

¿LOS CULTIVOS DE VID DEL VALLE DE TULUM (SAN JUAN) PRODUCEN HOMOGENEIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN NATURAL?

Valeria E. Campos^{1, 2*} y Emilce Amatta^{2*}

¹ Universidad Nacional de San Juan, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, San Juan, Argentina

² Universidad Nacional de San Juan – CUIM, CIGEOBIO, UNSJ CONICET, San Juan, Argentina

*Email: vcampos@unsj-cuim.edu.ar / emilceamatta@unsj-cuim.edu.ar

Recibido: 24/05/2022
Aceptado: 02/09/2022

RESUMEN

La expansión de los cultivos y la intensificación de las prácticas agrícolas afectan la biodiversidad de los paisajes agrícolas. El objetivo de este trabajo fue evaluar si el cultivo de vid afecta la composición, estructura y funcionalidad de la vegetación. El estudio se realizó en seis sitios de la ecorregión del Desierto del Monte, aledaños a los viñedos del Valle de Tulum, San Juan, Argentina. En cada sitio se seleccionaron tres parcelas (30 x 30 m) a 100 m del viñedo (áreas adyacentes) y tres parcelas (30 x 30 m) a 1 km del viñedo (áreas distantes). Se trabajó a dos escalas: (i) mesoescala en la parcela (30 x 30 m; 1 píxel), con indicadores ecológicos de composición (riqueza, diversidad, abundancia de estratos) de la vegetación, y (ii) macroescala (90 x 90 m, tomando como centro la parcela; 3 x 3 píxeles), con indicadores de estructura (horizontal y vertical) y funcionalidad (biomasa) de la vegetación. La riqueza y diversidad de especies (mesoescala) no difirió entre sitios, pero la abundancia del estrato arbustivo fue mayor en áreas adyacentes. La heterogeneidad en estructura y biomasa de la vegetación (macroescala) fue mayor en áreas distantes. Estos resultados sugieren que el cultivo de vid afectaría la biodiversidad del paisaje al causar un proceso de homogeneización de la vegetación. Abarcar el estudio de distintos indicadores ecológicos a diferentes escalas espaciales permitiría conocer cómo la producción en viñedos puede impactar el funcionamiento y la dinámica de las poblaciones vegetales de la ecorregión del Desierto del Monte.

Palabras clave: agroecosistema, vegetación nativa, ecosistema árido, indicadores ecológicos, viñedos.

DO THE VINEYARDS FROM VALLE DE TULUM (SAN JUAN) CAUSE THE HOMOGENIZATION OF THE NATURAL VEGETATION?

SUMMARY

The expansion of crops and the intensification of agricultural practices affect the biodiversity in agricultural landscapes. The objective of this work was to evaluate if the vineyards affect the composition, structure, and functionality of the vegetation. The study was carried out in six sites from the Monte Desert ecoregion, adjacent to the vineyards of the Tulum Valley, San Juan, Argentina. At each site, three plots were selected (30 x 30 m) 100 m from the vineyard (adjacent areas) and three plots (30 x 30 m) 1 km from the vineyard (far-away areas). We worked at two scales: (i) mesoscale in the plot (30 x 30 m; 1 pixel), with ecological indicators of composition (richness, diversity, abundance of strata) of the vegetation, and (ii) macroscale (90 x 90 m, taking the plot as the center; 3 x 3 pixels), with indicators of structure (horizontal and vertical) and functionality (biomass) of the vegetation. Species richness and diversity (mesoscale) did not differ between sites, but the abundance of the shrub layer was higher in adjacent areas than in far-away areas. The heterogeneity in structure and biomass of the vegetation (macroscale) was greater in the far-away areas than in adjacent areas. These results suggest that the vineyard would affect the biodiversity of the landscape by causing the homogenization of the vegetation. Covering the study of different ecological indicators at different spatial scales would allow us to know how vineyards can affect the functioning and dynamics of vegetation in the Monte Desert ecoregion.

Key words: agroecosystem, native vegetation, arid ecosystem, ecological indicators, vineyards.

INTRODUCCIÓN

Una consecuencia de las actividades humanas es el aumento del cambio en la cobertura del territorio destinado a cultivos y áreas urbanas (FAO, 2020). A nivel mundial, los impactos ambientales del modelo agrícola actual son causados por la acelerada expansión e intensificación de las áreas cultivadas (Foley *et al.*, 2011). La expansión se refiere a la producción de los cultivos en nuevas áreas e involucra el reemplazo de los ecosistemas naturales (Foley *et al.*, 2011). La intensificación, en cambio, implica el manejo de los cultivos para aumentar la producción (Foley *et al.*, 2011). En las últimas décadas, la intensificación ha permitido aumentar la productividad y la rentabilidad de los sistemas de cultivo a través de un uso mayor de insumos (combustible, agroquímicos) y la aplicación de ciertas prácticas agrícolas (uso de pesticidas, fertilizantes, rotaciones cortas de cultivos, uso de maquinaria, sistemas de riego) (Concepción y Díaz, 2013) que aumentan la homogeneización a escala local (Reverter *et al.*, 2021). En particular, las áreas adyacentes a los viñedos (*e.g.* bordes) serían las más afectadas por estas perturbaciones debido a que se favorecería la proliferación de determinadas especies y la pérdida de otras, generando así un proceso endógeno de homogeneización biótica (Tabarelli *et al.*, 2012). En general, durante el proceso de homogeneización biótica se propagan especies exóticas que colonizan el sitio acelerando la exclusión de las especies nativas (Quian y Ricklefs, 2006). En algunos casos, las especies nativas pueden experimentar un proceso endógeno de homogeneización que genera la hiper-proliferación de algunas especies nativas, pudiendo provocar patrones de mono dominancia comunitaria hasta ahora considerados exclusivos de las especies exóticas (Guo y Ricklefs, 2010).

Para evaluar el estado de un ecosistema se pueden utilizar distintos indicadores ecológicos de atributos de composición (identidad y riqueza de especies, diversidad), estructura (arreglo tridimensional de la vegetación) y funcionalidad (procesos ecológicos, productividad, tasas de crecimiento) (Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001). Estos indicadores brindan información que puede utilizarse como una alerta temprana de cambios provocados por el uso de la tierra y permiten, a su vez, evaluar tendencias a lo largo del tiempo (Dale y Beyeler, 2001). Además, se pueden obtener mediante distintas metodologías, como relevamientos a campo e información derivada de sensores remotos. Por otra parte, estos indicadores deben cumplir con determinadas características,

como tener bajo costo de medición, ser confiables y repetibles, ser sensibles a los disturbios y al manejo, permitir la evaluación continua y ser ecológicamente relevantes. Sin embargo, debido a que ningún indicador posee todas estas propiedades, es recomendable utilizar un conjunto de indicadores que sean complementarios para evaluar el estado de un ecosistema (Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001). Además, considerando que un fenómeno ecológico que ocurre a una escala puede depender de los mecanismos que actúan a otra escala, la evaluación del estado de un ecosistema también debería abordarse considerando distintas escalas espaciales (García, 2008).

Actualmente, los estudios sobre biodiversidad y servicios ecosistémicos asociados a viñedos se encuentran en aumento, ya que a nivel mundial estos cultivos están experimentando una fuerte expansión (Paiola *et al.*, 2020). Sin embargo, la mayoría de estos trabajos se realizaron en regiones con clima mediterráneo, siendo Italia, Francia, España y Suiza, los países más estudiados de Europa, y fuera de Europa en Oceanía, Sudáfrica, Australia, Canadá, Chile y California. Por lo tanto, es escasa la información en gran parte de América del Sur (Paiola *et al.*, 2020), particularmente en los ecosistemas áridos. La Argentina es el país con mayor superficie destinada a la vitivinicultura en América del Sur, siendo la zona del centro-oeste la región donde se concentra esta actividad (92% del viñedo nacional; OIV, 2019). Considerando que la superficie destinada a viñedos sigue en aumento (OIV, 2019), y que la mayoría de los viñedos están experimentando una fuerte intensificación de las prácticas agrícolas (Paiola *et al.*, 2020), es que resulta de gran importancia realizar estudios sobre estos agroecosistemas y sobre el efecto que pueden tener en el ambiente. Abordar el estudio de estos agroecosistemas mediante la evaluación de indicadores ecológicos permitiría obtener señales de alerta temprana frente a cambios provocados por el uso de la tierra.

En la provincia de San Juan, los viñedos se encuentran concentrados en áreas adecuadas para la producción agrícola (tierras bajas y planas, con suelos ricos concentrados en oasis artificiales), y rodeados de ambientes naturales. En esta zona productiva se cultivan distintas variedades de vid, como Merlot, Malbec, Cabernet, entre otras, con un sistema de producción convencional basado en el uso de agroquímicos y la labranza de la tierra, sin dejar vegetación acompañante dentro del cultivo. Se desconoce si estas producciones afectan a los ambientes naturales adyacentes, siendo

esta información la base para evaluar el funcionamiento del agroecosistema y la sustentabilidad de las prácticas agrícolas.

Por ello, el objetivo del presente trabajo fue evaluar si los viñedos afectan la vegetación a: (i) mesoescala, mediante el uso de indicadores ecológicos de composición (riqueza, diversidad y abundancia de estratos), y (ii) macroescala, mediante el uso de indicadores de estructura (horizontal y vertical de la vegetación) y funcionalidad (biomasa) de la vegetación. La hipótesis de esta investigación es que el cultivo de vid modifica el ambiente natural generando homogeneización del paisaje alrededor del cultivo, tanto a meso como a macroescala. Por lo tanto, esperamos que: (1) a mesoescala, las áreas adyacentes a los viñedos presenten menor riqueza, diversidad de especies y abundancia de estratos vegetales en comparación con las áreas distantes del cultivo, y (2) a macroescala, la heterogeneidad estructural (e.g. variabilidad en la estructura horizontal y vertical) y funcional (e.g. variabilidad en biomasa) de la vegetación sean menores en áreas adyacentes a los viñedos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para cumplir con los objetivos propuestos, se realizó un relevamiento de especies durante febrero y marzo de 2019 (estación húmeda) en viñedos ubicados en el centro-oeste de la Cordillera de los Andes (Valle de Tulum, San Juan, Argentina) (Figura 1). Estos sitios están

incluidos en la ecorregión del Desierto del Monte que se caracteriza por presentar condiciones climáticas extremas de escasez de agua, amplitud térmica, diaria y estacional, y por presentar suelos poco desarrollados (Bisigato *et al.*, 2009). La ecorregión está dominada por especies de la familia *Zygophyllaceae*, y bosques de *Neltuma* spp. El clima es árido, con temperatura media anual de 17 °C y precipitaciones escasas concentradas en verano (90 mm año⁻¹) (Bisigato *et al.*, 2009).

Para realizar el relevamiento se seleccionaron seis sitios aledaños a viñedos (Figura 1). Dentro de cada sitio se identificaron dos áreas: una adyacente al cultivo de vid (a 100 m de distancia) y otra distante al cultivo de vid (a 1 km de distancia) (Figura 2). Estas distancias se eligieron en función del reconocimiento previo de la vegetación, realizado en imágenes obtenidas de Google Earth Pro (versión 7.3.1) y luego confirmadas a campo. En este reconocimiento se determinó que, a 1 km de distancia del cultivo de vid, la vegetación pertenecía a un ambiente natural, sin modificaciones por perturbaciones humanas. En todos los sitios seleccionados se cultiva únicamente vid hace más de 20 años. Los suelos donde inicialmente se implantaron los viñedos eran vírgenes (sin historia agrícola), pedregosos y aluviales. Todas las fincas muestreadas realizan un manejo agrícola convencional (e.g. riego por goteo, espaldero como sistema de conducción predominante y labranza de la tierra).

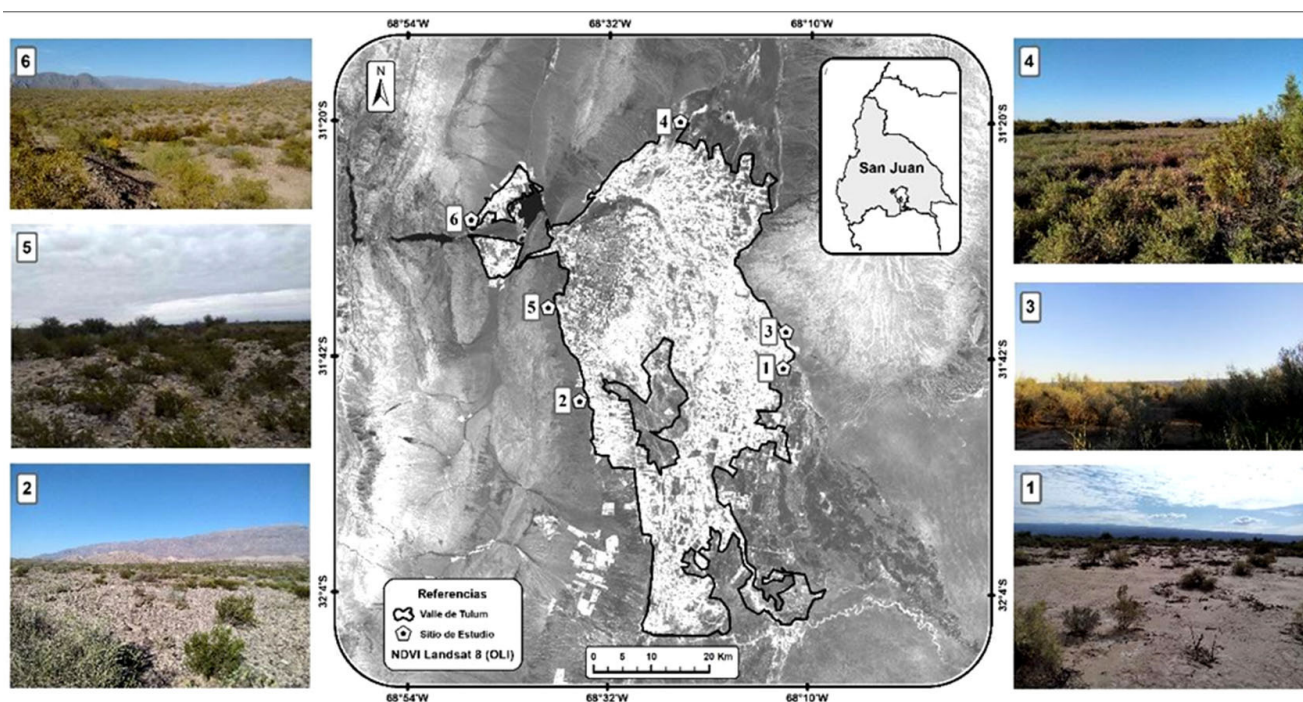


Figura 1. Sitios de estudio en el centro-oeste de la Cordillera de los Andes, Valle de Tulum, San Juan, Argentina (n= 6).

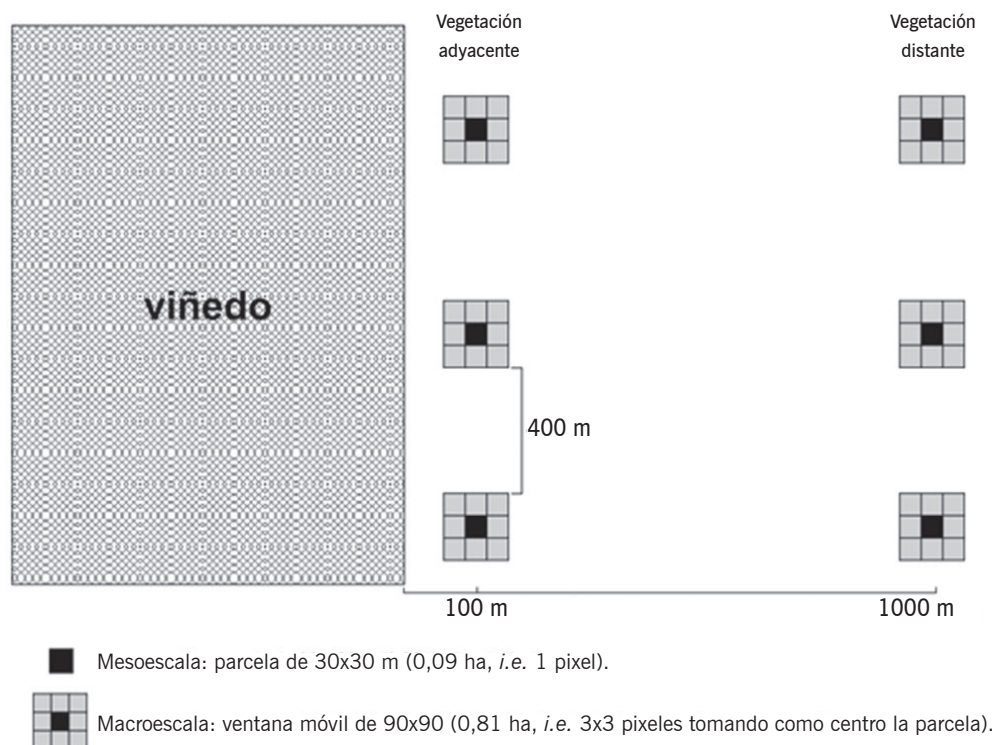


Figura 2. Esquema del diseño del muestreo realizado en los sitios de estudio en el centro-oeste de la Cordillera de los Andes, Valle de Tulum, San Juan, Argentina. Cuadros negros: mesoescala, correspondiente a la parcela de muestreo (30 x 30 m); cuadros grises + cuadro negro: macroescala (30 x 30 m), representando así las ventanas móviles usadas para el cálculo de promedio y desviación estándar de los índices verdes y las polarizaciones.

Diseño de relevamiento a campo

Dentro de cada área (situación) se delimitaron tres parcelas de 30 x 30 m cada una, separadas entre sí por una distancia mínima de 400 m, con un total de seis parcelas por sitio (e.g. tres parcelas adyacentes al cultivo y tres parcelas distantes al cultivo). El registro de datos se realizó a dos escalas de estudio, una mesoescala (parcela) de 30 x 30 m (0,09 ha; e.g. 1 píxel) y una macroescala de 90 x 90 m (0,81 ha, tomando como centro la parcela; e.g. 3 x 3 píxeles), siendo 4,86 ha la extensión total del área evaluada por sitio (superficie total= 29,16 ha).

Los indicadores de composición de la vegetación (riqueza, índices de diversidad y abundancia relativa de estratos) (Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001) fueron relevados a mesoescala con datos de campo (Cuadro 1). Como indicadores de estructura (horizontal como vertical de la vegetación) e indicadores de funcionalidad (biomasa) (Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001) se utilizaron datos obtenidos de sensores remotos, ambos tipos de indicadores fueron considerados a macroescala (Cuadro 1).

A mesoescala, dentro de cada parcela se delimitaron tres transectas de 30 m donde, mediante el método de intersección en línea, se registró la cobertura de las distintas especies vegetales a lo largo de cada transecta (cobertura en cm). Las especies se identificaron utilizando la base de datos de la flora argentina (Antón y

Zuluaga, 2012), y la flora del Cono Sur (Zuluaga *et al.*, 2013) del Instituto de Botánica Darwinion, y con la ayuda de especialistas. También, se registró el porcentaje de suelo desnudo.

Datos de sensores remotos

A macroescala, los indicadores de estructura y funcionalidad fueron obtenidos, tanto de sensores remotos pasivos (e.g. Landsat 8 OLI-Nivel 2) como de activos (e.g. Sentinel 1A). La imagen Landsat 8 OLI (30 m de resolución espacial; path/row: 232/82), del 16/01/2019, se obtuvo de Earth Explorer USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). La imagen Sentinel 1A (banda C) modo de adquisición IW (Interferometric Wave), polarización doble (SDV) y nivel de procesamiento GRD (Ground Range Detected), del 18/01/2019 y de órbita descendente, se obtuvo de Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>). Esta imagen fue calibrada radiométrica y geoméricamente, y expresada como coeficiente de retrodispersión Sigma Nought (σ_0) en su escala original. Se realizó un remuestreo de los datos desde una resolución de 10 m x 10 m hasta una resolución de 30 x 30 m, por lo que todas las imágenes tuvieron el mismo tamaño de píxel.

Estimación de indicadores

Los indicadores de composición de la vegetación

(riqueza de especies, índices de diversidad de Shannon y Weaver (1949) y de Simpson (1949), y abundancia relativa de estratos) se estimaron a mesoescala con datos del relevamiento a campo (Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001) (Cuadro 1). Por último, se clasificó a las especies en distintos estratos y se determinó su abundancia relativa (e.g. porcentaje promedio de cada estrato en las áreas adyacentes y distantes al viñedo). Los estratos establecidos fueron: arbóreo (e.g. especies leñosas que pueden superar los 3 m de altura), arbustivo (e.g. especies leñosas que no superan los 3 m de altura), cactus (e.g. especies leñosas, con tallos suculentos) y herbáceas (e.g. especies no leñosas).

A macroescala se estimaron los siguientes indicadores de estructura (horizontal y vertical de la vegetación) y funcionalidad (biomasa) utilizando los datos de sensores remotos (Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001) (Cuadro 1):

- a. EVI ("enhanced vegetation index"; índice de vegetación mejorado): indicador de la estructura, sensible a variaciones estructurales de la cobertura vegetal (e.g. área foliar, fisonomía de la planta, tipo y arquitectura del canopy) (Gao *et al.*, 2000; Huete *et al.*, 2002).
- b. VV: indicador de la estructura, sensible a propiedades intrínsecas de la vegetación como el canopy, fuste, ramas y hojas; transmite y recibe en polarización vertical.
- c. VH: indicador de la estructura, sensible a propiedades intrínsecas de la vegetación como el canopy, fuste, ramas y hojas; transmite en polarización vertical y recibe en polarización horizontal.

d. NDVI ("normalized difference vegetation index"; índice de vegetación de diferencia normalizada): indicador de la funcionalidad, sensible a la vegetación vigorosa (Huete y Liu, 1994).

e. SAVI ("soil adjusted vegetation index"; índice de vegetación ajustado al suelo): indicador de la funcionalidad, sensible a la vegetación vigorosa; incluye un parámetro que normaliza el efecto del suelo desnudo (Huete, 1988).

f. SATVI ("soil adjusted total vegetation index"; índice de vegetación total ajustado al suelo): indicador de la funcionalidad, sensible tanto a la vegetación vigorosa y senescente; incluye el efecto del suelo desnudo (Marsett *et al.*, 2006).

Los indicadores a, d, e y f se estimaron a partir de la imagen Landsat 8 OLI; mientras que los indicadores b y c se estimaron a partir de la imagen Sentinel 1A. Con la finalidad de evaluar a macroescala la heterogeneidad de la vegetación, en estructura y funcionalidad, se calculó el promedio y el desvío estándar de todos los índices verdes, y de ambas polarizaciones (ítems a-f) en ventanas móviles de 3 x 3 píxeles (e.g. 90 x 90 m; 0,81 ha), que tomaba como centro al píxel correspondiente a la parcela de estudio (píxel de referencia) (Figura 2). Cada píxel en la ventana se fue convirtiendo sucesivamente en el píxel de referencia, comenzando por el que está ubicado arriba a la izquierda y finalizando por el que está ubicado abajo a la derecha. Se utilizó Quantum GIS (Versión 3.10.11 "A Coruña") para el procesamiento de imágenes Landsat y SNAP 6.0 para el procesamiento de imágenes Sentinel.

Cuadro 1. Descripción y tipo de variables consideradas en los modelos. NDVI: "normalized difference vegetation index", EVI: "enhanced vegetation index", SAVI: "soil adjusted vegetation index", SATVI: "soil adjusted total vegetation index", VV: transmite y recibe en polarización vertical, VH: transmite en polarización vertical y recibe en polarización horizontal.

Indicador	Variable	Escala	Descripción	Tipo de variable
Composición	Riqueza de especies	Mesoescala	Total de especies vegetales en cada parcela.	Discreta
	Índice Shannon-Weaver	Mesoescala	Probabilidad de seleccionar las especies en la proporción con que existen en la población.	Continua
	Índice Simpson	Mesoescala	Probabilidad de encontrar al azar dos individuos de la misma especie (dominancia).	Continua
	Abundancia relativa de estratos	Mesoescala	Abundancia relativa de especies agrupadas en estratos, y porcentaje de suelo desnudo.	Continua
Estructura	horizontal y vertical	Macroescala	Promedio y desvío estándar de EVI, VV, VH.	Continua
Funcionalidad	Biomasa	Macroescala	Promedio y desvío estándar de NDVI, SAVI, SATVI.	Continua

Análisis estadísticos

Para los distintos análisis estadísticos se trabajó con las 36 parcelas del área de estudio analizadas a meso y macroescala en las dos situaciones: 18 en áreas adyacentes y 18 en áreas distantes al viñedo. Se realizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) con distintas distribuciones según las variables consideradas y el objetivo a analizar (Cuadro 2). Las variables sitio y situación (adyacente o distante) se utilizaron como factor aleatorio (con seis y dos niveles, respectivamente). Debido a la falta de normalidad en algunas variables de tipo numérico continuas (evaluada con la prueba de Shapiro) se ajustaron modelos con distribución Gamma. Para la riqueza de especies se ajustaron modelos con distribución Poisson. No se encontró sobredispersión de los residuos en estos modelos (Zuur *et al.*, 2009). Las variables explicativas fueron estandarizadas (z-scores). Para la selección de variables explicativas, se usó el paso a paso ("stepwise") donde a partir de un modelo con todas las variables de interés, se eliminó aquella variable con el *P*-valor ($> 0,05$) del coeficiente de regresión más elevado. Luego, con las variables restantes se

elaboró un nuevo modelo. Estos pasos se repitieron hasta llegar a un modelo mínimo adecuado con sólo variables estadísticamente significativas ($P < 0,05$). Se calculó el pseudo- R^2 condicional (R^c) para los GLMM. Todos los análisis se realizaron con el software R (Versión 4.1.2, R Core Team, 2021) y las librerías lme4 (Bates, 2015), lmerTest (Kuznetsova *et al.*, 2017) y BiodiversityR (Kindt y Coe, 2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Este trabajo tuvo por objetivo evaluar el efecto de la producción de vid sobre los atributos de composición, estructura y funcionalidad de la vegetación adyacente y distante al viñedo, considerando distintas escalas de estudio (meso y macroescala). En el relevamiento a campo se registraron en total 49 especies de plantas, correspondientes a 17 familias. Las familias más representativas en número de especies fueron *Fabaceae* (diez especies), seguida de *Cactaceae* (cinco especies) y *Zygophyllaceae* (cinco especies) (Cuadro 3). En áreas adyacentes se registraron 37 especies y en áreas distantes al viñedo, 40 especies. Las áreas adyacentes y distantes presentaron

Cuadro 2. Modelos lineales generalizados mixtos ajustados para cada escala de estudio. La variable situación tiene dos niveles (vegetación distante y adyacente). La variable sitio tiene seis niveles (cada sitio de estudio). Se indica la distribución utilizada para cada variable respuesta entre paréntesis. ARBO: arbóreo, ARBU: arbustivo, HERB: herbáceo, CACT: cactus, SD: suelo desnudo, NDVI: "normalized difference vegetation index", SAVI: "soil adjusted vegetation index", SATVI: "soil adjusted total vegetation index", EVI: "enhanced vegetation index", VV: transmite y recibe en polarización vertical, VH: transmite en polarización vertical y recibe en polarización horizontal, P: promedio, DE: desvío estándar.

Escala	Variables respuestas (distribución de la variable)	Variables fijas	Variable aleatoria
Mesoescala	Riqueza de vegetación (Poisson)	Situación	Sitio
	Índice de diversidad Shannon (Normal)		
	Índice de diversidad Simpson (Normal)		
	Estratos de vegetación (Gamma)		
Macroescala	Suelo desnudo (Gamma)	Situación	Sitio
	Promedio y desvío estándar de indicadores de estructura (Gamma)		
	Promedio y desvío estándar de indicadores de funcionalidad (Gamma)		

9 y 11 especies exclusivas, respectivamente. Casi todas las especies registradas fueron nativas, excepto por *Tribulus terrestris* L., una especie herbácea, exótica, presente en mayor abundancia en el área adyacente (Cuadro 3).

A mesoescala, no se encontraron diferencias significativas ($P > 0,05$) en la diversidad entre las áreas adyacentes y distantes al viñedo ya que se obtuvieron valores similares de riqueza, índice de Shannon y Weaver, e índice de Simpson (Figura 3). En relación con los estratos,

Cuadro 3. Especies registradas durante el relevamiento a campo realizado en febrero y marzo de 2019 (estación húmeda) en áreas distantes y adyacentes a los viñedos ubicados en el centro-oeste de la Cordillera de los Andes (Valle de Tulum, San Juan, Argentina). La abundancia de cada especie está expresada como porcentaje promedio (media \pm error estándar).

Familia	Especie	Origen	Situación		Estrato
			Adyacente	Distante	
Asteraceae	<i>Cyclolepis genistoides</i> Gillies ex D. Don	Nativa		2,96 \pm 0,71	Arbustivo
	<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	Nativa		0,09 \pm 0,03	Herbáceo
	<i>Senecio</i> sp.	----	2,82 \pm 2,24	1,64 \pm 0,86	Herbáceo
	<i>Proustia</i> sp.	----	0,16 \pm 0,00		Herbáceo
Bromeliaceae	<i>Bromelia hieronymi</i> Mez	Nativa		1,00 \pm 0,00	Herbáceo
	<i>Bromelia</i> sp.	----		0,44 \pm 0,00	Herbáceo
	<i>Heliotropium mendocinum</i> Phil.	Nativa	3,57 \pm 2,01	0,55 \pm 0,07	Herbáceo
Cactaceae	<i>Cereus aethiops</i> Haw.	Nativa	0,28 \pm 0,27		Cactus
	<i>Echinopsis leucantha</i> (Gillies ex Salm-Dyck) Walp.	Nativa	0,18 \pm 0,02	0,11 \pm 0,00	Cactus
	<i>Opuntia sulphurea</i> Gillies ex Salm-Dyck var. <i>sulphurea</i>	Nativa	0,43 \pm 0,11	0,88 \pm 0,31	Cactus
	<i>Tephrocactus articulatus</i> (Pfeiff.) Backeb. var. <i>oligacanthus</i> (Speg.) Backeb.	Nativa	1,24 \pm 0,14	1,80 \pm 0,38	Cactus
	<i>Trichocereus candicans</i> (Gillies ex Salm-Dyck) Britton & Rose	Nativa	0,22 \pm 0,04	0,20 \pm 0,02	Cactus
Capparaceae	<i>Atamisquea emarginata</i> Miers ex Hook. & Arn.	Nativa	1,84 \pm 0,17	3,11 \pm 0,00	Arbustivo
Chenopodiaceae	<i>Allenrolfea vaginata</i> (Griseb.) Kuntze	Nativa		2,20 \pm 0,72	Arbustivo
	<i>Atriplex</i> sp.	Nativa	2,05 \pm 0,22	1,97 \pm 0,46	Arbustivo
	<i>Suaeda divaricata</i> Moq.	Nativa	4,40 \pm 2,03	1,56 \pm 0,14	Arbustivo
Cucurbitaceae	<i>Cucurbitella asperata</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Walp.	Nativa		1,22 \pm 0,00	Herbáceo
Fabaceae	<i>Geoffroea decorticans</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart	Nativa		2,44 \pm 0,00	Arbóreo
	<i>Hoffmannseggia glauca</i> (Ortega) Eifert	Nativa	1,91 \pm 1,12		Herbáceo
	<i>Parkinsonia precox</i> (Ruiz & Pav. ex Hook.) Hawkins	Nativa	1,81 \pm 0,57	1,98 \pm 0,60	Arbóreo
	<i>Neltuma chilensis</i> (Molina) C.E. Hughes & G.P. Lewis	Nativa		5,39 \pm 2,72	Arbóreo
	<i>Neltuma flexuosa</i> (DC.) C.E. Hughes & G.P. Lewis	Nativa	4,23 \pm 0,92	4,01 \pm 0,78	Arbóreo
	<i>Neltuma</i> sp.	----	5,12 \pm 0,82	2,80 \pm 0,51	Arbóreo
	<i>Prosopis strombulifera</i> (Lam.) Benth	Nativa	7,36 \pm 1,82	6,58 \pm 1,91	Arbustivo
	<i>Senegalia gilliesii</i> (Steud.) Seigler & Ebinger	Nativa	3,89 \pm 1,08	2,39 \pm 0,58	Arbóreo
	<i>Senna aphylla</i> (Cav.) H.S. Irwin & Barneby var. <i>aphylla</i>	Nativa		3,33 \pm 0,00	Arbustivo
	<i>Zuccagnia punctata</i> Cav.	Nativa	2,78 \pm 0,00	2,15 \pm 0,33	Arbustivo
Loasaceae	<i>Mentzelia parvifolia</i> Urb. & Gilg ex Kurtz	Nativa		0,17 \pm 0,06	Herbáceo
Loranthaceae	<i>Ligaria cuneifolia</i> (Ruiz & Pav.) Tiegh.	Nativa	1,11 \pm 0,00		Arbustivo
Malvaceae	<i>Abutilon affine</i> (Spreng.) G. Don	Nativa	0,44 \pm 0,09	0,43 \pm 0,15	Herbáceo
	<i>Malva parviflora</i> L.	Nativa	1,50 \pm 0,28		Herbáceo
Nyctaginaceae	<i>Allionia incarnata</i> L.	Nativa	1,07 \pm 0,38	0,60 \pm 0,37	Herbáceo
	<i>Bougainvillea spinosa</i> (Cav.) Heimerl	Nativa	1,46 \pm 0,33		Arbustivo
Poaceae	<i>Pappophorum caespitosum</i> R.E. Fr.	Nativa	0,59 \pm 0,20	0,65 \pm 0,09	Herbáceo
	<i>Pappophorum</i> sp.	----	0,33 \pm 0,00	0,44 \pm 0,00	Herbáceo
	<i>Trichloris</i> sp.	----	1,51 \pm 0,55	10,49 \pm 7,60	Herbáceo
Portulacaceae	<i>Portulaca grandiflora</i> Hook.	Nativa	0,82 \pm 0,19	5,38 \pm 1,90	Herbáceo
	<i>Portulaca</i> sp.	----	0,69 \pm 0,21	0,44 \pm 0,00	Herbáceo

Solanaceae	<i>Lycium tenuispinosum</i> Miers var. <i>tenuispinosum</i>	Nativa	2,13±0,36	1,71±0,23	Arbustivo
	<i>Lycium</i> sp.	----	1,78±0,00		Herbáceo
	<i>Sclerophylax</i> sp.	----	0,58±0,11		Herbáceo
	<i>Solanaceae</i> sp.	----		0,67±0,45	Herbáceo
Verbenaceae	<i>Aloysia castellanosi</i> Moldenke	Nativa	0,44±0,00		Arbustivo
Zygophyllaceae	<i>Larrea cuneifolia</i> Cav.	Nativa	2,11±0,29	2,10±0,20	Arbustivo
	<i>Larrea divaricata</i> Cav.	Nativa	4,44±1,41	2,56±0,36	Arbustivo
	<i>Plectrocarpa tetraantha</i> Gillies ex Hook. & Arn.	Nativa	1,89±0,38	1,64±0,63	Arbustivo
	<i>Bulnesia retama</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Griseb.	Nativa	2,31±0,34	4,13±0,97	Arbustivo
	<i>Tribulus terrestris</i> L.	Exótica	1,81±0,67	0,33±0,10	Herbáceo
Amaranthaceae	<i>Gomphrena mendocina</i> (Phil.) R.E. Fr. ssp. <i>mendocina</i>	Nativa		1,22±0,00	Herbáceo
TOTAL		49	37	40	

Cuadro 4. Porcentaje promedio (\pm error estándar) de los estratos de vegetación y el suelo desnudo estimados a partir de datos registrados durante el relevamiento a campo realizado en febrero y marzo de 2019 (estación húmeda) en áreas distantes y adyacentes a los viñedos ubicados en el centro-oeste de la Cordillera de los Andes (Valle de Tulum, San Juan, Argentina).

	Área adyacente	Área distante
Arbóreo	11,85±3,44	7,14±2,17
Arbustivo	90,81±16,84	60,89±7,22
Cactus	9,43±3,35	10,98±3,85
Herbáceo	11,91±3,97	14,04±6,35
Suelo desnudo	28,15±7,47	28,34±5,32

solamente la abundancia del estrato arbustivo fue significativamente mayor en el área adyacente a los viñedos ($t= 2,83$; $P= 0,005$) (Cuadro 4). La abundancia no difirió significativamente para el resto de los estratos. Tampoco difirió el porcentaje de suelo desnudo (Cuadro 4).

A macroescala se encontraron diferencias significativas para los indicadores de estructura de la vegetación (e.g. desviación estándar del índice verde EVI y VH) y de funcionalidad (e.g. desviación estándar de los índices verdes NDVI y SAVI) (Cuadro 5). La heterogeneidad en la estructura y biomasa de la vegetación fue mayor en las áreas distantes a los viñedos que en las adyacentes. Por lo tanto, los resultados encontrados en este trabajo sugieren que las prácticas agrícolas realizadas en los viñedos afectan la composición, estructura y funcionalidad de la vegetación adyacente.

La predominancia de especies vegetales nativas, tanto exclusivas como coincidentes en ambas áreas, es de gran importancia para el mantenimiento de estos agroecosistemas, ya que estas especies favorecen la conectividad entre fragmentos (viñedo vs vegetación circundante), y proveen recursos permanentes o transicionales para la biodiversidad que allí se encuentra (Sarandón y Flores, 2014). Probablemente el tamaño de

los viñedos y su configuración espacial (e.g. distancia a la vegetación natural y a otros cultivos) favorezca la predominancia de especies nativas en los agroecosistemas estudiados en este trabajo. Estos viñedos no se encuentran rodeados por otros campos cultivados, sino que limitan con la vegetación natural. Esto podría explicar la predominancia de especies nativas o baja presencia de exóticas en las áreas adyacentes. En otros estudios se ha observado que el tamaño y la configuración de los campos cultivados son variables que influyen en la posibilidad que tienen las especies nativas de recolonizar los cultivos y sus alrededores (Santos *et al.*, 2006).

Los viñedos evaluados en el presente trabajo fueron seleccionados debido a que utilizan prácticas agrícolas convencionales similares (riego por goteo, espaldero como sistema de conducción predominante y labranza de la tierra). La intensificación en los cultivos implica un mayor uso de maquinarias, pesticidas y fertilizantes, rotaciones de cultivos con ciclos más cortos. Estas prácticas reducen la capacidad de los cultivos para adecuarse a los requerimientos de distintas especies (Concepción *et al.*, 2008). Los resultados obtenidos muestran que los distintos estratos de vegetación (arbóreo, arbustivo, cactus y herbáceas) estuvieron representados por

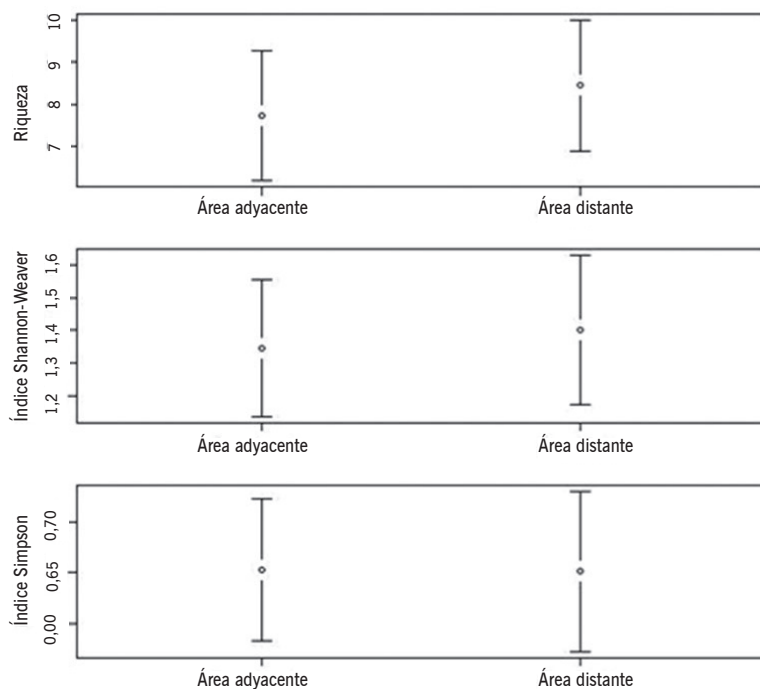


Figura 3. Media e intervalos de confianza (95%) para la riqueza, índice de Shannon-Weaver e índice de Simpson estimados a partir del relevamiento a campo realizado en febrero y marzo de 2019 (estación húmeda) en áreas distantes y adyacentes a los viñedos ubicados en el centro-oeste de la Cordillera de los Andes (Valle de Tulum, San Juan, Argentina).

Cuadro 5. Resultados de los modelos mínimos adecuados para la macroescala. Se informan solamente las variables significativas. NDVI: “normalized difference vegetation index”, SAVI: “soil adjusted vegetation index”, EVI: “enhanced vegetation index”, VH: transmite en polarización vertical y recibe en polarización horizontal, DE: desvío estándar, EST: estimado, EE: error estándar, t/Z: estadístico utilizado, gl: grados de libertad.

Variable respuesta	Variable fija	Variable aleatoria	EST ± EE	t / Z	Valor P	gl
DE_EVI			35,37± 18,25	1,94	<0,05*	33
DE_VH	Situación (distante o adyacente)	Sitio	79,32± 41,01	1,93	<0,05*	33
DE_NDVI			13,78± 6,76	2,04	=0,04*	33
DE_SAVI			40,99± 20,7	1,98	<0,05*	33

cantidades similares de especies, tanto en el área adyacente como en el área distante. Sin embargo, el estrato arbustivo mostró mayor abundancia en el área adyacente a los viñedos. Esto podría deberse a la ocurrencia de un proceso endógeno de homogeneización biótica que produce la colonización y expansión de especies vegetales dominantes en respuesta al impacto ocasionado por las prácticas agrícolas en los viñedos. Según Tabarelli *et al.* (2012) en hábitats modificados, las especies nativas pueden exhibir patrones de monodominancia comunitaria, los cuales hasta el momento se consideran exclusivos de especies exóticas (Guo y Ricklefs, 2010).

A macroescala, los resultados mostraron diferencias en los indicadores de estructura y funcionalidad de la vegetación. El desvío estándar de EVI y VH fue mayor en áreas distantes a los viñedos. Lo mismo se observó para los índices verdes indicadores de funcionalidad, NDVI y SAVI. Estos indicadores mostraron mayor hete-

rogeneidad, tanto en la estructura como en la biomasa, en áreas distantes. En cambio, en áreas adyacentes, se observó una mayor homogeneidad. En estas últimas el estrato arbustivo es el predominante, el cual sería captado por los sensores remotos como vegetación homogénea. Estos resultados coinciden con otros trabajos donde la heterogeneidad y homogeneidad de la vegetación en ambientes naturales del desierto ha sido capturada por distintos índices verdes, como el SATVI y el EVI, índices de textura y coeficientes de retrodispersión a distintas escalas de estudio (Campos *et al.*, 2016; Campos *et al.*, 2018; 2020). Particularmente, Campos *et al.* (2016) reportaron, mediante la aplicación de índices de textura de SATVI, un proceso de homogeneización espacial de la vegetación en un área protegida del Desierto del Monte donde se produjo la colonización, distribución y expansión de algunas especies vegetales dominantes debido a la exclusión ganadera.

La mayor heterogeneidad captada por los sensores remotos en áreas distantes a los viñedos probablemente se deba a la menor abundancia del estrato arbustivo, lo cual permitió registrar otro importante estrato de vegetación como es el arbóreo. La heterogeneidad podrá ser captada por datos obtenidos a partir de distintos sensores remotos, tanto pasivos (Smith *et al.*, 2019) como activos (Flores-Anderson *et al.*, 2019). La señal de los sensores remotos activos es capaz de penetrar la vegetación debido a que transmiten diferentes longitudes de onda, permitiendo de esta forma la evaluación de características intrínsecas de la vegetación asociadas al canopy, fuste, ramas y hojas. De manera similar a los ópticos, los sensores remotos permiten adquisiciones continuas y sistemáticas de la superficie terrestre, permitiendo el seguimiento del estado de la vegetación en el tiempo (Flores-Anderson *et al.*, 2019). A menudo, las observaciones y los productos de un solo sensor no son suficientes para conocer las condiciones de un ecosistema, al igual que no es recomendable utilizar un solo indicador ecológico para representar su complejidad. Por lo tanto, la integración de datos de distintos sensores remotos podría mejorar nuestra comprensión sobre el estado actual y la dinámica de un agroecosistema. Finalmente, cabe destacar la importancia de realizar estudios considerando distintas escalas espaciales, ya que los mecanismos que actúan a cada escala pueden

generar respuestas y patrones diferentes (García, 2008).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este estudio sugieren que los viñedos tienen un efecto en la composición, estructura y funcionalidad de la vegetación. En cuanto a los atributos de composición evaluados a mesoescala, las especies nativas fueron predominantes tanto en el área adyacente como en el área distante a los viñedos. Por otra parte, si bien la riqueza y diversidad de especies no mostraron diferencias entre las áreas, la abundancia del estrato arbustivo fue significativamente mayor en áreas adyacentes. Probablemente esto se deba a un proceso de homogeneización donde se produce la colonización y establecimiento de especies dominantes como respuesta a los impactos ocasionados por las prácticas agrícolas. A macroescala, la homogeneización en estructura y funcionalidad de la vegetación fue captada por los sensores remotos, tanto pasivos como activos, en áreas adyacentes. La heterogeneidad captada en áreas distantes a los viñedos posiblemente sea debido a una menor abundancia del estrato arbustivo lo cual permitió captar el estrato arbóreo. Por último, este trabajo realiza un importante aporte acerca del efecto que pueden tener los viñedos en la vegetación natural del desierto donde se encuentran inmersos.

BIBLIOGRAFÍA

- Anton, A. M. y Zuloaga, F. O. (2012). *Flora argentina*. Recuperado de: <http://www.floraargentina.edu.ar>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. y Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. Doi: <http://dx.doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bisigato, A. J., Villagra, P. E., Ares, J. O. y Rossi, B. E. (2009). Vegetation heterogeneity in monte desert ecosystems: a multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environment*, 73, 182-191. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.09.001>
- Campos, C. M., Campos, V. E., Miguel, F. y Cona, M. I. (2016). Management of protected areas and its effect on an ecosystem function: removal of *Prosopis flexuosa* seeds by mammals in argentinian drylands. *PLoS ONE*, 11(9), e0162551. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162551>
- Campos, V. E., Gatica, G. M., Cappa, F. M., Giannoni, S. M. y Campos, C. M. (2018). Remote sensing data to assess compositional and structural indicators in dry woodland. *Ecological Indicators*, 88, 63-70. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.032>
- Campos, V. E., Cappa, F. M., Gatica, G. M. y Campos, C. M. (2020). Drivers of plant species richness and structure in dry woodland of *Prosopis flexuosa*. *Acta Oecologica*, 109, 103654. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103654>
- Concepción, E. D., Díaz, M. y Baquero, R. A. (2008). Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23, 135-148. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9150-2>
- Concepción, E.D. y Díaz, M. (2013). Medidas agroambientales y conservación de la biodiversidad: Limitaciones y perspectivas de futuro. *Ecosistemas*, 22(1), 44-49. Doi: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-1.08>
- Dale, V. H. y Beyeler, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1, 3-10. Doi: [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)
- Food and Agricultural Organization-FAO/PNUMA. (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. *Los bosques, la biodiversidad y las personas*. Ciudad de Roma. Doi: <https://doi.org/10.4060/ca8642es>
- Flores-Anderson, A. I., Herndon, K. E., Thapa, R. B. y Cherrington, E. (2019). *SAR Handbook: Comprehensive Methodologies for Forest Monitoring and Biomass Estimation*. NASA. Doi: <https://doi.org/10.25966/nr2c-s697>

- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M. y Mueller, N. D. *et al.* (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478, 337-342. Doi: <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Gao, X., Huete, A. R., Ni, W., y Miura, T. 2000. Optical-biophysical relationships of vegetation spectra without background contamination. *Remote Sensing of Environment*, 74, 609-620.
- García, D. (2008). El concepto de escala y su importancia en el análisis espacial. En: Maestre, F. T., Escudero, A. y Bonet, A. (Eds.). *Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones*. (pp. 35-73). Madrid, España: AEET-URJ-CAM.
- Guo, Q.F., Ricklefs, R.E. (2010). Domestic exotics and the perception of invasibility. *Diversity Distributions*, 16, 1034-1039. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00708.x>
- Huete, A. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote sensing of environment*, 25, 295-309. Doi: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Huete, A.R. y Liu, H. (1994). An error and sensitivity analysis of the atmospheric- and soil-correcting variants of the NDVI for the MODIS-EOS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 32, 897-905.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X. y Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83, 195-213. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Kindt, R. y Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis: a manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi, Kenia: World Agroforestry Centre (ICRAF).
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B. y Christensen, R. H. B. (2017). lmerTest package: tests in linear mixed effects models. *Journal of Statistical Software*, 82(13), 1-26.
- Marsett, R. C., Qi, J., Heilman P., Biedenbender, S. H., Watson, M. C., Amer, S. y Weltz, M. (2006). Remote sensing for grassland management in the arid southwest. *Rangeland Ecology and Management*, 59, 530-540.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355-364.
- International Organization of Vine and Wine-OIV. (2019). *Statistical report on world vitiviniculture*. International Organisation of Vine and Wine, 23 pp.
- Paola, A., Assandri, G., Brambilla, M., Zottini, M., Pedrini, P. y Nascimbene, J. (2020). Exploring the potential of vineyards for biodiversity conservation and delivery of biodiversity-mediated ecosystem services: a global-scale systematic review. *Science of the Total Environment*, 706, 135839. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135839>
- QGIS. (2020). *Geographic information system*. QGIS Association.
- Quian, H. y Ricklefs, R. E. (2006). The role of exotic species in homogenizing the North American flora. *Ecology Letters* 9, 1293-1298.
- R Core Team. (2021). *A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Reverter, M., Gómez-Catasús, J., Barrero, A. y Traba, J. (2021). Crops modify habitat quality beyond their limits. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 319, 107542. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107542>
- Santos, T, Tellería, J. L., Díaz, M. y Carbonell, R. (2006). Evaluating the environmental benefits of CAP reforms: can afforestations restore forest bird communities in mediterranean Spain? *Basic and Applied Ecology*, 7, 483-495. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.11.001>
- Sarandón, S. J. y Flores, C. C. (2014). *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Shannon, C.E. y Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Illinois, Estados Unidos: University of Illinois Press. Urbana.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.
- Smith, W.K., Dannenberg, M. P., Yang, D., Herrmann, S., Barnes, M. L., Barron-Gafford, G.A., Biederman, J. A., Ferrenberg, S., Fox, A. M. *et al.*, Yang, J. (2019). Remote sensing of dryland ecosystem structure and function: progress, challenges, and opportunities. *Remote Sensing of Environment*, 233, 111401. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111401>
- Tabarelli, M., Peres, C. A. y Melo, F. P. (2012). The 'few winners and many losers' paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155, 136-140.
- Wilkinson, D. (1999). The disturbing history of intermediate disturbance. *OIKOS*, 84, 145-147.
- Zuloaga, F., Morrone, O. y Belgrano, M. J. (2013). *Flora del Cono Sur. Catálogo de las Plantas Vasculares*. Buenos Aires: Instituto de Botánica Darwinion. Recuperado de <http://www.darwin.edu.ar/>
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A. y Smith, G.M. (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. *Springer Science and Business Media*. Doi: <https://doi.org/10.18637/jss.v032.b01>