



La variación temporal del índice NDVI predice los cambios temporales de la cobertura vegetal en las tierras secas de la Patagonia argentina

Juan J. Gaitán^{1,2,3,*} , Nicolás Ciano⁴ , Gabriel Oliva⁵ , Donaldo Bran⁶ , Lucas Butti⁷, Germán Carriac⁸, Cecilia Caruso⁹ , Walter Opazo⁹ , Daniela Ferrante⁵, Daniela Echevarria⁸ , Gustavo Buono¹⁰ , Anabella Fantozzi⁶ , Emilio Guirado¹¹ , Fernando T. Maestre^{11,12}

- (1) Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Instituto de Suelos-CNIA, Hurlingham 1686, Buenos Aires, Argentina.
- (2) Universidad Nacional de Luján, Departamento de Tecnología. Lujan 6700, Buenos Aires, Argentina.
- (3) Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Argentina (CONICET), Buenos Aires, Argentina.
- (4) Centro Regional Patagonia Sur – INTA, Trelew 9100, Chubut, Argentina.
- (5) INTA, EEA Santa Cruz, Río Gallegos 9400, Santa Cruz, Argentina.
- (6) Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias de Bariloche (IFAB) INTA-CONICET, San Carlos de Bariloche 8400, Río Negro, Argentina.
- (7) INTA, EEA Anguil, Anguil 6326, La Pampa, Argentina.
- (8) INTA, EEA Valle Inferior de Río Negro – Convenio Provincia de Río Negro-INTA, Viedma 8500, Río Negro, Argentina.
- (9) INTA, EEA Esquel, Esquel 9200, Chubut, Argentina.
- (10) INTA, EEA Chubut, Trelew 9100, Chubut, Argentina.
- (11) Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio “Ramon Margalef”, Universidad de Alicante. Carretera de San Vicente del Raspeig s/n, 03690 San Vicente del Raspeig, Alicante, España.
- (12) Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, Carretera de San Vicente del Raspeig s/n, 03690 San Vicente del Raspeig, Alicante, España.

* Autor de correspondencia: J. Gaitán [gaitan.juan@inta.gob.ar]

> Recibido el 30 de abril de 2021 - Aceptado el 23 de agosto de 2021

Como citar: Gaitán, J., Ciano, N., Oliva, G., Bran, D., Butti, L., Carriac, G., Caruso, C., Opazo, W., Ferrante, D., Echevarria, D., Buono, G., Fantozzi, A., Guirado, E., Maestre, F. 2021. La variación temporal del índice NDVI predice los cambios temporales de la cobertura vegetal en las tierras secas de la Patagonia argentina. *Ecosistemas* 30(3): 2229. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2229>

La variación temporal del índice NDVI predice los cambios temporales de la cobertura vegetal en las tierras secas de la Patagonia argentina

Resumen: La variación temporal del índice NDVI predice los cambios temporales de la cobertura vegetal en las tierras secas de la Patagonia argentina. En las tierras secas, la vegetación natural es una fuente importante de sustento para las comunidades que viven en ellas, dado que la utilizan como alimento, combustible y forraje para el ganado. Además de los bienes y servicios que brinda a las comunidades, la vegetación de las tierras secas también juega un papel importante en muchos procesos ecosistémicos, como por ejemplo el reciclaje de nutrientes o la protección del suelo frente a la erosión. Por lo tanto, el monitoreo a largo plazo de la cobertura vegetal es clave para la toma de decisiones en la gestión de estas regiones. En este estudio, analizamos la variación de la cobertura vegetal en 239 sitios de una red de monitoreo a largo plazo (red MARAS), en uno de los biomas de tierras secas más grandes del mundo: la estepa patagónica argentina. A continuación, la relacionamos con la variación de diferentes periodos del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI), obtenido del sensor MODIS, que sirve como variable predictora. El modelo empírico ajustado explicó hasta un 40% de la variación en la cobertura vegetal medida a campo. Con este sencillo modelo empírico hemos estimado y cartografiado los cambios temporales en la cobertura vegetal de un extenso bioma de tierras secas a bajo coste.

Palabras clave: desertificación; indicadores; monitoreo; sensores remotos

Temporal variations on NDVI predict temporal changes in vegetation cover across Patagonian drylands (Argentina)

Abstract: Temporal variations on NDVI predict temporal changes in vegetation cover across Patagonian drylands (Argentina). In drylands, natural vegetation is an important source of livelihood as they provide food, fuel and forage for livestock. In addition to the provision of goods and services, dryland vegetation also plays an important role in many ecological processes, such as recycling nutrients or protecting the soil from erosion. Long-term monitoring of vegetation cover is therefore key for decision-making and management of these regions. In this study, we analyze the variation of vegetation cover in 239 sites of a long-term monitoring network (MARAS network), in one of the largest dryland biomes in the world: the Argentine Patagonian steppe. Then we relate it to the variation of different periods of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), obtained from the MODIS sensor, which serve as a predictor variable. The adjusted empirical model explained up to 40% of the variation in the vegetation cover measured in the field. With this simple empirical model we have estimated and mapped temporal changes in the vegetation cover of a large dryland biome at low cost.

Keywords: desertification; indicators; monitoring; remote sensing

Introducción

Las tierras secas, definidas como las regiones en las cuales el cociente entre la precipitación anual y la evapotranspiración potencial (índice de aridez) se encuentra entre 0.05 y 0.65, cubren alrededor del 41% de la superficie terrestre (Cherlet et al. 2018). Estas regiones se caracterizan por unas condiciones climáticas adversas, con precipitaciones escasas y altamente variables, temperaturas extremas y alta evapotranspiración potencial (Whitford 2002). Debido a sus restricciones climáticas, solo el 25% de las tierras secas del mundo están dedicadas a la agricultura, mientras que más del 65% de ellas se utilizan para el pastoreo de ganado doméstico (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Esta actividad es fundamental para el desarrollo de las poblaciones humanas que habitan en las tierras secas, sobre todo en las zonas más pobres (Mehrabi et al. 2020). También es en muchas zonas un motor de degradación de la tierra y desertificación (D'Odorico et al. 2013), definida por las Naciones Unidas como "degradación de la tierra en zonas áridas, semiáridas y seco-subhúmedas resultante de varios factores, incluyendo las variaciones climáticas y las actividades humanas". Dada su importancia sociopolítica y ecológica, la desertificación se está convirtiendo en uno de los principales problemas ambientales a nivel global. En respuesta a la pregunta de cómo abordar la desertificación, la comunidad internacional adoptó la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CLD) en 1994 (<https://www.unccd.int/>). A pesar de que 197 países han ratificado la CLD, se ha avanzado poco en la solución del problema. Uno de los factores limitantes es la falta de métodos científicamente sólidos para monitorear la desertificación (Verón et al. 2006). En este sentido, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio destacó ya en 2005 la falta de un seguimiento y una evaluación suficientes de la desertificación y la degradación de las tierras y afirmó que "sin una base de referencia científicamente sólida y coherente de la desertificación, la identificación de prioridades y el seguimiento de las consecuencias de las acciones se ven seriamente restringidas" (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

La cobertura vegetal en los ecosistemas de tierras secas es de gran importancia para el sustento del ganado doméstico (Puigdefábregas 1998) y, además, interviene en procesos clave como el reciclaje y almacenamiento de nutrientes del suelo (Maestre y Escudero 2009), la actividad microbiana (Smith et al. 1994) y la infiltración de agua en el suelo (Vásquez-Méndez et al. 2010). Por lo tanto, los cambios en la cobertura vegetal pueden promover fuertes cambios en el funcionamiento de los ecosistemas en las tierras secas (Van De Koppel y Rietkerk 2000). Varios estudios han analizado las pérdidas en la cobertura vegetal en estos ecosistemas, y las asociaron con las actividades humanas (por ejemplo, el sobrepastoreo, el cambio de uso de la tierra, la alteración de los regímenes de incendios) y/o las variaciones climáticas (Ej.: Weiss et al. 2001; Wessels et al. 2007; Omuto et al. 2010). La pérdida de la cobertura vegetal suele ir seguida de la erosión del suelo y el deterioro de la capacidad de almacenamiento de agua, lo que acaba provocando una disminución sustancial de la productividad biológica de la tierra y de su capacidad de proveer servicios ecosistémicos fundamentales (Berdugo et al. 2020).

La cobertura vegetal es un indicador importante del estado de salud de los ecosistemas de las tierras secas, por lo que el seguimiento de los cambios a largo plazo de esta variable en grandes extensiones espaciales es fundamental para: i) distinguir los impactos de la gestión humana de la tierra de los efectos de la variabilidad interanual y de las tendencias a largo plazo en las precipitaciones (Wessels et al. 2007; Hein et al. 2011), ii) evaluar el impacto de las políticas de gestión de los recursos naturales y apoyar la toma de decisiones para el establecimiento y ajuste de prácticas mejoradas de manejo de la tierra (Vogt et al. 2011) y iii) desarrollar señales de alerta temprana para prevenir la desertificación de las tierras secas (Reynolds et al. 2007; Saco et al. 2018). Se ha demostrado que los sensores remotos son una herramienta útil para monitorear los cambios en la vegetación en grandes áreas

y a largo plazo (Cohen et al. 2003). Varios índices han sido desarrollados a partir de los datos colectados por los sensores remotos para obtener información sobre las características de la superficie terrestre. El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), basado en la reflectancia del rojo y del infrarrojo cercano (Tucker 1979) se correlaciona con la biomasa, cobertura y la producción primaria neta aérea de la vegetación (Tucker et al. 1985; Prince 1991; Myneni et al. 1995; Gaitán et al. 2013). Por ello, el NDVI es un indicador ampliamente utilizado para evaluar los cambios en el estado de la vegetación a lo largo del tiempo (Pettorelli et al. 2005). En particular, las tendencias temporales en este índice se han utilizado para identificar áreas con tendencias negativas o positivas, indicando áreas con pérdidas o ganancias de cobertura o biomasa vegetal. Aunque, en general, estos resultados han de interpretarse como una degradación o mejora en el estado de salud de los ecosistemas, respectivamente (ej. Bai et al. 2008), ha sido demostrado que un aumento en la cobertura vegetal no necesariamente implica una mejora en la salud del ecosistema (Verón et al. 2006). Este enfoque ha sido aplicado en numerosos estudios que van desde la escala regional y nacional, hasta la continental y global (Evans y Geerken 2004; Herrmann et al. 2005; Wessels et al. 2007; Baldi et al. 2008; Gaitán et al. 2015). Sin embargo, los diferentes métodos de evaluación de tendencias y los datos de NDVI derivados de diferentes sensores (con distinta resolución espacial, temporal y/o radiométrica) conducen a respuestas contradictorias respecto a qué áreas están aumentando o reduciendo su cobertura vegetal (Hein y de Ridder 2006; Prince et al. 2007; Bai et al. 2008; Hellden y Tottrup 2008; Wessels 2009; de Jong et al. 2011). Probablemente, parte de esta controversia se debe a la falta de comprensión acerca de los cambios temporales en los datos de radiancia espectral medidos por sensores remotos y su relación con los cambios temporales en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Los estudios de campo podrían facilitar la validación o ayudar en la interpretación de las observaciones satelitales al proporcionar datos para calibrar modelos empíricos que relacionan la estructura y funcionalidad del ecosistema con los datos de los sensores remotos (Wessman 1994). Sin embargo, existen escasas redes de monitoreo de largo plazo en todo el mundo y relativamente pocos estudios han relacionado variaciones a largo plazo en los datos de campo de la vegetación con variaciones en los datos de satélite (ver por ejemplo Baldocchi et al. 2001 y otros estudios derivados de la red FLUXNET).

Este estudio es el primero en analizar los cambios temporales de datos satelitales y su relación con las variaciones en la cobertura vegetal, medidos en una red de sitios de monitoreo a largo plazo (red MARAS, acrónimo de "Monitoreo Ambiental para Regiones Áridas y Semiáridas", Oliva et al. 2019; Oliva et al. 2020) en uno de los biomas de tierras secas más grandes del mundo: la estepa patagónica argentina (sur de América del Sur). Los objetivos de este estudio fueron: i) probar si podemos predecir los cambios temporales en la cobertura vegetal (medidos *in situ*) a partir de la variación temporal en los datos del NDVI y ii) utilizar el modelo empírico temporal calibrado para estimar y mapear cambios en la cobertura vegetal entre 2000 y 2020 de la estepa patagónica argentina.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio es un territorio de aproximadamente 800.000 km² de tierras secas en la región patagónica, en el sur de Argentina. La precipitación media anual varía entre 100 y 750 mm. El centro y oeste de la región están dominados por masas de aire provenientes del océano Pacífico e influenciadas por la cordillera de los Andes, que imponen una barrera para las masas de aire húmedo, lo que determina un fuerte gradiente de lluvia oeste-este (principalmente concentrado en invierno). El noreste y el sur de la región también se ven afectados por masas de aire provenientes del océano Atlántico. Esto da como resultado una distribución estacional

más uniforme de las lluvias en estos sectores de la Patagonia. El patrón de temperatura sigue una distribución NO-SE de las isotermas. La temperatura media anual varía de 17 °C en el noreste a 4.5 °C en el sur (Paruelo et al. 1998). La vegetación de la Patagonia es muy heterogénea, tanto fisionómica como florísticamente, reflejando las características climáticas, topográficas y edáficas de la región. Los tipos de vegetación van desde pastizales (en la parte occidental y sur de la región), estepas y semidesiertos arbustivos-herbáceos (en el centro) y matorrales (en el noreste) (León et al. 1998). Los suelos dominantes tienen texturas franco-arenosas y arenosas y pertenecen principalmente a los órdenes Aridisoles y Entisoles (del Valle 1998). El pastoreo de herbívoros domésticos (principalmente ovinos) es el tipo de uso de la tierra más extendido en la zona. La introducción de ovinos se produjo a partir de fines del siglo XIX y se ha señalado que el sobrepastoreo es el principal agente de degradación de la tierra y desertificación en esta región (Oliva et al. 2016).

Muestreo de campo de la cobertura vegetal

El estudio se realizó en 239 sitios ubicados en el área de estudio (Fig. 1), los cuales forman parte de un sistema de monitoreo a largo plazo (red MARAS, Oliva et al. 2019; Oliva et al. 2020). Estos sitios se ubicaron en áreas planas (pendiente <10%), dentro de establecimientos ganaderos con un manejo representativo de la región. Dentro de cada sitio, se colocaron dos transectos de 50 m de largo, espaciados 6,5 m, en los cuales se realizaron censos de vegetación usando el método de intercepción de puntos (Müller-Dombois y Ellenberg 1974). A lo largo de cada transecto, se registró el tipo de superficie del suelo (vegetación, suelo desnudo u hojarasca) cada 20 cm (500 registros por sitio). El porcentaje de cobertura vegetal (CV) se calculó como el número total de registros de vegetación en relación con los 500 registros. La CV en cada sitio se evaluó dos veces (ver Fig. 2 para un ejemplo): la primera evaluación se llevó a cabo entre 2008 y 2013 (CVt1) y la segunda entre 2014 y 2018 (CVt2). La diferencia de tiempo medio entre ambas evaluaciones de cada sitio fue de 71.4 ± 16.8 meses.

Datos de sensores remotos

Los datos de NDVI para cada sitio se obtuvieron del producto MOD13Q1.006 derivados del espectrorradiómetro de imágenes de resolución moderada (MODIS por sus siglas en inglés), que proporciona 23 productos por año (recopilación de imágenes diarias en uno cada 16 días) con un tamaño de píxel de 250 m × 250 m (Didan 2015). La extracción de los datos se realizó desde la herramienta MODIS Global Subset Tool (<https://modis.ornl.gov/globalsubset/>). Estos datos están corregidos geométrica y atmosféricamente e incluyen un índice de calidad de los mismos basado en las condiciones ambientales en las que se registraron y que van de 0 (datos de buena calidad) a 4 (datos sin procesar o ausentes) (Justice et al. 2002). Se descartaron los datos con índice de calidad >1 y se reemplazaron por la media de las fechas más cercanas con índices de 0 ó 1 para evitar el uso de datos de baja calidad. Este reemplazo fue necesario en menos del 5% de los datos.

El área muestreada en el campo es más pequeña que el tamaño de píxel de MODIS; sin embargo, el desajuste espacial es reducido dado que los sitios de muestreo se ubicaron en áreas homogéneas para asegurar que el área muestreada sea representativa a nivel de píxel MODIS. Para comprobar esto, se utilizaron otros datos de NDVI con una resolución espacial mayor. Se utilizó la plataforma Google Earth Engine (<https://earthengine.google.com>) para extraer el valor medio de NDVI del Instrumento Multiespectral Sentinel-2 (tamaño de píxel de 10 m × 10 m) para el período 1 Julio

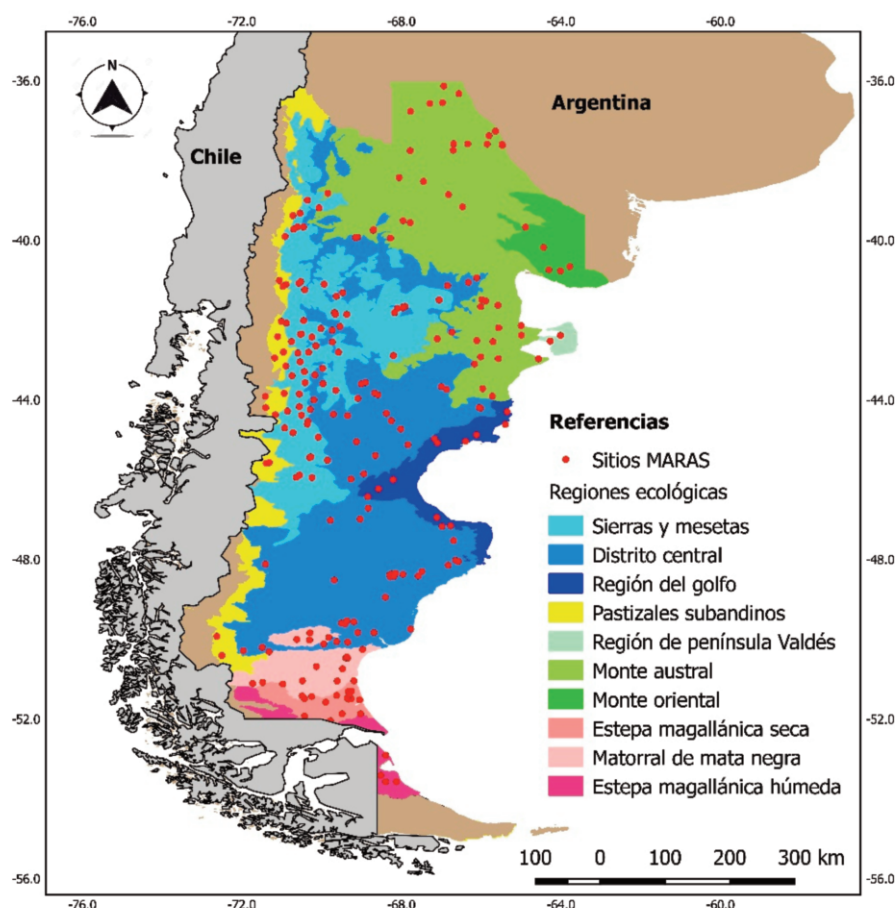


Figura 1. Regiones ecológicas (León et al. 1998) y ubicación de los 239 sitios de la red MARAS analizados. Sistema de referencia de coordenadas: WGS-84 (Sistema Geodésico Mundial 1984).

Figure 1. Ecological regions (León et al. 1998) and location of the 239 analyzed sites of the MARAS network analyzed. Coordinate reference system: WGS-84 (World Geodetic System 84).

de 2015 al 30 de junio de 2018. Se calculó el valor promedio de NDVI a partir de una matriz de píxeles de 5×5 (similar al tamaño de la parcela muestreada a campo) centrada en la ubicación de cada sitio y se comparó con el valor promedio de NDVI de una matriz de 25×25 de píxeles (similar al tamaño del píxel MODIS). Se halló una relación estrecha entre ambos valores promedio de NDVI ($R^2 = 0.96$, $P < 0.001$, **Apéndice I**), lo que sugiere que la parcela de medición de la cobertura vegetal se ubicó en áreas suficientemente homogéneas para evitar un desajuste de escala entre los datos de campo y los datos del satélite MODIS.

Análisis estadísticos

Se analizaron las relaciones entre el cambio en la cobertura vegetal ($DCV = CV_{t2} - CV_{t1}$), como variable dependiente, y diferentes períodos de cambio del NDVI, como variables independientes. Para identificar el período de NDVI que mejor explica la variación interanual en CV, se evaluó, mediante regresión lineal simple ordinaria, la relación entre DCV y el cambio en NDVI en diferentes períodos: $DNDVI_n$ es la diferencia entre las medias de NDVI de las n imágenes previas cercanas a los muestreos de campo (n varía entre 1 y 23). A modo de ejemplo: $DNDVI_{10}$ es la resta entre la media de

NDVI de las 10 imágenes previas a la medición de CV_{t2} menos la media de NDVI de las 10 imágenes previas a la medición de CV_{t1} (**Fig. 2**). Los análisis estadísticos se realizaron con el software SPSS, versión 17.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, EE. UU.).

Cartografía de los cambios en la cobertura vegetal

Se utilizó el modelo temporal ajustado, que relaciona las variaciones en el índice NDVI y de la cobertura vegetal medida a campo, para estimar y cartografiar el cambio en la cobertura vegetal en las tierras secas de la Patagonia en cuatro períodos: 2000-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020, así como en el período 2000-2020. Se utilizaron para ello las imágenes satelitales del producto MOD13Q1.006 derivados del sensor MODIS de los años 2000, 2005, 2010, 2015 y 2020. El período de NDVI que mejor explicó la variación de la cobertura vegetal se definió por las cuatro imágenes previas a las mediciones de campo (**Fig. 3**). Por lo tanto, se calculó el DNDVI de cada período de cinco años a partir de las medias de dos subperíodos de cuatro imágenes: 19 de febrero al 23 de abril y 17 de octubre al 19 de diciembre. No se incluyeron imágenes de otoño-invierno, a fin de minimizar la presencia de valores anómalos de NDVI por la presencia de nubes y/o nieve.

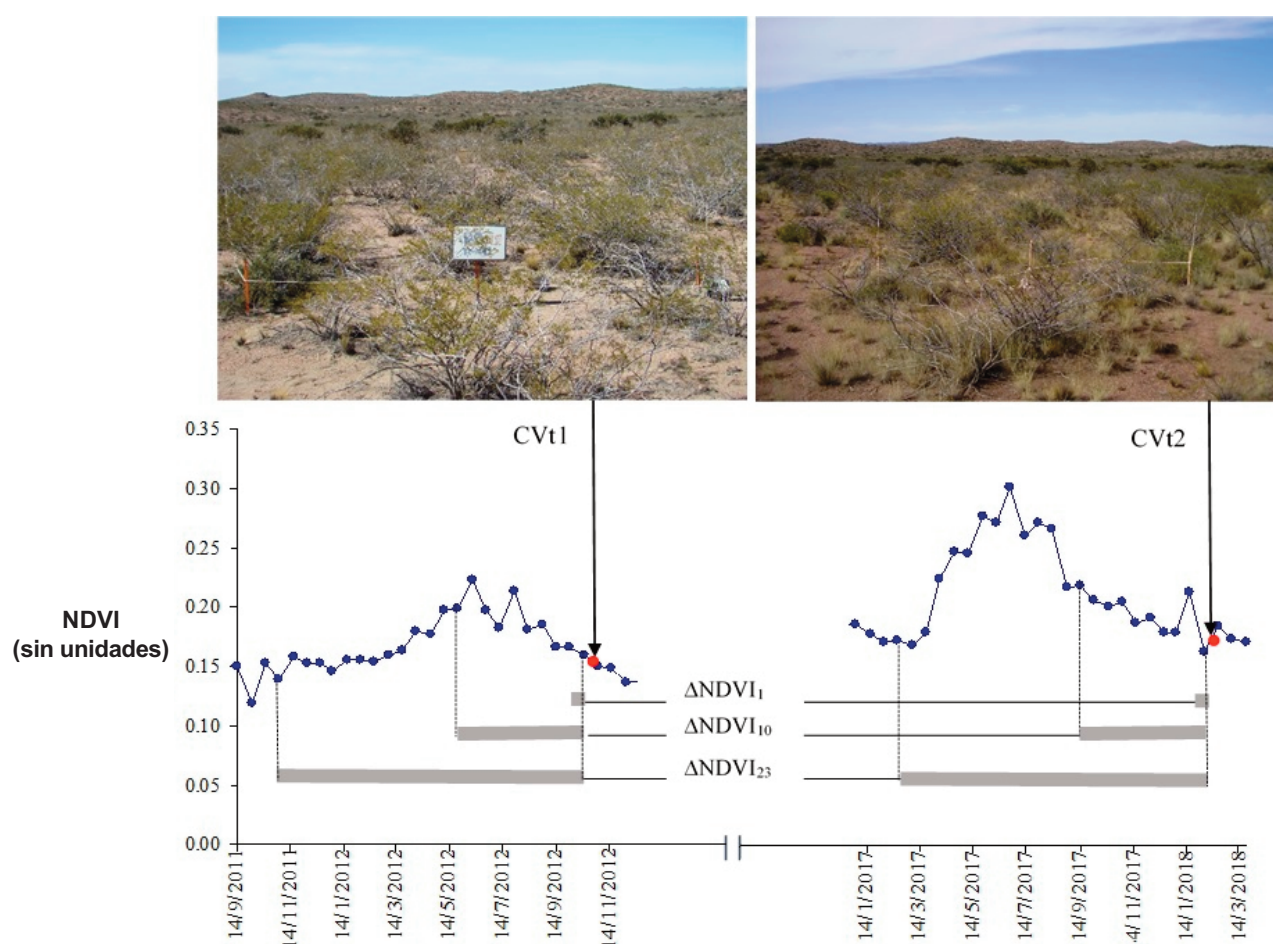


Figura 2. Ejemplo de un sitio de la red MARAS con dos mediciones de la cobertura vegetal: 25/10/2012 (CV_{t1}) and 16/02/2018 (CV_{t2}). En los paneles superiores se muestra una fotografía de este sitio en ambas fechas; en los inferiores se muestran los valores de NDVI obtenidos del producto MOD13Q1.006 derivados del espectrorradiómetro de imágenes de resolución moderada (MODIS). Los puntos rojos indican las fechas de las mediciones de campo. A modo de ejemplo, se muestran tres de los 23 diferentes períodos de NDVI usados como variables predictoras del cambio temporal en la cobertura vegetal: $DNDVI_1$ es la diferencia entre las imágenes previas más cercanas a la fecha del muestreo de campo en cada año y $DNDVI_{10}$ y $DNDVI_{23}$ son la diferencia entre las medias de las 10 y 23 imágenes previas cercanas al muestreo de campo en cada año, respectivamente.

Figure 2. Example of one site of the MARAS network with two field evaluations of vegetation cover: 25/10/2012 (CV_{t1}) and 16/02/2018 (CV_{t2}). The upper panels show photographs of this site in both periods, the lower panels show NDVI values obtained from the product MOD13Q1.006 derived from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensor. Red dots indicate the time of the field evaluations. As an example, three of the 23 different periods of NDVI used as predictor variables of the temporal change in vegetation cover are shown: $DNDVI_1$ is the difference between the previous images closest to the date of field sampling in each year and $DNDVI_{10}$ and $DNDVI_{23}$ are the difference between the means of the 10 and 23 previous images close to the field sampling in each year, respectively.

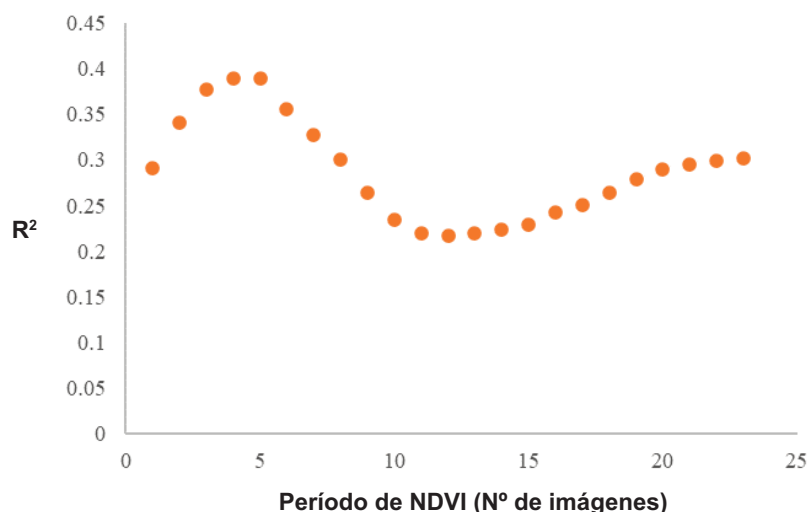


Figura 3. Coeficiente de determinación (R^2) de la regresión lineal simple entre el cambio de NDVI en diferentes períodos (número de imágenes MODIS previas a la medición de campo para calcular DNDVI, véase la Figura 2 para más detalles) y el cambio en cobertura vegetal entre la primera y segunda medición de campo.

Figure 3. Coefficient of determination (R^2) of the simple linear regression between the change in NDVI in different periods (number of MODIS images prior to field sampling to calculate DNDVI, see Figure 2 for more details) and the change in vegetation cover between the first and second field sampling.

Resultados

De los 239 sitios analizados de la red MARAS, 130 sitios (54.4%) mostraron mayor cobertura vegetal en la segunda evaluación en comparación con la primera (DCV = +9.0%, desvío estándar = 8.91). En contraste, 108 sitios (45.2%) mostraron menor cobertura vegetal en la segunda evaluación (DCV = -7.2%, desvío estándar = 5.01). Únicamente un sitio (0.5%) no mostró diferencias en la cobertura vegetal entre la primera y la segunda evaluación.

Los modelos ajustados con diferentes períodos de cambio temporal del índice NDVI explicaron del 20% al 40% de la diferencia temporal en la cobertura vegetal entre la primera y la segunda evaluación de campo. El ajuste con DNDVI₄ (diferencia en la media de NDVI de cuatro imágenes previas a la medición de campo en ambas evaluaciones) como variable predictora fue ligeramente mejor que los ajustes obtenidos con otras métricas de cambio de NDVI (Fig. 4).

Se usó el modelo temporal ajustado con DNDVI₄ para estimar y mapear el cambio en la cobertura vegetal en las tierras secas patagónicas en cuatro períodos: 2000 a 2005, 2005 a 2010, 2010 a 2015, 2015 a 2020 y el período completo 2000 a 2020 (Fig. 5). En los cuatro períodos analizados se observó que las mayores variaciones estimadas en la cobertura vegetal ocurrieron en el noreste (región del monte austral y del monte oriental) y en el sur (región de la estepa magallánica seca y húmeda) del área de estudio. Por el contrario, en el sector central se hallaron las regiones ecológicas más estables (sierras y mesetas y distrito central). En el período 2005 a 2010 se halló una tendencia negativa en la cobertura vegetal en casi toda el área, excepto en el sector noreste. Considerando todo el período de análisis (2000 a 2020) se estimaron incrementos en la cobertura vegetal en la franja oeste del área de estudio, correspondiente a la región ecológica de pastizales subandinos, mientras que en el noreste (monte oriental) y sur (estepa magallánica seca) se estimaron disminuciones en la cobertura vegetal (Fig. 5 y Fig. 6).

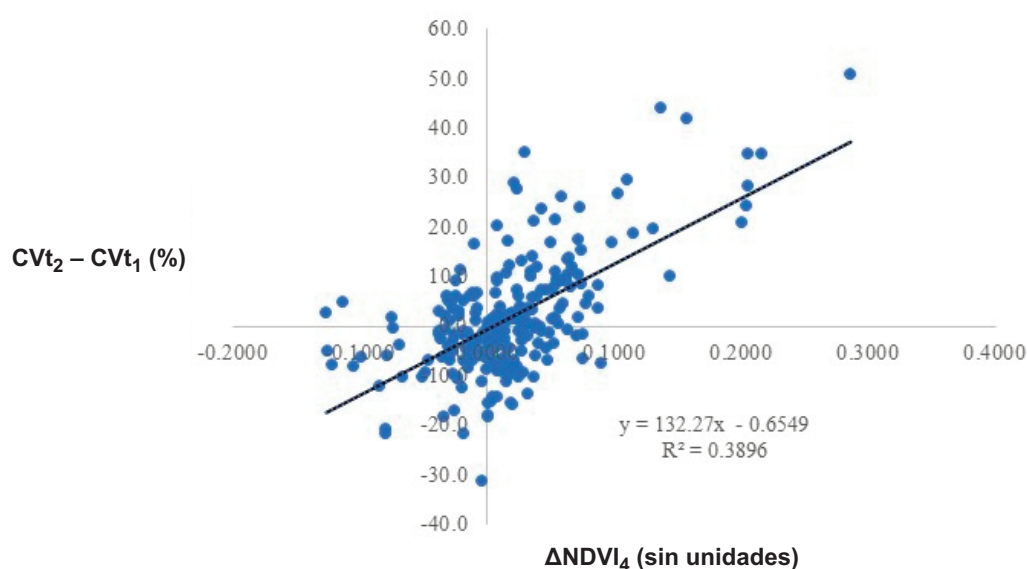


Figura 4. Relación entre el cambio de cobertura vegetal entre la segunda y primera medición de campo ($CVt_2 - CVt_1$) y la diferencia entre la media de cuatro imágenes previas cercanas al muestreo de campo en cada año (DNDVI₄).

Figure 4. Relationships between the change of vegetation cover in the second and the first field-measured evaluation ($CVt_2 - CVt_1$) and the difference between the mean of four previous images closest to the field sampling in each year (DNDVI₄).

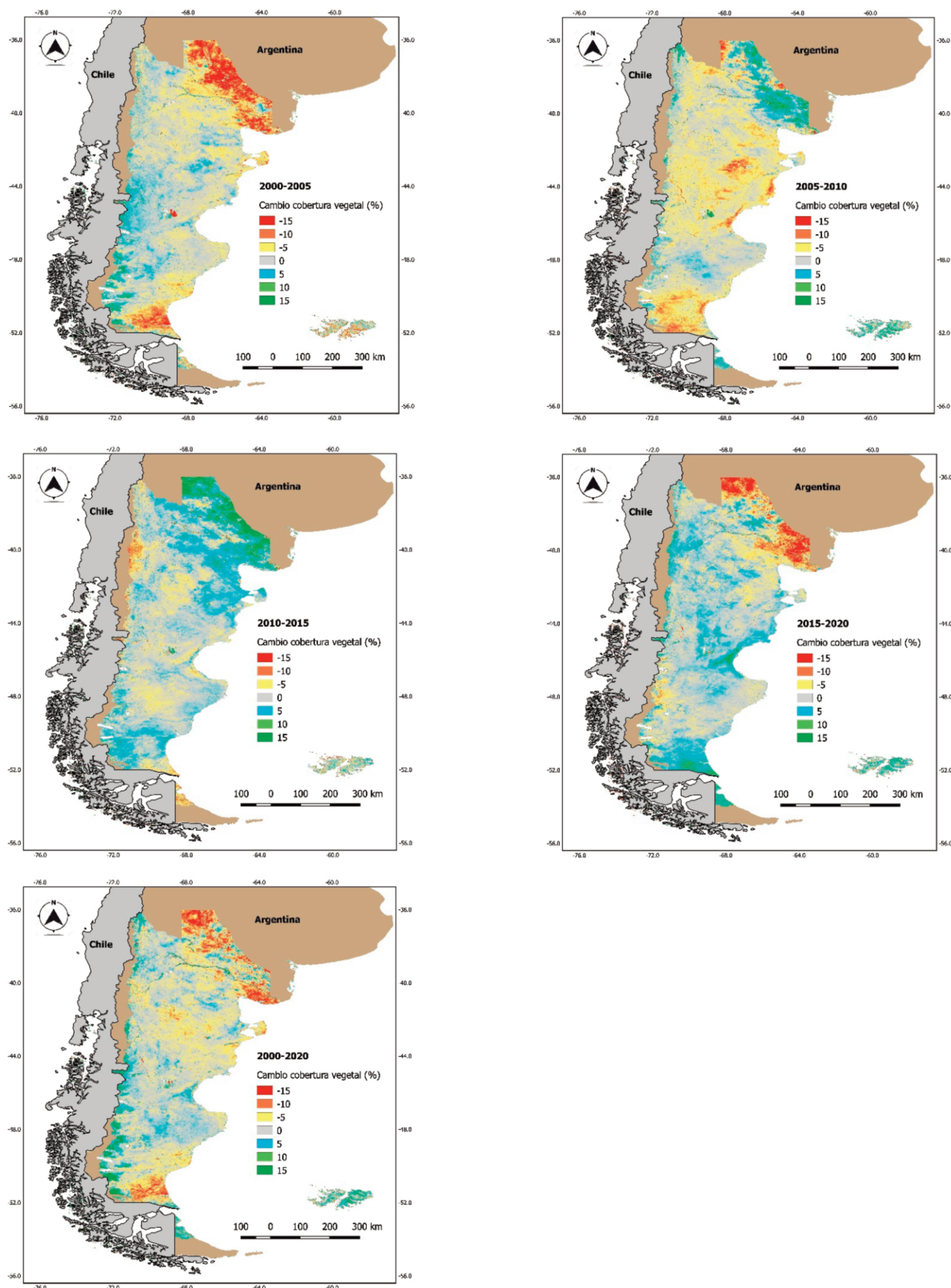


Figura 5. Cambios estimados en la cobertura vegetal en las tierras secas de la Patagonia en cuatro periodos: 2000-2005 (a), 2005-2010 (b), 2010-2015 (c), 2015-2020 (d) y el periodo completo 2000-2020 (e). Las estimaciones fueron realizadas con el modelo ajustado que utiliza la variación del índice NDVI como variable predictora (ver [Figura 4](#)). Sistema de referencia de coordenadas: WGS-84 (Sistema Geodésico Mundial 1984).

Figure 5. Estimated changes in vegetation cover across Patagonian drylands in four periods: 2000- 2005 (a), 2005-2010 (b), 2010-2015 (c), 2015-2020 (d) and the entire 2000-2020 period (e). The estimates were made with the adjusted model that uses the variation of NDVI as a predictor variable (see [Figure 4](#)). Coordinate reference system: WGS-84 (World Geodetic System 84).

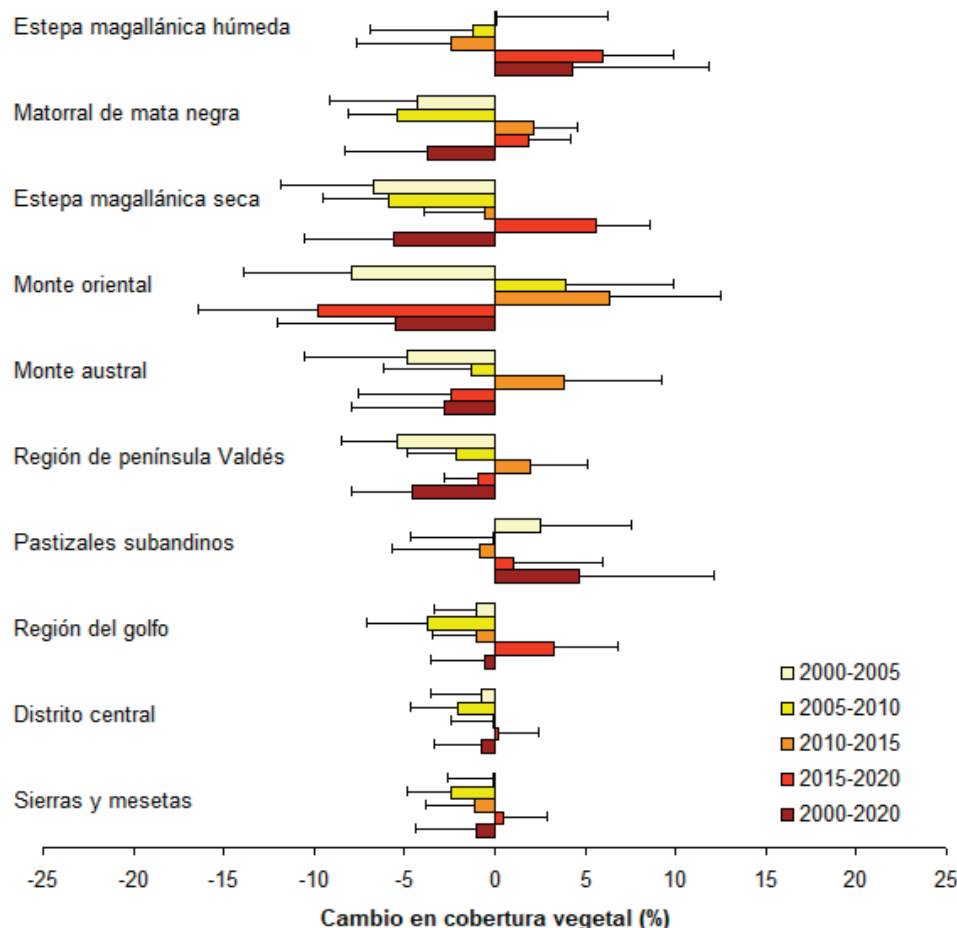


Figura 6. Cambios estimados en la cobertura vegetal en las regiones ecológicas (Fig. 1) de las tierras secas de la Patagonia argentina en cuatro períodos (2000-2005, 2005-2010, 2010-2015 y 2015-2020) y en el período completo (2000-2020). Las líneas sobre las barras indican el desvío estándar.

Figure 6. Estimated changes in vegetation cover in the ecological regions (Fig. 1) of the Patagonian drylands (Argentina) in four periods (2000-2005, 2005-2010, 2010-2015 and 2015-2020) and for the entire period (2000-2020). Lines above the bars indicate the standard deviation.

Discusión

El modelo empírico ajustado, basado en la variación interanual del índice NDVI como variable predictora, explicó hasta un 40% de la variación en la cobertura vegetal medida *in situ*. Este ajuste es alto considerando que varios factores pueden estar asociados con la varianza no explicada, tales como el tipo y la fenología de la vegetación, la ocurrencia de perturbaciones, cambios en el sensor o contaminación de la señal captada por éste, los cuales pueden afectar los valores de NDVI sin que haya cambios en la cobertura de la vegetación (Li et al. 2010). Por lo tanto, la generación de una herramienta que nos permita hacer un seguimiento de la cobertura de la vegetación, con este grado de ajuste, podría contribuir a la lucha contra los problemas inducidos por los procesos de cambio global en las tierras secas, para lo cual se requieren sistemas de monitoreo de los ecosistemas que permitan establecer las prioridades de gestión en estas áreas y evaluar los resultados de las acciones (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

La medición de las variaciones temporales en la cobertura vegetal es clave para el monitoreo de las tierras secas. Varios estudios han propuesto indicadores basados en la medición *in situ* de atributos de la vegetación, entre los que se incluyen: la cobertura total de la vegetación (Taylor 1986; Maestre y Escudero 2009), la composición y riqueza de especies (Krogh et al. 2002; Li et al. 2006, Landsberg y Crowley 2004; Cox et al. 2006; Maestre et al. 2012), la productividad primaria neta aérea (McNaughton et al. 1989; Cox et al. 2006) y el patrón espacial, tamaño y conectividad de las manchas de vegetación (Weltz et al. 1998; de Soyza et al. 1998; Cerda 1999; Kéfi et al. 2007). Es por ello que los sistemas de monitoreo

desarrollados para las tierras secas involucran la medición de varios de estos indicadores (National Research Council 1994; Pyke et al. 2002; Tongway y Hindley 2004; Herrick et al. 2005; Oliva et al. 2020). Sin embargo, en los trabajos de campo, el tiempo y los recursos humanos, materiales y económicos necesarios para instalar y evaluar periódicamente los sitios es elevado, lo que limita la implementación de programas de monitoreo a largo plazo a escala nacional o regional. Estas limitaciones son especialmente patentes en los países en desarrollo, que a su vez son los que poseen mayores proporciones de zonas áridas y, en general, son los más afectados por los procesos de desertificación y cambio global. Por estas razones, se han implementado muy pocos programas de monitoreo a largo plazo en las tierras secas, como la red MARAS, que comprendan áreas extensas y que involucren la medición de un gran número de sitios permanentes. Para resolver estas limitaciones, en los últimos años se han desarrollado metodologías para el monitoreo de las tierras secas basadas en el uso de índices derivados de sensores remotos, como estimadores de atributos de la vegetación. El análisis de series de tiempo de estos índices es una de las herramientas que los investigadores han utilizado para comprender la dinámica de la cobertura vegetal en estas regiones (Prince y Tucker 1986; Bastin et al. 1993; du Plessis 1999; Masseli y Rembold 2002; Holm et al. 2003; Anyamba y Tucker 2005; Wessels et al. 2007). La utilización de los sensores remotos tiene la ventaja de que permiten monitorear grandes áreas con un bajo costo y utilizando una aproximación común (Mildrexler et al. 2007), por lo que no es necesario definir protocolos de inter o extrapolación de observaciones puntuales (Paruelo 2008). Para la interpretación correcta de los cambios reflejados por los índices de vegetación, un

paso clave es la calibración y validación de estos índices con datos *in situ*. El NDVI es el índice de vegetación más ampliamente utilizado dado que ha presentado relaciones significativas con atributos clave de la estructura y funcionalidad de los ecosistemas, como la cantidad de biomasa (Tucker et al. 1985), el índice de área foliar (Steltzer y Welker 2006) y la productividad primaria neta aérea (Prince 1991; Paruelo et al. 1997). En un estudio previo, en la misma región de estudio, Gaitán et al. (2013) analizaron la relación entre nueve índices de vegetación y atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas y hallaron que el NDVI fue el mejor predictor de estos atributos. Sin embargo, la mayoría de estos estudios han analizado las relaciones entre el NDVI y atributos de los ecosistemas en el espacio y la validez de los modelos no ha sido probada en el tiempo. Por lo tanto, este estudio representa un avance en el análisis temporal de un conjunto de datos satelitales junto con mediciones de campo de la cobertura vegetal. El trabajo ha permitido estimar y cartografiar cambios temporales en el porcentaje de cobertura vegetal a partir de la variación temporal en los datos del índice NDVI, obtenido del sensor MODIS, en un extenso bioma de tierras secas como es la Patagonia argentina.

Nuestro estudio no permite comprender las causas de las variaciones en la cobertura vegetal. Esto se debe a la co-ocurrencia de variaciones en la cobertura vegetal provocadas por el clima e inducidas por el hombre. Gaitán et al. (2014a) hallaron que las precipitaciones y la temperatura ejercen un control importante sobre la media anual del índice NDVI. Esto podría explicar la tendencia negativa de la cobertura vegetal en el período 2005-2010 (Fig. 5b y Fig. 6), dado que la región ha sido afectada por un ciclo de sequía durante el mismo (Gaitán et al. 2014b). Por lo tanto, para una mejor interpretación de las causas que provocan los cambios en la cobertura vegetal y poder detectar aquellos relacionados con el manejo antrópico de las tierras secas, en futuros estudios se buscará desacoplar los efectos de la variabilidad climática sobre la cobertura vegetal (Evans y Geerken 2004; Herrmann et al. 2005; Wesels et al. 2007).

Conclusiones

En este estudio hemos demostrado que a partir de las variaciones temporales en el índice NDVI, obtenido del sensor MODIS, podemos estimar y cartografiar los cambios temporales en la cobertura vegetal de un extenso bioma de tierras secas, como lo es la estepa patagónica argentina, a bajo coste y con un modelo empírico sencillo. El establecimiento de redes de monitoreo, para medir en terreno atributos como la cobertura vegetal, si bien es fundamental para poder calibrar correctamente la información proporcionada por los satélites, es costoso en tiempo y recursos, lo que limita el número de sitios que podrán ser monitoreados periódicamente. Por lo tanto, el monitoreo de campo debe ser complementado con el análisis de datos proveniente de sensores remotos. Un elemento clave en la interpretación de los índices obtenidos de sensores remotos es la calibración y validación de modelos empíricos con datos de vegetación y suelos obtenidos *in situ*, que permitan relacionar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas con los datos satelitales.

Contribución de los autores

Juan J. Gaitán: análisis formal, conceptualización, redacción – borrador original, metodología, visualización. Nicolás Ciano: adquisición de fondos, supervisión, redacción - revisión y edición. Gabriel Oliva: administración del proyecto, curaduría de datos, redacción - revisión y edición. Donaldo Bran: curaduría de datos, redacción - revisión y edición. Lucas Butti: curaduría de datos, redacción - revisión y edición. Germán Cariac: curaduría de datos, redacción - revisión y edición. Cecilia Caruso: curaduría de datos, redacción - revisión y edición. Walter Opazo: curaduría de datos, redacción - revisión y edición. Daniela Ferrante: curaduría de datos, redacción - revisión y edición. Daniela Echevarría: curaduría de datos, redacción - revisión y edición. Gustavo Buono: curaduría de datos, re-

dacción - revisión y edición. Anabella Fantozzi: curaduría de datos, redacción - revisión y edición. Emilio Guirado: conceptualización, metodología, redacción - revisión y edición. Fernando T. Maestre: conceptualización, supervisión, redacción - revisión y edición.

Agradecimientos

La red MARAS ha sido financiada por el proyecto GEF Patagonia PNUD ARG 07/G35 (2008–2014) “Sustainable Management of Arid and Semiarid systems for desertification control in Patagonia” Argentina. Financiamiento adicional fue aportado por el Proyecto INTA PNNAT-1128035 “Observatorios de Sustentabilidad Rural”, Fundación ArgenINTA (2015–2016), Ley 25.422 para la Recuperación de la Ganadería Ovina de Argentina (2017–2019) y el Proyecto INTA PE i040 “Monitoreo de la degradación de tierras (2020-2021). El trabajo de FTM está financiado por el European Research Council (ERC Grant agreement 647038 [BIODESERT]) y la Generalitat Valenciana (CIDEAGENT/2018/041).

Referencias

- Anyamba, A., Tucker, C.J. 2005. Analysis of Sahelian vegetation dynamics using NOAA-AVHRR NDVI data from 1981–2003. *Journal of Arid Environments* 63(3): 596-614.
- Bai, Z.G., Dent, D.L., Olsson, L., Schaepman, M.E. 2008. Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use and Management* 24: 223-234.
- Baldi, G., Noretto, M.D., Aragón, M.R., Aversa, F., Paruelo J.M., Jobbágy, E.G. 2008. Long-term satellite NDVI datasets: Evaluating their ability to detect ecosystem functional changes in South America. *Sensors* 8:5397-5425.
- Baldocchi, D., Falge, E., Gu, L., Olson, R., Hollinger, D., Running, S., et al. 2001. FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society* 82: 2415-2434.
- Bastin, G.N., Pickup, G., Chewings, V.H., Pearce, G. 1993. Land degradation assessment in central Australia using a grazing gradient method. *The Rangeland Journal* 15(2): 190-216.
- Berdugo, M., Delgado-Baquerizo, M., Soliveres, S., Hernández-Clemente, R., Zhao, Y., Gaitán, J.J., et al. 2020. Global ecosystem thresholds driven by aridity. *Science*, 367(6479): 787-790.
- Cerda, A. 1999. Parent material and vegetation affect soil erosion in eastern Spain. *Soil Science Society of America Journal* 63: 362-368.
- Cherlet, M., Hutchinson, C., Reynolds, J., Hill, J., Sommer, S., Von Maltitz, G. 2018. *World atlas of desertification: Rethinking land degradation and sustainable land management*. Publications Office of the European Union.
- Cohen, W.B., Maersperger, T.K., Gower, S.T., Turner, D.P. 2003. An improved strategy for regression of biophysical variables and Landsat ETM+ data. *Remote Sensing of Environment* 84: 561-571.
- Cox, S.B., Bloch, C.P., Stevens, R.D., Huenneke, L.F. 2006. Productivity and species richness in an arid ecosystem : a long-term perspective. *Plant Ecology* 186: 1-12.
- de Jong, R., de Bruin, S., de Wit, A., Schaepman, M.E., Dent, D.L. 2011. Analysis of monotonic greening and browning trends from global NDVI time-series. *Remote Sensing of Environment* 115: 692-702.
- de Soyza, A.G., Whitford, W.G., Herrick, J.E., Van Zee, J.W., Havstad, K.M. 1998. Early warning indicators of desertification: examples of tests in the Chihuahuan Desert. *Journal of Arid Environments* 39: 101-112.
- del Valle, H.F. 1998. Patagonian soils: a regional synthesis. *Ecología Austral* 8: 103-124.
- Didan, K. 2015. MOD13Q1 MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m SIN Grid V006. Distributed by NASA EOSDIS Land Processes DAAC, <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13Q1.006>
- D’Odorico, P., Bhattachan, A., Davis, K.F., Ravi, S., Runyan, C.W. 2013. Global desertification: Drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources* 51: 326–344.
- Du Plessis, W.P. 1999. Linear regression relationships between NDVI, vegetation and rainfall in Etosha National Park, Namibia. *Journal of Arid Environments* 42(4): 235-260.
- Evans, J. Geerken, R. 2004. Discrimination between climate and human-induced dryland degradation. *Journal of Arid Environments* 57: 535-554.

- Hein, L., De Ridder, N. 2006. Desertification in the Sahel: a reinterpretation. *Global Change Biology* 12(5): 751-758.
- Hein, L., De Ridder, N., Hiernaux, P., Leemans, R., De Wit, A., Schaepman, M. 2011. Desertification in the Sahel: Towards better accounting for ecosystem dynamics in the interpretation of remote sensing images. *Journal of Arid Environments* 75(11): 1164-1172.
- Helldén, U., Tottrup, C. 2008. Regional desertification: A global synthesis. *Global and Planetary Change* 64(3-4): 169-176.
- Herrick, J.E., Van Zee, J.W., Havstad, K.M., Whitford, W.G. 2005. *Monitoring Manual for Grassland, Shrubland, and Savanna Ecosystems*. Volume II: Design Supplementary Methods and Interpretation. USDA-ARS, Las Cruces, NM, Estados Unidos.
- Herrmann, S.M., Anyamba, A., Tucker, C.J. 2005. Recent trends in vegetation dynamics in the African Sahel and their relationship to climate. *Global Environmental Change* 15: 394-404.
- Holm, A.M., Cridland, S.W., Roderick, M.L. 2003. The use of time-integrated NOAA NDVI data and rainfall to assess landscape degradation in the arid shrubland of Western Australia. *Remote Sensing of Environment* 85(2): 145-158.
- Gaitán, J.J., Bran, D., Oliva, G., Ciari, G., et al. 2013. Evaluating the performance of multiple remote sensing indices to predict the spatial variability of ecosystem structure and functioning in Patagonian steppes. *Ecological Indicators* 34: 181-191.
- Gaitán, J., Bran, D., Oliva, G., Maestre, F. et al. 2014a. Vegetation structure is as important as climate for explaining ecosystem function across Patagonian rangelands. *Journal of Ecology* 102, 1419-1428.
- Gaitán, J., Bran, D., Oliva, G., Maestre, F. et al. 2014b. Plant species richness and shrub cover attenuate drought effects on ecosystem functioning across Patagonian rangelands. *Biology Letters* 10, 20140673.
- Gaitán, J.J., Bran, D., Azcona, C. 2015. Tendencia del NDVI en el período 2000-2014 como indicador de la degradación de tierras en Argentina: ventajas y limitaciones. *Agriscientia* 32(2): 83-93.
- Justice, C., Townshend, J., Vermote, E., Masuoka, E. et al. 2002. An overview of MODIS Land data processing and product status. *Remote Sensing of Environment* 83: 3-15.
- Kéfi, S., Rietkerk, M., Alados, C.L., Pueyo, Y., Papanastasis, V.P., ElAich, A., De Ruiter, P.C. 2007. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature* 449: 213-217.
- Krogh, S.N., Zeisset, M.S., Jackson, E., Whitford, W.G. 2002. Presence/absence of a keystone species as an indicator of rangeland health. *Journal of Arid Environments* 50: 513-519.
- Landsberg, J., Crowley, G. 2004. Monitoring rangeland biodiversity: plants as indicators. *Austral Ecology* 29: 59-77.
- León, R.J.C., Bran, D., Collantes, M., Paruelo, J., Soriano, A. 1998. Grandes Unidades de Vegetación de la Patagonia. *Ecología Austral* 8: 125-144.
- Li, X. R., Jia, X.H., Dong, G.R. 2006. Influence of desertification on vegetation pattern variations in the cold semi-arid grasslands of Qinghai-Tibet Plateau, North-west China. *Journal of Arid Environments* 64: 505-522.
- Li, Z., Li, X., Wei, D., Xu, X., Wang, H. 2010. An assessment of correlation on MODIS-NDVI and EVI with natural vegetation coverage in Northern Hebei Province, China. *Procedia Environmental Sciences* 2: 964-969.
- Maestre, F.T., Escudero, A. 2009. Is the patch-size distribution of vegetation a suitable indicator of desertification processes?. *Ecology* 90: 1729-1735.
- Maestre, F.T., Quero, J.L., Gotelli, N.J., Escudero, A., et al. 2012. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science* 335: 214-218.
- Maselli, F., Rembold, F. 2002. Integration of LAC and GAC NDVI data to improve vegetation monitoring in semi-arid environments. *International Journal of Remote Sensing* 23(12): 2475-2488.
- McNaughton S.J., Oesterheld M., Frank D.A., Williams K.J. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341: 142-144.
- Mehrabi, Z., Gill, M., Wijk, M. van, Herrero, M., Ramankutty, N. 2020. Live-stock policy for sustainable development. *Nature Food* 1: 160-165.
- Mildrexler, D.J., Zhao, M., Heinsch, F.A., Running, S.W. 2007. A new satellite-based methodology for continental-scale disturbance detection. *Ecological Applications* 17: 235-250.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC, Estados Unidos.
- Myneni, R.B., Hall, F.G., Sellers, P.J., Marshak, A.L. 1995. The interpretation of spectral vegetation indexes. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 33(2): 481-486.
- Müller-Dombois, D.D., Ellenberg, H. 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. Wiley, New York. Estados Unidos. 547 pp.
- National Research Council 1994. *Rangeland health: new methods to classify, inventory, and monitor rangelands*. National Academy Press, Washington, D.C, Estados Unidos.
- Oliva, G., Gaitán, J., Ferrante, D. 2016. Humans cause deserts: evidence of irreversible changes in Argentinian Patagonia Rangelands. En: Behnke, R., Mortimore, M. (eds.), *The End of Desertification?*, pp. 363-386. Springer, Berlin, Heidelberg, Alemania.
- Oliva, G., Bran, D., Gaitán, J., Ferrante, D., Massara, V., Martínez, G.G., Paredes, P. 2019. Monitoring drylands: The MARAS system. *Journal of Arid Environments* 161: 55-63.
- Oliva, G., Dos Santos, E., Sofia, O., Umaña, F., Massara, V., Martínez, G.G., et al. 2020. The MARAS dataset, vegetation and soil characteristics of dryland rangelands across Patagonia. *Scientific Data*, 7(1): 1-14.
- Omuto, C.T., Vargas, R.R., Alim, M.S., Paron, P. 2010. Mixed-effects modelling of time series NDVI-rainfall relationship for detecting human-induced loss of vegetation cover in drylands. *Journal of Arid Environments* 74(11): 1552-1563.
- Paruelo, J. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17: 4-22.
- Paruelo, J.M., Epstein, H.E., Lauenroth, W.K., Burke, I.C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. *Ecology* 78: 953-958.
- Paruelo, J.M., Beltran, A., Jobbagy, E., Sala, O.E., Golluscio, R.A. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic. *Ecología Austral* 8: 85-101.
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Tucker, C.J., Stenseth, N.C. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20(9): 503-510.
- Prince, S.D. 1991. Satellite remote sensing of primary production: comparison of results for Sahelian grasslands 1981-1988. *International Journal of Remote Sensing* 12: 1301-1311.
- Prince, S.D., Tucker, C.J. 1986. Satellite remote sensing of rangelands in Botswana II. NOAA AVHRR and herbaceous vegetation. *International Journal of Remote Sensing* 7(11): 1555-1570.
- Prince, S.D., Wessels, K.J., Tucker, C.J., Nicholson, S.E. 2007. Desertification in the Sahel: a reinterpretation of a reinterpretation. *Global Change Biology* 13(7): 1308-1313.
- Puigdefábregas, J.P. 1998. Ecological impacts of global change on drylands and their implications for desertification. *Land Degradation and Development* 9: 393-406.
- Pyke, D.A., Herrick, J.E., Shaver, P.L., Pellant, M. 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment. *Journal of Range Management* 55: 584-597.
- Reynolds, J.F., Maestre, F.T., Kemp, P.R., Stafford-Smith, D.M., Lambin, E. 2007. Natural and human dimensions of land degradation in drylands: causes and consequences. En: Canadell, J., Pataki, D. y Pitelka, L. F., (eds.), *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, pp. 247-258. Springer-Verlag, Berlin, Alemania.
- Saco, P.M., Moreno-de las Heras, M., Keesstra, S., Baartman, J., Yetemen, O., Rodríguez, J.F. 2018. Vegetation and soil degradation in drylands: non linear feedbacks and early warning signals. *Current Opinion in Environmental Science and Health* 5: 67-72.
- Smith, J.L., Halvorson, J.J., Bolton, H. 1994. Spatial relationships of soil microbial biomass and C and N mineralization in a semiarid-arid shrub-steppe ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1151-1159.
- Steltzer, H., Welker, J. M. 2006. Modeling the effect of photosynthetic vegetation properties on the NDVI-LAI relationship. *Ecology* 87: 2765-2772.
- Taylor, J.E. 1986. Cover Data in Monitoring Rangeland Vegetation. En: *Use of Cover, Soils and Weather Data in Rangeland Monitoring Symposium Proceedings*, pp. 15-24. Society for Range Management, Denver, CO, Estados Unidos.
- Tongway, D.J., Hindley, N. 2004. *Landscape Function Analysis: Procedures for Monitoring and Assessing Landscapes with Special Reference to Minesites and Rangelands*. CSIRO Sustainable Ecosystems (p. 82). Canberra, Australia.
- Tucker, C.J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8: 127-150.

- Tucker, C.J., Vanpreat, C.L., Sharman, M.J., Van Ittersum, G. 1985. Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the Senegalese Sahel: 1980-1984. *International Journal of Remote Sensing* 7: 233-249.
- Van De Koppel, J., Rietkerk, M. 2000. Herbivore regulation and irreversible vegetation change in semi-arid grazing systems. *Oikos* 90(2): 253-260.
- Vásquez-Méndez, R., Ventura-Ramos, E., Oleschko, K., Hernández-Sandoval, L., Parrot, J.F., Nearing, M.A. 2010. Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid Central Mexico. *Catena* 80: 162-169.
- Verón, S.R., Paruelo, J.M., Oesterheld, M. 2006. Assessing desertification. *Journal of Arid Environments* 66: 751-763.
- Vogt, J.V., Safriel, U., Von Maltitz, G., Sokona, Y., et al. 2011. Monitoring and assessment of land degradation and desertification: towards new conceptual and integrated approaches. *Land Degradation and Development* 22: 150-165.
- Weiss, E., Marsh, S.E., Pfirman, E.S. 2001. Application of NOAA-AVHRR NDVI time-series data to assess changes in Saudi Arabia's rangelands. *International Journal of Remote Sensing* 22(6): 1005-1027.
- Weltz, M.A., Kidwell, M.R., Fox, H.D. 1998. Influence of abiotic and biotic factors in measuring and modeling soil erosion on rangelands: state of knowledge. *Journal of Range Management* 51: 482-495.
- Wessels, K.J. 2009. Letter to the editor: comments on 'Proxy global assessment of land degradation'. *Soil Use and Management* 25: 91-92.
- Wessels, K.J., Prince, S.D., Malherbe, J., Small, J., Frost, P.E., VanZyl, D. 2007. Can human-induced land degradation be distinguished from the effects of rainfall variability? A case study in South Africa. *Journal of Arid Environments* 68(2): 271-297.
- Wessman, C.A. 1994. Remote sensing and the estimation of ecosystem parameters and functions. *Remote Sensing* 4: 39-56.
- Whitford, W.G. 2002. *Ecology of desert systems*. Academic Press, an Elsevier Science Imprint, San Diego, California, Estados Unidos.

Apéndice I

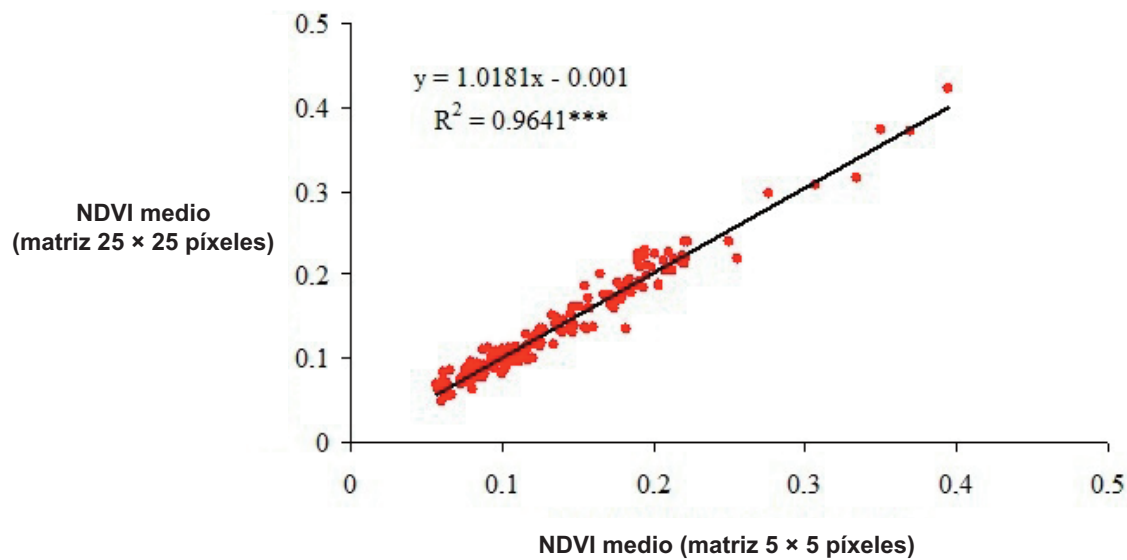


Figura 1. Relación entre el NDVI medio utilizando una matriz de píxeles de 5 × 5 (50 m × 50 m) y el NDVI medio utilizando una matriz de píxeles de 25 × 25 (250 m × 250 m) centrada en la ubicación de cada parcela de campo. Los datos se obtuvieron del instrumento multiespectral Sentinel-2 para el período comprendido entre el 1 de julio de 2015 y el 30 de junio de 2018. *** $P < 0.001$.

Figure 1. Relationship between the mean NDVI using a 5 × 5 matrix of pixels (50 m × 50 m) and the mean NDVI using a 25 × 25 matrix of pixels (250 m × 250 m) centered on each field site location. These data were gathered from the Sentinel-2 Multispectral Instrument for the period 1 July 2015 to 30 June 2018. *** $P < 0.001$.