Análisis de la influencia del área urbana sobre los ambientes naturales mediante Tecnologías de la Información Geográfica en el Área Metropolitana del Gran Resistencia (Argentina)

Da Silva, Cristian Javier[*]
Gómez, Laura Fabiana[**]

Resumen

En las últimas décadas, el crecimiento urbano ha sido uno de los principales factores de destrucción de los ambientes naturales y sus efectos ha suscitado la preocupación de organismos de distintas índoles y gobiernos de diferentes jerarquías. El objetivo del presente trabajo es analizar la influencia de la distancia al área urbana sobre índices espectrales considerados como proxy de los rasgos fisiológicos, el estado de perturbación de la vegetación, la humedad y las propiedades ópticas del suelo. Para ello, se han procesado y construido los índices a partir imágenes satelitales de la plataforma Sentinel-2 en el entorno de *Google Earth Engine* y a través de usos de Sistemas de Información Geográfica (SIG) de escritorio (ArcGIS Pro y QGIS). Por medio del análisis estadístico descriptivo y correlacional se han observado las características generales de los paisajes, se han comparado por medio del Análisis de la Varianza (ANOVA) y construido las gráficas que evidencian el comportamiento de los índices respecto del gradiente de distancia. Los resultados muestran como las condiciones estructurales de los paisajes naturales se ven afectados por la proximidad a las áreas urbanas y abre nuevas ventanas de incógnitas respecto de métodos de conservación.

Palabras claves: Paisajes Naturales, Tecnologías de la Información Geográfica, Análisis estadístico, Índices Espectrales, Influencia de la Distancia.

° https://doi.org/10.52292/j.rug.2026.35.1.0096

* Instituto de Investigación para el Desarrollo Territorial y del Hábitat Humano (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Universidad Nacional del Nordeste, IIDTHH). cjdasilva@hum.unne.edu.ar

** Instituto de Investigación para el Desarrollo Territorial y del Hábitat Humano (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Universidad Nacional del Nordeste, IIDTHH). agrimlauragomez@gmail.com.ar

Analysis of the influence of urban areas on natural environments using Geographic Information Technologies in the Greater Resistencia Metropolitan Area (Argentina)

Abstract

Over the last few decades, urban expansion has become as one of the primary drivers of natural environment degradation, and its impacts have raised concerns among organizations of various sectors as well as governments at different administrative levels. The aim of this study is to assess the influence of distance from urban areas on spectral indices used as proxies for physiological traits, vegetation disturbance, moisture conditions, and soil optical properties. To achieve this, spectral indices were derived and processed from Sentinel-2 satellite imagery using the Google Earth Engine platform in combination with desktop Geographic Information System (GIS) software, including ArcGIS Pro and QGIS. Descriptive and correlational statistical analyses were conducted to characterise the general features of the landscapes, while differences among distance classes were assessed using Analysis of Variance (ANOVA). Furthermore, graphical analyses were generated to illustrate the behaviour of the spectral indices along the distance gradient. The results demonstrate that the structural and functional characteristics of natural landscapes are significantly influenced by their proximity to urban areas, thereby raising new questions regarding effective conversation strategie.

Keywords: Natural Landscapes, Geographic Information Technologies, Statistical Analysis, Spectral Indices, Distance Effects.

Introducción

En los últimos años, el interés por la preservación y conservación de los paisajes naturales ha aumentado, impulsado por factores como la urbanización y el cambio climático (Pontius et al., 2020; García et al., 2023). El reconocimiento de los beneficios directos e indirectos que proveen los ecosistemas, especialmente a partir de los servicios ecosistémicos (Lewis et al., 2022; Gcayi et al., 2024), ha reforzado la necesidad de sostenibilidad, dado que los ambientes naturales son fundamentales para nuestra supervivencia. La Organización de las Naciones Unidas (ONU), a través de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), particularmente su ODS 15, ha advertido sobre la degradación ambiental y la pérdida de biodiversidad como consecuencia de las actividades humanas (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 2023).

En las últimas décadas, la urbanización se ha consolidado como uno de los factores que genera una mayor dinámica de cambios en las coberturas terrestres (Simkin et al., 2022), incluidas las Sabanas. Es el principal driver de eventos adversos que afectan al ambiente, tales como la deforestación, la pérdida de hábitats, amenazas a la biodiversidad, la contaminación de los humedales, la pérdida del carbono terrestre, entre otros (Seto et al, 2012; Helfenstein et al., 2022). El crecimiento urbano específicamente, ha liderado el proceso de cambio a nivel global (implicó una pérdida del 16 % de las áreas naturales entre 1992-2000 y estimaciones de aproximadamente 290.000 km² entre el 2000-2030) (Simkin et al., 2022; Ren et al., 2023), y las tendencias evidencian que para el año 2050 la proporción de población que reside en ciudades alcanzará el 68 % del total mundial (United Cities and Local Governments, 2018; Li et al., 2022), que implicaría un incremento del área urbanizada de alrededor de 1,2 millones de km² para 2030, a expensas de la reducción de la superficie ocupada los paisajes naturales (Seto et al., 2012; Simkin et al., 2022; Ren et al., 2023).

A nivel global, las investigaciones y políticas sobre impactos ambientales suelen centrarse en biomas como selvas, bosques y praderas, vinculados a las actividades productivas de mayor relevancia a nivel global, relegando la importancia de las Sabanas y otros biomas de gran alcance (Bond y Parr, 2010; Pillar y Overbeck, 2025). Particularmente, las Sabanas cubren aproximadamente un 20 % de la superficie terrestre global y se desarrollan en las áreas tropicales y subtropicales del hemisferio sur (Bond y Parr, 2010; Lehmann et al., 2014; Alencar et al., 2020). Este bioma se caracteriza por la presencia de una cobertura de herbáceas (intolerantes a las sombras) acompañada de árboles distribuidos en forma discontinua (Strahler y Strahler, 2005; Bond y Parr, 2010). Constituyen hábitats ricos y diversos, que albergan numerosas especies vegetales, animales e insectos, lo que resalta su importancia ecológica y su contribución a la biodiversidad global (Almohamad y Alshwesh, 2023; Gcayi et al., 2024). Las Sabanas desempeñan un papel fundamental en la regulación climática, dado que contribuyen significativamente a la mitigación de los problemas derivados de la crisis climática global mediante la re-

ducción de los gases de efecto invernadero disponibles en la atmósfera (Abberton et al., 2010) y desempeñan un papel crucial como la principal fuente de alimento para el ganado y la fauna silvestre (Wachiye et al., 2022).

Es importante destacar que, el desarrollo de las Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) ha contribuido notablemente al estudio, monitoreo y evaluación de los ambientes naturales, favorecidos por el manejo de grandes volúmenes de datos y la facilidad de integración de diversas fuentes. Particularmente, los Sensores Remotos (SR) se caracterizan por brindar cobertura espacial y temporal (Chuvieco, 2008; Campo-Bescós et al., 2013; Silveira et al., 2017; Gutiérrez-Castorena et al., 2025), y esto los ha posicionado como una herramienta alternativa atractiva respecto de los enfoques tradicionales de estudio y monitoreo del paisaje (Gcayi et al., 2024), especialmente en lo relacionado con los cambios en las condiciones, estructuras y funciones de la vegetación (Pontius et al., 2020).

En este contexto, el estudio de la influencia urbana sobre los ambientes naturales constituye una fuente fehaciente para el conocimiento del estado de situación de los recursos naturales, como así también para la delimitación de políticas de conservación y ordenamiento territorial sustentadas en la observación empírica y objetiva. Por ello, el presente trabajo tiene como objetivo general analizar y comparar, tanto estadística como espacialmente, los índices espectrales correspondientes a dos áreas muestrales de paisaje natural de Sabanas con Palmeras ubicadas en el Área Metropolitana del Gran Resistencia (AMGR). Específicamente, se trabajó con rasgos fisiológicos de la vegetación vinculados al vigor, estrés y la productividad (contenido de clorofila) (Helfenstein et al., 2022), así como con características del entorno relacionadas con la humedad, las propiedades ópticas del suelo y los cambios estructurales de la vegetación asociados a procesos de disturbios causados por el fuego. Para ello, se han utilizado imágenes de la plataforma Sentinel-2 sobre los que se han calculado índices espectrales que sirvieron como proxy de los diferentes rasgos. Estos datos fueron analizados mediante estadísticas descriptivas para resumir tendencias y variabilidad, y mediante métodos estadísticos inferenciales, incluyendo correlación y ANOVA, con el fin de identificar diferencias significativas, tanto estadísticas como espaciales, entre las áreas consideradas. Asimismo, se ha procedido con la construcción de gráficas de los índices en relación con la distancia al área urbana con el fin de observar los patrones y tendencias respecto del gradiente de distancia. En este sentido, se plantea la hipótesis de que la proximidad al área urbana produce una alteración significativa en el paisaje, manifestada en variaciones detectables en la reflectividad espectral de las coberturas que la integran.

Antecedentes

Los impactos del crecimiento urbano sobre los ambientes naturales constituyen un tema ampliamente abordado en la literatura científica. La capacidad computacional actual permite procesar grandes volúmenes de datos que, sumado a la expansión

de las técnicas analíticas, ha facilitado la evaluación y predicción de escenarios vinculados a las presiones antropogénicas, incluida la urbanización. Esta dinámica se refleja en el notable incremento de publicaciones especializadas sobre la temática a escala global. En los últimos años, el estudio del impacto urbano sobre los sistemas naturales se ha desarrollado a través de diversas líneas de investigación, entre las que destacan el uso de SR para analizar los cambios de uso y cobertura de la tierra, las clasificaciones supervisadas, el análisis estadístico de índices espectrales, el cálculo de métricas de paisaje y las proyecciones de expansión urbana, entre otros enfoques.

Particularmente, las proyecciones de urbanización han adquirido interés dada su bondad de prever escenarios y actuar en consecuencia, principalmente en lo que compete a la conservación y planificación. Bajo este aspecto, Seto et al. (2012) realizan proyecciones globales hasta 2030 del crecimiento urbano y cuantifican sus impactos directos sobre la biodiversidad y los reservorios de carbono terrestre. En la misma línea, Ren et al. (2023) simulan el crecimiento urbano entre 2016-2050 y evalúan su impacto sobre los hábitats naturales a escala global, de bioma y de ecorregión; los resultados de la simulación muestran un incremento de entre 280.000 y 490.000 km² en la cobertura urbana y una consecuente pérdida de entre 110.000 y 190.000 km² de ambientes naturales. Asimismo, Simkin et al. (2022) a partir de la proyección de la expansión urbana entre los años 2015 y 2050, analizan el impacto sobre 30.393 especies de vertebrados terrestres; particularmente, se investiga el impacto de los clústeres urbanos como driver de pérdidas de hábitats naturales.

Es importante advertir que, además de las consecuencias sobre las áreas naturales que ocasiona la urbanización, las áreas próximas también sufren importantes alteraciones ecológicas, paisajísticas, ambientales y funcionales. En este sentido, Li et al., (2022) cuantifican el impacto de la expansión urbana sobre la biodiversidad terrestre global; sin embargo, las proyecciones se amplían hasta el año 2.100 y se enfocan sobre las pérdidas de hábitats naturales adyacentes a la mancha urbana. Por su parte, Mc Donald et al. (2009) analizan la proximidad de las áreas protegidas respecto de las áreas urbanas, utilizando escenarios de cambios demográficos; la investigación estima las distancias en las que el espacio urbano puede comenzar a influir significativamente sobre áreas naturales.

La utilización de imágenes satelitales constituye una de las prácticas más habituales en las investigaciones actuales vinculadas al análisis ambiental. En particular, los índices espectrales derivados de estas imágenes son ampliamente empleados como variables proxy para analizar cualidades específicas del entorno y de la vegetación, tales como la condición fisiológica, la temperatura, la humedad o la biomasa, entre otras. No obstante, se observa que la mayoría de los antecedentes recurren principalmente al Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para caracterizar los espacios naturales, generalmente combinado con análisis estadísticos y técnicas de clasificación de imágenes con el fin de identificar rasgos sobresalientes del entorno.

En este sentido, Campo-Bescós et al. (2013) investigan las dinámicas compartidas de la vegetación en tres grandes cuencas del sur de la sabana africana mediante el uso del Análisis de Factores Dinámicos (DFA), una técnica multivariada orientada a identificar las características físicas más importantes para explicar los cambios en la vegetación; en particular, los autores evaluaron series temporales de NDVI obtenidas a partir de las plataformas *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR) y *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS). De manera complementaria, Silveira et al. (2017) emplean el NDVI como insumo para evaluar el potencial de los parámetros del semivariograma en la caracterización de áreas forestadas y de áreas alteradas por la actividad humana. Por su parte, Zoungrana y Dimobé (2023) utilizan el NDVI como variable proxy para analizar la dinámica de la vegetación, aplicando técnicas no paramétricas, como el análisis de correlación de Spearman, a variables derivadas de clasificaciones mediante *Random Forest*, lo que permite identificar los factores climáticos, topográficos y edáficos que impulsan dicha dinámica. Asimismo, García et al. (2023) analizan la variación espacial y temporal del NDVI en relación con variables climáticas y topográficas (temperatura, precipitación, elevación y pendiente) durante el período 2001–2018 en el ecosistema de bosque semideciduo piemontano. En la misma línea, Helfenstein et al. (2022) analizan los rasgos fisiológicos relacionados con la salud del bosque, el estrés y la productividad potencial a partir de imágenes satelitales e índices espectrales, enfocándose en la influencia de la resolución espacial y espectral en los resultados. Finalmente, Morcillo-Pallarés et al. (2019) desarrollan una herramienta de Análisis de Sensibilidad Global (GSA, sus siglas en inglés) con el fin de evaluar la eficiencia de los Índices de Vegetación (IV); la investigación menciona el propósito de los IV en la medición de variables como contenido de clorofila foliar (LCC), al contenido de agua en las hojas (LWC) y al índice de área foliar (LAI) y evidencia la alta respuesta de los índices sensibles al contenido de clorofila respecto de los demás, obtenidos a partir de plataformas satelitales como Landsat 8, Sentinel 2, Sentinel 3 y MODIS.

Con un enfoque orientado a la conservación y a determinar el grado de intervención sobre los ambientes naturales, Lewis et al. (2022) realizan un mapeo de la vegetación nativa y no nativa en el área del Cerrado brasileño, una formación de gran desarrollo en Sudamérica con una riqueza en biodiversidad y provisión de importantes servicios ecosistémicos; se han utilizado imágenes de satélite clasificadas por medio del algoritmo *Random Forest* en la plataforma de *Google Earth Engine*, obteniendo precisiones del orden del 88 % para la vegetación nativa y 92 % para no nativa (para productos Sentinel), y 70,7-77,9 % para Landsat respectivamente. Asimismo, Furlaneto Sampaio et al. (2025) utiliza imágenes satelitales y el NDVI para analizar la degradación del hábitat para el periodo 2013 a 2021; específicamente, desarrollan modelos de Evaluación Rápida de Hábitat y Población a Escala Múltiple (MHPR, por sus siglas en inglés) aplicados sobre *Butia pubispatha*, una palma enana en peligro crítico de extinción, endémica de los pastizales del sur de Brasil.

En el área local, las investigaciones están orientadas a la descripción conceptual de

las formaciones vegetales (Alberto, 2006), al análisis de las coberturas de la tierra con fines específicos (Da Silva, Insaurralde y Cardozo, 2014), caracterización del estado de situación de las coberturas y usos de la tierra en diversas escalas (Cardozo y Bondar, 2019), análisis de las inundaciones en áreas urbanizadas no aptas (Da Silva, López y Arias, 2022), zonificación del transporte a partir de la definición de dimensiones incluidas la ambiental (Da Silva, 2022) y cambios de coberturas y usos de la tierra (Ramírez y Pértile, 2013; López, 2025).

Materiales y métodos

Delimitación espacial

El área de estudio seleccionado (ver Figura 1) comprende dos sectores denominados A1 (70,1 ha) y A2 (121,3 ha), donde se desarrolla el paisaje natural denominado Sabanas con Palmeras, ubicados en el Área Metropolitana del Gran Resistencia (AMGR) en la Provincia del Chaco (Argentina).

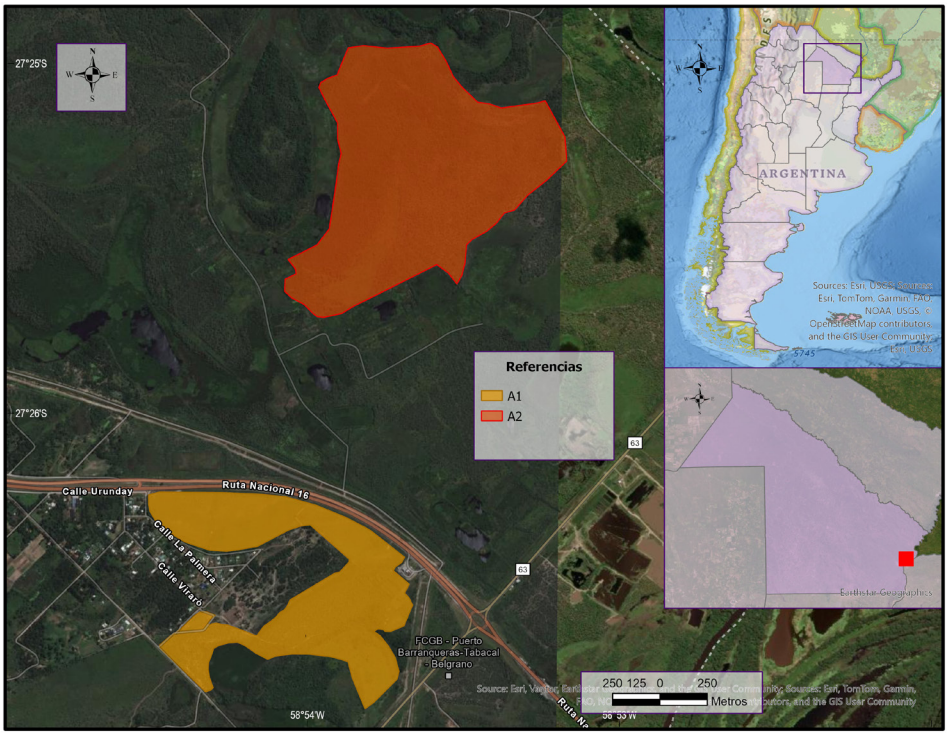

Figura 1. Localización del área de estudio (A1 y A2). Fuente: elaboración propia.

Para la determinación de las áreas muestrales se ha consideró la distancia al sector urbanizado, con el objetivo de garantizar diferencias en las condiciones estructurales entre ambos espacios, dado que la proximidad al área urbana determina distintos niveles de influencia antrópica (Mc Donald et al., 2009). Con ello, se

identifica que el A1 se corresponde con un paisaje de Sabanas con Palmeras con mayor contacto entre las actividades antrópicas respecto de A2. En función de ello, las distancias mínimas y promedio de las áreas muestrales en referencia al área urbana se muestran en la Tabla I:

Área	Distancia al área urbana (m)		
	Mínima	Media	Máxima
A1	0	108,8	376,5
A2	605,3	1.166,3	1.564,3

Tabla I. Distancias mínima y promedio al área urbana. Fuente: elaboración propia.

Principales características del área de estudio

El desarrollo del área de estudio se encuentra bajo el dominio del ambiente natural identificado como Chaco Húmedo u Oriental (Alberto, 2006) que, en los estudios sobre las grandes unidades de vegetación y ambientes, Morello y Adámoli (1974) han denominado el Chaco de esteros, cañadas y selvas de ribera y Paraguay-Paraná. Es importante destacar que, el área geográfica se caracteriza por la diversidad de condiciones físicas y biológicas, que en conjunto con las precipitaciones medias anuales (entre 1.000 a 1.200 mm), determinan una mixtura de paisajes naturales que pueden clasificarse según singularidades estructurales, entre los que Alberto (2006) identifica a las Selvas en galería, Bosques o Montes hidrófilos, Bosques o Montes climáxicos, Bosques bajos abiertos, Sabanas con palmeras, y por último, el paisaje de esteros, cañadas y lagunas.

Particularmente, las Sabanas con Palmeras (ver Figura 2) presentes en el Chaco Oriental son producto de las adaptaciones locales de las plantas a las imposiciones del relieve, del clima y de las condiciones del suelo, que contribuyen a la segmentación de las formaciones vegetales. La formación vegetal se caracteriza por el predominio de hierbas altas y medias dominadas por las Gramíneas (*Elyonurus, Andropogon, Spartina*, entre otras.), palmares como el Caranday (*Copernicia alba*) y especies de árboles bajos y arbustos entre los que se destacan especies como algarrobos (*Prosopis*), chañares (*Geoffroea decorticans*), talas (*Celtis spp*), entre otros (Alberto, 2006).

Asimismo, se verifica que el predominio de los suelos en el paisaje es de tipo alcalinos y salobres (Ginzburg et al., 2005), con una topografía caracterizada por zonas bajas que en épocas de lluvias quedan parcialmente inundadas.

Una cualidad esencial del paisaje de Sabanas con Palmeras es su estrecha relación con los ciclos estacionales, asociados a las variaciones climáticas, que determinan los ciclos vegetativos de la formación vegetal. Esta dinámica se combina con la ocurrencia de incendios, tanto naturales como inducidos por la acción antrópica, contribuyendo a la estabilidad y renovación del paisaje. Las condiciones climáticas

de la región se caracterizan por la concentración de las precipitaciones durante la estación estival y por temperaturas medias de superiores a 30 °C en verano y 16 °C aproximadamente en invierno (Servicio Meteorológico Nacional, 2025).

Figura 2. Paisaje de Sabanas con Palmeras al NE del AMGR.
Fuente: elaboración propia.

Delimitación temporal

El desarrollo de la investigación se ha realizado en noviembre del 2024, coincidente con las fechas de adquisición de las imágenes satelitales utilizadas para el cálculo de los diversos índices espectrales empleados. Particularmente, para la selección de las imágenes se consideró la ubicación en un mes previo al inicio de la estación estival con el fin de reflejar un estado intermedio respecto de la dinámica estacional del paisaje. Esta delimitación temporal garantiza que los análisis de vegetación, humedad y exposición del suelo correspondan a condiciones representativas del paisaje estudiado, evitando sesgos derivados de variaciones interanuales.

Fuentes de datos

— *Imágenes Satelitales*

El conjunto de imágenes satelitales utilizadas corresponde a la plataforma Sentinel-2, perteneciente a la Agencia Espacial Europea (ESA). Esta misión está compuesta por dos satélites gemelos, Sentinel-2A y Sentinel-2B, diseñados para la observación terrestre cuyos productos poseen alta resolución espacial, espectral y temporal, lo que la convierte en una fuente de datos ampliamente empleada en estudios ambientales. Sentinel-2 proporciona imágenes multiespectrales adquiridas en 13 bandas espectrales, distribuidas en el visible, el infrarrojo cercano y el infra-

rrojo de onda corta, con resoluciones espaciales de 10, 20 y 60 m, y una resolución temporal aproximada de cinco días. Estas características permiten una adecuada detección y caracterización de patrones espaciales y temporales asociados a la vegetación y a otros componentes del paisaje, así como el cálculo de diversos índices espectrales utilizados como variables proxy de condiciones biofísicas (European Space Agency y Copernicus Data Space Ecosystem, 2025).

Las imágenes Sentinel-2 utilizadas fueron capturadas por el sensor MSI (*MultiSpectral Instrument*), Level-2A, con fecha de adquisición al 16 de noviembre de 2024. La descarga y procesamiento de las imágenes se realizó en la plataforma *Google Earth Engine*.

— *Capa de coberturas del Área Urbana*

La información respecto del área urbana utilizada para el análisis, corresponde a los resultados del Proyecto de Investigación (PI: 23X001) denominado Procesos de crecimiento urbano en el Chaco: expansión, consolidación, densificación e impactos socioambientales (1991-2022). La cobertura fue determinada por medio de clasificación supervisada mediante el algoritmo de Máquinas de Vectores de Soporte (*Support Vector Machine SVM*). La precisión de la clasificación se corresponde con un 83,7 %, un valor de fiabilidad alta que permite usarla como referencia en investigaciones.

Índices Espectrales para la caracterización de las Sabanas con Palmeras

Los índices espectrales constituyen una pieza metodológica fundamental para comprender la distribución y configuración de las coberturas en el territorio. Estos se construyen a partir de bandas espectrales que son sensibles a características estructurales de las coberturas, es decir, permiten realzar y aislar patrones en la reflexión electromagnética y sus alteraciones en respuestas a las interacciones de las coberturas con su entorno. Los SR constituyen una de las principales herramientas para la captura de información espectral de las coberturas. Cada plataforma satelital dispone de porciones específicas del espectro electromagnético, denominadas bandas espectrales, a través de las cuales observa y obtiene información del territorio (Chuvieco, 2008). Un aspecto importante de esta tecnología radica en que, las bandas espectrales permiten el desarrollo de diversos algoritmos que focalizan en coberturas como la vegetación, el suelo, el agua, áreas húmedas, áreas afectadas por el fuego, etc.

Cabe destacar que, las imágenes satelitales presentan ciertas distorsiones geométricas y radiométricas que alteran la adecuada discriminación de las coberturas (Chuvieco, 2008). Estos problemas dependen de las características técnicas de los sensores, de los efectos de la topografía, distorsión del lente de captura, efectos del ángulo solar, distorsiones causado por la atmósfera, entre otros (Chuvieco,

2008). Ante esta situación, los índices espectrales ofrecen una mejor sensibilidad que las bandas espectrales en la detección de determinadas coberturas (Tran et al., 2022), dado que ellas pueden ser discriminadas por medio de la combinación de un conjunto de bandas. Específicamente, un índice espectral consiste en una fórmula matemática que combina pixeles de dos o más bandas a partir de diversos algoritmos que son desarrollados en base al comportamiento espectral de las coberturas (Chuvieco, 2008; Tran et al., 2022).

Desde el lanzamiento de la misión Landsat en 1972 (U.S. Geological Survey, 2025) la construcción de índices espectrales ha ido en aumento. Particularmente, los IV han ganado popularidad hasta alcanzar un desarrollo de más de 40 propuestas (Tran et al., 2022), que han servido para la evaluación, seguimiento e inventariado de los recursos naturales en general. Comúnmente, los IV utilizan las bandas del visible e infrarrojo para su cálculo (Tran et al., 2022), vinculado al comportamiento particular de la vegetación en estos rangos espectrales (Chuvieco, 2008). La manera en que se construyen los IV pueden determinar categorías de clasificación, en la que podemos identificar aquellos índices que solo requieren las bandas espectrales para su construcción (por ejemplo, NDVI), y otros que incluyen parámetros de ajustes asociados a factores no espectrales (por ejemplo, SAVI, MCARI), como la influencia del suelo y/o de la atmósfera (Tran et al., 2022).

En general, los IV son mayormente utilizados en los estudios de cambios de coberturas e influencia de factores como la urbanización sobre los ambientes naturales (Bannari et al., 1995; Seto et al., 2012; Helfenstein et al., 2022). Es importante destacar que los IV enfatizan las diferencias espectrales de las coberturas, reducen los efectos externos (influencia del suelo, atmósfera, iluminación y ángulo de observación), y permiten el seguimiento multitemporal de las coberturas vegetales (Verrelst et al., 2008). Asimismo, facilitan la estimación de variables biofísicas y los componentes estructurales de la vegetación (clorofila, humedad, estrés, etc.), el estado de nutrientes en las plantas y los estados fenológicos consecuentes (Bannari et al., 1995; Chuvieco, 2008; Morcillo-Pallarés et al., 2019). No obstante, también son utilizados en la discriminación y seguimientos de coberturas no vegetales como el agua, urbano, suelo, entre otros.

Siguiendo estos lineamientos, en el presente trabajo utilizamos el NDVI y el SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) para capturar la densidad y el estado de salud de la vegetación; y para observar su contenido de clorofila y estrés se han empleado el Índice Normalizado de Diferencia del Borde Rojo (NDRE, *Normalized Difference Red Edge*) y el Índice Modificado de Relación de Absorción de Clorofila (MCARI, *Modified Chlorophyll Absorption Ratio Index*). El paisaje de Sabanas con Palmeras requiere la evaluación de otros componentes claves de su estructura, como es el caso de la humedad, la presencia de suelo expuesto y los efectos del fuego en su distribución. La concatenación de indicadores permite abarcar diversos aspectos que determinan el estado de situación de las áreas observadas respecto de su condición actual y sus vínculos con las áreas urbanas. Por estos motivos, se consideró

para la evaluación de la humedad, la utilización del Índice de Agua de Diferencia Normalizada Modificado (MNDWI, *Modified Normalized Difference Water Index*) desarrollado por Xu (2006) que facilita la discriminación de presencia de agua que en ocasiones se encuentra afectada por el ruido espectral de las áreas construidas, el suelo y la vegetación. Por otro lado, para determinar la reflexión del suelo se ha utilizado el Índice de Suelo de Diferencia Normalizada (NDSI, *Normalized Difference Soil Index*) (Escadafal et al., 1994; Rikimaru et al., 2002; Deng et al., 2015; Delaney, et al., 2025). Por último, se ha calculado el Índice Normalizado de Área Quemada (NBR, *Normalized Burn Ratio*) propuesto por Key y Benson (2006) para analizar los ciclos del fuego en el paisaje natural analizado.

A modo de resumen, se presenta la Tabla II donde se muestran los índices espectrales utilizados en el análisis y sus principales características.

Índice	Fórmula/Descripción	Referencia
Densidad y salud de la vegetación		
Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada	$\mathrm{NDVI} = \frac{\rho\mathrm{NIR} - \rho\mathrm{RED}}{\rho NIR + \rho RED}$ Permite identificar densidad y vigor vegetal. El rango de valores oscila entre -1 a 1, donde aquellos valores más próximos a 1 indican una vegetación densa y vigorosa.	Rouse et al. (1974)
Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada ajustado al Suelo	$\mathrm{SAVI} = \frac{(\rho\mathrm{NIR} - \rho\mathrm{RED}) \times (1 + L)}{\rho NIR + \rho RED + L}$ Donde L es el factor de corrección del suelo. Al igual que el NDVI, el SAVI mide la densidad y vigor vegetal. Sin embargo, incorpora un factor de corrección del fondo del suelo en la estimación, que permite obtener valores más reales de densidad y vigor en aquellos lugares donde la cobertura vegetal es discontinua o rala. El rango de valores oscila entre -1 a 1, donde aquellos valores más próximos a 1 indican una vegetación densa y vigorosa.	Huete (1988)
Contenido de clorofila y estrés en la vegetación		
Índice Normalizado de Diferencia del Borde Rojo	$\mathrm{NDRE} = \frac{\rho\mathrm{NIR} - \rho\mathrm{RedEDGE}}{\rho NIR + \rho RedEDGE}$ Mide la pérdida de clorofila a medida que la hoja va envejeciendo. Los rangos de valores del NDRE van entre -1 a 1, donde valores cercanos a 1 indican la presencia de niveles de clorofila. .	Barnes et al. (2000)

Índice Modificado de Relación de Absorción de Clorofila	$\mathrm{MCARI} = [(R_{700} - R_{670}) - 0.2 \times (R_{700} - R_{550})] \times \frac{R_{700}}{R_{650}}$ Donde: R_{550} es banda verde (máximo de reflectancia). R_{670} corresponde al área de absorción de clorofila (rojo). R_{700} es el Borde Rojo. Estima el contenido de clorofila tanto a nivel de hoja como de dosel, siendo menos sensible a la influencia del suelo. Permite la detección temprana de estrés en la vegetación. El MCARI no tiene un umbral universal; su interpretación depende de las variaciones relativas de sus valores. Valores más altos se asocian generalmente con un mayor contenido de clorofila y vegetación saludable, mientras que valores más bajos pueden reflejar pérdida de clorofila o estrés vegetal.	Daughtry et al. (2000)
Humedad		
Índice de Agua de Diferencia Normalizada Mejorado	$\mathrm{MNDWI} = \frac{\rho\mathrm{Green} - \rho\mathrm{SWIR}}{\rho Green + \rho SWIR}$ Permite la extracción de los cuerpos de agua y la identificación de áreas húmedas. El rango de valores del MNDWI comprender entre -1 a 1, donde valores positivos se corresponden con cuerpos de agua.	Xu (2006)
Suelo		
Índice de Suelo de Diferencia Normalizada	$\mathrm{NDSI} = \frac{\rho\mathrm{NIR} - \rho\mathrm{SWIR}}{\rho NIR + \rho SWIR}$ Realza la cobertura de suelo respecto de la vegetación y el agua. Los valores oscilan entre -1 a 1, donde valores más próximos a 1 indican suelos desnudos muy reflectantes.	Deng et al. (2015)
Áreas afectadas por el fuego		
Índice Normalizado de Área Quemada	$\mathrm{NBR} = \frac{\rho\mathrm{NIR} - \rho\mathrm{SWIR2}}{\rho NIR + \rho SWIR2}$ Mide las áreas afectadas por el fuego, particularmente en zonas de vegetación. El rango de valores va de -1 a 1, donde los valores inferiores a 0 corresponden con áreas afectadas por incendios.	Key y Benson (2006)

Tabla II. Índices espectrales utilizados en el análisis del Paisaje de Sabanas con Palmeras. Fuente: elaboración propia.

Aplicación de estadísticas descriptivas e inferencial para la determinación de la influencia urbana sobre el paisaje natural

Las variaciones espaciales de la reflectividad en las coberturas que integran los paisajes naturales pueden ser identificados por medio de técnicas estadísticas. Particularmente, se ha establecido un análisis general mediante estadísticas descriptivas, una comparación de medias en virtud de capturar las diferencias entre las condiciones de los índices espectrales en las áreas muestrales; y la construcción de gráficas de relación entre los índices espectrales y la distancia al área urbana con el fin de identificar el grado de vinculación entre ambos.

— *Descripción del estado general de las áreas muestrales mediante estadística descriptiva*

Para la caracterización general de A1 y A2, se realizaron análisis descriptivos que incluyen el cálculo de medidas de tendencia central (media aritmética y mediana), dispersión (desviación estándar, varianza, coeficiente de variación (CV), mínimo y máximo) y distribución de los datos (asimetría y curtosis). La importancia central de estas métricas consiste en la definición de patrones generales, variabilidad, concentración de valores y presencia de datos extremos en las áreas muestrales, proporcionando una base sólida para los posteriores análisis inferenciales y la evaluación de la influencia urbana sobre el paisaje natural.

— *Análisis de Correlación entre los índices espectrales*

Con el propósito de evaluar el grado de relación existente entre los índices espectrales analizados, se realizó un análisis de correlación de Pearson (r), el cual fue aplicado entre pares de índices, considerando de manera independiente las áreas seleccionadas.

El coeficiente de correlación de Pearson permitió identificar la dirección (positiva o negativa) y la intensidad de las relaciones lineales entre los índices, facilitando la detección de posibles redundancias o complementariedades en la información espectral. Los valores del coeficiente r varían entre -1 y $+1$, donde valores cercanos a ± 1 indican una fuerte relación lineal, mientras que valores próximos a 0 reflejan una relación débil o inexistente. Los intervalos definidos según el valor de r son los siguientes: correlación muy alta (valores superiores a 0,75 e inferiores a -0,75), correlación alta (entre 0,5 y 0,75; y entre -0,75 y -0,5), correlación moderada (entre 0,25 y 0,5; y entre -0,5 y -0,25) y correlación débil (valores entre -0,25 a 0,25).

La significancia estadística de las correlaciones se evaluó utilizando un nivel de significancia de $\alpha = 0{,}05$, considerando como estadísticamente significativas aquellas relaciones cuyo valor de p resultó inferior a dicho umbral. El análisis de correlación se empleó como una etapa exploratoria previa a los análisis inferenciales posteriores, contribuyendo a una mejor interpretación de los resultados de ANOVA.

— *Comparación de medias mediante ANOVA*

El Análisis de la Varianza (*Analysis of Variance*, ANOVA) permite comparar las medias de dos o más grupos para determinar si existen diferencias significativas entre ellos (Montgomery, 2012). En el caso particular de este trabajo, los índices espectrales al representar condiciones del paisaje, se realizó una comparación entre A1 y A2 mediante ANOVA, lo cual permitió determinar si factores como distancia al área urbana afectan significativamente las características generales del paisaje.

Existen un conjunto de supuestos estadísticos que deben cumplirse para garantizar resultados coherentes y válidos, tales como independencia de las observaciones, normalidad, homogeneidad de varianzas (Montgomery, 2012) y, por último, la variable dependiente debe ser continua (índices espectrales) y existir un factor categórico (A1 y A2).

El ANOVA se ejecutó utilizando el software Minitab 18, con un nivel de significancia $\alpha = 0{,}05$. Se consideró aplicar el análisis para cada uno de los índices espectrales utilizados. Los pasos metodológicos consistieron en:

- Evaluación de la normalidad de los datos, mediante la prueba de normalidad de Anderson–Darling realizada de forma independiente para cada área de estudio.
- Evaluación de la homogeneidad de varianzas, mediante las pruebas de Levene y Bonett, con el fin de determinar la igualdad de varianzas entre las áreas analizadas.
- Selección del método de análisis de varianza, aplicándose un ANOVA clásico en los casos en que se cumpla el supuesto de homogeneidad de varianzas, y un ANOVA de Welch cuando dicho supuesto no se satisfaga.
- Ejecución de ANOVA de un solo factor, considerando como factor el tipo de área (A1 y A2), y como variable de respuesta los valores de los índices espectrales.
- Interpretación de los resultados estadísticos, a partir del estadístico F, el valor p y los intervalos de confianza al 95 %, complementando el análisis con la estimación del tamaño del efecto para evaluar la magnitud de las diferencias observadas.

Este enfoque permite obtener resultados estadísticamente robustos, proporcionando evidencia cuantitativa sobre la influencia urbana en el paisaje natural de las áreas estudiadas.

Determinación de la influencia de la distancia al área urbana

Para llevar a cabo el análisis de la influencia del área urbana sobre los índices espectrales, se construyeron gráficos de dispersión comparando la distancia al área urbana y una medida de tendencia central de los índices espectrales. Los procedimientos seguidos para la elaboración de las gráficas fueron los siguientes:

$$\text{Dist. Reescalada}_i = \frac{(\text{Dist}_\text{i} - \text{Dist}_\text{min})}{(\text{Dist}_\text{max} - \text{Dist}_\text{min})}$$

— *Reescalado de las distancias*: la existencia de diferentes rangos de distancias al área urbana entre A1 y A2, requirió la conversión a una unidad comparable entre ambas. Las distancias están expresadas en el rango de 0 a 1, donde el valor inferior del rango se vincula a la menor distancia observada y viceversa para el valor superior del rango. La fórmula de reescalado es la siguiente:

$$\text{Dist. Discretizada}_i = \frac{\lfloor \text{Dist. Reescalada}_\text{i} * 10 \rfloor}{10}$$

— *Donde*: $Dist_i$ es la distancia del píxel *i* al área urbana; y, $Dist_{min}$ y $Dist_{max}$ representan las distancias mínima y máxima observadas en cada área.

— *Reagrupamiento en intervalos*: concluido el reescalado, se procedió con la agregación de los índices espectrales en intervalos de distancias, para lo cual se optó por intervalos de 0,1 unidad de distancia reescalada. La fórmula utilizada para la designación del pixel en el intervalo es la siguiente:

— *Donde*: $\lfloor \rfloor$ representa la función piso (*floor*); el factor 10 del denominador permite discretizar la variable en intervalos de amplitud 0,1; $Dist.\ Reescalada_i$ es la distancia obtenida a partir de la aplicación de la fórmula del paso previo; el resultado toma valores en el conjunto {0; 0,1; 0,2;…;0,9}.

— *Cálculo de medidas de tendencia central por rango de distancias*: se calculó la Mediana de cada uno de los índices y se resumió a nivel de las Distancias Discretizadas. Se empleó la Mediana como medida para analizar la influencia de la distancia, dado que permite soslayar el efecto de valores extremos en el conjunto de datos analizados.

Resultados

Análisis descriptivo y correlacional de los índices espectrales en la Sabana con Palmeras

En esta sección se presentan los resultados estadísticos básicos y las correlaciones entre los principales índices espectrales utilizados para caracterizar la Sabana con Palmeras. Se incluyen los índices NDVI, SAVI, NDRE, MCARI, MNDWI, NDSI y NBR, los cuales permiten evaluar aspectos claves del paisaje, como la densidad y salud de la vegetación, el contenido de clorofila, la humedad del suelo y la presencia de áreas afectadas por fuego.

— *Análisis estadístico descriptivo y comparativo de las áreas muestrales*

Al tratarse de áreas donde predomina la cobertura vegetal, los índices de vegetación muestran en general un buen desempeño. Evidencian valores de reflectividad propios de una vegetación con alta actividad fotosintética y buen estado estructural. Se presenta entonces la Tabla III con las estadísticas descriptivas que permite ver las diferencias entre las áreas muestrales.

Estadístico/ Variable	NDVI	SAVI	NDRE	MCARI	MNDWI	NDSI	NBR
Media (A1)	0,644	0,394	0,429	0,089	-0,502	0,563	0,389
Media (A2)	0,679	0,412	0,444	0,099	-0,461	0,560	0,468
Mediana (A1)	0,653	0,400	0,430	0,088	-0,512	0,558	0,413
Mediana (A2)	0,684	0,417	0,447	0,099	-0,462	0,552	0,483
Mínimo (A1)	0,238	0,114	0,148	-0,004	-0,705	0,218	-0,272
Mínimo (A2)	0,360	0,236	0,256	0,013	-0,640	0,357	0,060
Máximo (A1)	0,887	0,613	0,648	0,292	-0,317	0,785	0,696
Máximo (A2)	0,856	0,552	0,617	0,287	-0,280	0,753	0,666
Desv.Est. (A1)	0,104	0,078	0,072	0,039	0,060	0,066	0,144
Desv.Est. (A2)	0,069	0,042	0,050	0,024	0,046	0,050	0,105
Varianza (A1)	0,0109	0,0060	0,0052	0,0015	0,0036	0,0044	0,0209
Varianza (A2)	0,0047	0,0018	0,0025	0,0006	0,0021	0,0025	0,0110
CV (A1)	16,19	19,69	16,81	44,22	-11,90	11,84	37,15
CV (A2)	10,11	10,24	11,26	24,76	-9,94	9,03	22,43
Asimetría (A1)	-0,48	-0,36	-0,20	0,54	0,50	0,14	-0,67
Asimetría (A2)	-0,56	-0,56	-0,32	0,33	0,14	0,46	-0,82
Curtosis (A1)	0,17	-0,08	0,23	0,50	-0,16	0,16	0,41
Curtosis (A2)	0,41	0,30	0,14	1,52	-0,07	0,28	0,43

Tabla III. Estadísticas descriptivas de los índices espectrales para el A1 y A2.
Fuente: elaboración propia.

En primer lugar, se observa que no existen diferencias significativas entre los valores medios de NDVI, registrándose 0,644 para A1 y 0,679 en A2, lo cual indica que la densidad general de la formación vegetal es ligeramente diferen-

te en ambas unidades. Los valores mínimos y máximos, sin embargo, permiten identificar particularidades internas: en A1 se detectan mayores superficies con coberturas mixtas de suelo y vegetación, reflejado por un valor mínimo más bajo (0,238), mientras que los valores máximos más elevados respecto a A2 sugieren la presencia y mayor desarrollo de elementos leñosos o vegetación más densa en determinados sectores.

En cuanto al SAVI, los resultados muestran una influencia considerable del suelo en la reflectividad registrada. En ambas áreas, la corrección reduce aproximadamente un 30 % la respuesta espectral asociada a la vegetación respecto del NDVI, obteniéndose valores de 0,394 en A1 y 0,412 en A2. Esto sugiere que, aunque la vegetación es dominante, el aporte del suelo desnudo o parcialmente expuesto sigue siendo relevante para caracterizar el paisaje natural observado.

La observación del MCARI muestra que A2 (media de 0,099) presenta valores ligeramente superiores a A1 (media de 0,089), lo que sugiere un mayor contenido de clorofila en promedio. Esta tendencia se confirma al analizar el NDRE, cuyos valores son de 0,429 para A1 y 0,444 para A2, reforzando la diferencia en la condición de la vegetación en ambas áreas. En conjunto, estos índices posicionan a A2 como el sector con mayor densidad foliar y vegetación de mayor vigor, lo que implica una actividad fotosintética relativamente más elevada.

La situación de la humedad medida a partir del MNDWI manifiesta la influencia de las condiciones climáticas del lugar y la escasa disponibilidad de espacios de acumulación de agua. Si bien, la observación satelital se ha realizado en período húmedo para el ambiente, no se registra influencia de las precipitaciones, dado que se observa que ambas áreas la humedad es baja (-0,502 para A1 y -0,461 para A2) y no se identifican coberturas de agua desarrolladas (los valores máximos de A1 y A2 no alcanzar superar el umbral de 0 del MNDWI para ser considerado agua) (Xu, 2006).

Por su parte, la reflexión del suelo observado a partir del NDSI evidencia que, en promedio, el A1 (0,563) tiene una reflexión mayor respecto de A2 (0,560). Los valores máximos se identifican en A1 (0,785), sin embargo, A2 (0,753) posee alta reflexión de los suelos marcado en el valor del NDSI. Una cualidad del paisaje observado consiste en que, ambas áreas, presentan valores mínimos de NDSI correspondientes a suelos parcialmente expuestos (umbrales entre 0 a 0,3), condición consistente con el dominio de las palmeras respecto de las herbáceas.

Por último, en relación con el índice NBR, los valores medios indican una mejor condición promedio de la cobertura vegetal en el área A2 (0,468) respecto de A1 (0,389). Asimismo, el valor mínimo registrado en A2 (0,060) no evidencia la presencia de perturbaciones severas asociadas a incendios o degradación extrema del paisaje. En contraste, el área A1 presenta un valor mínimo de NBR de −0,272, indicativo de superficies alteradas, tales como suelo desnudo, material seco, áreas urbanizadas o sectores potencialmente afectados por incendios. Por otra parte, el

área A1 muestra una mayor fragmentación del paisaje, reflejada en un CV más elevado (37,15 %) en comparación con A2 (22,43 %), lo cual se ve respaldado por una mayor dispersión de los datos, expresada en una desviación estándar de 0,144 para A1 frente a 0,105 para A2.

— *Resultados de la correlación entre las áreas muestrales*

La Tabla IV y la Tabla V presentan la matriz de correlaciones de Pearson obtenida para los índices espectrales analizados en las áreas A1 y A2, respectivamente. Los resultados evidencian la existencia de relaciones estadísticamente significativas entre los distintos índices, con diferentes grados de intensidad y dirección.

Se observa que, en el área A1 (ver Tabla IV), las correlaciones entre los IV son positivas y muy altas, lo cual resulta esperable dada la naturaleza y los objetivos comunes de estos índices. Asimismo, la relación entre el índice NBR y tres de los IV (NDVI, SAVI y NDRE) presenta un comportamiento similar; sin embargo, la fuerza de la correlación disminuye al compararlos con el índice MCARI. Por otra parte, los valores del coeficiente de correlación obtenidos al analizar los IV, el NDSI y el NBR en relación con el MNDWI son los más bajos, lo que indica una débil asociación entre estos índices. En términos generales, se identifican ocho correlaciones positivas muy altas, siete correlaciones positivas altas, dos correlaciones positivas moderadas y una correlación negativa moderada; finalmente, se registran tres correlaciones positivas débiles.

	NDVI	SAVI	NDRE	MCARI	MNDWI	NDSI	NBR
NDVI	1						
SAVI	r 0,955 p 0,000	1					
NDRE	r 0,935 p 0,000	r 0,893 p 0,000	1				
MCARI	r 0,848 p 0,000	r 0,876 p 0,000	r 0,652 p 0,000	1			
MNDWI	r 0,180 p 0,000	r 0,346 p 0,000	r 0,198 p 0,000	r 0,175 p 0,000	1		
NDSI	r 0,731 p 0,000	r 0,598 p 0,000	r 0,625 p 0,000	r 0,688 p 0,000	r -0,485 p 0,000	1	
NBR	r 0,891 p 0,000	r 0,899 p 0,000	r 0,897 p 0,000	r 0,696 p 0,000	r 0,522 p 0,000	r 0,379 p 0,000	1

Tabla IV. Matriz de correlaciones de los índices espectrales en A1 (correlación muy alta; correlación alta; correlación moderada; correlación débil). Fuente: elaboración propia.

La correlación entre los índices espectrales en el área A2 (ver Tabla V) no difiere sustancialmente de lo observado en A1. En primer lugar, se observa que las correlaciones entre los índices de vegetación (IV) son positivas y muy altas, condición que también se manifiesta de manera similar en la relación entre el índice NBR y los IV (NDVI, SAVI y NDRE). Por otra parte, al analizar la relación entre el índice MNDWI y los IV, se aprecia que las correlaciones son positivas y débiles en el caso del NDVI y el MCARI, y positivas y moderadas al compararlo con el SAVI y el NDRE. En términos generales, se identifican ocho correlaciones positivas muy altas, seis correlaciones positivas altas y una correlación negativa alta; cuatro correlaciones positivas moderadas; y finalmente, se registran dos correlaciones positivas débiles.

	NDVI	SAVI	NDRE	MCARI	MNDWI	NDSI	NBR
NDVI	1						
SAVI	r 0,921 p 0,000	1					
NDRE	r 0,909 p 0,000	r 0,898 p 0,000	1				
MCARI	r 0,823 p 0,000	r 0,765 p 0,000	r 0,550 p 0,000	1			
MNDWI	r 0,107 p 0,000	r 0,384 p 0,000	r 0,260 p 0,000	r 0,015 p 0,000	1		
NDSI	r 0,708 p 0,000	r 0,405 p 0,000	r 0,505 p 0,000	r 0,685 p 0,000	r -0,592 p 0,000	1	
NBR	r 0,866 p 0,000	r 0,913 p 0,000	r 0,893 p 0,000	r 0,626 p 0,000	r 0,542 p 0,000	r 0,279 p 0,000	1

Tabla V. Matriz de correlaciones de los índices espectrales en A2 (correlación muy alta; correlación alta; correlación moderada; correlación débil). Fuente: elaboración propia.

Caracterización de las áreas muestrales por medio de ANOVA

Para aplicar ANOVA, se evaluó previamente el cumplimiento de los supuestos estadísticos de las variables analizadas. Esta verificación es fundamental, ya que determina el enfoque estadístico más adecuado a emplear y, en consecuencia, influye en la interpretación y validez de los resultados obtenidos.

— *Prueba de normalidad de los índices espectrales*

La normalidad de las variables se evaluó mediante la prueba de Anderson–Darling (ver Tabla VI). Los resultados indicaron que todos los índices espectrales en las áreas A1 y A2 presentaron $p < 0{,}005$, por lo que se rechaza la hipótesis de normalidad. Este hallazgo señala que los datos no cumplen estrictamente el supuesto de normalidad requerido por el ANOVA clásico. Sin embargo, debido al tamaño muestral considerable en ambas áreas (A1 = 7.420; A2 = 12.450), se puede considerar que el ANOVA es relativamente robusto frente a estas desviaciones.

Índice/Área	A1 - AD	A1 - p	A1 - Normalidad	A2 - AD	A2 - p	A2 - Normalidad
NDVI	21,554	<0,005	No	48,637	<0,005	No
SAVI	162,8	<0,005	No	65,970	<0,005	No
NDRE	38,586	<0,005	No	18,522	<0,005	No
MCARI	39,242	<0,005	No	8,923	<0,005	No
MNDWI	8,462	<0,005	No	3,568	<0,005	No
NDSI	113,14	<0,005	No	110,39	<0,005	No
NBR	292,11	<0,005	No	139,47	<0,005	No

Tabla VI. Estadísticas descriptivas de los índices espectrales para el A1 y A2.
Fuente: elaboración propia.

— *Evaluación de la homogeneidad de las varianzas*

La homogeneidad de varianzas entre las áreas muestrales fue evaluada mediante las pruebas de Levene y Bonett, dado que los datos no cumplían estrictamente el supuesto de normalidad. Este análisis permitió determinar la adecuación del uso del ANOVA clásico o, en su defecto, la aplicación de métodos alternativos más robustos.

Los resultados se presentan en la Tabla VII, donde se evidencia, para cada uno de los índices espectrales analizados, la condición de las varianzas entre las áreas A1 y A2 a partir de los contrastes estadísticos propuestos. Los mismos indican que las varianzas de los índices espectrales no son homogéneas, lo cual condiciona el análisis hacia la aplicación del ANOVA de Welch (Jan y Shieh, 2014).

Índice	Prueba	Estadístico	Gl_1	Gl_2	p-valor	Varianzas
NDVI	Levene	1338,41	1	19868	<0,001	No homogéneas
	Bonett	—	—	—	<0,001	No homogéneas
SAVI	Levene	3029,9	1	19868	<0,001	No homogéneas
	Bonett	—	—	—	<0,001	No homogéneas
NDRE	Levene	1025,8	1	19868	<0,001	No homogéneas
	Bonett	—	—	—	<0,001	No homogéneas
MCARI	Levene	1819,37	1	19868	<0,001	No homogéneas
	Bonett	—	—	—	<0,001	No homogéneas
MNDWI	Levene	552,31	1	19868	<0,001	No homogéneas
	Bonett	—	—	—	<0,001	No homogéneas
NDSI	Levene	661,93	1	19868	<0,001	No homogéneas
	Bonett	—	—	—	<0,001	No homogéneas
NBR	Levene	876,42	1	19868	<0,001	No homogéneas
	Bonett	—	—	—	<0,001	No homogéneas

Tabla VII. Resultados de las pruebas de homogeneidad de varianzas (Levene y Bonett) para los índices espectrales analizados en las áreas A1 y A2. (El nivel de significancia considerado fue $\alpha = 0,05$. Valores de $p < \alpha$ indican el rechazo de la hipótesis nula de igualdad de varianzas entre las áreas A1 y A2). Fuente: elaboración propia.

— *Aplicación de ANOVA de Welch*

Una cuestión central a considerar en la aplicación de este enfoque es el supuesto de independencia de las observaciones. Dado el carácter espacial de los datos ráster utilizados, se reconoce la presencia potencial de autocorrelación espacial entre los píxeles, lo cual implica una violación parcial de dicho supuesto. No obstante, considerando el gran tamaño muestral y que el objetivo del análisis se centra en la comparación de medias entre áreas, se optó por la aplicación del ANOVA de Welch como un método apropiado para este estudio.

Los resultados del ANOVA de Welch evidencian diferencias estadísticamente significativas en todos los índices espectrales evaluados entre las áreas muestrales A1 y A2, considerando un nivel de significancia de $\alpha = 0,05$. Estos hallazgos indican que las medias de los índices NDVI, SAVI, NDRE, MCARI, MNDWI, NDSI y NBR difieren de manera significativa entre ambas áreas, como se muestra en la Tabla VIII.

Índice	F (Welch)	gl_1	gl_2	p-valor	Media A1	Media A2
NDVI	658,79	1	11294,1	<0,001	0,644	0,679
SAVI	354,44	1	10085,4	<0,001	0,393	0,412
NDRE	259,88	1	11711,7	<0,001	0,429	0,444
MCARI	434,09	1	10939,7	<0,001	0,008	0,099
MNDWI	2563,21	1	12618,9	<0,001	-0,502	-0,461
NDSI	6,16	1	12523,6	<0,013	0,562	0,560
NBR	1685,84	1	12106,2	<0,001	0,388	0,467

Tabla VIII. Resultados del ANOVA de Welch para los índices espectrales analizados en las áreas A1 y A2. (Nivel de significancia $\alpha = 0,05$. Valores de $p < \alpha$ indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias de las áreas A1 y A2.). Fuente: elaboración propia.

Influencia de la distancia al área urbana sobre los índices espectrales

La distribución espacial de los índices espectrales son la prueba empírica de la influencia de factores sobre el paisaje, dado que ellos producen variaciones espaciales sobre los rasgos estructurales. Por este motivo, se presenta Figura 3 donde se muestra la distribución espacial de los índices espectrales y las distancias al área urbana en A1 y A2.

Por otra parte, se analizan las gráficas representativas de la relación entre la distancia al área urbana y los índices espectrales que, en términos generales, muestran que las curvas de los índices de vegetación (NDVI y SAVI) presentan morfologías diferenciadas entre las áreas A1 y A2. En particular, al analizar el NDVI (ver Figura 4 (A)), se observa que la curva correspondiente a A2 exhibe un número menor de máximos y mínimos locales en comparación con A1. En las distancias más próximas al área urbana, los valores iniciales del índice son de aproximadamente 0,66 para A1 y 0,71 para A2. En el caso de A1, la curva de NDVI muestra un descenso pronunciado en los rangos intermedios de distancia, seguido de un incremento hasta alcanzar valores máximos en distancias mayores, para finalmente registrar una disminución hacia los valores mínimos en el extremo más alejado del gradiente analizado. Por el contrario, en A2 se identifica un valor elevado del índice en las distancias iniciales, un descenso hacia distancias cercanas a 0,2 y posteriormente un incremento progresivo de los valores de NDVI a medida que aumenta la distancia respecto del área urbana.

La situación del SAVI en ambas áreas (ver Figura 4 (B)), en términos de sus valores absolutos, evidencia un descenso general respecto del NDVI, tal como se indica en la Tabla III. El análisis de las curvas muestra que en el área A2 el índice SAVI presenta un incremento progresivo con la distancia al área urbana, mientras

que en A1 se observa un comportamiento similar al registrado para el NDVI, con variaciones abruptas a lo largo del gradiente espacial. Asimismo, en las distancias más próximas al área urbana de A2, el SAVI exhibe una disminución marcada en comparación con el NDVI, con valores que descienden de aproximadamente 0,71 (NDVI) a alrededor de 0,45 (SAVI).

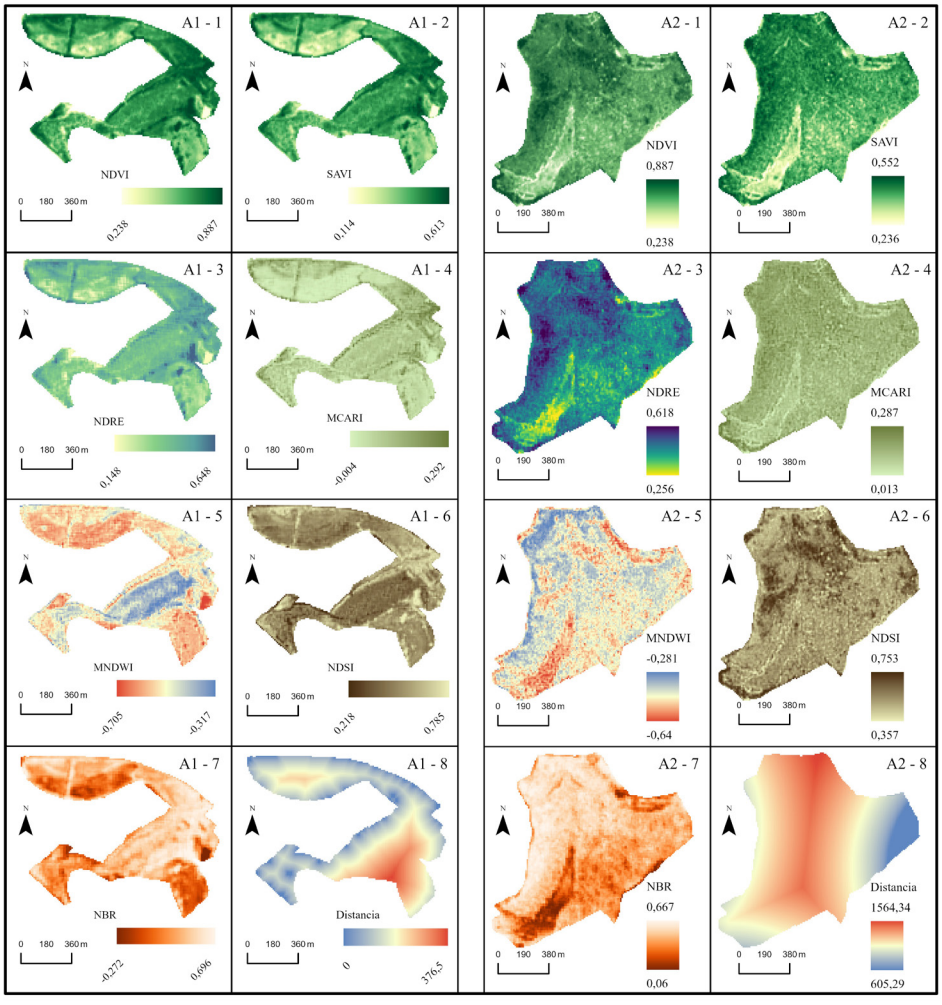

Figura 3. Distribución espacial de los índices espectrales y de la distancia al área urbana (A1–1: NDVI; A1-2: SAVI; A1-3: NDRE; A1-4: MCARI; A1-5: MNDWI; A1-6: NDSI; A1-7: NBR; A1-8: Distancia -expresada en metros-) (A2–1: NDVI; A2-2: SAVI; A2-3: NDRE; A2-4: MCARI; A2-5: MNDWI; A2-6: NDSI; A2-7: NBR; A2-8: Distancia-expresada en metros-). Fuente: elaboración propia.

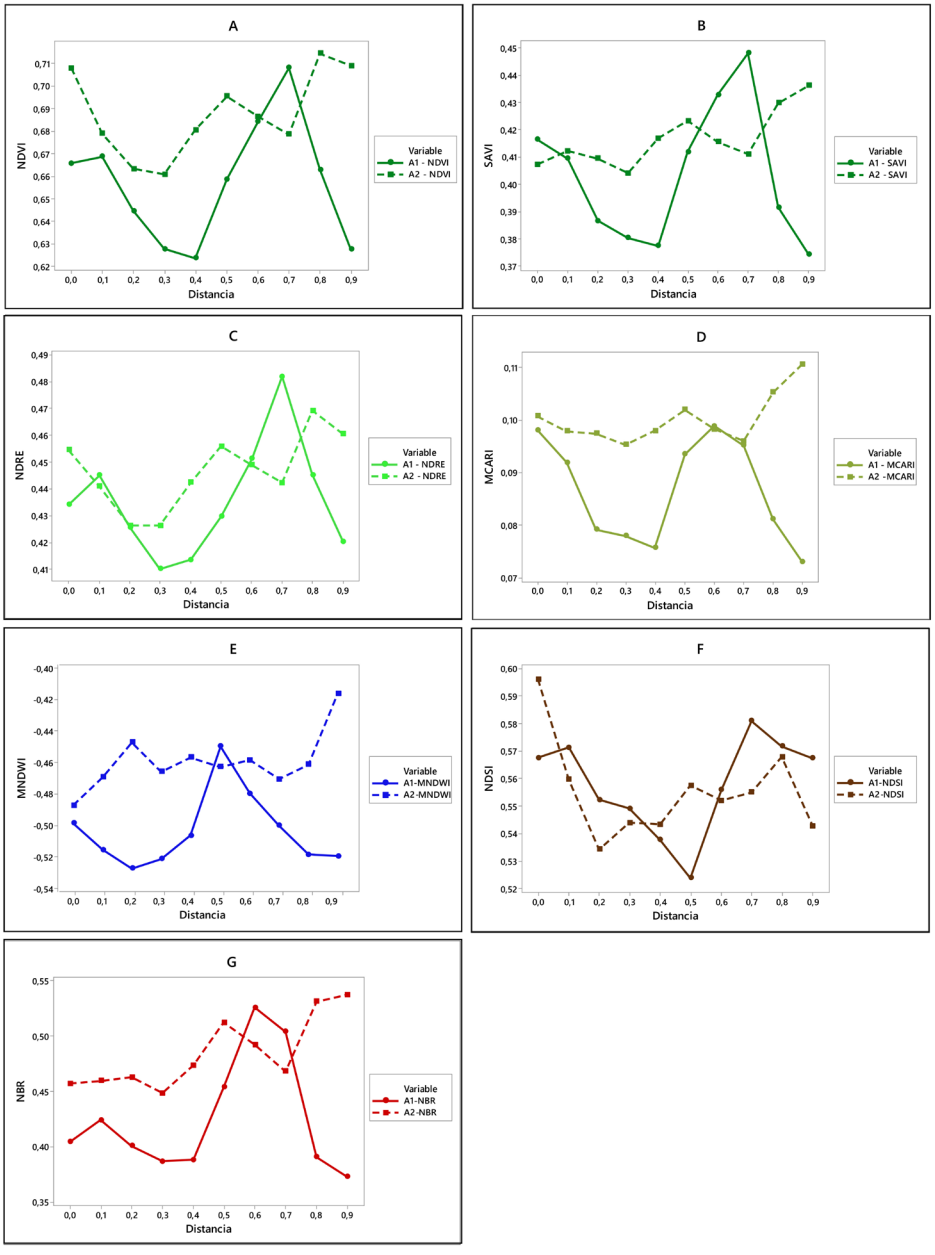

Figura 4. Comportamiento de los índices espectrales respecto a la distancia en A1 y A2 (A – NDVI/Distancia; B- SAVI/Distancia; C – NDRE/Distancia; D – MCARI/Distancia; E – MNDWI/Distancia; F – NDSI/Distancia; G – NBR/Distancia). Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, los índices asociados al contenido de clorofila y al estrés de la vegetación (NDRE y MCARI) presentan configuraciones distintas en A1 y A2 (ver Figura 4 (C) y Figura 4 (D)). En A1 muestra un valle en el rango de 0,2 a 0,4 del gradiente de distancia, seguido de un pico entre 0,6 y 0,8. En contraste, A2 exhibe una curva más suavizada, sin valles ni picos tan pronunciados a lo largo del gradiente. Una particularidad observada en el índice MCARI para ambas áreas (ver Figura 4 (D)) es que, en la distancia más alejada del área urbana, A1 registra el menor valor del índice, mientras que en A2 se observa el valor máximo.

El MNDWI (ver Figura 4 (E)) presenta, en ambas áreas, una configuración general similar a la observada en los índices de vegetación, particularmente en el SAVI. Aunque los valores del índice se mantienen en el rango negativo en ambos casos, el área A1 evidencia un pico del MNDWI entre 0,4 y 0,6 del gradiente de distancia. En contraste, la curva correspondiente a A2 muestra un incremento progresivo del MNDWI a medida que aumenta el gradiente de distancia, alcanzando su valor máximo en los tramos más alejados.

La condición del NDSI (ver Figura 4 (E)) evidencia que los valores se sitúan en el rango positivo, con promedios superiores a 0,45 del índice. En este caso, las curvas observadas en ambas áreas difieren de las configuraciones registradas en los índices previamente analizados. El área A1 presenta picos del NDSI en las distancias más próximas y alrededor de 0,8 del gradiente, con un valle intermedio localizado entre 0,4 y 0,6. Por su parte, A2 alcanza su valor máximo en la distancia más próxima al área urbana, para luego descender de manera marcada con el incremento del gradiente y, posteriormente, exhibir una tendencia ascendente más regular.

Por último, el índice NBR (ver Figura 4 (F)) adquiere valores positivos en ambas áreas analizadas. En el área A1 se observa un pico del índice comprendido entre 0,4 y 0,8 del gradiente de distancia, evidenciando una variación marcada en ese tramo en relación con el resto del gradiente. En contraste, el área A2 presenta una curva de incremento progresivo a lo largo del gradiente, alcanzando su valor máximo en las distancias más elevadas, con una tendencia más regular en comparación con A1.

Discusión de los resultados

La conjugación del análisis descriptivo y correlacional, junto con la evaluación de las condiciones promedio y su relación con la distancia a las áreas urbanas, revela patrones vinculados a las interacciones entre actividades antrópicas y las condiciones físicas y biológicas que estructuran el paisaje natural observado. Estos resultados permiten interpretar cómo la proximidad urbana influye diferencialmente en la vegetación, en el contenido de clorofila, en la humedad superficial y en la reflexión de los suelos, tal como se evidenció en los índices espectrales analizados.

Interpretación de los patrones descriptivos de los índices espectrales

La condición general de los índices espectrales en las áreas analizadas representa la situación particular de cada uno de los atributos ambientales que estos índices reflejan de manera indirecta. Asimismo, las condiciones ambientales en las que se encuentran inmersas ambas áreas desempeñan un papel central en la configuración de los valores observados, en tanto condicionan el estado y la estructura del ecosistema en su conjunto.

Al tratarse de un paisaje natural dominado por especies leñosas, como las palmeras, y por vegetación herbácea, los valores promedios de los índices espectrales reflejan esta composición estructural. En este sentido, los valores medios de NDVI, del orden de 0,644 y 0,679 para las áreas A1 y A2, respectivamente (ver Tabla III), evidencian un grado significativo de consolidación y densificación de la cobertura vegetal. No obstante, un aspecto central del paisaje analizado es la influencia del suelo expuesto sobre los registros del NDVI, cuestión que se ve reforzada al analizar el comportamiento del SAVI. Si bien, la Sabana con Palmeras constituye un ambiente con predominio de vegetación, no presenta una estructura foliar comparable a la de formaciones boscosas más cerradas, lo que limita la obtención de valores elevados de NDVI. En este contexto, la combinación de la reflectancia de las herbáceas y de las especies leñosas de baja cobertura foliar con la reflectancia del suelo tiende a sobrestimar la densidad vegetal a partir del NDVI, efecto que es parcialmente corregido por el SAVI, que se verifica en ambas áreas al analizar las medidas de tendencia central de dicho índice (ver Tabla III).

Al tratarse de áreas con diferentes distancias respecto del área urbana, resulta esperable que, por un efecto de proximidad, el área A1 refleje condiciones de mayor perturbación. No obstante, si bien la influencia urbana constituye un factor potencialmente determinante, los procesos naturales que se desarrollan al interior del paisaje desempeñan un papel central en la configuración de estas condiciones. En este contexto, los índices NDRE y MCARI, utilizados como variables proxy del contenido de clorofila y del estrés de la vegetación, (Barnes et al., 2000; Daughtry et al., 2000) evidencian una mayor variabilidad en el área A1, con coeficientes de variación de 16,81 % para el NDRE y 44,2 % para el MCARI (ver Tabla III). Estos valores contrastan con los obtenidos en el área A2, donde los coeficientes de variación alcanzan 11,26 % y 24,76 % (ver Tabla III) respectivamente, lo que sugiere una condición más homogénea de la vegetación en los sectores más alejados del área urbana. Asimismo, el comportamiento del índice NBR, ampliamente utilizado para la detección de disturbios y degradación de la cobertura vegetal, refuerza esta interpretación al evidenciar una mayor variabilidad en el área A1 (CV = 37,15 %) en comparación con A2 (CV = 22,43 %), así como la presencia de valores negativos en A1 (–0,272; ver Tabla III), lo que resulta compatible con una mayor proporción de suelos desnudos, áreas degradadas y/o una mayor intensidad de disturbios en la vegetación (Key y Benson, 2006). En relación con el NDSI, índice asociado a la reflexión de los suelos dentro del paisaje (Deng et al., 2015),

se registran valores mínimos cercanos a 0,2 y máximos de 0,78, umbrales que incluyen a ambas áreas de estudio. No obstante, la variabilidad del índice resulta moderada, con coeficientes de variación de 11,84 % para A1 y 9,03 % para A2. Esta relativa estabilidad en la respuesta espectral de los suelos sugiere que, si bien la exposición del suelo constituye un componente relevante en la configuración general del paisaje, su expresión espacial se encuentra condicionada por las características y la estructura de la vegetación, más que por diferencias abruptas en el sustrato edáfico entre ambas áreas.

Las áreas observadas no presentan cursos y/o cuerpos de agua identificables a partir del MNWDI, dado que se observan valores negativos del índice (Xu, 2006). Esto es aceptable para este tipo de paisaje natural, dado que las áreas bajas se cubren de agua en épocas de precipitaciones, situación que, a la fecha de captura de la imagen satelital utilizada, coincide con el inicio de esta época. No obstante, las condiciones de humedad reflejadas en el MNDWI (ver Tabla III) son mayores en A2 (mínimo de -0,64 y máximo de -0,28) respecto de A1 (mínimo de -0,70 y máximo de -0,317).

Análisis de las correlaciones entre los índices espectrales

Los análisis de correlación permiten identificar patrones asociativos entre los índices de vegetación, proporcionando evidencia cuantitativa para explicar la condición actual del paisaje. Comprender cómo se relacionan el estrés de la vegetación, la cobertura vegetal y la exposición del suelo es fundamental para interpretar los efectos combinados de la proximidad urbana y los procesos naturales.

En el área A1, los índices de vegetación presentan muy altas correlaciones positivas con los indicadores de estrés y clorofila ($r > 0,8$), lo cual es coherente con un paisaje en el que la estructura vegetal indica vigor y bajos niveles de estrés. La observación del NBR confirma parcialmente esta tendencia, mostrando una correlación positiva con MCARI ($r = 0,69$) pero de menor intensidad, lo que sugiere que la variabilidad del disturbio estructural y el estrés vegetal no están completamente acopladas. Esta condición puede estar influenciada por la disponibilidad de agua en el área, que manifiesta las más bajas correlaciones al comparar el MNDWI con NDVI, SAVI, NDRE y MCARI ($r = 0,18$, 0,34, 0,19 y 0,175, respectivamente), indicando que la humedad tiene un efecto relativamente limitado sobre la variabilidad de la vegetación en A1. La influencia del suelo sobre la vegetación se evidencia al correlacionar el NDSI con el SAVI, donde r disminuye a 0,59, en comparación con NDVI ($r = 0,73$). La comparación entre el efecto del suelo y el de la humedad muestra una correlación inversa y moderada ($r = -0,48$), indicando que áreas con mayor exposición de suelo tienden a coincidir con menor influencia de humedad sobre la vegetación. En conjunto, los análisis de correlación en A1 muestran que la variabilidad de la vegetación está fuertemente asociada con los índices de estrés y clorofila, mientras que los efectos del disturbio (NBR), la exposición del suelo (NDSI) y la disponibilidad de agua (MNDWI) tienen un papel

más moderado o independiente. Esto refleja un paisaje donde la estructura vegetal domina la configuración de los patrones observados, y donde los factores edáficos y hídricos modulan, pero no determinan, la heterogeneidad vegetal. Estos resultados establecen un marco de referencia para comparar los patrones de asociación en el área A2, más alejada de la influencia urbana.

En el espacio A2, los índices de vegetación mantienen una muy alta correlación positiva, lo que manifiesta la consolidación y vigorosidad de la cobertura vegetal en el área. De manera similar a lo observado en A1, el NBR evidencia una disminución en su correlación con el MCARI (r = 0,62), manteniéndose como una correlación positiva alta, aunque con indicios de disturbios que podrían estar asociados a variaciones en la estructura de la vegetación y a una menor respuesta del contenido de clorofila. La condición de humedad en A2 resulta más crítica que en A1, ya que el MNDWI presenta correlaciones débiles con los índices de vegetación, todas con valores de r inferiores a 0,26, lo que sugiere que la disponibilidad hídrica ejerce una influencia limitada sobre la variabilidad espectral de la vegetación en esta área, reforzando la idea de un sistema más estable y menos dependiente de fluctuaciones puntuales de humedad. En este contexto, la exposición del suelo adquiere relevancia en la configuración del paisaje, dado que el NDSI presenta correlaciones altas con la mayoría de los índices de vegetación, lo que indica un control edáfico relativo sobre la respuesta espectral. No obstante, su baja correlación con el NBR (r = 0,279) sugiere que los procesos de disturbios no están directamente asociados a la exposición del suelo, sino que responden a dinámicas estructurales de la cobertura vegetal. Estos patrones sugieren un sistema en el que la organización estructural de la vegetación constituye el principal factor explicativo de la respuesta espectral, mientras que las condiciones edáficas e hídricas actúan como factores moduladores que condicionan, pero no determinan, la variabilidad observada en el paisaje.

En conjunto, los patrones de correlación evidencian diferencias en la organización funcional de la vegetación entre A1 y A2, asociadas al gradiente de proximidad urbana. Mientras que en A1 se observa una mayor heterogeneidad en las relaciones entre vigor, estrés, disturbio, suelo y humedad, en A2 dichas relaciones resultan más estables y coherentes, lo que sugiere un sistema vegetal más consolidado y menos alterado.

Comparación de las condiciones generales de los índices espectrales a partir de ANOVA

Dado que ambas áreas forman parte de un mismo paisaje natural, se espera que, bajo condiciones predominantemente naturales, las variaciones en los elementos estructurales de la cobertura no difieran sustancialmente, preservando así la identidad del paisaje. No obstante, es esperable la existencia de diferencias espaciales asociadas a la dinámica interna del sistema y a gradientes ambientales locales. Cuando estas diferencias se intensifican de manera significativa, pueden reflejar

procesos de perturbación que conduzcan a configuraciones disclimáxicas, caracterizadas por una reducción progresiva de la cobertura vegetal y una transición hacia estados alternativos del paisaje. En este contexto, el análisis de varianza (ANOVA) constituye una herramienta estadística adecuada para evaluar si las diferencias observadas en los índices espectrales entre A1 y A2 son estadísticamente significativas y, por lo tanto, indicativas de procesos subyacentes que exceden la variabilidad natural esperable.

Los resultados del ANOVA de Welch (ver Tabla VIII) evidencian diferencias estadísticamente significativas entre A1 y A2 en todos los índices espectrales analizados, lo que indica que, aun formando parte de un mismo paisaje, ambas áreas presentan contrastes funcionales relevantes. Los mayores valores medios de NDVI, SAVI y NDRE en A2 sugieren una cobertura vegetal más consolidada y un mayor contenido de clorofila, compatibles con un sistema estructuralmente más estable. Esta interpretación se refuerza con el comportamiento del NBR, que muestra valores significativamente más altos en A2, indicando una menor influencia de disturbios y una mayor continuidad de la estructura vegetal. En contraste, A1 presenta valores relativamente menores en los índices de vigor y estructura, junto con una mayor heterogeneidad previamente evidenciada en los análisis de correlación, lo que resulta consistente con un paisaje sometido a perturbaciones recurrentes. Si bien el NDSI muestra diferencias estadísticamente significativas entre ambas áreas, la magnitud de esta diferencia es reducida, lo que sugiere que la exposición del suelo constituye un componente compartido del paisaje y no el factor principal que explica las divergencias observadas. En este sentido, las diferencias detectadas por el ANOVA reflejan principalmente variaciones en la organización estructural y funcional de la vegetación, más que contrastes edáficos abruptos, lo que resulta compatible con la presencia de condiciones más alteradas en los sectores más próximos a la influencia urbana.

Análisis de la influencia de la distancia al área urbana sobre el paisaje

De acuerdo con los principios formulados por Tobler (1972) en la Primera Ley de la Geografía, los fenómenos espaciales tienden a estar más estrechamente relacionados cuanto menor es la distancia que los separa. En este sentido, resulta esperable que la proximidad al área urbana se traduzca en mayores contrastes en los índices espectrales, como expresión de la intensificación de las interacciones entre el sistema antrópico y el paisaje natural. Esta influencia se manifiesta especialmente en los sectores periurbanos, donde la presión antrópica se materializa a través de intervenciones directas e indirectas sobre la cobertura vegetal y el suelo, tales como la modificación del drenaje, la apertura de caminos, el uso recreativo del espacio y la disposición informal de residuos, así como prácticas de aprovechamiento ganadero. En conjunto, estos procesos generan alteraciones en la estructura y funcionalidad del paisaje, cuya expresión puede ser captada mediante la variabilidad y los contrastes observados en los índices espectrales a lo largo del gradiente de distancia al área urbana.

En concordancia con este marco conceptual, la Figura 4 que representa la disposición de los índices espectrales en función de la distancia al área urbana, evidencia que el área A1 presenta mayores niveles de alteración de los índices en comparación con A2. No obstante, dentro de A1 se identifica un tramo del gradiente de distancia comprendido entre 0,4 y 0,8, en el cual los índices muestran una mayor estabilidad relativa. Este patrón sugiere condiciones más favorables de la formación vegetal, asociadas a una mayor densidad foliar, alta productividad, menores niveles de estrés, menor exposición del suelo y mayor contenido de humedad. En contraste, en el resto del gradiente (particularmente en los valores inferiores a 0,4) se observan mayores niveles de alteración de los índices espectrales, coincidentes con las áreas más próximas al entorno urbano (ver Figura 4). Por otra parte, en el área A2 se observa un incremento progresivo de los valores medios de los índices espectrales a lo largo del gradiente de distancia al área urbana, lo que sugiere una mayor estabilidad general del paisaje y condiciones estructurales y funcionales más favorables en los sectores más alejados. En particular, la vegetación presenta un aumento de la densidad y la productividad a mayores distancias (ver Figura 4 (A, B, C y D)), mientras que el contenido de humedad muestra un patrón coherente con esta tendencia (ver Figura 4 (E)). Asimismo, la estabilidad observada se ve reforzada por el comportamiento del índice NBR (ver Figura 4 (G)), cuya curva indica la ausencia de perturbaciones de gran magnitud, tanto antrópicas como naturales (por ejemplo, incendios), a lo largo del desarrollo espacial del paisaje.

En conjunto, los resultados evidencian que la distancia al área urbana influye de manera consistente en la estructura y funcionalidad del paisaje, con mayores alteraciones cerca del entorno urbano y una estabilidad progresiva hacia las zonas más alejadas, lo que refleja la intensidad decreciente de las presiones antrópicas a lo largo del gradiente.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en el presente estudio permiten afirmar que la proximidad al área urbana ejerce una influencia sobre los rasgos fisiológicos y estructurales del paisaje de Sabanas con Palmeras analizada en el AMGR. No se trata de un determinismo urbano, más bien, se conjugan con procesos naturales que alteran los paisajes de manera significativa. Esta situación se reflejó en las estadísticas y patrones de distribución de los índices espectrales, lo que sugiere una respuesta diferencial de la vegetación frente al gradiente de distancia al área urbana. En particular, los índices asociados al vigor, estrés y contenido de clorofila de la vegetación reflejaron variaciones sistemáticas en función de la distancia, indicando una alteración progresiva de las condiciones biofísicas del paisaje en sectores más próximos a la urbanización. Asimismo, los índices vinculados a la humedad, las propiedades ópticas del suelo y los cambios estructurales asociados a disturbios, como el fuego, aportaron evidencia complementaria sobre la complejidad de los procesos que inciden en la dinámica de estos ambientes naturales.

Estos resultados respaldan la hipótesis planteada, confirmando que la cercanía al área urbana se manifiesta en cambios detectables en la reflectividad espectral del paisaje, lo que pone de relieve el impacto de las actividades antrópicas sobre este tipo de ecosistemas. En este sentido, el uso de imágenes Sentinel-2 y de índices espectrales se consolida como una herramienta eficaz para el monitoreo espacial y estadístico de los ecosistemas en contextos periurbanos.

Como línea de investigación futura, se propone la aplicación de técnicas estadísticas clásicas y espaciales, tales como modelos de regresión, con el objetivo de cuantificar el grado de influencia de la distancia al área urbana sobre los índices espectrales analizados. Este enfoque permitiría el desarrollo de modelos con capacidad explicativa y predictiva, aplicables al estudio de paisajes naturales en su conjunto, y no únicamente a coberturas terrestres individuales.

Finalmente, los resultados obtenidos constituyen un insumo relevante para la planificación territorial y el diseño de políticas de conservación, al aportar evidencia empírica objetiva sobre el estado y la vulnerabilidad de los ambientes naturales de Sabanas con Palmeras en áreas sometidas a crecientes presiones urbanas.

Referencias bibliográficas

Abberton, M., Richard, C., y Batello, C. (Eds.). (2010). *Grassland carbon sequestration: Management, policy and economics*. Recuperado de https://www.fao.org/4/i1880e/i1880e.pdf

Alberto, J. A. (2006). El Chaco Oriental y sus fisonomías vegetales [The Eastern Chaco and its vegetable physiognomies]. *Geográfica Digital, 3*(5), 1–14. https://doi.org/10.30972/geo.352823

Alencar, A., Shimbo, J. Z., Lenti, F., Balzani Marques, C., Zimbres, B., Rosa, M., Arruda, V., Castro, I., Ribeiro, J. P. F. M., Varela, V., Alencar, I., Piontekowski, V., Ribeiro, V., Bustamante, M. C., Sano, E. E., & Barroso, M. (2020). Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth Engine platform. *Remote Sensing, 12*(6), 1-22. https://doi.org/10.3390/rs12060924

Almohamad, H., y Alshwesh, I. O. (2023). Evaluation of index-based methods for impervious surface mapping from Landsat-8 to cities in dry climates: A case study of Buraydah City, KSA. *Sustainability, 15*, 9704. https://doi.org/10.3390/su15129704

Barnes, E. M., Clarke, T. R., Richards, S. E., Colaizzi, P. D., Haberland, J., Kostrzewski, M., Waller, P., Choi, C., Riley, E., Thompson, T., Lascano, R. J., Li, H., y Moran, M. S. (2000). *Coincident detection of crop water stress, nitrogen status and canopy density using ground-based multispectral data*. Trabajo presentado en 5th International Conference on Precision Agriculture. Minneapolis, MN, United States.

Bannari, A., Morin, D., Bonn, F., y Huete, A. R. (1995). A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews, 13*(1–2), 95–120. https://doi.org/10.1080/02757259509532298

Bond, W. J., y Parr, C. L. (2010). Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation, 143*(10), 2395–2404. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.012

Campo-Bescós, M. A., Muñoz-Carpena, R., Southworth, J., Zhu, L., Waylen, P. R., y Bunting, E. (2013). Combined spatial and temporal effects of environmental controls on long-term monthly NDVI in the Southern Africa savanna. *Remote Sensing, 5*(12), 6513–6538. https://doi.org/10.3390/rs5126513

Cardozo, O. D. y Bondar, C.E. (2019). Estados de situación de coberturas y usos de la tierra en Latinoamérica. En G. Buzai (Comp). *Teoría y Métodos de la Geografía Cuantitativa. Libro 2: por una Geografía Empírica* (pp. 185-196). Luján, Argentina: Universidad Nacional de Luján.

Chuvieco, E. (2008). *Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio*. Barcelona: Ariel.

Daughtry, C. S. T., Walthall, C. L., Kim, M. S., De Colstoun, E. B., Y McMurtrey III, J. E. (2000). Estimating corn leaf chlorophyll concentration from leaf and canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment, 74*(2), 229–239. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00113-9

Da Silva, C. J., Insaurralde, J. A., y Cardozo, O. D. (2014). Cartografía de coberturas del suelo mediante sensores remotos, de la ciudad de Resistencia, Argentina (2013). *Revista Geográfica Digital, 11*(21). http://hum.unne.edu.ar/revistas/geoweb/Geo21/archivos/dasilva14.pdf

Da Silva, C. J., López, P. E., y Arias, F. C. (2022). Las inundaciones en las áreas urbanas: el caso del Área Metropolitana del Gran Resistencia. *Revista de Geografía Norte Grande, (82)*, 333–354. Recuperado de https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30081515017

Da Silva, C. J. (2022). *Zonificación del transporte en Resistencia (Chaco, Argentina) a partir de sistemas de información geográfica* (Tesis doctoral). Recuperado de http://repositorio.unne.edu.ar/handle/123456789/51163

Delaney, B., Tansey, K., y Whelan, M. (2025). Satellite remote sensing techniques and limitations for identifying bare soil. *Remote Sensing, 17*, 630. https://doi.org/10.3390/rs17040630

Deng, Y., Wu, C., Li, M., y Chen, R. (2015). RNDSI: A ratio normalized difference soil index for remote sensing of urban/suburban environments. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 39*, 40–48. https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.02.010

Escadafal, R., Belghith, A., Y Ben-Moussa, H. (1994). Indices spectraux pour la télédétection de la dégradation des milieux naturels en Tunisie aride. En *Actes du 6ème Symposium International sur les Mesures Physiques et Signatures en Télédétection* (pp. 253–259). Val d'Isère, Francia.

European Space Agency y Copernicus Data Space Ecosystem. (2025). *Sentinel-2 | Copernicus Data Space Ecosystem*. Copernicus Data Space Ecosystem. Recuperado de https://dataspace.copernicus.eu/data-collections/copernicus-sentinel-data/sentinel-2

Furlaneto Sampaio, A. C., Hoffmann, P. M., Gurski, E. M., Bizarro, O. R., Velazco, S. J. E., Bergmann Carlucci, M., Borgo, M., Monteiro Ferreira, M., Camargo Angelo, A., y Blum, C. T. (2025). Filling knowledge gaps: A methodological approach for the rapid investigation of species with restricted populations. *Perspectives in Ecology and Conservation, 23*(2), 130–140. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2025.04.003

García, R., González, A., y Benavidez-Silva, C. (2023). Análisis espacio-temporal del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado (NDVI) en el ecosistema bosque semideciduo piemontano del Catamayo Alamor. *CEDAMAZ*, *13*(2), 140-147. https://doi.org/10.54753/cedamaz.v13i2.2053

Gcayi, S. R., Adelabu, S. A., Nduku, L., y Chirima, J. G. (2024). A bibliometric analysis for remote sensing applications in bush encroachment mapping of grassland and savanna ecosystems. *Applied Geomatics, 16*, 881–896. https://doi.org/10.1007/s12518-024-00589-0

Ginzburg, R., Adámoli, J., Herrera, P., y Torrella, S. (2005). Los humedales del Chaco: Clasificación, inventario y mapeo a escala regional. *Miscelánea, 14*, 121–138. http://www.insugeo.org.ar/publicaciones/docs/misc-14-11.pdf

Gutiérrez-Castorena, E. V., Silva-Núñez, J. A., Gaytán-Martínez, F. D., Encinia-Uribe, V. V., Ramírez-Gómez, G. A., y Olivares-Sáenz, E. (2025). Evaluation of statistical models of NDVI and agronomic variables in a protected agriculture system. *Horticulturae, 11*(2), 131 https://doi.org/10.3390/horticulturae11020131

Helfenstein, I. S., Schneider, F. D., Schaepman, M. E., y Morsdorf, F. (2022). Assessing biodiversity from space: Impact of spatial and spectral resolution on trait-based functional diversity. *Remote Sensing of Environment, 275*, 113024. https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113024

Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment, 25*(3), 295–309.

Jan, S. L., y Shieh, G. (2014). Sample size determinations for Welch's test in one-way heteroscedastic ANOVA. *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology, 67*(1), 72–93. https://doi.org/10.1111/bmsp.12006

Key, C. H., y Benson, N. C. (2006). *Landscape assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio* (Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD: LA1–LA51). Ogden: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Lehmann, C. E. R., Anderson, T. M., Sankaran, M., Higgins, S. I., Archibald, S., Hoffmann, W. A., Hanan, N. P., Williams, R. J., Fensham, R. J., Felfili, J., Hutley, L. B., Ratnam, J., San Jose, J., Montes, R., Franklin, D., Russell-Smith, J., Ryan, C. M., Durigan, G., Hiernaux, P., Haidar, R., Bowman, D. M. J. S., y Bond, W. J. (2014). Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. *Science, 343*(6170), 548–552. https://doi.org/10.1126/science.1247355

Lewis, K., de V. Barros, F., Cure, M. B., et al. (2022). Mapping native and non-native vegetation in the Brazilian Cerrado using freely available satellite products. *Scientific Reports, 12*, 1588. https://doi.org/10.1038/s41598-022-05332-6

Li, G., Fang, C., Li, Y., Wang, Z., Sun, S., He, S., Qi, W., Bao, C., Ma, H., Fan, Y., Feng, Y., y Liu, X. (2022). Global impacts of future urban expansion on terrestrial vertebrate diversity. *Nature Communications, 13*, 1628. https://doi.org/10.1038/s41467-022-29324-2

López, P. E. (2025). Cambios en las coberturas de tierra y sus impactos en la temperatura del departamento Comandante Fernández (Chaco, Argentina). *Huellas, 29*(2), 153–161. https://doi.org/10.19137/huellas-2025-2919

Mc Donald, R. I., Forman, R. T. T., Kareiva, P., Neugarten, R., Salzer, D., y Fisher, J. (2009). Urban effects, distance, and protected areas in an urbanizing world. *Landscape and Urban Planning, 93*(1), 63–75. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.06.002

Montgomery, D. C. (2012). *Design and analysis of experiments* (8th ed.). Wiley.

Morello, J., y Adámoli, J. (1974). *Fitogeografía del Chaco: Consideraciones sobre su vegetación y clasificación*. Buenos Aires: INTA.

Morcillo-Pallarés, P., Rivera-Caicedo, J. P., Belda, S., De Grave, C., Burriel, H., Moreno, J., y Verrelst, J. (2019). Quantifying the robustness of vegetation indices through global sensitivity analysis of homogeneous and forest leaf-canopy radiative transfer models. *Remote Sensing, 11*(20), 2418. https://doi.org/10.3390/rs11202418

Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (2023). Biodiversidad. Recuperado el 10 de octubre, de 2025 de https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/biodiversity/

Pillar, V. D., y Overbeck, G. E. (2025). Nature conservation policies are biased toward forests and neglect grassy ecosystems worldwide. *Science, 388*(6747), eadx7441. https://doi.org/10.1126/science.adx7441

Pontius, J., Schaberg, P. G., y Hanavan, R. P. (2020). Remote sensing for early, detailed, and accurate detection of forest disturbance and decline for protection of biodiversity. En J. Cavender-Bares, J. A. Gamon, & P. A. Townsend (Eds.), *Remote sensing of plant biodiversity* (pp. 121–154). Cham: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-33157-3_6

Ramírez, L., y Pértile, V. (2013). Cambio de uso de suelo y tendencias de la expansión urbana entre 1990 y 2030 en Juan José Castelli y Villa Ángela, Chaco, Argentina. *Geografía y Sistemas de Información Geográfica (GEOSIG), 5*, 194–216. https://docs.wixstatic.com/ugd/79758e_86dffc357db74c17b170acd58bc1d69d.pdf

Ren, Q., He, C., Huang, Q., Zhang, D., Shi, P., y Lu, W. (2023). Impacts of global urban expansion on natural habitats undermine the 2050 vision for biodiversity. *Resources, Conservation and Recycling, 190*, 106834. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106834

Rikimaru, A., Roy, P. S., & Miyatake, S. (2002). Tropical forest cover density mapping (Bare Soil Index reference). *Tropical Ecology, 43*(1), 39–47.

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *Proceedings of the Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, 1*, 309–317.

Servicio Meteorológico Nacional. (2025). Valores climatológicos medios 1991–2020 (Resistencia Aero) [Gráfico]. https://www.smn.gob.ar/estadisticas

Seto, K. C., Güneralp, B., y Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 109*(40), 16083–16088. https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109

Simkin, R. D., Seto, K. C., McDonald, R. I., y Jetz, W. (2022). Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 119*(12), e2117297119. https://doi.org/10.1073/pnas.2117297119

Silveira, E. M. D. O., Mello, J. M. D., Acerbi, F. W., Reis, A. A. D., Withey, K. D., y Ruiz, L. A. (2017). Characterizing landscape spatial heterogeneity using semivariogram parameters derived from NDVI images. *Cerne, 23*(4), 413-422. https://doi.org/10.1590/01047760201723042370

Strahler, A. N., y Strahler, A. H. (2005). *Geografía física* (3.ª ed., reimpresión). Barcelona: Omega.

Tobler, W. R. (1972). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography, 46*(2), 234–240. https://doi.org/10.2307/143141

Tran, T. V., Reef, R., y Zhu, X. (2022). A review of spectral indices for mangrove remote sensing. *Remote Sensing, 14*, 4868. https://doi.org/10.3390/rs14194868

United Cities and Local Governments. (2018). Intermediary cities. Recuperado el 8 de octubre, de 2025 de https://www.uclg.org/en/agenda/intermediary-cities.

U.S. Geological Survey. (2025). *Landsat missions*. Recuperado el 10 de agosto de 2025, de https://www.usgs.gov/landsat-missions

Verrelst, J., Schaepman, M. E., Koetz, B., y Kneubühler, M. (2008). Angular sensitivity analysis of vegetation indices derived from CHRIS/PROBA data. *Remote Sensing of Environment, 112*(5), 2341–2353. https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.11.001

Wachiye, S., Pellikka, P., Rinne, J., Heiskanen, J., Abwanda, S., y Merbold, L. (2022). Effects of livestock and wildlife grazing intensity on soil carbon dioxide flux in the savanna grassland of Kenya. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 325*, 107713. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107713

Xu, H. (2006). Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing, 27*(14), 3025–3033. https://doi.org/10.1080/01431160600589179

Zoungrana, B. J.-B., y Dimobé, K. (2023). NDVI-derived vegetation trends and driving factors in West African Sudanian Savanna. *American Journal of Plant Sciences, 14*, 1130–1145. https://doi.org/10.4236/ajps.2023.1410077

Fecha de recepción: 12 de enero de 2026.
Fecha de aceptación: 3 de junio de 2026.

© 2026 por los autores; licencia otorgada a la Revista Universitaria de Geografía. Este artículo es de acceso abierto y distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia Atribución-NoComercial 4.0 Argentina de Creative Commons. Para ver una copia de esta licencia, visite https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/deed.es