

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/368873717>

Indicadores de recursos forrajeros: mapas, productividad, huella ambiental y estado de conservación. Su evaluación mediante sensores remotos

Chapter · February 2023

CITATIONS

0

READS

197

3 authors:



Mariano Oyarzabal

University of Buenos Aires

49 PUBLICATIONS 1,372 CITATIONS

SEE PROFILE



Federico Gallego

Universidad de la República de Uruguay

50 PUBLICATIONS 841 CITATIONS

SEE PROFILE



José Paruelo

University of Buenos Aires

354 PUBLICATIONS 45,422 CITATIONS

SEE PROFILE

Indicadores Ambientales para la Producción Animal

Con énfasis en la producción animal bovina



Coordinación

M. Alejandra Herrero M. Cristina Saucedo Susana B. Gil

CAPÍTULO 7

INDICADORES DE RECURSOS FORRAJEROS: MAPAS, PRODUCTIVIDAD, HUELLA AMBIENTAL Y ESTADO DE CONSERVACIÓN. SU EVALUACIÓN MEDIANTE SENSORES REMOTOS

Mariano Oyarzabal,
Federico Gallego
José Paruelo

I. INTRODUCCIÓN

El uso de sensores remotos para monitorear, evaluar y planificar sistemas ganaderos de base pastoril ha cobrado una creciente importancia en los últimos años (Altesor et al., 2011, 2019a; Reinerman et al. 2020; Blanco y Oyarzabal, 2022). Las aplicaciones abarcan múltiples enfoques y caracterizan el estado y funcionamiento de los ecosistemas pastoriles. En este capítulo nos concentraremos en los recursos forrajeros, específicamente en indicadores de heterogeneidad (mapas de tipos de cobertura), de funcionamiento (monitoreo de la productividad forrajera), del impacto de la ganadería (huella ambiental) y del estado de conservación (influencia climática y humana).

II. INDICADORES DE HETEROGENEIDAD. MAPAS DE TIPOS DE COBERTURA

Los mapas de tipos de cobertura del suelo son un material de base clave para analizar los cambios del uso del suelo, cuantificar la superficie de los ecosistemas pastoriles y evaluar la oferta forrajera y de otros servicios ecosistémicos. Los mapas son, por lo tanto, modelos espaciales clave para generar políticas de ordenamiento territorial y gestionar mejor los recursos naturales. Disponer de una cartografía de tipos de recursos forrajeros posibilita, por ejemplo, planificar el uso ganadero, implementar seguros y diseñar políticas de conservación, entre otras.

En las últimas décadas, las imágenes satelitales han sido un valioso instrumento para hacer mapas. Los satélites de la serie Landsat han hecho y siguen haciendo importantes contribuciones. Las imágenes que proveen están disponibles desde 1972 al presente. Los últimos sensores tienen una resolución espacial de 30 metros y temporal de 16 días¹. Otra de las misiones destacadas corresponde al sensor MODIS², a bordo de los satélites TERRA y AQUA. Este sensor brinda imágenes desde 2000 al presente, con una resolución espacial de 250 metros y temporal diaria. Más recientemente, desde 2015 al presente, está disponible también la misión Sentinel 2³, con una resolución espacial de 10 metros y temporal de entre 2 y 5 días.

Las imágenes Landsat y MODIS han sido utilizadas en la región para cartografiar los recursos forrajeros. Para el caso de los Pastizales del Río de la Plata (Soriano et al. 1992; Oyarzabal et al. 2020), los mapas producidos pueden dividirse en dos grandes grupos: aquellos que cubrieron superficies parciales y los que abarcaron toda la región. Dentro del primer grupo, se contó con mapas a partir de Landsat para dos periodos de tiempo, 1985/1989 y 2002/2004 (Baldi et al., 2006; 2008). En ese período de 15-20 años, la superficie cubierta por pastizales en la región disminuyó 9 %, mientras que la superficie con cultivos agrícolas aumentó 18 %. En otro trabajo, también con Landsat, se cartografiaron los principales usos y coberturas del suelo en cuatro

¹<https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat>

²<https://modis.gsfc.nasa.gov/about/>

³<https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions>

regiones de Uruguay predominantemente ganaderas: Cuesta Basáltica, Sierras y Lomas del este, Centro-Sur y Cuenca Sedimentaria del Noreste (Panario, 1988; Panario et al., 2014). El área total cartografiada cubrió aproximadamente el 75 % del territorio uruguayo. El 63% de esa área estuvo cubierta por pastizales naturales, que se clasificaron en dos tipos: pastizales densos, que ocuparon el 50 % de la superficie, y pastizales ralos, en el restante 13 % (Baeza et al., 2019). Este mapeo representó un hito, ya que a partir de imágenes satelitales se discriminó con relativa buena precisión diferentes comunidades de pastizal definidas por su composición florística (Baeza et al., 2019; ver también Aragón y Oesterheld, 2008). Para el caso de la Patagonia, se mapearon los tipos fisonómicos de las estepas del oeste de Río Negro y Chubut (Paruelo et al., 2004). Esos mapas fueron la base de estimaciones de receptividad ganadera en el área (Paruelo, 2005).

Dentro del segundo grupo de mapas, los que abarcaron toda la región, se cuentan con dos del tipo de cobertura del suelo. Uno abarcó 8,3 millones de ha, el 47 % del territorio uruguayo, y fue elaborado a partir de imágenes MODIS. El tipo de cobertura dominante fue el recurso forrajero perenne, que en el 2000 ocupó el 66 % de la superficie relevada. En general, y en orden decreciente de importancia, los tipos de coberturas subordinados fueron el cultivo de verano, el doble cultivo verano-invierno, el cultivo de invierno, la forestación y el bosque nativo (Baeza y Paruelo, 2020). El otro mapa, aún inédito, cubrió toda la región de los pastizales del Río de la Plata, unos 76 millones de ha (Soriano et al. 1992; Oyarzabal et al. 2020). Se elaboró a partir de imágenes LANDSAT y mapeó los principales tipos de coberturas para el período 2000-2019. En esos 20 años, la región perdió 2,4 millones de hectáreas de pastizales (9 % del área de pastizales en 2001). La mayor parte de esta pérdida se concentró en Brasil y Uruguay, y estuvo asociada a nuevas áreas agrícolas o forestales, que aumentaron entre un 5 % y un 100 %, respectivamente (Proyecto MapBiomass Pampa Sudamericano⁴).

Cuadro 7.1: Ejemplo de aplicación predial

Reconocer la heterogeneidad permite identificar y analizar mejor los problemas agropecuarios, lo cual conducirá a tomar decisiones más acertadas y a poder evaluar más adecuadamente las consecuencias. Por ejemplo, en la ganadería reconocer la heterogeneidad de la vegetación es clave (Oesterheld et al., 2005). En el caso particular de la ganadería basada en pastizales, se destaca cuantificar el aporte de cada tipo de pastizal en la oferta de forraje dadas su productividad y calidad forrajeras diferentes. Además, cada tipo de pastizal puede responder diferente al consumo de los animales. Entonces, reconocer la heterogeneidad permitirá tomar decisiones más adecuadas, como ajustar el tiempo de rotación y la categoría de animales según el tipo de pastizal que se trate. En la región geomorfológica Cuesta Basáltica, ubicada en el Norte de Uruguay, existen dos tipos de pastizal, los ralos y los densos (Lezama et al., 2019; Baeza et al., 2019). Los pastizales ralos están caracterizados por especies meso-xerofíticas (*Selaginella sellowii*, *Rostraria cristata*) que crecen sobre suelo superficiales, con una productividad forrajera promedio de 3900 Kg MS/ha/año y calidad inferior a la de pastizales densos (Oyarzabal y Paruelo, 2019). Por su parte, los pastizales densos están caracterizados por especies mesofíticas (*Steinchisma hians*, *Piptochaetium stipoides*) que crecen sobre suelos medios y profundos, con una productividad forrajera promedio de 4700 Kg MS/ha/año (Oyarzabal y Paruelo, 2019).

En un establecimiento ganadero de esta región, se mapearon los pastizales ralos y densos (Figura 7.1). Mientras que los potreros con ubicación noreste están cubiertos mayormente por pastizales densos (potreros 1, 2, 7, 8, 11), los potreros del suroeste están dominados por pastizales ralos (potrero 18), o por ambos (potreros 13, 14, 16, 18, 24, entre otros), lo que debería implicar un manejo diferencial según el tipo de pastizal dominante. Más aún, una futura subdivisión de potreros debería considerar la heterogeneidad de la vegetación, algo que no se evidencia en el mapa actual.

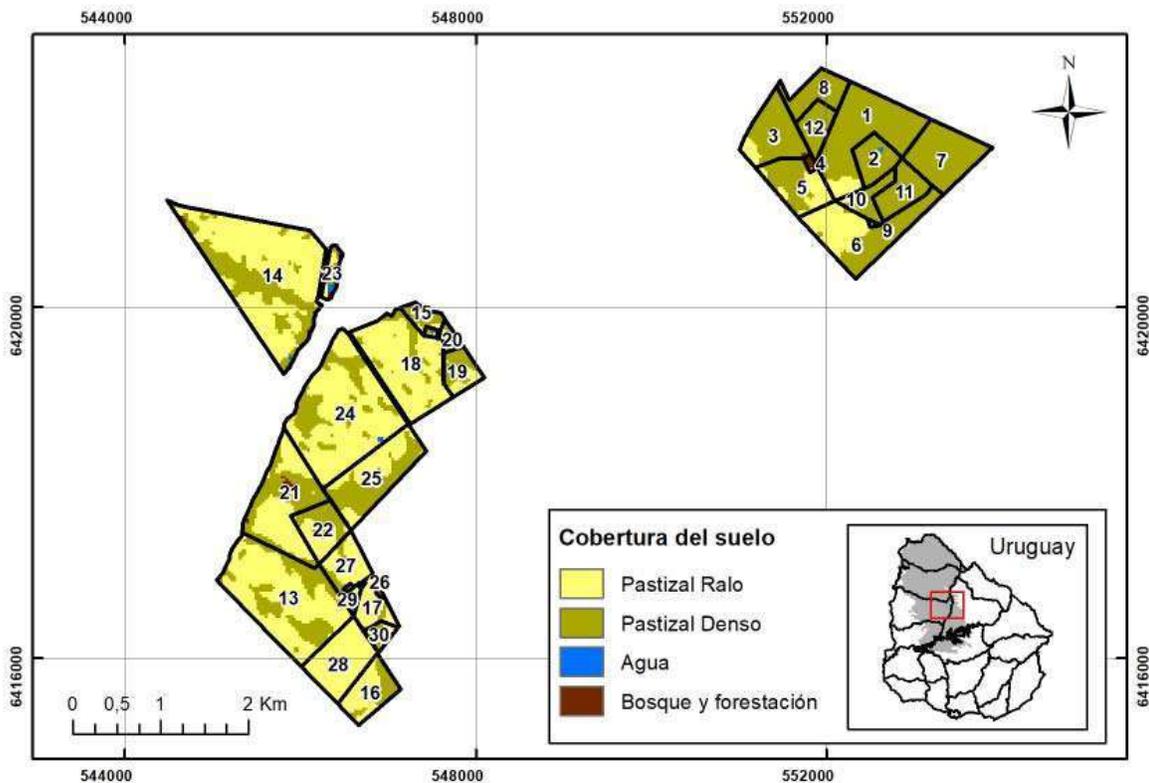


Figura 7.1: Mapa de coberturas del suelo para un establecimiento ganadero en la región geomorfológica Cuesta Basáltica (área gris; Uruguay). Las líneas negras corresponden a los límites entre potreros. La distinción entre pastizales ralos y densos resultó de análisis fitosociológicos (Lezama et al. 2019), que se cartografiaron a partir de técnicas de teledetección (Baeza et al., 2019).

III. INDICADORES DE FUNCIONAMIENTO. MONITOREO DE LA PRODUCTIVIDAD FORRAJERA

La productividad forrajera es la principal fuente de alimento del ganado en los ecosistemas pastoriles. Por lo tanto, conocer la magnitud y variabilidad de la productividad forrajera es clave. En el largo plazo, permite resolver quizás la pregunta más importante de la ganadería: ¿cuál es la carga animal que puede asignarse a un sitio? (Oosterheld et al., 1998; Golluscio, 2009). En el mediano plazo, conocer la productividad forrajera permite analizar la campaña ganadera en términos de la eficiencia de uso del forraje, una medida de la cantidad de leche, fibra o carne producida por kilo de forraje (ver por ejemplo Grigera et al., 2007). En el corto plazo, conocer la productividad forrajera

⁴<https://pampa.mapbiomas.org/es>

permite decidir la oportunidad de pastoreo y planificar el movimiento de animales entre potreros o parcelas de pastoreo (Golluscio et al. 1998; Vallentine, 2000; Vecchio et al., 2008, Irisarri et al., 2013b; Deregibus, 2019).

El principal determinante de la productividad forrajera es la productividad primaria neta aérea (PPNA), o tasa de crecimiento. La PPNA puede estimarse a través de sensores remotos de manera relativamente sencilla y confiable para muchos ecosistemas, mediante el modelo de Monteith (Monteith, 1972; Prince, 1991; Running et al., 2000; Piñeiro et al., 2006; Grigera et al., 2007; Paruelo, 2008; Paruelo y Vallejos, 2013). El modelo establece que la PPNA es el resultado del triple producto entre la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), la fracción de esta que es absorbida por la vegetación (fRFAA) y el coeficiente de conversión de energía en biomasa aérea, comúnmente denominado eficiencia de uso de la radiación (EUR; Oyarzabal et al., 2011; Irisarri et al., 2013a; Oesterheld et al., 2014; Druille et al., 2019; Oyarzabal y Baldassini, 2019; Ecuación 7.1).

$$\text{Ecuación 7.1: } PPNA \text{ (g m}^{-2} \text{ año}^{-1}) = RFA \text{ (MJ m}^{-2}) \text{ año}^{-2}) \times fRFAA \times EUR \text{ (g MJ}^{-1})$$

Es decir, la vegetación fija nueva biomasa en la medida que absorbe radiación solar fotosintéticamente activa y la convierte en foto asimilados. De los tres componentes de la Ecuación 7.1, el que más explica las variaciones de la PPNA es la fRFAA (Grigera y Oesterheld, 2020). Y la fRFAA es, precisamente, la variable que puede estimarse a partir del Índice de Vegetación Normalizado, o IVN, que proveen las imágenes Landsat, MODIS o Sentinel 2 (Potter, 1993; Caride et al., 2012; Pellegrini et al., 2020). La PPNA así estimada corresponde a toda la biomasa producida. Dependiendo de la composición botánica, fundamentalmente de la presencia de leñosas, toda o solo una porción de la PPNA es consumible por el ganado doméstico (Golluscio, 2009). Entonces, si a la PPNA se la multiplica por la proporción consumible por el ganado, se estima la productividad forrajera.

En áreas con vegetación leñosa, la estimación de la productividad forrajera mediante sensores remotos es un poco más compleja. Como una parte de la PPNA es leñosa y no consumible, se requiere separarla de la PPNA herbácea, mayormente consumible. Existen técnicas que permiten sortear esta dificultad. Primero, se deben descomponer los valores de IVN en la señal asociada a lo leñoso y a lo herbáceo. Se puede aplicar, por ejemplo, un método de descomposición de tendencias estacionales (Lu et al., 2003). Esta técnica ha sido utilizada con éxito en bosques secos rolados de la provincia de La Rioja (Blanco et al., 2016). Dicha metodología asume que la contribución de los componentes leñoso y herbáceo al IVN total es aditiva, y supone que en los espacios cubiertos por el componente leñoso no hay presencia de herbáceas y viceversa. Es decir, el método supone ausencia de componentes herbáceos bajo la copa de los árboles. Luego de descomponer el IVN total en IVN leñoso e IVN herbáceo, se puede estimar la PPNA de cada componente aplicando el modelo que se presentó más arriba (Ecuación 7.1).

La productividad forrajera estimada mediante sensores remotos es utilizada, con distinto grado de adopción y desarrollo, por productores y asesores de Argentina y Uruguay (Grigera et al., 2007; Paruelo et al., 2011). Productores ganaderos argentinos nucleados en AACREA disponen del seguimiento de la productividad forrajera de cada potrero de interés y reciben mensualmente información actualizada (Tablero de control forrajero⁵; Grigera et al., 2007). También, productores lecheros de las empresas Conaprole (Uruguay) y Mastellone (Argentina), y productores ganaderos asesorados por el Instituto Plan Agropecuario (Uruguay), cuentan con el seguimiento de la productividad forrajera a partir de una red de potreros en producción en cada región de interés. Con igual resolución de potrero y paso mensual, pero con mayor extensión espacial, el Ministerio

de Agricultura, Ganadería y Pesca de Argentina dispone de un sistema instalado en las principales regiones ganaderas del país que informa regularmente la productividad forrajera por departamento (Sistema de monitoreo de recursos forrajeros⁵). También en Argentina, una iniciativa interinstitucional impulsada por el INTA, AACREA y la Facultad de Agronomía de la UBA nuclea todas estas estimaciones detalladas más arriba, y las dispone en un sitio web de acceso abierto en forma de mapas, figuras y tablas (Observatorio forrajero nacional⁷). En Uruguay, funciona de modo preliminar una iniciativa análoga⁸.

IV. INDICADORES DE IMPACTO DE LA GANADERÍA. LA HUELLA AMBIENTAL

Los sensores remotos permiten también monitorear el impacto de la ganadería en sistemas pastoriles o su huella ambiental. La huella tiene distintas dimensiones, una asociada a la biodiversidad, otra al balance de emisiones y secuestro de gases con efecto invernadero, y otra al agua. En última instancia, el concepto de huella se asocia al impacto de la ganadería sobre la oferta de servicios ecosistémicos. Mediante el uso de sensores remotos se han desarrollado algunas aproximaciones que permiten estimar aspectos relacionados a la dinámica del carbono y a la oferta de servicios ecosistémicos. Se mencionarán dos indicadores: la Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta y el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos.

La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta es un concepto desarrollado para analizar el impacto humano en la biosfera (Vitousek et al., 1986). Representa la fracción de la productividad primaria neta que es usada directa o indirectamente por los humanos. La apropiación humana puede ser calculada con una extensión espacial muy diferente: planeta, región, predio o parcela experimental. La aproximación metodológica depende de la extensión espacial del estudio y define qué flujos deben considerarse: la productividad primaria neta de la vegetación potencial y de la vegetación actual (Figura 7.2). Dentro de esta última, se deben diferenciar la productividad remanente y la cosechada utilizada y no utilizada.

⁵https://tableroforrajero.crea.org.ar/dashboardcrea2/index.php/crea_session_manager

⁶<https://www.magyp.gob.ar/monitoreoforrajero/>

⁷<http://produccionforrajeros.org.ar/>

⁸<http://www.inia.uy/estaciones-experimentales/direcciones-regionales/inia-direcci%C3%B3n-nacional/Sistema-de-seguimiento-de-la-productividad-forrajera-del-campo-natural-version-preliminar>

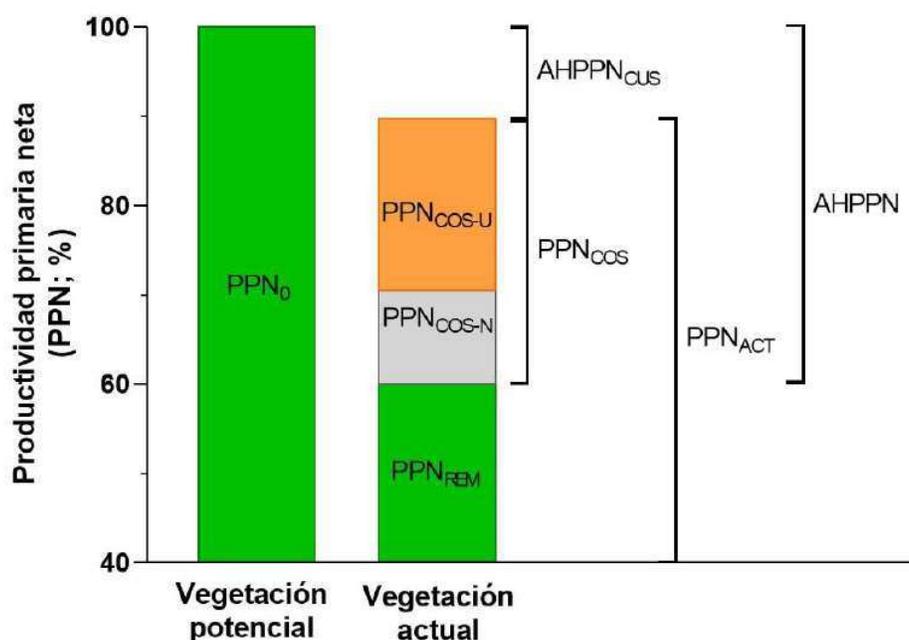


Figura 7.2: Componentes involucrados en el cálculo de la Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN). PPN_0 : Productividad primaria neta de la vegetación potencial. PPN_{REM} : Productividad primaria neta remanente en los ecosistemas luego de la cosecha de la vegetación actual. PPN_{COS-N} : Productividad primaria neta cosechada no utilizada (residuos de cosecha, biomasa subterránea). PPN_{COS-U} : Productividad primaria neta cosechada utilizada (grano, fibra, etc.). PPN_{COS} : Productividad primaria neta cosechada. $AHPPN_{CUS}$: Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta debida al cambio en el uso del suelo. PPN_{ACT} : Productividad primaria neta de la vegetación actual (adaptado de Paruelo et al., 2019).

La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta se define, entonces, como la suma de la productividad primaria neta apropiada por cosecha (PPN_{COS} , Figura 7.2) y de la diferencia en la productividad primaria neta debida a cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$; Haberl et al., 2014; ver más abajo). La apropiación humana se calcula como la diferencia existente entre la productividad primaria neta que habría en ausencia de actividad antrópica (PPN de la vegetación potencial, PPN_0) y la productividad primaria neta de la vegetación actual remanente luego de la cosecha (PPN remanente en los ecosistemas; PPN_{REM} ; ecuación 7.2). A su vez, la PPN_{REM} se calcula como la productividad primaria neta de la vegetación actual (PPN_{ACT}) menos la productividad primaria neta cosechada (PPN_{COS}) apropiada directamente por los humanos como productos agrícolas. En el caso de sistemas pastoriles, la productividad primaria neta cosechada se asocia a la biomasa cosechada por los herbívoros.

$$\text{Ecuación 7.2: } AHPPN = PPN_0 - PPN_{REM} = PPN_0 - (PPN_{ACT} - PPN_{COS})$$

La diferencia entre PPN_0 y PPN_{ACT} representa la apropiación humana debida a los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$), por lo que la apropiación humana puede formularse también mediante la Ecuación 7.3 (ver más detalles en Baeza y Paruelo, 2018):

$$\text{Ecuación 7.3: } AHPPN = AHPPN_{CUS} + PPN_{COS}$$

Una serie de estimaciones de apropiación humana hecha en los Pastizales del Río de la Plata fue resumida recientemente (Paruelo et al., 2019). En algunos casos, la estimación tuvo extensión espacial regional, con una resolución de Partido o Departamento (Guerschman, 2005) o de píxel

MODIS (Baeza y Paruelo, 2018). En otro caso, la extensión y la resolución espaciales fueron prediales (Trinco, 2015).

Los sensores remotos fueron claves para tener estimaciones de la PPN_0 en situaciones de referencia y de la PPN_{act} de un área en particular, mediante el uso del modelo de Monteith descrito más arriba (Ecuación 7.1). La apropiación humana con cobertura regional tuvo una marcada variabilidad espacial y temporal (Figura 7.3; Baeza y Paruelo, 2018). La apropiación humana media fue del 42 % en 2001/2002, y aumentó un 4,5 % en los últimos 10 años debido a un intenso cambio en el uso del suelo. La mayor parte de la apropiación humana se explicó más por la cosecha (PPN_{cos}) que por los cambios en el uso de la tierra ($AHPPN_{cus}$), principalmente en el último periodo debido al aumento del rendimiento de los cultivos y a la expansión del sistema de doble cultivo como práctica agronómica común. La apropiación humana en los sistemas ganaderos fue sensiblemente menor a la apropiación en sistemas agrícolas (Baeza y Paruelo, 2018).

El concepto de servicios ecosistémicos proporciona un marco conceptual para evaluar y cuantificar el impacto humano sobre la naturaleza y orientar estrategias de manejo. Sin embargo, el uso de este concepto en la toma de decisiones es todavía limitado (Kremen, 2005; Wong et al., 2015; Costanza et al., 2017). Probablemente, los retos metodológicos que implican la caracterización y cuantificación de la oferta de servicios ecosistémicos impiden un uso más amplio. El uso de indicadores espacialmente explícitos, para caracterizar el nivel de suministro de servicios ecosistémicos, es clave para hacer operativo el concepto de servicios ecosistémicos y permitir la evaluación de la sostenibilidad. La asociación entre los servicios ecosistémicos se puede derivar de la correlación empírica a lo largo de una región determinada (Spakeet al., 2017), o del tipo e intensidad de la asociación de los diferentes servicios ecosistémicos con los indicadores o estimadores. Por ejemplo, la biodiversidad de determinados taxones se ha utilizado para indicar la oferta de servicios ecosistémicos (de Groot et al., 2010). Asimismo, los patrones de uso y cobertura del suelo se han utilizado como base de varios sistemas que mapean los servicios ecosistémicos en función de su relación con los usos del suelo (por ejemplo, InVEST, ECOSER).

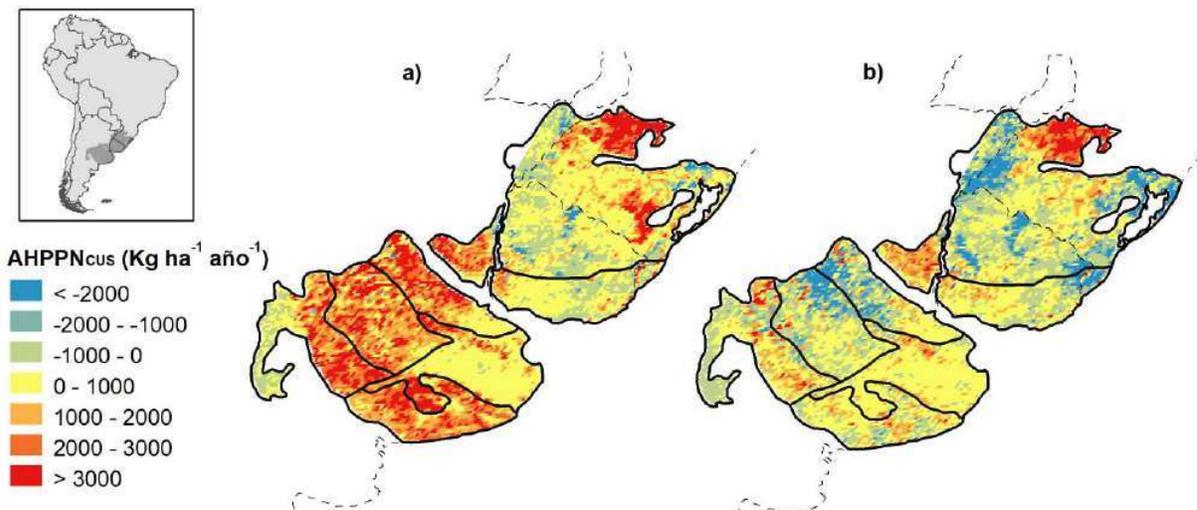


Figura 7.3: Apropiación humana de la productividad primaria neta debida al cambio en el uso del suelo ($AHPPN_{cus}$) en la región de los pastizales del Río de la Plata: a) 2001-2002 y b) 2012-2013 (adaptado de Baeza y Paruelo, 2018).

El Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos es un indicador sinóptico que estima y mapea los servicios ecosistémicos de soporte y regulación relacionados con la dinámica del agua y carbono (Paruelo et al., 2016). El índice fusiona dos atributos de la dinámica anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVN; Ecuación 7.4): un estimador de la ganancia total de C (IVN_{MEDIO}), y un indicador de la estacionalidad (coeficiente de variación intra-anual; IVN_{CV}):

$$\text{Ecuación 7.4: Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos} = IVN_{MEDIO} * (1 - IVN_{CV})$$

De este modo, aquellos lugares en los que la productividad anual es mayor y estacionalmente más estable tendrían una mayor oferta de servicios ecosistémicos. El índice puede valer entre 0 y 1, porque los valores de cada atributo funcional (IVN_{MEDIO} y IVN_{CV}) están normalizados según sus valores más altos y bajos a escala regional (para más detalles ver Paruelo et al., 2016).

El fundamento del Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos se basa tanto en el marco conceptual del modelo de cascada de servicios ecosistémicos, como en el concepto de paquetes de servicios ecosistémicos. El modelo de cascada fue propuesto originalmente por Haines-Young y Potschin (2010), y proporciona un sólido marco conceptual para incorporar los servicios ecosistémicos a la toma de decisiones. Dicho modelo conecta explícitamente la estructura y funcionamiento de los ecosistemas con los servicios ecosistémicos intermedios y finales que determinan los beneficios sociales (Fisher et al., 2009). En este marco, los servicios ecosistémicos intermedios (estructura y función de los ecosistemas como tales) se disocian de los servicios ecosistémicos finales (procesos que determinan los beneficios humanos; Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher et al., 2009). El modelo de cascada es compatible con el concepto de paquetes de servicios ecosistémicos que implica conjuntos de servicios que aparecen juntos repetidamente (Raudsepp-Hearne et al., 2010). Estas asociaciones son el resultado de respuestas similares de diferentes servicios ecosistémicos al mismo factor de cambio o proceso ecológico (Bennett et al., 2009). Asimismo, los servicios ecosistémicos intermedios (por ejemplo, la productividad primaria neta o la evapotranspiración) determinan la provisión de un conjunto de servicios ecosistémicos finales altamente correlacionados (por ejemplo, el secuestro de carbono o la regulación del agua) que se ven afectados por los mismos factores de estrés o perturbación (por ejemplo, deforestación, sobrepastoreo, quema; Haines-Young y Potschin, 2010). El índice de oferta de servicios ecosistémicos representa un índice integrador del funcionamiento del ecosistema (en particular de la productividad primaria neta), que da lugar a la cascada. El índice es capaz de describir la variación de los diferentes servicios ecosistémicos reguladores y de soporte, los paquetes de servicios ecosistémicos, algunos intermedios y otros finales, que varían juntos en la misma dirección.

El Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos como estimador del suministro de servicios ecosistémicos se basó originalmente en la relación positiva del índice con cuatro servicios ecosistémicos estimados a partir de datos empíricos o modelos mecanicistas: la recarga de agua subterránea y la riqueza de aves en los bosques del Chaco Seco (Amdan et al., 2013; Machi et al. 2013; Mastrangelo y Gavin, 2014), y el carbono orgánico del suelo y la evapotranspiración en los Pastizales del Río de la Plata (Paruelo et al., 2016). El Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos fue capaz de explicar entre el 48 y el 66 % de la variabilidad de estos cuatro servicios ecosistémicos. La tendencia del Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos se cartografió para el periodo 2000-2014 con una resolución espacial de 1 km en ambas ecorregiones (Paruelo et al., 2016). Alrededor de un tercio de la superficie mostró tendencia significativa (32,4 %), de la cual, la mayoría fue negativa (30,2 %), lo que supuso una disminución generalizada de la oferta de servicios ecosistémicos (Figura 7.4). Una minoría de la superficie tuvo tendencia positiva (2,2 %), que estuvo principalmente asociada a cultivos forestales en el territorio uruguayo.

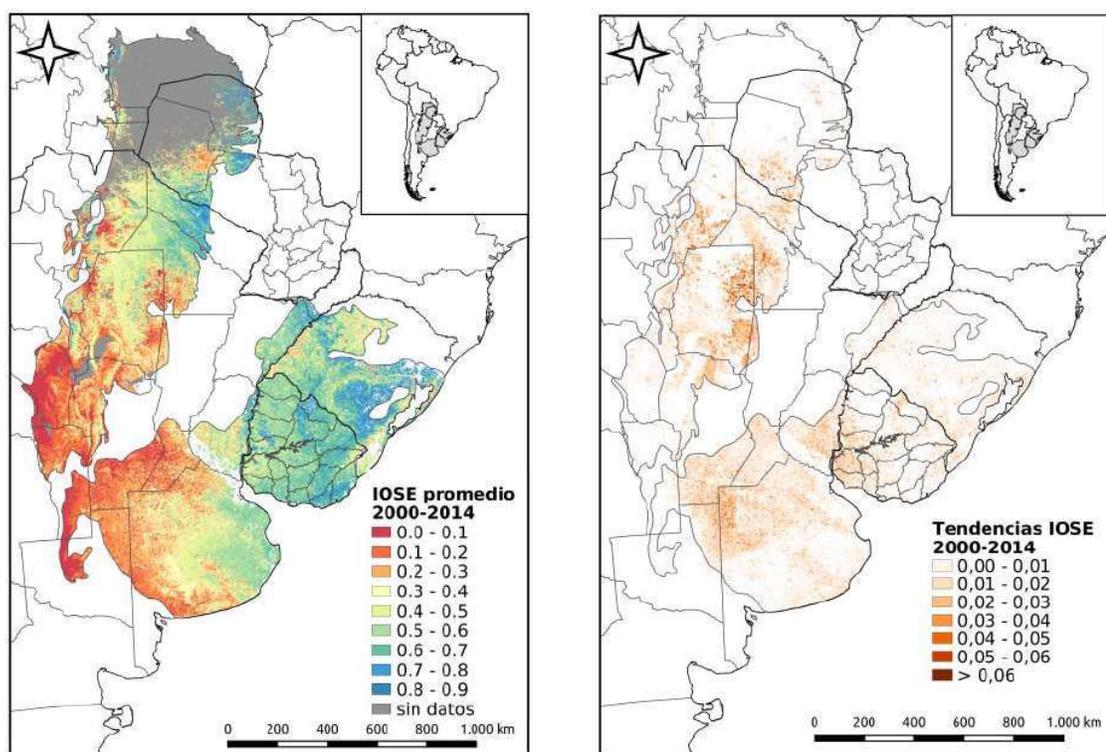


Figura 7.4: Valor promedio (izquierda) y valor absoluto de la tendencia (derecha) del Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE) de las regiones del Chaco y de los pastizales del Río de la Plata durante el período 2000-2014. La tendencia muestra el valor de la pendiente de la función lineal entre el índice de oferta de servicios ecosistémicos y el tiempo (adaptado de Paruelo et al., 2016).

IV. INDICADORES DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN. INFLUENCIA CLIMÁTICA Y HUMANA

El estado de conservación de la vegetación es una medida de similitud. Cuantifica cuán similar o diferente es la vegetación de un área respecto de la vegetación prístina o espontánea bajo efecto antrópico mínimo o ausente. Esta situación de referencia se vincula con el concepto de vegetación potencial (Loidi et al., 2010). La situación de referencia debe ser acordada como tal (un área clausurada, una reserva). Por definición, la situación de referencia es arbitraria y, además de una base conceptual sólida, requiere una legitimación social (Altesor et al., 2009c). Tradicionalmente, el estado de conservación ha sido cuantificado desde una perspectiva estructural de la vegetación, como el área ocupada, el número de especies exóticas en el elenco, la cantidad de estratos del canopy o la proporción de herbáceas y leñosas (Miles et al., 2006; Eldridge et al., 2011; Altesor et al., 2019b). Más recientemente, el estado de conservación se ha cuantificado también desde una perspectiva funcional, a través de la magnitud de la productividad primaria anual y su variabilidad intra e interanual, o de sus estimadores (Garbulsky y Paruelo, 2004; Volante et al., 2012; Dieguez y Paruelo, 2017; Gallego et al., 2019). En el presente trabajo se utiliza esta perspectiva funcional.

El estado de conservación de los recursos forrajeros se vincula, así, estrechamente con la producción animal. Como se explicó con anterioridad, la productividad forrajera es la principal fuente de alimento del ganado en los ecosistemas pastoriles. Entonces, un aumento del estado de conservación de los recursos forrajeros implicará mayor productividad. El estado de conservación de los recursos forrajeros se puede evaluar con al menos tres indicadores de cambio en el funcionamiento. La eficiencia de uso de la precipitación es una medida de productividad primaria

por unidad de precipitación. Se calcula como el cociente entre la PPNA y la precipitación. La respuesta marginal a la precipitación cuantifica el cambio en la productividad primaria de un área dada ante un cambio en la precipitación. Se estima como la pendiente de la función de respuesta lineal de la PPNA a la precipitación. Por último, la tendencia temporal de los residuos muestra el cambio en la productividad primaria una vez descontada la señal climática. Se estima como la tendencia de la variación de la PPNA no explicada por la precipitación. Los cambios a lo largo del tiempo en la eficiencia y la respuesta marginal se pueden deber a la influencia climática y/o humana. Por su parte, la tendencia temporal de los residuos cuantifica la influencia humana una vez descontada la climática. En este contexto, la influencia humana está asociada a la apropiación de la productividad primaria neta (ver más arriba).

El estado de conservación basado en estos indicadores fue evaluado en diferentes sistemas pastoriles: estepas patagónicas en un gradiente árido-subhúmedo y pastizales de los Llanos de La Rioja y de los Campos uruguayos. En la mayoría del área ocupada por estepas patagónicas, el estado de conservación estuvo afectado principalmente por la influencia climática. Después de descontarla, el estado de conservación disminuyó debido a la influencia humana (Irisarri et al., 2021). En los pastizales de los Llanos de La Rioja, el estado de conservación de los pastizales se incrementó en el 9 % del área, donde aumentaron la eficiencia de uso de la precipitación y la respuesta marginal a la precipitación debido a un reemplazo de la vegetación espontánea por especies gramíneas exóticas (Verón et al., 2018), mientras que el estado de conservación disminuyó en el 3 % del área, donde se redujeron la eficiencia y la respuesta marginal (Verón et al., 2018). En los pastizales de los Campos uruguayos, el estado de conservación cambió en el 27 % del área, donde mayormente disminuyó la eficiencia de uso de la precipitación y aumentó la respuesta marginal a la precipitación. Una vez descontada la influencia climática, la influencia humana afectó negativamente el estado de conservación de los pastizales en el 10 % del área y positivamente en el 1 % (Texeira et al., 2019).

V. REFLEXION FINAL

Disponemos de una serie de indicadores basados en sensores remotos para monitorear, evaluar y planificar sistemas ganaderos de base pastoril. En este capítulo se presentaron las bases conceptuales y metodológicas de cuatro indicadores de recursos forrajeros, y algunas de sus aplicaciones: Heterogeneidad, funcionamiento, impacto de la ganadería y estado de conservación. Si bien quedan por delante retos metodológicos a resolver por el Sistema de Ciencia y Técnica, falta sobre todo que indicadores de este tipo tengan un uso más amplio por parte de actores y decisores de las cadenas de producción animal. Tanto los productores individuales como las asociaciones de productores y los decisores políticos locales, regionales y nacionales podrían ejecutar planes y acciones sobre una base más objetiva a partir de indicadores como los aquí presentados.

V. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altesor, A., Ayala, W., Paruelo, J. M. (2011). *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales*. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo, 234 p.
- Altesor, A., Gallego F., Ferrón, M., Pezzani, F., López-Marsico, L., Lezama, F., Baeza, S., Pereira, M., Costa, B., Paruelo, J.M. (2019a). Inductive Approach To Build State-and-Transition Models for Uruguayan Grasslands. *Rangeland Ecology and Management* 72(6), 1005-1016.
- Altesor, A., Ferrón, M., Gallego, F., López-Mársico, L., Pezzani, F., Lezama, F., Baeza, S., Leoni, E., García, S., Pereira, M., Costa, B., Orihuela, D., Cáceres, D., Rossado, A., Paruelo, J. M. (2019b).

- ¿Pastizales degradados o conservados? Una descripción objetiva de la heterogeneidad generada por el manejo ganadero. En: A. Altesor, W. Ayala, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA 69* (pp. 51-72). INIA, Montevideo.
- Altesor, A., Gallego, F., Pezzani, F., Costa, B., Ferrón, M., Pereira, M. (2019c). Determinación de transiciones entre estados y/o fases en pastizales de Uruguay: una aproximación basada en la valoración participativa. En: A. Altesor, W. Ayala, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA 69* (pp. 73-84). INIA, Montevideo.
- Amdan, M. L., Aragón, R., Jobbágy, E. G., Volante, J. N., Paruelo, J. M. (2013). Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research* 49 (10), 6601–6612.
- Aragón, R. M., Oesterheld, M. (2008). Linking vegetation heterogeneity and functional attributes of temperate grasslands through remote sensing. *Applied Vegetation Science* 11, 117-130.
- Baeza, S., Paruelo, J. M. (2018). Spatial and temporal variation of human appropriation of net primary production in the Rio de la Plata grasslands. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 145, 238-249.
- Baeza, S., Paruelo, J. M. (2020). Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: an analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sensing* 12(3), 381.
- Baeza, S., Rama, G., Lezama, F. (2019). Cartografía de los pastizales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. Ampliación y actualización. En: A. Altesor, L. López-Mársico, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales II* (pp. 27-47). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo.
- Baldi, G., Guerschman, J. P., Paruelo, J. M. (2006). Fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116, 197-208.
- Baldi, G., Paruelo, J. M. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13(2).
- Bennett, E. M., Peterson, G. D., Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12(12), 1394-1404.
- Blanco, L., Oyarzabal, M. (2022). Monitoreo forrajero satelital en la ganadería pastoril de Argentina: avances y perspectivas. *IDIA* 21 2(1), 90-94.
- Blanco, L., Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Biurrun F. N. (2016). Spatial and temporal patterns of herbaceous primary production in semi-arid shrublands: a remote sensing approach. *Journal of Vegetation Science* 27(4), 716–727.
- Boyd, J., Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics* 63(2-3), 616-626.
- Caride, C., Piñeiro, G., Paruelo, J. M. (2012). How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154, 23-33.
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services* 28, 1-16.
- de Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7(3), 260-272.
- Deregibus, V. A. (2019). *Modelos, prácticas y procedimientos pastoriles*. Orientación Gráfica Editora, 256 p.
- Dieguez, H., Paruelo, J. M. (2017). Disentangling the signal of climatic fluctuations from land use: changes in ecosystem functioning in South American protected areas (1982-2012). *Remote*

- Sensing in Ecology and Conservation* 3(4), 177-189.
- Druille, M., Oyarzabal, M., Oesterheld, M. (2019). Radiation use efficiency of forage resources: a metaanalysis. *Agronomy Journal* 111, 1-9.
- Eldridge, D. J., Bowker, M. A., Maestre, F. T., Roger, E., Reynolds, J. F., Whitford, W. G. (2011). Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: Towards a global synthesis. *Ecology Letters* 14(7), 709-722.
- Fisher, B., Turner, R. K., Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68(3), 643-653.
- Gallego, F. (2019). Un análisis funcional de la heterogeneidad de la vegetación derivada del manejo ganadero. En: A. Altesor, W. Ayala, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA* 69. INIA, Montevideo.
- Garbulsky, M. F., Paruelo, J. M. (2004). Remote sensing of protected areas to derive baseline vegetation functioning characteristics. *Journal of Vegetation Science* 15(5), 711-720.
- Golluscio, R. (2009). Receptividad ganadera: marco teórico y aplicaciones prácticas. *Ecología Austral* 19, 215-232.
- Golluscio, R., Deregibus, V. A., Paruelo, J. M. (1998). Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8, 265-284.
- Grigera, G., Oesterheld, M. (2021). Variability of radiation use efficiency in mixed pastures under varying resource availability, defoliation and time scale. *Grassland Science*, 67(2), 156-166.
- Grigera, G., Oesterheld, M., Pacín, F. (2007). Monitoring forage production for farmers' decision making. *Agricultural Systems* 94(3), 637-648.
- Guerschman, J. P. (2005). *Análisis regional del impacto de los cambios del uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas de la región pampeana (Argentina)*. (Tesis Doctoral). Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Haberl, H., Schulz, N. B., Plutzer, C., Heinz Erb, K., Krausmann, K., Loibl, W., Moser, D., Sauberer, N., Weisz, H., Zechmeister, H. G., Zulka, P. (2014). Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 102(2), 213-218.
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En: D. Raffaelli y C. Frid (Eds.), *Ecosystem Ecology: a new synthesis* (pp. 110-139). Cambridge University Press, Cambridge.
- Irisarri, J. G. N., Gunde, P. E., Clavijo, M. P., Durante, M., Sosa, P. (2013a). Estimación de la PPNA y la capacidad de carga por ambientes mediante información satelital en un establecimiento ganadero en la Pampa Deprimida. *Revista Argentina de Producción Animal* 33(1), 11-20.
- Irisarri, J. G. N., Oesterheld, M., Oyarzabal, M., Paruelo, J. M., Durante, M. (2013b). Monitoring the ecosystem service of forage production. En: C. Di Bella, D. Alcaraz-Segura, J. Straschnoy (Eds.), *Earth Observation of Ecosystem Services* (pp 87-103). CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- Irisarri, J. G. N., Teixeira, M., Oesterheld, M., Verón, S. R., Della Nave, F., Paruelo, J. M. (2021). Discriminating the biophysical signal from human-induced effects on long-term primary production dynamics. The case of Patagonia. *Global Change Biology*(18), 4381-4391.
- Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8(5), 468-479.
- Lezama, F., Pereira, M., Altesor, A., Paruelo, J. M. (2019). ¿Cuán heterogéneos son los pastizales naturales en Uruguay? En: A. Altesor, L. López-Mársico, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales II* (pp. 15-26). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo.
- Loidi, J., del Arco, M., Pérez de Paz, P. L., Asensi, A., Díez Garretas, B., Costa, M., Díaz González, T., Fernández-González, F., Izco, J., Penas, A., Rivas-Martínez, S., Sánchez-Mata,

- D. (2010). Understanding properly the «potential natural vegetation» concept. *Journal of Biogeography* 37, 2209– 2211.
- Lu, H., Raupach, M., McVicar, T., Barrett, D. (2003). Decomposition of vegetation cover into woody and herbaceous components using AVHRR NDVI time series. *Remote Sensing of Environment* 86, 1–18.
- Macchi, L., Grau, H. R., Zelaya, P. V., Marinaro, S. (2013). Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: a tale of two gradients. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 174, 11–20.
- Mastrangelo, M. E., Gavin, M. C. (2014). Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiplescales in Dry Chaco forests. *Biological Conservation* 179, 63–71.
- Miles, L., Newton, A. C., De Fries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33(3), 491-505.
- Monteith, J. L. (1972). Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 9, 747–766.
- Observatorio Forrajero Nacional. Sistema Nacional de Diagnóstico, Planificación, Seguimiento Prospección Forrajera en Sistemas Ganaderos. <http://produccionforrajeros.org.ar/>
- Oesterheld, M., Di Bella, C. M., Kerdiles, H. (1998). Relation between NOAA-AVHRR satellite data and stocking rate of rangelands. *Ecological Applications* 8, 207-212.
- Oesterheld, M., Aragón, M. R., Grigera, G., Oyarzabal, M., Semmartin, M. (2005). ¿Cómo deben percibir la heterogeneidad quienes manejan la vegetación de los agroecosistemas? El caso de la Pampa Deprimida. En: M. Oesterheld, M. Aguiar, C. M. Ghersa y J. M. Paruelo (compiladores). *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León* (pp. 131-144). Ed. Facultad de Agronomía-UBA. 430 p.
- Oesterheld, M., Oyarzabal, M., Paruelo, J. M. (2014). Aplicación de la teledetección y los sistemas de información geográfica al estudio y seguimiento de los sistemas ganaderos. En: J. M. Paruelo, C. D. Di Bella, M. Milkovic (Eds.), *Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica. Sus aplicaciones en Agronomía y Ciencias Ambientales* (pp. 283-301), Hemisferio Sur, Buenos Aires.
- Oyarzabal, M., Oesterheld, M., Grigera, G. (2011). ¿Cómo estimar la eficiencia en el uso de la radiación mediante sensores remotos y cosechas de biomasa? En: A. Altesor, W. Ayala, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales* (pp. 121-133). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo.
- Oyarzabal, M., Baldassini, P. (2019). Funciones de Producción de forraje. En: J. M. Paruelo y P. Littera (Eds.), *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial Rural* (pp 144-152). Ediciones INTA, Fundación CICCUS, 512 p.
- Oyarzabal, M., Paruelo, J. M. (2019). Dinámica de la Productividad Primaria de las comunidades de pastizal del Uruguay. En: A. Altesor, M. López-Marsico, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales II* (pp 111-122). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo.
- Oyarzabal, M., Andrade, B., Pillar, V. D., Paruelo, J. M. (2020). Temperate subhumid grasslands of Southern South America. En: M.I. Goldstein y D.A. Della Sala (Eds.), *Encyclopedia of the World's Biomes*, vol. 3. (pp. 577–593). Elsevier, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12132-3>
- Panario, D. (1988). *Geomorfología del Uruguay. Propuesta de un marco estructural y un esquema de evolución del modelado del relieve uruguayo*. Publicación de la Facultad de Humanidades. Montevideo, Uruguay. 44 p.
- Panario, D., Gutiérrez, O., Sánchez Bettucci, L., Peel, E., Oyhantçabal, P., Rabassa, J. (2014). Ancient landscapes of Uruguay. En: J. Rabassa, C. Ollier (Eds.), *Gondwana landscapes in southern*

- South America*, (pp. 161-199). Springer Earth System Sciences, DOI 10.1007/978-94-007-7702-6_8
- Paruelo, J. M. (2005). ¿Cuánto se han desertificado las estepas patagónicas? Evidencias a partir de la memoria del sistema. En: M. Oesterheld, M. Aguiar, C. M. Ghersa y J. M. Paruelo (compiladores). *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León* (pp. 303-319). Ed. Facultad de Agronomía-UBA. 430 p.
- Paruelo, J. M. (2008). La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17(3), 4-22.
- Paruelo, J. M., Golluscio, R. A., Guerschman, J. P., Cesa, A., Jouve, V. V., Garbulsky, M. F. (2004). Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography* 13, 385-395.
- Paruelo, J. M., Oyarzabal, M., Oesterheld, M. (2011). El Seguimiento de los recursos forrajeros mediante sensores remotos: bases y aplicaciones. En: A. Altesor, W. Ayala, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales* (pp. 135-145). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo.
- Paruelo, J. M., Vallejos, M. (2013). Ecosystem services related to carbon dynamics: its evaluation using remote sensing techniques. En: D. Alcaraz-Segura, C. M. Di Bella, J. V. Straschnoy (Eds.), *Earth observation of ecosystem services* (pp. 17-32), CRC Press Group, Boca Raton.
- Paruelo, J. M., Teixeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., Gallego, F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators* 71, 145-154.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Baeza, S., Trinco, F. D. (2019). ¿Cómo se reparten las ganancias de carbono? Apropiación Humana de la Productividad Primaria. En: J. M. Paruelo y P. Laterra (Eds.), *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial Rural* (pp 356-369). Ediciones INTA, Fundación CICCUS, 512 p.
- Pellegrini, P., Cossani, M., Di Bella, C. M., Piñeiro, G., Sadras, V. O., Oesterheld, M. (2020). Simple regression models to estimate light interception in wheat crops with Sentinel 2 and a hand-held sensor. *Crop Science* 60(3), 1607-1616.
- Piñeiro, G., Oesterheld, M., Paruelo, J. M. (2006). Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems* 9(3), 357-373.
- Potter, C. S., Randerson, J. T., Field, C. B., Matson, P. A., Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Klooster, S. A. (1993). Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles* 7(4), 811-841.
- Prince, S. D. (1991). A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 12(6), 1313-1330.
- Proyecto MapBiomás Pampa Sudamericano (s. f.). <https://pampa.mapbiomas.org/es>
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., Bennett, E. M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(11), 5242-5247.
- Reinermann, S., Asam, S., Kuenzer, C. (2020). Remote Sensing of Grassland Production and Management - A Review. *Remote Sensing* 12, 1949. <https://doi:10.3390/rs12121949>
- Running, S. W., Thornton, P. E., Nemani, R., Glassy, J. M. (2000). Global terrestrial gross and net primary productivity from the Earth Observing System. En: O. E. Sala, R. B. Jackson, H. A. R. W. Mooney Howarth (Eds.), *Methods in ecosystem science* (pp. 44-57). Springer-Verlag, Inc., Nueva York.
- Soriano, A. (1992). Río de la Plata grasslands. *Ecosystems of the world*, 8A. En: R. Coupland (Ed.), *Natural grasslands: introduction and western hemisphere* (pp. 367-407). Elsevier, Amsterdam.

- Spake, R., Lasseur, R., Crouzat, E., Bullock, J. M., Lavorel, S., Parks, K. E., Schaafsma, M., Bennett, E. M., Maes, J., Mulligan, M., Mouchet, M., Peterson, G. D., Schulp, C. J. E., Thuiller, W., Turner, M. G., Verburg, P. H., Eigenbrod, F. (2017). Unpacking ecosystem service bundles: Towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services. *Global Environmental Change* 47, 37-50.
- Texeira, M., Irisarri, J. G. N., Dieguez, H., Aguiar, S., Verón, S. R. (en prensa). Disentangling the long-term effects of climate and direct human impacts on vegetation functioning in the Rio de la Plata Grasslands. *Ecosystems*.
- Texeira, M., Verón, S. R., Irisarri, J. G. N., Oyarzabal, M., Staiano, L., Baeza, S., Paruelo, J. M. (2019). Functional syndromes as indicators of ecosystem change in temperate grasslands. *Ecological Indicators* 96, 600-610.
- Trinco, F. D. (2015). *Impacto de la expansión agrícola sobre la ganadería de cría de la provincia de Buenos Aires. Un estudio de caso en partido de Tapalqué* (Tesis de Licenciatura, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires).
- Van der Werf H. M. G., Petit, J. (2002). Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93, 131-145.
- Vecchio, M. C., Golluscio, R., Cordero, M. I. (2008). Cálculo de la receptividad ganadera a escala de potrero en pastizales de la Pampa Deprimida. *Ecología Austral* 18, 213-222.
- Verón, S.R., Blanco, L. J., Texeira, M. A., Irisarri, J. G. N., Paruelo, J. M. (2018). Desertification and ecosystem services supply: The case of the Arid Chaco of South America. *Journal of Arid Environments* 159, 66-74.
- Vitousek, P.M., Ehrlich, P. R., Ehrlich, A. H., Matson, P. A. (1986). Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36(6), 368-373.
- Volante, J. N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M. J., Viglizzo, E.F., Paruelo, J. M. (2012). Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154, 12-22.
- Wong, C. P., Ouyang, Z. (2015). Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. *Ecology Letters* 18(1), 108-118.