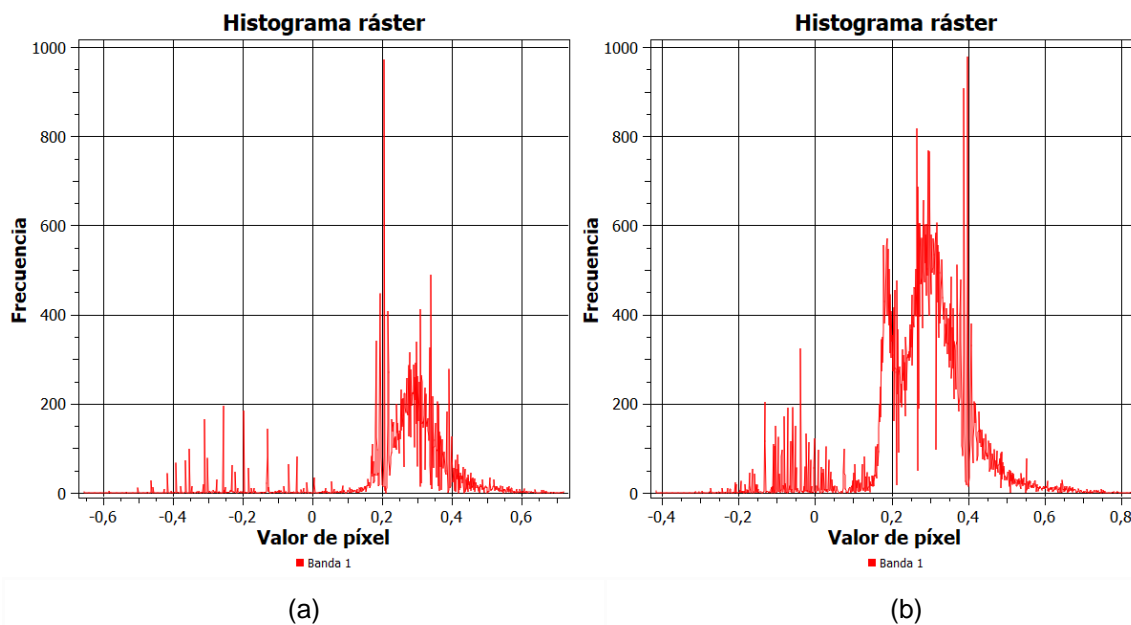


Figura 22. Histograma del conjunto de datos NDVI **(a)** Previo al incendio. **(b)** Posterior al incendio.

Se observa que en el mapa del dNDVI (Figura 23) la mayoría de la superficie se encuentra clasificada como estable o sin quemar (valores comprendidos entre -0,12 y 0,03), lo que es correlativo con lo analizado anteriormente en el hecho de que no hubo un cambio en el tipo de vegetación, sino que principalmente en su densidad.

Si se compara la imagen del índice dNDVI con la del índice dNBR se puede delimitar las áreas afectadas por los incendios del 31/08/2009, generando zonas quemadas con gravedad media-alta y alta, marcadas por los valores registrados entre +0,03 y +0,18 y >+0,18 respectivamente. A su vez que se puede observar al oeste de la imagen y con orientación norte-sur, un área de gran extensión con el mismo grado de afectación por incendios anteriores al de la fecha de estudio.

Por último, se observa un alto crecimiento posterior al fuego en zonas no afectadas por los incendios en la costa e inmediaciones del Embalse Río Tercero principalmente, que como se mencionó anteriormente, está relacionado con las estaciones en las que fueron obtenidas las imágenes.

El NDVI índice es uno de los indicadores más importantes empleados para detectar cobertura vegetal durante diferentes períodos y en áreas específicas mediante el uso de técnicas de teledetección. El uso de este índice apunta significativamente a detectar cambios en la cobertura del suelo causados por actividades humanas como la construcción y el desarrollo, así como para analizar los cambios espacio-temporales de la cobertura vegetal (Aburas *et al.*, 2015).

Existe numerosa bibliografía que reconoce la importancia del NDVI y ciertas técnicas de teledetección, de ahí la justificación para adoptarlas para determinar eventos posteriores al incendio (Alcaraz-Segura *et al.*, 2010; Veraverbeke *et al.*, 2012; Vila y Barbosa, 2010; McMichael *et al.*, 2004).

Por lo tanto, el NDVI ha sido un método popular para evaluar regiones quemadas debido a que es fácil de obtener utilizando imágenes de casi todos los sensores presentes (Salvador *et al.*, 2000; Evangelides y Nobajas, 2020).

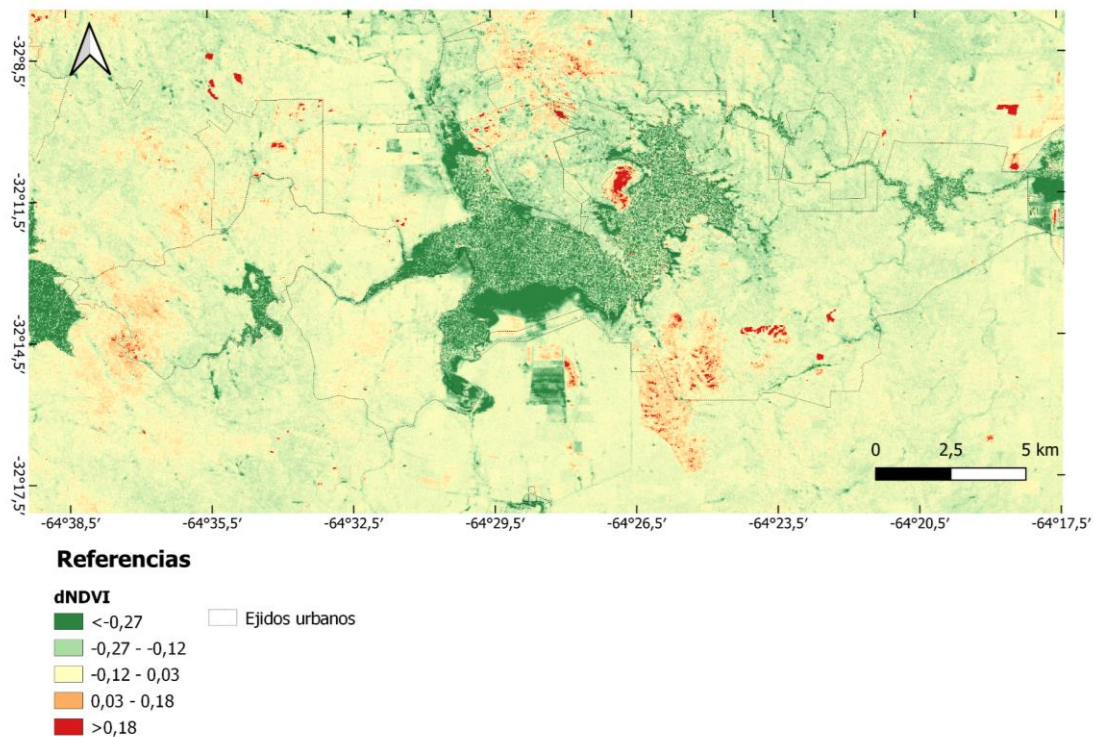


Figura 23. Índice generado de la diferencia de NDVI pre-post incendios (dNDVI).

Las imágenes de sensores remotos juegan un papel importante en la evaluación de la calidad y el manejo del agua, especialmente en sistemas lénticos y cuerpos de agua bajo procesos de eutrofización mediante la evaluación del pigmento clorofila, que cambia las propiedades ópticas del agua y está asociado con una mayor productividad primaria y eutrofización (Guimarães *et al.*, 2017).

Analizando las imágenes NDWI pre y post incendio (Figuras 24 y 25) con sus correspondientes histogramas, se evidencia un claro aumento de color verde en la imagen post incendios (rango de valores de -1,0 a +1,0), lo que se traduce en un aumento del estado de eutrofización del agua y consecuentemente una degradación de la calidad de la misma en comparación al momento previo a los incendios.

Si se observa el histograma del NDWI post (Figura 26.b) se puede apreciar una fuerte reducción en las frecuencias de los valores positivos (menores áreas de agua clara y bajo nivel de eutrofización), un desplazamiento de la curva hacia la izquierda (valores más cercanos a 0,0) y un valor pico de frecuencia mucho menor en comparación con el del NDWI pre incendio (Figura 26.a). Esto está relacionado al aumento en las frecuencias en los valores negativos y por lo tanto del nivel trófico del agua.

Whistler (1996) encontró relaciones significativas entre el NDVI y determinados parámetros de calidad del agua. Por su parte, Griffith *et al.* (2002) establece una comparación entre el NDVI y las condiciones de los cursos de agua en las llanuras centrales de Estados Unidos. En su estudio determinó que los valores más altos de NDVI producidos probablemente por la representación de mayores zonas de cultivo de maíz, influyen en gran medida en la calidad del agua a través de escorrentías que contienen fertilizantes y a través de una mayor vulnerabilidad a la erosión que resulta en una mayor sedimentación en los arroyos, lo que a su vez afectaría a las comunidades bióticas.

Luego de un incendio se producen grandes cantidades de cenizas y desechos que pueden llegar a un embalse luego de un fenómeno de lluvias (Miller & Yool, 2002). Todos estos materiales, al ingresar al reservorio, generan una brusca disminución de la transparencia del agua y por lo general la presencia de una pluma de polución que se mueve por el reservorio dependiendo de las corrientes del mismo y causando distintos impactos negativos, tales como la obstrucción de filtros de toma de agua debido al alto grado de material en suspensión (Shukla *et al.*, 2008). De esta manera, se puede determinar que el aumento del grado de eutrofización post incendio en el Embalse Río Tercero puede deberse, entre otras variables, a la sedimentación de material orgánico carbonizado y a la erosión de los suelos por la pérdida de cobertura vegetal post incendio, su transporte y sedimentación en el agua con su correspondiente arrastre de sales y nutrientes, funcionales para el proceso de eutrofización.

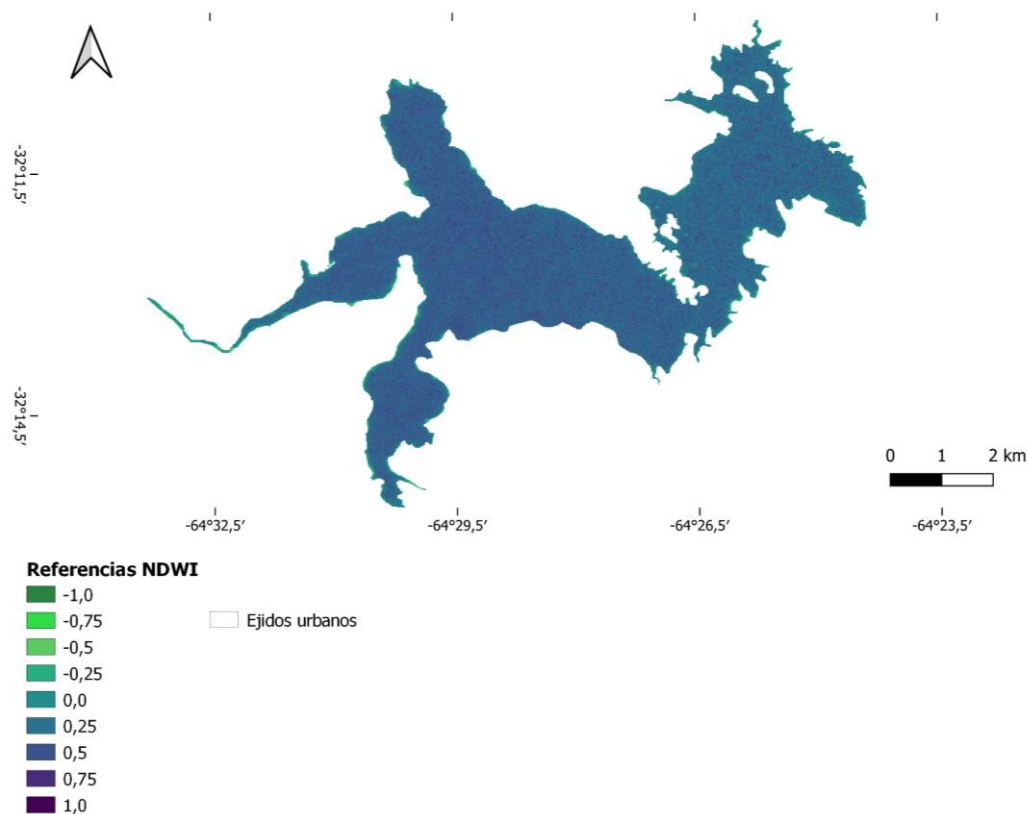


Figura 24. Índice NDWI generado previo a los incendios. Fuente: elaboración propia mediante QGIS.

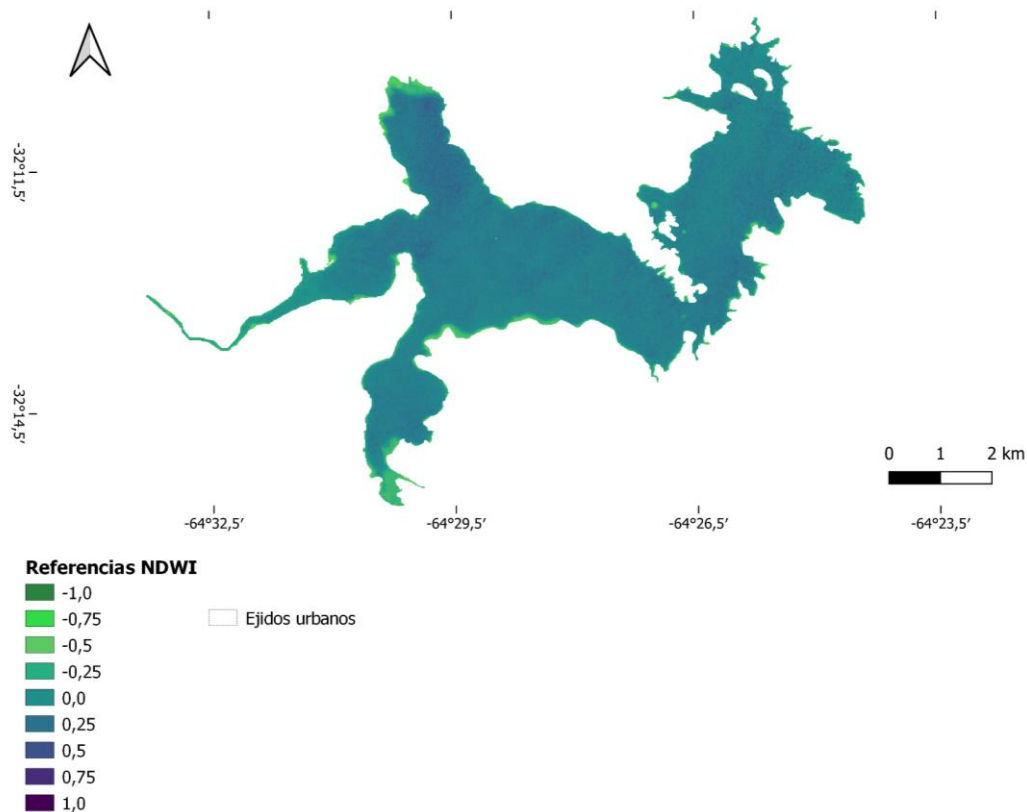


Figura 25. Índice NDWI generado posterior a los incendios. Fuente: elaboración propia mediante QGIS.

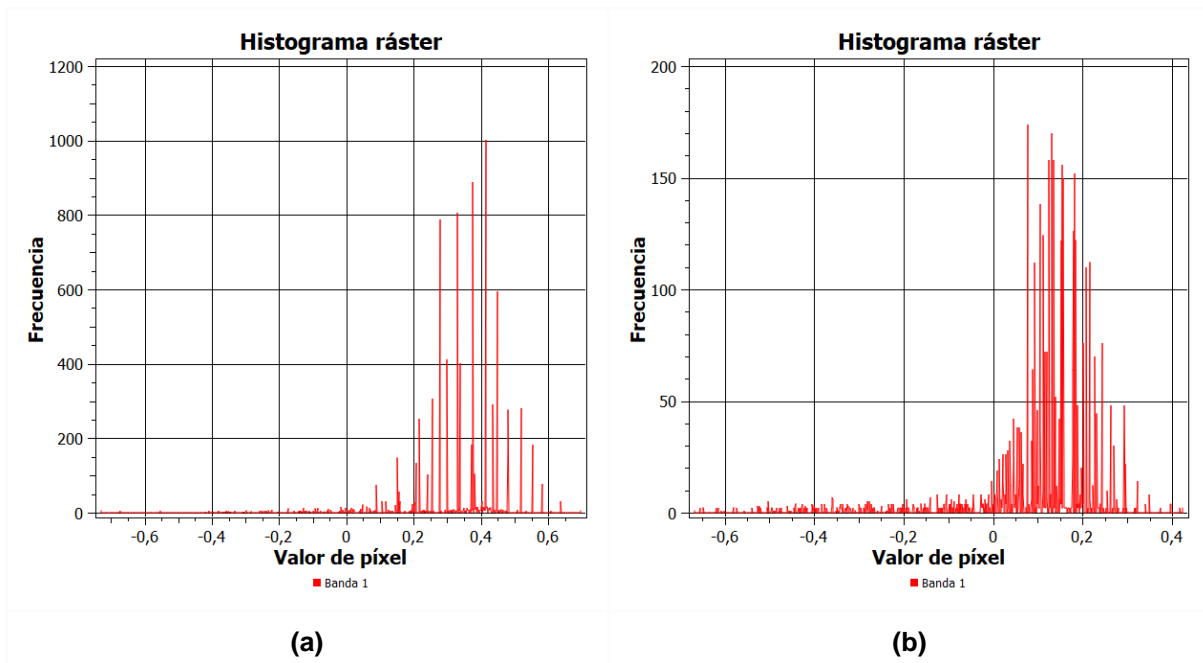


Figura 26. Histograma del conjunto de datos NDWI **(a)** Previo al incendio. **(b)** Posterior al incendio.

Si se observa la imagen del índice dNDWI (Figura 27) se puede apreciar una cierta heterogeneidad en los valores en el lóbulo éste del embalse. En dicha heterogeneidad principalmente se encuentran valores comprendidos entre $-0,12$ y $>0,18$ lo representa zonas con moderado-bajo grado de eutrofización a zonas de alto grado de eutrofización. En menor medida se encuentran pixeles de

color celeste (valores representados entre -0,12 y -0,27) los cuales indican zonas con bajo grado de eutrofización y solo en casos puntuales se encuentran valores inferiores a -0,27, indicando zonas de agua clara. Por otra parte, analizando en el lóbulo oeste del embalse se observa una mayor heterogeneidad en los datos (a excepción de la zona norte de dicho lóbulo). Ésta homogeneidad está representada, en general, por zonas clasificadas como de alto nivel de eutrofización post incendio (valores mayores a +0,18) con pequeños parches de zonas con moderada-baja eutrofización, mientras que la excepción en éste lóbulo (zona norte) se parece mucho más al lóbulo éste en cuanto a heterogeneidad, repartiéndose zonas de moderada-baja y alta, moderada- alta y alta eutrofización, con zonas menores de baja eutrofización y en muy baja proporción, zonas de agua clara. A través de éste índice se puede identificar, que a raíz de los incendios forestales producidos en el área de estudio, en el Embalse Río Tercero los niveles de eutrofización post incendio aumentaron.

De esta manera los incendios forestales representan un impacto potencial negativo en la calidad de los cursos de agua cercanos.

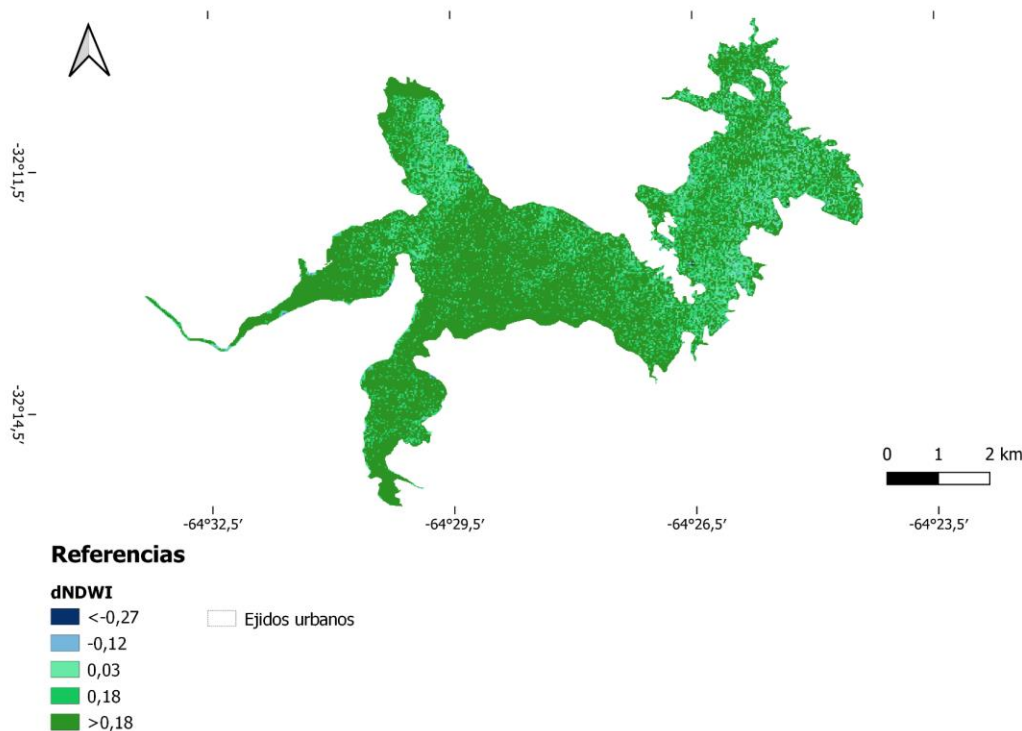


Figura 27. Índice generado de la diferencia de NDWI pre-post incendios (dNDWI). Fuente: elaboración propia mediante QGIS.

La presencia de frecuencia en valores mayores a +0.5 en el histograma del índice dNDWI (Figura 28) se asocia a la presencia de vegetación y suelo en la costa del embalse lo que puede deberse a una disminución de los niveles normales de agua en el Embalse Río Tercero en la imagen post incendio.

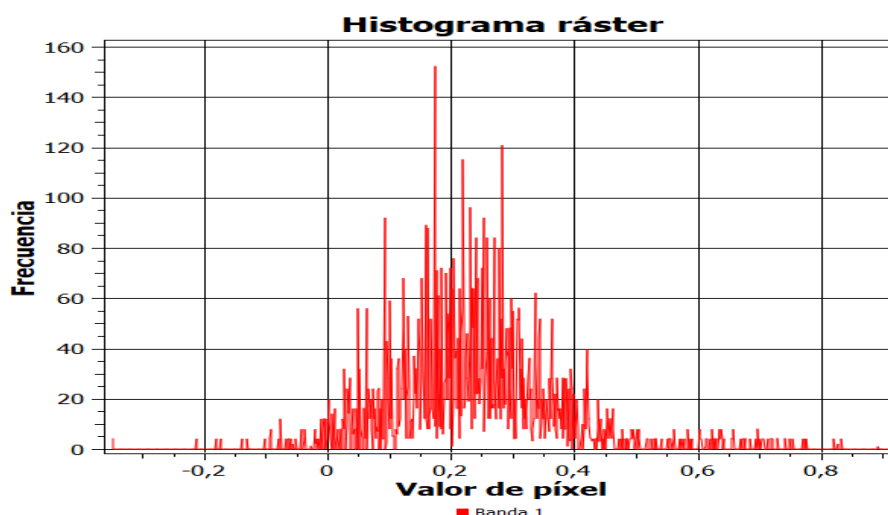


Figura 28. Histograma generado de la diferencia de NDWI pre-post incendios.

7. CONCLUSIONES

De acuerdo a lo desarrollado en el presente trabajo, se llega a las siguientes conclusiones:

- La teledetección es una herramienta clave en la detección de amenazas ambientales gracias a que puede detectarlas de manera rápida y a un bajo coste, además, puede ser muy útil para realizar tareas de prevención contra este tipo de eventos.
- El área de estudio presenta condiciones climáticas, características biogeográficas y geopedológicas favorables para el desarrollo y propagación de incendios forestales. Dichas variables ambientales, en 2009 generaron una vulnerabilidad mayor a la preexistente a la propagación de los incendios forestales.
- Los incendios forestales en el área de estudio en el año 2009 no tuvieron como origen causas naturales, sino que fueron incendios intencionales.
- La cuenca alta del Río Ctalamochita sufrió un alto grado de eutrofización post incendios.
- La aplicación de los geoindicadores espectrales NDWI y dNDWI fueron de gran utilidad para determinar cuantitativamente el grado de eutrofización al que fue sometido el Embalse Río Tercero gracias a los cambios en la reflectividad del agua provocados posteriormente a los incendios.
- La distribución del fuego se encuentra principalmente condicionado por las características geopedológicas en el área de estudio.
- El análisis del conjunto de los geoindicadores espectrales utilizados en este estudio resultó beneficioso, ya que permiten identificar posibles causas y consecuencias interrelacionadas.

- El uso de SIG para la zonificación de vulnerabilidades, amenazas y riesgos ambientales constituyen una metodología sencilla y de simple aplicación para la toma de decisiones, la gestión de RN y la planificación y ordenamiento territorial y ambiental.
- Las características y resolución del satélite LANDSAT 7 ETM+ permiten, de forma exitosa, determinar y delimitar la distribución espacio-temporal de las áreas afectadas por los incendios forestales.

8. CONSIDERACIONES FINALES

Como se evidencia, el 100% de los incendios forestales en el área de estudio para el año 2009 han sido intencionales. La falta de controles y sistemas de alerta temprana de incendios forestales genera la incapacidad de acciones correctivas tempranas. Sin embargo, una herramienta de mayor poder es la de la prevención de los mismos, la cual se puede lograr gestionando de manera interdisciplinaria el avance de la urbanización y el ordenamiento territorial. La identificación de las vulnerabilidades ambientales permitiría evaluar las posibilidades de implementar medidas de atenuación de eventos de ésta índole y magnitud, tales como de previsión, prevención y mitigación.

Si bien éste trabajo se centró en la cuenca alta del Río Ctalamochita, es posible utilizar la misma metodología en otras cuencas para la evaluación temporal de geoindicadores espectrales de su estado trófico.

Es factible aclarar que, para estudios o líneas de investigación futuras, se pueden utilizar otros indicadores, además de los utilizados en el presente trabajo, para evaluar la calidad del agua en un reservorio, y que es posible elegirlos de acuerdo a los resultados que se busquen obtener y estudiar.

Con éste trabajo de investigación se ha contribuido al conocimiento sobre la importancia que tienen los geoindicadores espectrales en la identificación de amenazas, vulnerabilidades y riesgos ambientales, y a la cuantificación de las consecuencias ambientales negativas que generan los incendios forestales.

Finalmente, se pretende que los resultados obtenidos en este Trabajo Final de Grado aporten una base importante para estudios de análisis de geoindicadores espectrales para evaluar distintas variables ambientales considerando los indicadores que se identificaron y analizaron en el presente trabajo.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Aburas, M. M., Abdullah, S. H., Ramli, M. F., & Ash'aari, Z. H. (2015). *Measuring land cover change in Seremban, Malaysia using NDVI index. Procedia Environmental Sciences*, 30, 238-243.
- Alcaraz-Segura, D., Chuvieco, E., Epstein, H.E., Kasischke, E.S., Trishchenko, A., 2010. *Debating the greening vs. browning of the North American boreal forest: differences between satellite datasets. Glob. Chang. Biol.* 16 (2), 760–770.

- Amé, M.; Díaz, M.; Wunderlin, D. *Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque reservoir (Córdoba, Argentina): a field and chemometric study. Environmental Toxicology*, v. 18, p. 192-201, 2003.
- Aparicio, V. (2016). *Indicadores de calidad de suelos en sistemas agropecuarios. Resúmenes y Mesas Redondas XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo*. Río Cuarto.
- Arana, M. D., Natale, E. S., Ferretti, N. E., Romano, G. M., Oggero, A. J., Martínez, G., ... & Morrone, J. J. (2021). *Esquema biogeográfico de la República Argentina*.
- Barbosa, P. M., San Miguel, J., Martínez, B. y Schmuck, G., Eds. 2002. *Burnt area mapping in southern Europe using IRSWIFS*. Forest Fire Research & Wildland Fire Safety. Rotterdam, Millpres.
- Basanta, M. V., Faggioli, V. S., Peirone, L. S., Milán, C., Ghiotti, M. L., Cesaretti, C., Bonadeo, E. y Aimetta, M. B. (2012). *Intensificación de los sistemas de producción lechera y sus efectos sobre el suelo. XIX Congreso latinoamericano de la ciencia del suelo, XXIII Congreso argentino de la ciencia del suelo*. Mar del Plata, Argentina.
- Bauk, L., Bonadeo, E., Milán, C., Dell' Osso, A. y Videla Mensegue, H. (2016). *Criterios para la selección de técnicas de evaluación de sodicidad en suelos de Córdoba. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. p. 434. ISBN 978-987-688-173-9.
- Bautista-Vicente, F. (2015). *Emisiones Totales Anuales de CO2 por Incendios Forestales en el Periodo 1999-2010 en México y Estimación de Índice de Riesgo*. San Luis Potosí: Tesis Doctoral.
- Bazán, R. et al. *Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos. Ingeniería Hidráulica en México*, v. 20, n. 2, p. 121-135, 2005.
- Becker, A. (2017). *¿Qué son los indicadores? Manual de Indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Arg. INTA*. Pp. 19-22.
- Becker, A. R., Tuninetti, L. E., Guzmán, L. A., Rodríguez, M. J., Rangone, A. F., Bedano, J. C. y Grumelli, M. T. (2017). *Calidad de suelos en agroecosistemas del departamento General Martín-Córdoba y la calidad ambiental del periurbano de la ciudad cabecera*. Villa María: Universidad Nacional de Villa María.
- Becker, A., Grumelli, M., Bedano, J. y Schiavo, H. (2016). *Uso y manejo del suelo en áreas con alta fragilidad natural del centro-sur de Córdoba. Actas XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*.
- Blaas, H., & Kroeze, C. (2016). *Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers: 2000–2050. Ecological indicators*, 67, 328-337.
- Blarasin, M., Cabrera, A., Matteoda, E., Aguirre, M., Giuliano Albo, J., Becher Quinodoz, F., Maldonado, L., Felizzia, J., Palacio, D., Echevarría, K. y Frontera, H. (2014). *Aspectos geoquímicos, isotópicos, contaminación y aptitudes de uso*. Cap. 2. Libro
- Boltovskoy, A., y Foggetta, M. (1985). *Limnología física del Embalse Río Tercero (térmica, hidrología y derivaciones biológicas)*. *Biología Acuática*, 7.
- Bonanse, M. (2013). *Aplicación de tecnologías de teledetección y modelos geoestadísticos para el control y valoración de parámetros de riesgo en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina*

- (Doctoral dissertation, Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Exactas, Físico–Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina).
- Bonanseña, M., Garetto, E. G., Rodríguez, C., & Pinotti, L. P. (2016). *Implementación de una nueva técnica para determinar el estado trófico del Embalse Río Tercero (Córdoba, Argentina)*.
- Bonanseña, M., Ledesma, M., Bazán, R., Ferral, A., German, A., O'Mill, P., ... & Pinotti, L. (2019). *Evaluating the feasibility of using Sentinel-2 imagery for water clarity assessment in a reservoir*. *Journal of South American Earth Sciences*, 95, 102265.
- Bravo, S., Kunst, C., Grau, R. y Aráoz, E. (2010). *Fire-rainfall relationships in Argentine Chaco savannas*. *Journal of Arid Environments*, 74(10), 1319–1323. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.04.010>
- Bucher & CJ SCHOFIELD. 1981. *Economic assault on chagas disease*. *New scientist* 92: 321- 32.
- Bucher & PC HUSZAR. 1999. *Sustainable management of the gran Chaco of South America: ecological promise and economic constraints*. *Journal of Environmental Management* 57: 99-108.
- Burgan, R. E. y Rothermel, R.C. (1984). *BEHAVE: Fire Behavior Prediction and Fuel Modeling System. Fuel Subsystem*. Ogden, Utah, USDA Forest Service.
- Cantú, M., Becker, A. y Bedano, C. (2008). *Evaluación de la sustentabilidad ambiental en sistemas agropecuarios*. Fundación Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto.
- Cantú, M., Becker, A., Bedano, J. C. y Schiavo, H. F. (2007). *Soil quality evaluation using indicators and indices*. *CI*, 25(2):173-178 pp.
- Cargua Proaño, S. V., & Cueva Rosillo, M. E. (2018). *Establecimiento de patrones de respuesta espectral del agua que recibe descargas líquidas por actividades florícolas y urbanas en la microcuenca del Río Blanco* (Bachelor's thesis, Quito: UCE).
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). *Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*. *Ecological applications*, 8(3), 559-568.
- Carranza, J. (2018). *Modelación hidrológica semi-distribuida en la cuenca alta del río Tercero (Río Ctlamochita, Córdoba) mediante el modelo SWAT* (Bachelor's thesis).
- Chislock, M. F., Doster, E., Zitomer, R. A., & Wilson, A. E. (2013). *Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems*. *Nature Education Knowledge*, 4(4), 10.
- Chuvieco, E. y Congalton R.G. 1988. *Using cluster analysis to improve the selection of training statistics in classifying remotely sensed data*. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 54: 1275-1281.
- Chuvieco, E., Martín, M. P., Martínez, J., & Salas, F. J. (1998). *Geografía e incendios forestales*.
- CONAFOR. (2010). *Incendios Forestales. (Guía práctica para comunicadores)*, Tercera edición, 1-56.
- Conci, E. (2018). *Identificación de riesgos ambientales en la llanura fluvioeólica de la región centro del Departamento General San Martín, Córdoba*. Tesis de Grado. Instituto Académico Pedagógico de Ciencias Básicas y Aplicadas, Universidad Nacional de Villa María, Córdoba, 106 páginas.
- Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS). (11 de 12 de 2019). *Copérnico: un año en llamas*. Reino Unido, Shinfield Park, Reino Unido.

- DeBano, L. F., Ffolliott, P. F., & Baker, M. B. (1996). *Fire severity effects on water resources*. UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE FOREST SERVICE GENERAL TECHNICAL REPORT RM, 77-84.
- Del Bosque González, I., Fernández Freire, C., Martín-Forero Morente, L., & Pérez Asensio, E. (2012). *Los Sistemas de Información Geográfica y la Investigación en Ciencias Humanas y Sociales*. Confederación Española de Centros de Estudios Locales (CSIC).
- Di Marco, A. C. (2002). *Metalogénesis de los depósitos de cobre-hierro y otros elementos metálicos asociados en anfibolitas de las fajas central y oriental del centro sur de las sierras de Córdoba* (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).
- Dirección General de Medio Ambiente de la Comisión Europea (s.f). *Our Oceans, Seas and Coasts* https://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-5/index_en.htm
- Domínguez, J. A. (2002). *Estudio de la calidad del Agua de Las Lagunas de Gravera mediante teledetección*. Tesis Doctoral Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá.
- En: Kunst, C. R. et al. (eds.), *Fuego en los ecosistemas argentinos*, pp. 47-59. INTA, Santiago del Estero, Arg.
- EOS Data Analytics, (s.f). *NDVI: Índice De Vegetación De Diferencia Normalizada*. <https://eos.com/es/make-an-analysis/ndvi/>
- EOS Data Analytics, (s.f.). *Índice de agua de diferencia normalizada*. <https://eos.com/make-an-analysis/ndwi/>
- Eva, H. D., Belward, A.S., Grégoire, J.M., Moula, M., Brustet, J.M. y Janodet, N. 1995. *The application of Along Track Scanning Radiometer to burnt area mapping in different savannah ecosystems in central Africa*. Proceedings of the 1995 Meteorological Satellite Data User's Conference, Winchester.
- Evangelides, C. y Nobajas, A. (2020). *Red-Edge Normalised Difference Vegetation Index (NDVI705) de imágenes de Sentinel-2 para evaluar la regeneración posterior al incendio*. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 17, 100283.
- FAO. (2021). *Conservación de suelos y aguas en América Latina y el Caribe*.
- García Silván, B. (2000). *Etapas iniciales de la recuperación post-fuego y su relación con la calidad de las aguas= Initial stages of post-fire recovery and relationship with the quality of watters*.
- García-Haro, F. J., Gilabert, M.A. y Meliá, J. 2001. *Monitoring fire-affected areas using Thematic Mapper data*. *International Journal of Remote Sensing*. 22(4): 533-549.
- Gastaldi, B. Y Giaccone, C. (2018). *Evaluación del aprovechamiento en suelos degradados al oeste del arroyo Chazón, Córdoba, implementando sorgo granífero (takurí oscar paman) como cultivo energético*. Trabajo final de grado, Instituto Académico Pedagógico de Ciencias Básicas y Aplicadas, Universidad Nacional de Villa María, Córdoba, 83 páginas.
- Gavier, G. I., & Bucher, E. H. (2004). *Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997* (Vol. 101, pp. 1-27). Córdoba: Academia nacional de ciencias.
- Geraldí, A. M. (2009). *Estudio geoambiental de la cuenca lagunar las encadenadas del oeste*.

- Giuffré, L., Ratto, S. y Pascale, C. (2003). Contaminación de suelos. En L. Giuffré. (Ed.), *Impacto ambiental de agroecosistemas*. 2a ed. Buenos Aires, Argentina. Ed. FAUBA, (4): 49-83 pp.
- Giuliano Albo, J. y Blarasin, M. (2014). *Hidrogeoquímica y estimación del fondo natural de nitratos del agua subterránea en un agroecosistema del pedemonte de la Sierra de Comechingones*. *Revista de la Asociación Geológica Argentina (RAGA)* 71 (3): 378-392.
- Gomez Lopez, 2020. *El Índice de Diferencia Normalizada de Vegetación (NDVI) y su interpretación*. <https://ecoscript.org/interpretacionndvi/#:~:text=Los%20valores%20ceranos%20a%20cero%20corresponden%20principalmente%20a,a%200%2C3%29%20representan%20terrenos%20con%20arbustos%20y%20prados>.
- Gómez Nieto, I., & Martín, M. P. (2008). *Estudio comparativo de índices espectrales para la cartografía de áreas quemadas con imágenes MODIS*.
- Griffith, J. A., Martinko, E. A., Whistler, J. L. y Price, K. P. (2002). *Interrelaciones entre paisajes, NDVI y calidad del agua de los arroyos en las llanuras centrales de los Estados Unidos*. *Aplicaciones ecológicas*, 12(6), 1702-1718.
- Guimarães, T. T., Veronez, M. R., Koste, E. C., Gonzaga Jr, L., Bordin, F., Inocencio, L. C., ... & Mauad, F. F. (2017). *An alternative method of spatial autocorrelation for chlorophyll detection in water bodies using remote sensing*. *Sustainability*, 9(3), 416.
- Heredia Ligorria, A. I. (2014). *Caracterización de sequías hidrológicas en cuencas del centro y norte de la república Argentina* (Bachelor's thesis, Universidad Nacional de Córdoba. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.).
- Hermoso, 2021. *NDVI – ¿Qué es y qué información nos proporciona?* <http://www.utw-agro.es/2021/05/24/ndvi-que-es/>
- Hudak, A. T. y Brockett, B.H. 2004. *Mapping fire scars in a southern African savannah using Landsat imagery*. *International Journal of Remote Sensing*. 25(16): 3231-3243.
- Kasischke, E. S., French, N.H., Harrell, P., Christensen, N.L., Ustin, S.L. y Barry, D. 1993. *Remote Sensing of Environment*. 45: 61-71.
- Kasischke, E. y French, N.H. 1995. *Locating and estimating the area extent of wildfires in Alaskan boreal forest using multiple-season AVHRR NDVI composite data*. *Remote Sensing of Environment*. 51: 263-275.
- Koutsias, N., Karteris, M., Fernández, A., Navarro, C., Jurado, J., Navarro, R. y Lobo, A. 1999. *Burnt land mapping at local scale*. *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. E. Chuvieco. Berlin, Springer-Verlag, pp. 123-138.
- Kunst, C. y Bravo, S. (2003). *Ecología y régimen de fuego en la región chaqueña argentina*. *Landsat 7 Science Data Users Handbook*. (1972) Department of the Interior U.S. Geological Survey. Recuperado de: <https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat/landsat-7-data-usershandboo>
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C. M., & Sánchez Delgado, A. R. (2013). *Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina)*. *Revista Ciencia Agronómica*, 44, 419-425.

- Ledesma, M. M. (2016). *Modelos estadísticos y sensores remotos aplicados a la evaluación de la calidad del agua del embalse Cassaffousth (Córdoba, Argentina)*. Tesis de Grado. Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Ledesma, M. M., Bonansea, M., Ledesma, C. R., Rodríguez, C., Carreño, J., & Pinotti, L. (2019). *Estimation of chlorophyll-a concentration using Landsat 8 in the Cassaffousth reservoir*. *Water Supply*, 19(7), 2021-2027.
- Lehtiniemi, M., Engström-Öst, J., & Viitasalo, M. (2005). Turbidity decreases anti-predator behaviour in pike larvae, *Esox lucius*. *Environmental Biology of Fishes*, 73(1), 1-8.
- Lutes, D. C., Keane, R. E., Caratti, J. F., Key, C. H., Benson, N. C., Sutherland, S., & Gangi, L. J. (2006). *FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 1 CD., 164.
- Lutri, V., Matteoda, E., Blarasin, M., Aparicio, V., Giacobone, D., Maldonado, L., Becher Quinodoz, F., Cabrera, A. y Giuliano Albo, J. (2019). *Hydrogeological features affecting spatial distribution of glyphosate and AMPA in groundwater and surface water in an agroecosystem*. Córdoba, Argentina. *Science of Total Environment*. 711 (2020)134557. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134557>. Elsevier.
- Maldonado, L., Bécher Quinodoz, F., Cabrera, A., Blarasin, M., Lutri, V., Matteoda, E. y Giuliano Albo, J. (2018) *Hydrogeochemical features and groundwater renewal rate estimates from deep aquifers in the pampean plain, Córdoba province, Argentina*. *Journal South American Earth Sciences*. 85: 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2018.05.006>. Elsevier.
- Malingreau, J. P., Stevens, G. y Fellows, L. 1985. *Remote sensing of forest fires: Kalimantan and North Borneo in 1982-83*. *Ambio*. 14: 314-321.
- Mariazzi, A.; Romero, M. *Estimación de la actividad heterotrófica en tres ecosistemas acuáticos con distintos nivel de tropismo*. *Ecosur*, v. 10, p. 61-77, 1983.
- Martín, M. P. y Chuvieco, E. 1993. *Mapping and evaluation of burned land from multitemporal analysis of AVHRR NDVI images*. *Satellite Technology and GIS for Mediterranean Forest Mapping and Fire Management*. P. J. Kennedy and M. Kareris. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities: 71-83.
- Martín, M.P. 1998. *Cartografía e inventario de incendios forestales en la Península Ibérica a partir de imágenes NOAA-AVHRR*. Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares.
- Martín, P., Gómez, I. y Chuvieco, E. 2005. *Performance of a burned-area index (BAIM) for mapping Mediterranean burned scars from MODIS data*. *Proceedings of the 5th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management: Fire Effects Assessment*, Zaragoza. Universidad de Zaragoza. 193-197.
- Martino, R. D., Guerreschi, A. B., Caro Montero, A., Martino, R. D., & Guerreschi, A. B. (2014). *Geología y Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba*. In *Relatorio del XIX Congreso Geológico Argentino, Asociación Geológica Argentina, Buenos Aires*.

- McFeeters, S. (1996) "The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features" en *International Journal of Remote Sensing*, vol. 17, No. 7, pp. 1425 – 1432
- McMichael, C.E., Hope, A.S., Roberts, D.A., Anaya, M.R., 2004. *Post-fire recovery of leaf area index in California chaparral: a remote sensing-chronosequence approach*. *Int. J. Remote Sens.* 25 (21), 4743–4760.
- Miglietta S. 1994. *Patrón de ocurrencia de incendios y su efecto sobre la vegetación en el bosque serrano de Córdoba*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Córdoba.
- Miller, J. D. y Yool, S. R. (2002). *Mapeo del consumo de dosel forestal post-incendio en varios tipos de sotobosque utilizando datos multitemporales de Landsat TM y ETM. Teledetección del medio ambiente*, 82(2-3), 481-496.
- Nelson, E. J. y Daily, G. C. (2010). *Modelización de servicios ecosistémicos en sistemas terrestres*. *Informes de biología F1000*, 2.
- Olaya, V. (2014). *Sistemas de información geográfica*.
- Palomeque. (2020). *Incendios Forestales* (PDF) INCENDIOS FORESTALES (researchgate.net)
- Parra, B. (2011). *Caracterización y modelización de la susceptibilidad a la compactación para la obtención de indicadores de calidad física de Haplustoles del centro-sur de Córdoba*. Tesis Doctoral UNRC. 206 páginas.
- Pereira, J. M. C. 1999. *A comparative evaluation of NOAA-AVHRR vegetation indices for burned surface detection and mapping*. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 37: 217-226.
- Pierotto, M. et al. *Algas de interés sanitario en embalses del centro-oeste de la provincia de Córdoba-Argentina*. *Escuela de Salud Publica*, v. 11, n. 1, p. 55-63, 2007.
- Raison, R. J. (1979). *Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review*. *Plant and soil*, 51(1), 73-108.
- Rodríguez, C. et al. *Estudio bacteriológico y químico del embalse Río Tercero (Córdoba)*. *Revista Ciencia Veterinaria*, v. 27, p. 3-8, 1997.
- Rodriguez, MJ; AR Becker; MT Grumelli; P Bouza; L Castoldi; C Giaccone; E Conci y B Gastaldi. 2017a. Implementación de la geopedología para contribuir a la evaluación ambiental del departamento Gral. San Martín, Córdoba. IV Congreso Internacional de Ambiente y Energías Renovables. Universidad Nacional de Villa María. 84-92 pp.
- Rodriguez, MJ; AR Becker; MT Grumelli; P Bouza y E Conci. 2017b. Conformación de unidades morfoedológicas para el desarrollo de una planificación sustentable del Departamento General San Martín, Córdoba. XX Congreso Geológico Argentino. Geología, Presente y Futuro. 99-105 pp.
- Rodriguez, M. J., Conci, E., Becker, A., Grumelli, M., Ledesma, M. M., Rangone, A., Forgioni, F. y Bouza, P. (2021). Environmental risk in the fluvio-aeolian plain of the region center of the General San Martín Department, Córdoba, Argentina. In: P. Bouza et al. (Eds.): *Advances in Geomorphology and Quaternary Studies in Argentina*, SPRINGER EARTH, pp. 244–284. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66161-8_11

- Rodríguez, M.J. 2022. Evaluación de la calidad de suelos mediante indicadores e índices en la región de Villa María, Córdoba. Tesis Doctoral. Universidad de Río Cuarto.
- Romero, E., Garnier, J., Lassaletta, L., Billen, G., Le Gendre, R., Riou, P., Cugier, P., 2013. *Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone*. Biogeochemistry 113, 481–505.
- Roy, D. P., Jin, Y., Lewis, P.E. y Justice, C.O. 2005. *Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data*. Remote Sensing of Environment. 97: 137-162.
- Roy, D. P., Lewis, P.E. y Justice, C.O. 2002. *Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data-a bi-directional reflectance model-based expectation approach*. Remote Sensing of Environment. 83(1-2): 263-286
- Salvador, R., Valeriano, J., Pons, X., Diaz-Delgado, R., 2000. *A semi-automatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series*. Int. J. Remote Sens. 21 (4), 655–671.
- Schindler, D. W., & Donahue, W. F. (2006). *An impending water crisis in Canada's western prairie provinces*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(19), 7210-7216.
- SEGEMAR, 2018. *Estudio Geoambiental San Antonio de los Cobres, Provincias de Jujuy y Salta Argentina*. <https://repositorio.segemar.gov.ar/handle/308849217/2901>
- Servicio Geológico de los Estados Unidos (s.f). *Índice de vegetación de diferencia normalizada de Landsat* <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-normalized-difference-vegetation-index>
- Servicio Geológico de los Estados Unidos (s.f). *Landsat Normalized Burn Ratio* <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-normalized-burn-ratio>
- Shukla, J. B., Misra, A. K., & Chandra, P. (2008). *Modeling and analysis of the algal bloom in a lake caused by discharge of nutrients*. *Applied Mathematics and Computation*, 196(2), 782-790.
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O. y Ludwig, C. (2015). *The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration*.
- Tavares, A. B., da Cruz, S. P., & de Lollo, J. A. (2007). *Geoindicadores para a caracterização de estado de diferentes ambientes*. *Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia*, 5(2), 42-57.
- Tiedemann, A. R., Helvey, J. D., & Anderson, T. D. (1978). *Stream chemistry and watershed nutrient economy following wildfire and fertilization in eastern Washington* (Vol. 7, No. 4, pp. 580-588). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
- Torres (2023). *Evaluación de geoindicadores espectrales temporales de los eventos de incendios de interfase del 2009 y 2020 en el área de influencia de Achiras, Córdoba, Argentina*. Tesis de Grado. Instituto Académico Pedagógico de Ciencias Básicas y Aplicadas, Universidad Nacional de Villa María, Córdoba, 67 páginas.
- Trigg, S. y Flasse S. 2001. *An evaluation of different bi-spectral spaces for discriminating burned shrub-savannah*. International Journal of Remote Sensing. 22: 2641–2647.

- Velez, R. (1991). Los incendios forestales y la política forestal. *Revista de estudios agrosociales* 158: 83-105.
- Vellozas, T., Púa, M., D. Mello, E., & Cardozo, J. (20 de Octubre de 2010). *Incendios Forestales y su afectación al Medio Ambiente, Prevención y Combate*. Instituto Militar de estudios Superiores Escuela de Ingeniería Militar.
- Veraverbeke, S., Somers, B., Gitas, I., Katagis, T., Polychronaki, A., Goossens, R., 2012. *Spectral mixture analysis to assess post-fire vegetation regeneration using Landsat Thematic Mapper imagery: accounting for soil brightness variation*. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 14 (1), 1–11.
- Vila, G., Barbosa, P., 2010. *Post-fire vegetation regrowth detection in the Deiva Marina region (Liguria-Italy) using Landsat TM and ETM_p data*. *Ecol. Model.* 221, 75–84.
- Weier, J. and Herring, D., 2000. *Measuring Vegetation (NDVI & EVI)*. [Text Article] NASA Earth Observatory. Available at: <<https://earthobservatory.nasa.gov/Features/MeasuringVegetation/>> [Accessed 3 Feb. 2018].
- Whistler, J. 1996. *A Phenological Approach To Land Cover Characterization Using LandsatMSS Data For Analysis Of Nonpoint Source Pollution*. KARS Report No. 96-1. Kansas Applied Remote Sensing Program, University of Kansas, Lawrence, KS.