

APORTES CIENTÍFICOS Y TECNOLÓGICOS DEL INIA A LAS **TRAYECTORIAS AGROECOLÓGICAS**

Editores: Georgina Paula García-Inza, José Paruelo y Roberto Zoppolo



Capítulo 14

Índice de Integridad Ecosistémica: hacia un análisis multidimensional de la integridad ecológica en sistemas productivos

Oscar Blumetto

1. Introducción

La evaluación ambiental de los sistemas de producción es una preocupación creciente a nivel internacional y esta cobra especial relevancia en la producción agroecológica. Cuestiones como las emisiones de gases de efecto invernadero, el ciclo de nutrientes o el consumo de energía fósil preocupan a muchos actores de las cadenas productivas y a la sociedad en general (FAO, 2017). Los aspectos relacionados con las emisiones y el consumo de energía fósil, más allá del gran valor de generar factores de emisión propios para actividades como la ganadería y el desarrollo de investigación al respecto, poseen una metodología de base que tiene un acuerdo internacional extendido.

Sin embargo, en otros aspectos, como la capacidad del sistema para sustentar la biodiversidad o ciertos servicios ecosistémicos, la posibilidad de estandarizar métodos es más compleja y la interpretación de los resultados, mucho más. La sitio-especificidad de la biodiversidad, sobre todo en sus niveles de especies y ecosistemas, reduce la posibilidad de universalizar referencias para contemplar las complejas interacciones. Como ejemplo, el análisis del ciclo de vida (ACV) de los sistemas de producción ganadera, en la literatura internacional, presenta principalmente ejemplos basados en el uso de la tierra o cambios en el uso de la tierra como un mecanismo de evaluación. Este enfoque es muy útil para comparar sistemas muy contrastantes, pero no distingue situaciones en las que distintas estrategias de gestión puedan tener diferentes efectos en el mismo uso de la tierra.

Por otro lado, la evaluación de indicadores de biodiversidad como riqueza o diversidad en muchos grupos taxonómicos (por ejemplo, aves, mamíferos, insectos, arañas, peces, lombrices, microorganismos, etc.) y de sus roles en las cadenas alimentarias o los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes solo es posible con la participación de especialistas en estos grupos. Requiere la capacidad de identificar, clasificar e interpretar la diversidad a nivel de especies, comunidades, ecosistemas o, incluso, a nivel genético. Esto dificulta la generalización de estas evaluaciones y su uso a nivel de formulación y evaluación de políticas, estrategias de gestión o una tecnología específica.

En síntesis, la evaluación del estado y funcionamiento de los ecosistemas es esencial para asegurar la sostenibilidad del uso del territorio en cualquier actividad productiva. Con el objetivo de aplicarlo a la gestión, evaluar la integridad requiere de la integración de indicadores cuya determinación sea aplicable en plazos y con costos razonables, asegurando a su vez información válida para interpretar el estado y la funcionalidad. Por esta razón, hemos desarrollado una herramienta de evaluación multidimensional (Índice de Integridad Ecosistémica, IIE) cuyo fundamento es captar dichos indicadores y realizar una evaluación en función de un estado de referencia considerado óptimo para una ecorregión.

En un proceso de transición hacia la agroecología, disponer de referencias cuantificables del estado de los ecosistemas bajo uso productivo aparece como una estrategia esencial para planificar la gestión a mediano y largo plazo.

2. Índice de Integridad Ecosistémica

Para evaluar el estado general de los ecosistemas bajo uso agropecuario se requiere de herramientas que permitan contemplar múltiples dimensiones de manera práctica y accesible. El Índice de Integridad Ecosistémica (IIE) (Blumetto *et al.*, 2019) integra diferentes dimensiones bajo un sistema cuali-cuantitativo de evaluación, rápido y económico, que puede ser utilizado para evaluación y para gestión. Es una herramienta que ha demostrado ser útil para evaluar varios aspectos de la funcionalidad del ecosistema. Además, el IIE proporciona valores numéricos que son útiles para comparar diferentes establecimientos o potreros y que también pueden ser mapeados, con el fin de ayudar en las decisiones de gestión.

El IIE es un índice de escala de 0 a 5, que incluye cuatro dimensiones: 1) estructura de vegetación, 2) especies de la comunidad florística, 3) evi-

dencia o potencial de erosión de suelos, y 4) estado de zonas riparias de cursos de agua (cañadas, arroyos y ríos), evaluando el estado del ecosistema en relación con una condición de referencia considerada óptima (alta naturalidad) para ese ambiente bajo uso. El valor de cada componente, para cada campo, es el resultado de una escala de puntos de descuento a partir de 5, que es la mejor situación, y asignando una proporción de descuento relativa a la distancia entre la situación real y la referencia.

El valor global del índice se obtiene por la integración de estos cuatro componentes mediante la siguiente fórmula:

$$\sum_{i=1}^n \frac{(Et_i + Esp_i + Su_i + ZR_i) AP_i}{4AE}$$

Donde, Et_i = puntuación de la estructura de vegetación para el potrero i , Esp_i = puntuación de la presencia de especies para el potrero i , Su_i = puntuación del suelo para el *paddock* i , ZR_i = puntuación de la zona ribereña para el potrero i , $AP_i = I$ y AE = área total del establecimiento.

Más allá del valor global, se obtiene un valor de integridad para cada potrero, o unidad territorial utilizada para el estudio. En el análisis de resultados, ese valor es además divisible en las cuatro dimensiones que lo componen, para tomar medidas de mejora apropiadas en los casos que se requieran.

Las dimensiones propuestas están basadas en las evidencias científicas de su influencia en la funcionalidad del ecosistema, incluyendo el uso por la vida silvestre, e integran un cierto número de indicadores cuya constatación es viable por una observación calificada. Estos indicadores tienen un protocolo de evaluación estructurado para sistematizar su evaluación. En los siguientes apartados se presentará una síntesis de los argumentos científicos que respaldan el rol estratégico de las dimensiones y las variables medidas en cada una.

2.1. Estructura de la vegetación

El funcionamiento de los ecosistemas depende de interacciones muy complejas en las que la producción primaria neta juega un papel fundamental, pero también un número incontable de mecanismos reguladores que involucran consumidores primarios, secundarios y superiores. La fauna, por ejemplo, depende de la estructura de la vegetación para encontrar hábitat. La diversidad estructural genera heterogeneidad de hábitats, considerados clave para promover la diversidad de especies

animales (Tews *et al.*, 2004). La estructura afecta a la mayoría de los niveles tróficos y grupos taxonómicos como los insectos (Di Giulio *et al.*, 2001; Van Klink *et al.*, 2015), arácnidos (Whitmore *et al.*, 2002, Hore y Uniyal, 2008), aves (Fuhlendorf *et al.*, 2006; Dias *et al.*, 2017), mamíferos (Garden *et al.*, 2007), reptiles (Fischer *et al.*, 2004; Garden *et al.*, 2007) y anfibios (Wilgers y Horne, 2006; Purrenhage y Boone, 2009).

En este componente, el valor depende de tres características: el número de estratos en relación con el número de estratos potenciales, la densidad de distribución de cada estrato y el efecto de intervenciones humanas como quemas, aplicación de herbicidas o corte de vegetación.

2.2. Especies en la comunidad florística

La diversidad de especies es uno de los determinantes más importantes de estabilidad del ecosistema, productividad, riesgo de invasión de especies y dinámica de nutrientes (Tilman *et al.*, 2014). Además de sus efectos sobre el funcionamiento actual de ecosistemas, la diversidad de especies influye en la resiliencia y resistencia de ecosistemas al cambio ambiental (Chapin *et al.*, 2000). Para ecosistemas donde predominan los pastizales, la sustitución por cultivos o el pastoreo excesivo son los principales impulsores de la pérdida de biodiversidad (Risser, 1988), pero el pastoreo moderado tiende a incrementar esta diversidad (De Bello *et al.*, 2006; Altesor *et al.*, 2006; Wrage *et al.*, 2011; Lezama *et al.*, 2014). Esto significa que no solo los cambios en el uso de la tierra, sino también las estrategias de manejo afectan la diversidad dentro de parcelas o establecimientos. Otros impulsores de pérdida de diversidad incluyen incendios, plantas invasoras agresivas (Risser, 1988) o enriquecimiento de nutrientes (Isbell *et al.*, 2013).

Teniendo esto en cuenta, se consideró importante incluir la diversidad vegetal como componente del índice. Sin embargo, una exhaustiva descripción de la comunidad puede limitar la aplicación de este, debido a la necesidad de capacidades avanzadas de identificación de especies, lo cual es complejo y restringe las personas capaces de hacer la evaluación. A partir de esto, el protocolo de evaluación incluye: rangos de número de especies sin necesidad de identificación total, dominancia de algunas especies y especies exóticas ponderadas por su riesgo de invasión.

2.3. Erosión y potencial de erosión del suelo

El suelo suministra otros servicios ecosistémicos valiosos como componente del ciclo del agua, control de inundaciones, filtrado de contaminantes, descomposición de materia orgánica y reciclaje de nutrientes esenciales para plantas, secuestro de carbono, etc. (Karlen *et al.*, 2003; Dominati *et al.*, 2014). La evaluación de la calidad del suelo puede ser compleja si se consideran todos los indicadores significativos, incluso con índices que integren una gran cantidad de información (Karlen *et al.*, 2003). La pérdida de calidad de suelo puede deberse principalmente a cambios en uso de la tierra, por ejemplo, la conversión de pastizales nativos a cultivos, pero también a efectos de manejo que no implican sustitución, como es el caso del sobrepastoreo (Raisei, 2017; Altesor *et al.*, 2019). Tanto la conversión a cultivos como el pastoreo excesivo pueden causar erosión. Aunque no es el único aspecto para evaluar, la evidencia o el riesgo de erosión parece ser un indicador relevante y reduce la complejidad. Para incorporar este indicador en la implementación del IIE, se describe la erosión pasada y se evalúa la actividad erosiva actual. Además, en este componente el potencial de erosión también es evaluado por condiciones predisponentes como falta de cobertura vegetal o de restos vegetales cubriendo el suelo, presencia de trillos, quema de vegetación, pisoteo, etcétera.

2.4. Arroyos y zona ribereña

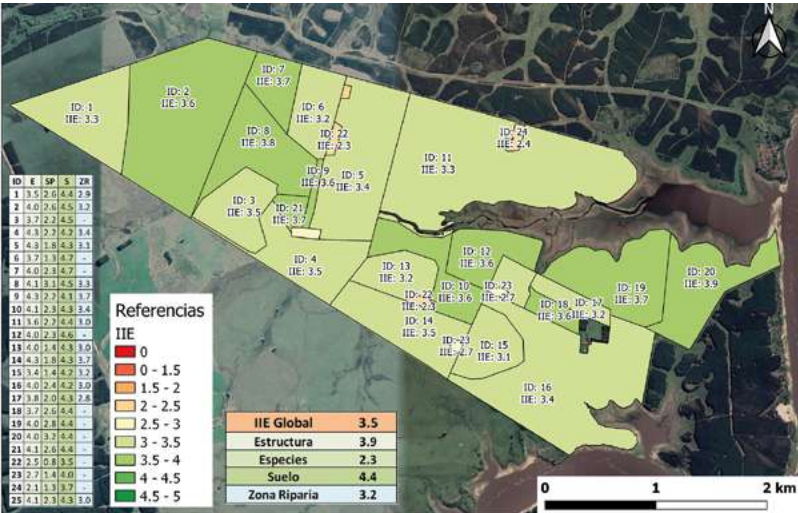
Los ecosistemas acuáticos son una preocupación central en las propuestas de medidas de manejo y usos de la tierra, debido, entre otras cosas, a su relación con la calidad del agua de ríos y arroyos, considerada un servicio ecosistémico central (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Las zonas ribereñas mantienen muchas funciones ecológicas consideradas cruciales para la preservación de las condiciones ecológicas de los ríos (Naiman y Décamps, 1997). Atrapan sedimentos de la escorrentía, reducen la erosión del canal, eliminan nutrientes y otros contaminantes, almacenan aguas de inundación, mantienen el hábitat para los peces y otros animales acuáticos moderando la temperatura del agua o proporcionando hábitat para organismos terrestres (Wenger, 1999). La estructura de la vegetación ribereña puede influir procesos ecológicos, como los flujos de energía y nutrientes, y da pistas esenciales para la gestión ribereña y su evaluación a través del paisaje (Fernandes *et al.*, 2011). Los sedimentos en el arroyo son una evidencia de erosión en el área de capta-

ción, perturban el flujo de agua y permiten la resuspensión de partículas y nutrientes. Además, Marshalonis y Larson (2018) encontraron que los sedimentos finos degradan las comunidades de macroinvertebrados de los arroyos. La evaluación del IIE incluye: el ancho de la franja de amortiguamiento, la continuidad de la vegetación, la densidad de comunidad y su distribución. Se definieron dos anchos de tiras para evaluación: 0-10 m del arroyo y 10-50 m. Otro factor evaluado visualmente en este componente es el estado del cauce del arroyo: presencia de bancos de sedimentos, erosión del cauce y evidencia de intrusión de ganado en el cauce.

2.5. Expresión de resultados

Los resultados finales se presentan de dos formas (Figura 1), una tabla con el valor de cada potrero (cuadro o subdivisión elegida) y el valor general del predio, pudiéndose representar mapas de cada establecimiento que muestren la distribución espacial de los diferentes valores para cada unidad de manejo a través de una escala de color que simplifica el análisis y ayuda a la toma de decisiones de gestión.

FIGURA 1. EJEMPLO DE PRESENTACIÓN DE RESULTADOS NUMÉRICOS Y VISUALES DE UN ESTABLECIMIENTO



Fuente: Elaboración propia.

3. Correlaciones con otros aspectos ambientales

Hoy en día, el IIE ha sido aplicado en decenas de establecimientos distribuidos por todo el país, en algunos de los cuales se ha podido correlacionar los valores obtenidos con otras variables ambientales.

Además de la asociación teórica de los cuatro componentes evaluados con los servicios ecosistémicos, con base en evidencia científica, el estudio de casos reveló una correlación significativa entre los valores del índice y otras variables ambientales independientes estudiadas. Entre 2012 y 2015 se realizó un proyecto de investigación de coinnovación en el este de Uruguay. Este estudio involucró a siete establecimientos ganaderos familiares cuyas características, localización y metodología son descritas por Albicette *et al.* (2017) y Aguerre *et al.* (2018). En estos establecimientos se aplicó el IIE al inicio y al final del proyecto, y también se midieron algunas otras variables ambientales durante ese período, como diversidad de plantas herbáceas, diversidad de aves y contenido de carbono orgánico en los suelos.

Para comenzar a visualizar la relación de los valores del índice con dichas variables se realizaron análisis de correlaciones que se presentan en la Tabla 1.

TABLA 1. COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE PEARSON ENTRE EL ÍNDICE DE INTEGRIDAD DEL ECOSISTEMA Y OTRAS VARIABLES

Variable	Aves Índice de Shannon	Aves Riqueza	Plantas herbáceas Índice de Shannon	Plantas herbáceas Riqueza	Carbono orgánico 0-3 cm prof.	Carbono orgánico 3-6 cm prof.
Coefficiente correlación de Pearson con IIE	0,77	0,81	0,82	0,76	0,74	0,57
p	1.8E ⁻⁰⁹	0.03	0.05	0.02	1.7E ⁻⁰³	0.03

Fuente: Elaboración propia.

El coeficiente de correlación de Pearson muestra la asociación que existe entre los valores del índice y otras variables ambientales que no están directamente medidas en el protocolo del IIE. Esto significa que, ante valores más altos del IIE, se constatan valores más altos en riqueza y

diversidad de plantas y aves, así como en los contenidos de carbono del suelo.

4. Análisis de resultados para la gestión

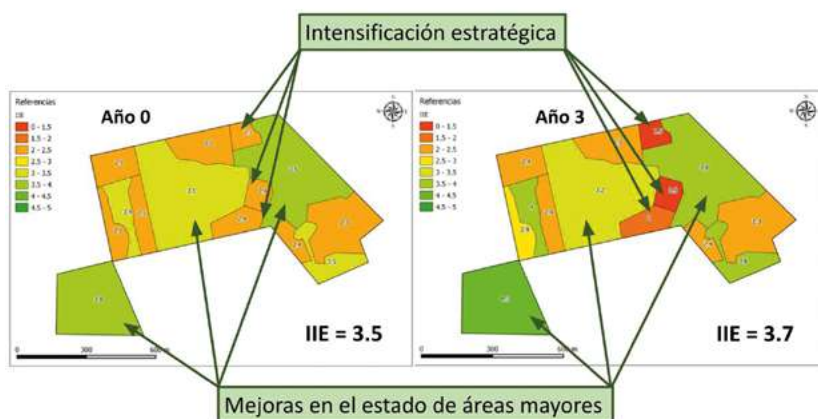
El IIE fue creado para la evaluación del estatus de la integridad ecosistémica en un establecimiento dado, de modo que se pueda verificar su estado y, si se poseen referencias, discernir si este es bueno o necesita mejorarse. Adicionalmente, es posible hacer ese análisis a nivel de cada subdivisión del establecimiento (potrero, chacra o cuadro), lo cual nos permite actuar sobre partes del sistema que se detecten como críticas. Esto es importante en la medida en que, dependiendo del sistema, estos cuadros o potreros son las unidades mínimas sobre las que se decide un manejo, por ejemplo, carga ganadera, una siembra determinada o un manejo cultural.

Pero, además, puede existir un tercer nivel de análisis correspondiente a cada una de las dimensiones, ya que estas también siguen la escala de evaluación de 0 a 5. Por lo tanto, es posible determinar cuál se encuentra más lejos del valor óptimo. A modo de ejemplo, se plantea el caso de un potrero determinado que posee un valor de IIE de 3,75. A su vez, este valor del índice corresponde a valores de 4 en especies, 4 en estructura, 4 en zonas riparias y 3 en suelo. Podemos percibir claramente que la dimensión suelo es la más débil y allí es donde tenemos oportunidades de mejora. En este caso, recurriendo a las variables originales evaluadas en dicha dimensión, podemos verificar cuales están contribuyendo a reducir la calificación. A modo de ejemplo, si el factor que más afecta son las condiciones predisponentes a la erosión, podremos tomar decisiones de manejo para tratar de mitigar esos efectos, por ejemplo, una reducción de carga, un cambio en el marco de plantación, etcétera.

Por último, existe un modo más integral de utilización del IIE como herramienta de gestión ambiental, que refleja la verdadera complejidad que tienen en general los sistemas de producción. En esta oportunidad, se utiliza como ejemplo un caso real reportado por Aguerre *et al.* (2018), de un establecimiento cuya actividad principal es la ganadería. El objetivo del propietario del predio era mejorar su productividad a la vez que gestionar los recursos de manera de mejorar o mantener la integridad ecosistémica. Este productor parte de la situación inicial (año 0) y, luego del trabajo de rediseño de su predio, llega a una situación final (año 3) (Figura 2). El diagnóstico del establecimiento reveló que era necesario

mejorar la gestión del campo natural que ocupaba la mayoría de la superficie y era la base forrajera, y para ello se debía, entre otros manejos, mejorar la productividad de pasturas anuales. Esta operaría como fuente de alimento estratégica para aliviar el pastoreo en los potreros de campo natural en momentos clave para permitir su incremento de productividad y, paralelamente, su integridad ecosistémica.

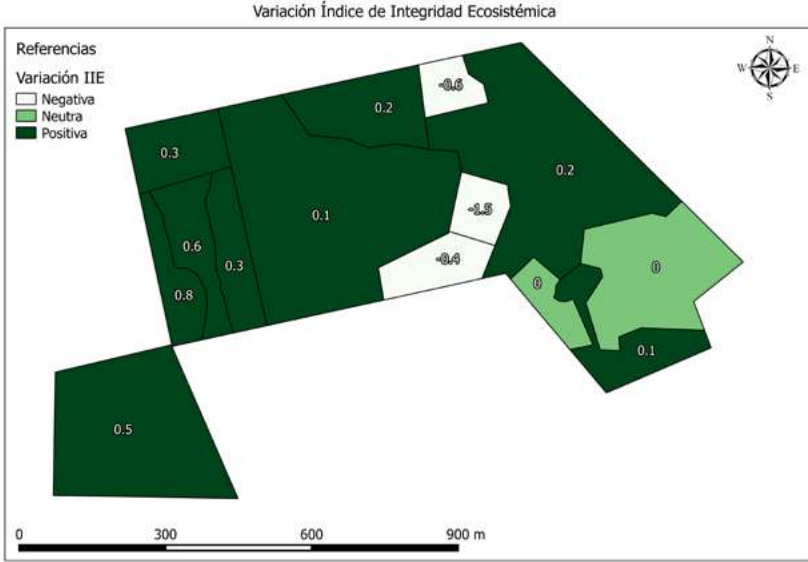
FIGURA 2. ÍNDICE DE INTEGRIDAD ECOSISTÉMICA INICIAL Y FINAL DEL ESTABLECIMIENTO Y VARIACIONES MÁS RELEVANTES EN EL MANEJO



Fuente: Elaboración propia.

En síntesis, el plan consistió en intensificar pequeñas áreas ya sustituidas de campo natural (lo que redujo el valor del IIE para esos potreros) y, gracias a esa alta oferta de forraje, mejorar el manejo de los potreros de campo natural (lo cual aumentó el valor del IIE para esos potreros). El establecimiento incrementó en 160% su productividad primaria y pasó de un IIE inicial de 3,5 a 3,7 (Aguerre *et al.*, 2018). En la Figura 3 puede observarse las variaciones del IIE a nivel de cada potrero para ese período.

FIGURA 3. VARIACIONES DEL ÍNDICE DE INTEGRIDAD ECOSISTÉMICA ENTRE SITUACIÓN INICIAL Y FINAL



Fuente: *Elaboración propia.*

En conclusión, no siempre es relevante mejorar la integridad en cada unidad particular, sino que la consideración integral del sistema y la planificación estratégica implican que pueda eventualmente “sacrificarse” la integridad de algún área o sector para mejorar la globalidad.

5. Consideraciones finales

El Índice de Integridad Ecosistémica es una herramienta robusta pero simple, para evaluar y monitorear la integridad de los agroecosistemas. La validación primaria demuestra una buena correlación con otras variables ambientales como la diversidad de vida silvestre y el contenido de materia orgánica del suelo.

Este índice fue desarrollado con la colaboración multidisciplinaria e interinstitucional de muchos investigadores, especialistas y agrónomos de campo de diferentes regiones, lo que lo convierte en una herramienta

de amplio consenso y utilizable. Cada componente fue cuidadosamente pensado y científicamente respaldado para incluir los aspectos relevantes, pero, al mismo tiempo, facilitar su implementación en condiciones de campo. Por tratarse de una herramienta que califica sobre la base de una referencia de contexto biogeográfico, el índice podría ser utilizado para usos de suelo muy diferentes, ayudando a la comparación entre distintas actividades.

El IIE es un instrumento útil para identificar puntos críticos de manejo o diseñar estrategias de mejora dentro de un establecimiento. Permite la separación de diferentes unidades espaciales de análisis (potrero, parcelas, etc.) y, a su vez, rastrear la influencia de cada componente, de modo de identificar las áreas de mejora.

En trabajos de investigación en curso se cuantificarán otros procesos y servicios de los ecosistemas, lo que permitirá verificar la correlación de valores del IIE con estos atributos de los agroecosistemas. Por ejemplo, la reducción de las pérdidas de nutrientes por escorrentía y el suministro de agua de calidad.

Resulta relevante en una transición hacia la agroecología, contar con referencias cuantificables que nos permitan evaluar el estado de los sistemas y el progreso de la trayectoria tecnológica.

Referencias

- Aguerre, V., Albicette, M. M., Albín, A., Bortagaray, I., Benvenuto, M., Blumetto, O., Cardozo, G., Castagna, A., Clara, P., Del Pino, L., Dogliotti, S., García, F., Gilzans, J. C., Leoni, C., Montaldo, S., Quintans, G., Ruggia, A., Scarlato, M., Scarlato, S., Silvera, M. y Tiscornia, G.** (2018), *Co-innovando para el desarrollo sostenible de sistemas ganaderos familiares de Rocha-Uruguay*, Serie Técnica 243, INIA, Montevideo, 132 pp.
- Albicette, M. M., Leoni, C., Ruggia, A., Scarlato, S., Blumetto, O., Albín, A. y Aguerre, V.** (2017), "Co-innovation in family-farming livestock systems in Rocha, Uruguay: a 3-year learning process", en *Outlook Agric.*, 46 (2), pp. 92-98. Disponible en: <<https://doi.org/10.1177/0030727017707407>>.
- Altesor, A. I., Piñeiro, G., Lezama, F., Jackson, R. D., Sarasola, M. y Paruelo, J. M.** (2006), "Ecosystem changes associated with grazing removal in sub-humid grasslands of South America", en *Journal of Vegetation Science*, 17, pp. 323-332.

Altesor, A., Gallego, F., Ferrón, M., Pezzani, F., López-Mársico, L., Lezama, F., Baeza, S., Pereira, M., Costa, B. y Paruelo, J. M.

(2019) “An inductive approach to build State-and-Transition Models for Uruguayan grasslands”, en *Rangeland Ecology & Management*, 72, pp. 1005-1016. Disponible en: <<https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.06.004>>.

Blumetto, O., Castagna, A., Cardozo, G., García, F., Tiscornia, G., Ruggia, A., Scarlato, S., Albicette, M., Aguerre, V. y Albin, A.

(2019), “Ecosystem Integrity Index, an innovative environmental evaluation tool for agricultural production systems”, en *Ecological Indicators*, v. 101, pp. 725-733.

Chapin, F., Zavaleta, E., Eviner, V., Naylor, R., Vitousek, P., Reynolds, H., Hooper, D., Lavorel, S., Sala, O., Hobbie, S., Mack, M. y Díaz, S.

(2000), “Consequences of changing biodiversity”, en *Nature*, 405(6783), pp. 234-242. Disponible en: <<https://doi.org/10.1038/35012241>>.

De Bello, F., Lepš, J. y Sebastià, M.-T.

(2006), “Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients”, en *Ecography*, 29, 801810. Disponible en: <<https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04683.x>>.

Di Giulio, M., Edwards, P. J. y Meister, E.

(2001), “Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure”, en *J. Appl. Ecol.*, 38(2), pp. 310-319. Disponible en: <<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00605.x>>.

Dias, R. A., Gianuca, A. T., Vizentin-Bugoni, J., Gonçalves, M. S. S., Bencke, G. A. y Bastazini, V. A.

(2017), “Livestock disturbance in Brazilian grasslands influences avian species diversity via turnover”, en *Biodiv. Conserv.*, 26, pp. 2473-2490. Disponible en: <<https://doi.org/10.1007/s10531-017-1370-4>>.

Dominati, E., Mackay, A., Green, S. y Patterson, M.

(2014), “A soil change based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro- ecosystems: a case study of pastoral agriculture in New Zealand”, en *Ecol. Econ.*, 100, pp. 119-129.

FAO

(2017), *Leap at a glance*, Roma, 28 pp. Disponible en: <<http://www.fao.org/3/a-i7804e.pdf>> [Consulta: 15 de septiembre de 2020].

Fernandes, M. R., Aguiar, F. C. y Ferreira, M. T.

(2011), “Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools”, en *Landsc. Urban Plan.*, 99, pp. 166-177. Disponible en: <<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.001>>.

Fischer, J., Lindenmayer, D. B. y Cowling, A.

(2004), “The challenge of managing multiple species at multiple scales: reptiles in an Australian grazing landscape”, en *J. Appl. Ecol.*, 41(1), pp. 32-44. Disponible en: <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00869.x>>.

Fuhlendorf, S. D., Harrell, W. C., Engle, D. M., Hamilton, R. G., Davis, C. A. y Leslie, D. M.

(2006), "Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing", en *Ecol. Appl.*, 16(5), pp. 1706-1716.

Garden, J. G., Mcalpine, C. A., Possingham, H. P. y Jones, D. N.

(2007), "Habitat structure is more important than vegetation composition for local-level management of native terrestrial reptile and small mammal species living in urban remnants: a case study from Brisbane, Australia", en *Austral Ecol.*, 32(6), pp. 669-685. Disponible en: <<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01750.x>>.

Hore, U. y Uniyal, V. P.

(2008), "Diversity and composition of spider assemblages in five vegetation types of the Terai Conservation Area, India", en *J. Arachnol.*, 36(2), pp. 251-258. Disponible en: <<https://doi.org/10.1636/CT07-53.1>>.

Isbell, F., Reich, P. B., Tilman, D., Hobbie, S. E., Polasky, S. y Binder, S.

(2013), "Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity", en *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 110, pp. 11911-11916. Disponible en: <<https://doi.org/10.1073/pnas.1310880110>>.

Karlen, D. L., Ditzler, C. A. y Andrews, S. S.

(2003), "Soil quality: why and how?", en *Geoderma*, 114, pp. 145-156. Disponible en: <[https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9)>.

Lezama, F., Baeza, S., Altesor, A., Cesa, A., Chaneton, E. J. y Paruelo, J. M.

(2014), "Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient", en *Journal of Vegetation Science*, 25, pp. 8-21.

Marshallonis, D. y Larson, C.

(2018), "Flow pulses and fine sediments degrade stream macroinvertebrate communities in King County, Washington, USA", en *Ecol. Indic.*, 93, pp. 365-378. Disponible en: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.060>>.

Millennium Ecosystem Assessment

(2005), *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, pp. 137.

Naiman, R. J. y Décamps, H.

(1997), "The ecology of interfaces: riparian zones", en *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 28, pp. 621-658. Disponible en: <<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>>.

Purrenhage, J. L. y Boone, M. D.

(2009), "Amphibian community response to variation in habitat structure and competitor density", en *Herpetologica*, 65(1), pp. 14-30. Disponible en: <<https://doi.org/10.1655/08-017R1.1>>.

Raiesi, F.

(2017), "A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland

arid and semiarid regions”, en *Ecol. Indic.*, 75, pp. 307-320. Disponible en: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.049>>.

Risser, P. G.

(1988), “Diversity in and among grasslands”, en Wilson, E. O. (ed.), *Biodiversity*, National Academic Press, Washington, pp. 538.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. y Jeltsch, F.,

(2004), “Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures”, en *J. Biogeogr.*, 31 (1), pp. 79-92. Disponible en: <<https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>>.

Tilman, D., Isbell, F. y Cowles, J.

(2014), “Biodiversity and ecosystem functioning”, en *Ann. Rev. Ecol., Evol. Syst.*, 45, pp. 471-493. Disponible en: <<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>>.

Van Klink, R., Van der Plas, F., Van Noordwijk, C. G. E., Wallis de Vries, M. F. y Olf, H.

(2015), “Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity”, en *Biol. Rev.*, 90(2), pp. 347-366. Disponible en: <<https://doi.org/10.1111/brv.12113>>.

Wenger, S.

(1999), *A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation*, University of Georgia, Institute of Ecology, Office of Public Service and Outreach, Athens, GA.

Whitmore, C., Slotow, R., Crouch, T. E. y Dippenaar-Schoeman, A. S.

(2002), “Diversity of spiders (Araneae) in a Savanna Reserve, Northern Province, South Africa”, en *J. Arachnol.*, 30(2), pp. 344-356. Disponible en: <[https://doi.org/10.1636/0161-8202\(2002\)030\[0344:DOSAIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1636/0161-8202(2002)030[0344:DOSAIA]2.0.CO;2)>.

Wilgers, D. J. y Horne, E. A.

(2006), “Effects of different burn regimes on tallgrass prairie herpetofaunal species diversity and community composition in the Flint Hills, Kansas”, en *J. Herpetol.*, 40(1), pp. 73-84. Disponible en: <<https://doi.org/10.1670/162-05A.1>>.

Wrage, N., Strodthoff, J., Cuchillo, H. M., Isselstein, J. y Kayser, M.

(2011), “Phytodiversity of temperate permanent grasslands: ecosystem services for agriculture and livestock management for diversity conservation”, en *Biodivers. Conserv.*, 20, pp. 3317-3339. Disponible en <<https://doi.org/10.1007/s10531-011-0145-6>>.