agronomía&ambiente
Revista de la Facultad de Agronomía UBA 37 (1)

ÍNDICE AGROAMBIENTAL PARA LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO POR CAMBIO DE USO DEL SUELO A NIVEL PREDIAL EN AGROECOSISTEMAS DEL ESPINAL ENTRERRIANO

S. Ledesma[1]; S. Sione[1]; J. Oszust[1]; L. Rosenberger[2] y M. Wilson[3]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias UNER- Ingeniero Agrónomo
[2]Facultad de Ciencias Agropecuarias UNER - Ingeniero Forestal [3]INTA EEA Paraná – Ingeniero Agrónomo
sledesma@fca.uner.edu.ar

Recibido: 03/01/2017
Aceptado: 24/04/2017

RESUMEN

El objetivo fue desarrollar un índice agroambiental (IAG) integrando indicadores de calidad de suelo (ICS) y vegetación (ICV) para evaluar el impacto por cambio de uso del suelo en áreas de bosques nativos, a nivel predial, en Entre Ríos. Se evaluaron tres agroecosistemas: bosque estable con pastoreo (BE), renoval (REN), y agricultura (AGR) en Argiudoles y Hapludertes. Se utilizaron ICS definidos por la bibliografía cuantificándose a partir de bases de datos y bibliografía, sumado a la determinación a campo del carbono de la biomasa microbiana (CBM) para Argiudoles. Se seleccionaron cinco ICV y se cuantificaron mediante relevamientos de vegetación a campo. El IAG se elaboró aplicando el marco de la Técnica Mixta MESMIS, determinándose valores de referencia, umbrales y escalas nominales para los ICV; y escalas de Calidad Agroambiental para ambos suelos. El BE fue el de mayor IAG clasificándose como de Muy Buena Calidad Agroambiental, reflejando una condición de producción sustentable en los dos suelos evaluados. Le siguió REN; de Buena Calidad en Argiudoles y Regular en Hapludertes, detectándose impactos en la estructura arbórea y la presencia de malezas invasoras en el pastizal. El AGR resultó de muy bajo IAG en Argiudoles y bajo en Vertisol, requiriéndose la incorporación de técnicas para la recuperación de ICS e ICV. El IAG resultó de utilidad para evaluar el impacto del cambio de uso del suelo en los agroecosistemas a nivel predial; identificando las variaciones de calidad en los ICS e ICV y permitiendo el análisis de propuestas de manejo sustentable.

Palabras Clave: indicadores – suelo – vegetación – desmonte – agroecosistemas

AGRO-ENVIRONMENTAL INDEX TO LAND USE CHANGE IMPACT ASSESMENT AT FARM LEVEL IN ESPINAL AGROECOSYSTEM (ENTRE RÍOS, ARGENTINA)

SUMMARY

The objective was to develop an Agri-environmental Index (IAG) by integrating soil quality indicators (ICS) and vegetation quality indicators (ICV) to assesment the land use change impact in Entre Ríos native forest areas. Three agroecosystems were evaluated: native forest with grazing (BE), Second growth forest (REN), and agriculture (AGR) in Argiudols and Hapluderts. We used ICS defined by the bibliography. This ICS were quantified from databases and bibliography, and by field sampling determination of the Microbial Biomass Carbon (CBM) for Argiudols. Five ICVs were selected and quantified using field vegetation samplings. The IAG was elaborated applying the Mixed Technique MESMIS, determining reference values, thresholds and nominal scales for the ICV; and Agroenvironmental Quality Scales for Argiudols and Hapluderts. The BE was the one with the highest IAG, classified as Very Good Agro-Environmental Quality, reflecting a sustainable production condition in the two evaluated soils. REN was Good Quality in Argiudols and Regular in Hapluderts, showing impacts on the tree structure and the presence of invasive weeds in the natural grassland. The AGR hast got a very low IAG in Argiudols and and low in Hapluderts, in consequense, the incorporation of techniques is required for the ICS and ICV recovery. The IAG was useful for the land use change impact assessment on agroecosystems at the farm level, and it indentified ICS and ICV quality variations. The IAG allows the analysis of sustainable management alternatives

Key words: indicators – soil – vegetation – deforestation – agroecosystems

4 ledesma.indd 43 17/8/2017 12:08:19 p. m.

INTRODUCCIÓN

En la Argentina, el cambio de uso de la tierra en pos del desarrollo agropecuario, ha modificado los ambientes naturales, habilitando tierras para agricultura o ganadería mediante la eliminación y reemplazo de la vegetación nativa, o la implementación de sistemas silvopastoriles. La superficie boscosa nativa argentina que a principios del siglo XX era de aproximadamente 106 millones de ha, se ha reducido en la actualidad hasta unas 33 millones de ha (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2007). En Entre Ríos la situación ha sido similar, y de las 2,5 millones de ha de bosques nativos mencionados por el Ing. Raña en 1904 (Jozami y Muñoz, 1982), en la actualidad sólo quedan aproximadamente 1.600.000 ha (Sabattini *et al*. 2014).

Son conocidos los servicios ecosistémicos brindados por los bosques nativos tales como la biodiversidad que incluyen, la conservación de las napas freáticas, regulación del ciclo de las crecientes y mantenimiento del régimen de las lluvias; control de la erosión y el escurrimiento; intercepción de la luz solar que impide el recalentamiento del suelo, mantenimiento de niveles altos de la materia orgánica y elementos como el nitrógeno y el fósforo en el suelo; y producción de forraje de calidad, entre otros (Casermeiro *et al*., 2001; Ruiz Perez *et al*., 2007; Lara *et al*., 2010).

La intervención antrópica con fines productivos en los bosques nativos da lugar a modificaciones ecológicas de los sistemas, afectando el equilibrio sostenido por las complejas redes naturales. En particular, el desmonte puede considerarse como un disturbio intenso para el ecosistema, que elimina completamente la cobertura vegetal de un área boscosa provocando una serie de cambios relacionados principalmente con la radiación solar, la dinámica del agua y las condiciones físicas y químicas del suelo (Kunst y Ledesma, 2006). Kopta (1999) advierte que el desmonte genera eliminación de ambientes completos para dar otro uso al suelo generando una alteración irreversible en la diversidad biológica; exposición del suelo a los agentes erosivos; disminución de la infiltración del agua de lluvia por la falta de vegetación y reducción de la porosidad del suelo, provocando inundaciones; eliminación de la vegetación prístina, lo que origina nuevos hábitats, nuevas condiciones a nivel de micrositios, posibilitando el desarrollo de especies que se mantenían en forma latente como comunidad intersticial y que pueden ser especies de carácter invasivo perjudiciales para los agroecosistemas. Otros autores (Kruess y Tscharntke, 1994, Fahrig, 2003; Paruelo *et al*., 2011) destacan la acción del desmonte sobre la estructura y configuración del paisaje, cambios en la diversidad específica, dificultades en la polinización, variación en la riqueza de especies, abundancia y distribución de las poblaciones, reducción de las tasas de crecimiento poblacional, simplificación de las tramas tróficas, modificaciones en las interacciones entre especies y cambios en la dispersión y el comportamiento de éstas.

Sobre estas tierras desmontadas se instalan agroecosistemas agrícolas o pastoriles, cuyas tecnologías productivas no siempre responden a los objetivos de la sustentabilidad. La progresiva disminución de la productividad causa, a veces, el abandono de estos agroecosistemas; de manera tal que sobre el área se desencadena la sucesión secundaria. Se trata de una serie de procesos ecológicos dados por el reemplazo de comunidades vegetales que, según la Teoría de Clements (McNaughton y Wolf, 1984) tenderían a recomponer a largo plazo, la comunidad climax original.

En Entre Ríos se observa desde hace años una reducción y fragmentación de los bosques nativos, a causa del avance de la frontera agrícola; agravada por la expansión de la misma sobre suelos marginales. En áreas donde esa actividad agrícola se abandona se genera una sucesión vegetal cuyas etapas iniciales se caracterizan por la presencia de comunidades arbóreas casi monoespecíficas dominadas por *Vachellia caven* (Sabattini *et al*., 2015; 2016).

4 ledesma.indd 44 17/8/2017 12:08:19 p. m.

Según la caracterización de bosques nativos de Entre Ríos de Sabattini *et al*. (2014), en el año 2008, los bosques estables (clímax) cubrían unas 856.000 ha en la provincia de Entre Ríos, los sucesionales aproximadamente 468.000 ha y los renovales alcanzaban una superficie de 241.000 ha.

Desde 2007 rige en la República Argentina la Ley 26331, de "Presupuestos Mínimos de Protección de los Bosques Nativos", sancionada con el objeto de dar protección a estos ecosistemas en todo el país. Asimismo, durante 2014, la provincia de Entre Ríos sancionó su Ley Provincial 10284, en la cual efectúa el ordenamiento de los bosques nativos provinciales y establece las condiciones de intervención productiva en los mismos. Entre estas especificaciones se incluyen los planes de manejo sustentable de bosques, y exigencias para solicitar autorización para cambio de uso del suelo en las áreas aptas; que en algunos casos incluyen estudios de impacto ambiental.

Dados estos requerimientos, urge profundizar en el estudio de metodologías para realizar estudios de impacto de carácter regional y predial, complementando los ya existentes referidos a la modificación de agroecosistemas boscosos; especialmente los relacionados a la selección y utilización de indicadores agroambientales.

Sarandón (2002) expresa que un indicador debe: estar estrechamente relacionado con (o derivados de) alguno de los requisitos de la sustentabilidad; ser adecuado al objetivo perseguido; ser sensible en un amplio rango de variaciones y a los cambios en el tiempo; presentar poca variabilidad natural durante el período de muestreo; tener habilidad predictiva; ser de fácil recolección y uso, tener posibilidad de determinar valores umbrales, sintetizar mucha información, sencillo de interpretar, no ambiguo; de características universales pero adaptados a cada situación en particular. Estas variables sirven para: informar sobre el estado del medio ambiente, conocer las relaciones entre las presiones de las actividades humanas sobre la calidad de los componentes del medio ambiente, y elaborar respuestas para enfrentar las presiones del deterioro (Espinoza, 2001).

Por ser el suelo uno de los factores determinantes de la productividad de los agroecosistemas ha recibido la mayor atención en el estudio de los impactos. Algunos autores (Seybold *et al*., 1999; Doran y Parkin, 1994; Larson y Pierce, 1994) proponen la utilización del Set o Conjunto Mínimo de Datos (CMD) conformado por un conjunto de atributos relacionados a las propiedades físicas, químicas y biológicas en las que se refleja la magnitud del impacto generado sobre el suelo.

En cuanto a la vegetación nativa, diversos autores señalan a la cobertura vegetal; y en contraposición, a la superficie de suelo desnudo, como variables indicadoras por su relación con la erosión hídrica y eólica, pérdida de biomasa y productividad, menor captación de humedad, menor aporte de mantillo y fertilidad, pérdida de refugios y micro-hábitat (Arzeno y Vieira, 1994; Arzeno, 1999; Parera, A. y E. Carriquiry. 2014); y en general, como indicador de sostenibilidad (Gómez *et al*., 1996). En particular, Sabattini *et al*. (2010) destacan al enmalezamiento con especies arbustivas como indicador de deterioro en agroecosistemas de bosques nativos de Entre Ríos.

Tal como expresan Huerta *et al*. (2014); los agroecosistemas (como todo otro ecosistema) son demasiado complejos como para ser medidos y evaluados con absoluta precisión, por lo cual es imprescindible desarrollar herramientas de análisis con reglas claras para ser utilizadas localmente por los tomadores de decisiones, a partir del logro de resultados confiables. Aguirre Royuela (2002) habla de los índices agroambientales como "un conjunto agregado o ponderado de parámetros o indicadores", y refuerza ese concepto con otra definición que expresa que un índice es: "una expresión numérica de carácter adimensional, obtenida por la fusión de varias variables ambientales mediante criterios de ponderación

4 ledesma.indd 45 17/8/2017 12:08:19 p. m.

específicamente definidos", considerando además, que "posee un carácter social más acentuado debido a la intencionalidad con que se establece la ponderación".

Si bien los mayores avances metodológicos relacionados a la obtención de indicadores e índices se han dado en relación al suelo (Andrews *et al*, 2002; Cantú *et al*., 2007), inclusive en Entre Ríos (Wilson, 2003; Indelángelo *et al*., 2007; Tasi *et al*., 2007; Sasal *et al*., 2010; Wilson y Paz-Ferreiro, 2012); en la actualidad se multiplican en el mundo los estudios para el desarrollo de índices basados en indicadores agroambientales (Bockstaller *et al*., 1997; van der Werf y Petit, 2002; Huerta *et al*., 2014; Flórez Yepes y Betancurt, 2016). Estos indicadores ambientales buscan efectuar valoraciones holísticas de sistemas productivos o ecosistemas naturales; analizar el impacto de diversos factores sobre ellos, y respaldar la toma de decisiones de los responsables de la dinámica de estos sistemas. En nuestro país se destacan AgroEcoindex (Viglizzo *et al*., 2006), la técnica MESMIS (Masera et al., 2000); y el ISAP (Vega et al., 2015); como metodologías que integran indicadores agroambientales para la evaluación de la performance ambiental de sistemas agroproductivos . En Entre Ríos se han desarrollado algunos estudios para evaluar la sustentabilidad de agroecosistemas a través de índices que han logrado diferenciar sistemas de mejor calidad agroambiental, a partir de la evaluación comparativa de distintos esquemas de rotaciones agrícolas (Novelli *et al*, 2013); diversos sistemas que incluyen arroz en la rotación (Sione *et al*, 2017); y manejos ganaderos alternativos (Gaeta y Muñoz, 2014).

Se considera que la obtención de un índice agroambiental que integre criteriosamente indicadores representativos de diferentes factores ambientales alterados por efecto del cambio de uso de la tierra a partir del desmonte (suelo, agua, vegetación, entre otros), constituiría un valioso aporte para la evaluación del impacto generado por este disturbio, en áreas de bosques nativos de Entre Ríos.

El objetivo de este trabajo fue obtener un índice agroambiental integrado de suelo y vegetación para evaluar el impacto por cambio de uso de la tierra a partir del desmonte en bosques nativos de Entre Ríos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en agroecosistemas del Espinal de Entre Ríos, zona sujeta a cambio de uso de la tierra a partir del desmonte. La Provincia Fitogeográfica del Espinal Distrito del Ñandubay, Dominio Chaqueño, Región Neotropical (Cabrera, 1976) presenta bosques semixerófilos dominados por ñandubay (*Prosopis affinis* Spreng.) y espinillo (*Vachellia caven* Mol.) que se caracterizan por su heterogeneidad, resultante de las condiciones ecológicas y la historia de uso y manejo al que han sido sometidos (Ledesma *et al*., 2007). La estructura de estos bosques está definida por la presencia de tres estratos bien definidos: arbóreo, arbustivo y herbáceo. Son bosques generalmente abiertos, compuestos por un estrato arbóreo bajo menor a 6 m, con algunos ejemplares aislados que excepcionalmente sobrepasan los 12 m de altura. Los bosques xerófilos de ñandubay y espinillo, comparten el estrato arbóreo con algarrobo negro (*P. nigra* Griseb. Hieron), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl) y tala (*Celtis ehrenbergiana* Klotzsc.). Otras especies arbóreas frecuentemente acompañantes en bosques más cerrados son tembetarí chico (*Fagara hyemalis* A. St.-Hil.), tembetarí grande (*Fagara rhoifolia* Lam), algarrobo blanco (*Prosopis alba* Griseb.), molle (*Schinus molle* L.) y chañar (*Geoffroea decorticans* Gill. ex Hook. & Arn.), entre otras. Las arbustivas más conspicuas pertenecen al grupo vulgarmente denominado "chilcas" (*Baccharis punctulata* DC*, B. salicifolia* (Ruiz & Pav.) Pers.*, Eupatorium* sp.); además de *Aloysia gratissima* Gillies & Hook. ex Hook. (romerillo) y *B. notosergila* Griseb.

4 ledesma.indd 46 17/8/2017 12:08:20 p. m.

(carquejilla), entre otras. El pastizal se caracteriza por la dominancia de Poáceas como *Piptochaetium montevidense* (Spreng.) Parodi*, P. stipoides* Trin. & Rupr. Hack ex. Arechav*, Nasella neesiana* Trin. & Rupr. Barkworth*, Stipa* sp.); *Paspalum notatum* Fluggé*; P. dilatatum* Poir.*, Bromus catharticus* Vahl.*,* etc.

Las investigaciones se efectuaron sobre dos suelos característicos del área de bosques nativos de Entre Ríos: Argiudoles y Hapludertes. Panigatti (2010) describe a estos dos Grandes Grupos: los Argiudoles (Molisoles) son suelos profundos, con Horizonte A de diversos espesores, de buena fertilidad y un Bt bien desarrollado con alto contenido de arcilla, debajo de un epipedón mólico de 25 a 40 cm de espesor. Se encuentran sobre un relieve normal, con pendientes de 1 a 3%, de permeabilidad lenta a muy lenta, están moderadamente bien drenados, y la erosión hídrica y el B2t constituyen las principales limitaciones. Los Hapludertes, del Orden Vertisoles, son suelos de alta fertilidad pero pobres en fósforo. Se trata de suelos profundos arcillosos, color muy oscuro que presentan movimiento en masa importante, grietas, caras de fricción y bloques cuneiformes. Presentan gilgai lineal tenue, con ciclos de 4 a 7 metros y altibajos de 5 a 10 cm y alcalinidad calcárea en profundidad. Se presentan en áreas de relieve con pendientes de 1 a 3%; son de permeabilidad muy lenta; y se encuentran moderadamente bien drenados. La erosión hídrica y el horizonte subsuperficial de alta densidad resultan limitantes.

Evaluación de la Calidad Agroambiental de Agroecosistemas en relación al cambio de uso del Suelo

Se analizaron tres agroecosistemas relacionados con el cambio de uso de suelo sobre Hapludertes y Argiudoles: **BE**: bosque nativo estable con pastoreo de ganado vacuno; **REN**: renoval posterior al abandono de la actividad agrícola realizada sobre un lote proveniente del desmonte; y **AGR**: lote agrícola instalado a partir del cambio de uso de la tierra por desmonte; con historia agrícola de al menos 10 años, utilización de siembra directa; y con rotaciones constituidas por cultivos de secano típicos para el área (soja, trigo, maíz, sorgo). La evaluación de los agroecosistemas se efectuó mediante l**ndicadores de Calidad de Suelo (ICS)** y **de Vegetación (ICV).**

Se utilizaron los Conjuntos Mínimos de Indicadores (CMI) establecidos por Wilson *et al*. (2017); para Hapludertes y Argiudoles (Cuadro 1) en el área de bosques nativos de Entre Ríos. Si bien el carbono de la biomasa microbiana (CBM) no está contemplado en el CMI propuesto por este autor; fue incorporado en el CMI de Argiudoles por estar recomendado como indicador biológico de cambios en el nivel de degradación del suelo ante la aplicación de diversas técnicas de manejo (Franchini *et al*., 2007; Benintende *et al*., 2008; 2012; 2016; 2017). En tal sentido, Benintende *et al*. (2016) señalaron que el CBM no resultó un indicador sensible de degradación en suelos Hapludertes de Entre Ríos.

Cuadro 1. Conjunto Mínimo de Indicadores de Calidad de Suelos Hapludertes y Argiudoles de Entre Ríos (Wilson *et al.*, 2017)

Suelos Argiudoles y Hapludertes	
Indicador de Calidad	**Unidad**
Carbono Orgánico Total COT	%
Porosidad Total PT	%
Agregación relativa AgEa	%
pH	Adim.
Capacidad de Intercambio catiónico CIC	cmolc kg-1
Carbono de la Biomasa Microbiana CBM*	mg kg-1

**Sólo se utiliza en Argiudoles. No incluido en el CMI Argiudoles propuesto por Wilson et al. (2017)*

Los ICS se cuantificaron a partir de revisión bibliográfica y bases de datos del área de bosques nativos de Entre Ríos (Arias y De Battista, 1984; Boschetti, 2000; Wilson, 2000; Heredia *et al*., 2004; Anriquez *et al*., 2005; Cerana *et al*., 2006; Indelángelo *et al*., 2007; Tasi *et al*., 2007; Wilson, 2007; Ferreras *et al*., 2009; Toresani *et al*., 2009; Gabioud *et al*., 2011;

4 ledesma.indd 47 17/8/2017 12:08:20 p. m.

Melchiori et al., 2014; Sabattini *et al*., 2015; Larroulet *et al*., 2016; Benintende *et al*., 2016; Sione *et al*., 2017). El valor de CBM de los tres agroecosistemas estudiados sobre Argiudoles fue determinado a campo, efectuándose un muestreo del suelo de los tres agroecosistemas, con 3 repeticiones compuestas de 20 submuestras a una profundidad de 0-15 cm. La forma de muestreo, el manipuleo y el almacenamiento se realizó de acuerdo a la guía general para tratamiento de muestras de suelo para evaluaciones biológicas de calidad de suelos (ISO, 1993). La determinación del CBM se llevó a cabo por la técnica de fumigación – extracción (Vance *et al*., 1987; ISO, 1997), que incluye una fumigación de las muestras con cloroformo y una posterior extracción con sulfato de potasio. Se determinó el C presente mediante oxidación con dicromato de potasio y ácido sulfúrico.

Para cuantificar los ICV, en BE y REN de cada tipo de suelo se realizó la determinación de densidad arbórea total y densidad relativa por especie aplicando el Método de Cottam y Curtis (Cochran, 1984) sobre una transecta de 200 m de longitud trazada al azar sobre el área de trabajo. Además, sobre 10 censos de 1m^2 de superficie (cuadro de 1 m x 1 m) situados equidistantes sobre una transecta de 200m de longitud; en BE, REN y AGR, se evaluó la comunidad vegetal de los estratos arbustivo y herbáceo mediante el Método de Braun-Blanquet (1979); determinándose: composición florística, frecuencia y coberturas absoluta y relativa por especie, cobertura total por especie, y porcentaje de suelo desnudo.

Se seleccionaron cinco Indicadores de Calidad de Vegetación (Cuadro 2) aplicables al área de bosques nativos de Entre Ríos. La selección de estos indicadores se basó en bibliografía referida a la evaluación de parámetros de vegetación en agroecosistemas de bosques nativos del Espinal; y en recomendaciones de expertos. Se tomaron en cuenta variables que informan sobre la calidad agroambiental del agroecosistema; reflejan el efecto de las intervenciones antrópicas con fines productivos sobre la vegetación del bosque; y son de fácil medición e interpretación.

Cuadro 2. Indicadores de Calidad de Vegetación

Indicador de Calidad de Vegetación ICV	Unidad
Suelo Desnudo **(SD)**	%
Cobertura por Tipos de Especies del Pastizal **(TEP)**	%
Cobertura especies nativas/ Cobertura especies exóticas **(CNa/Cex)**	Adim.
Densidad Prosopis sp./Densidad V. caven **(Dpros/Dvac)**	Adim.
Distribución de clases diamétricas del estrato arbóreo nativo **(DistClasesDiám)**	% DR

DR: densidad relativa

El indicador TEP se basa en la propuesta de Dysterkhius (1949), tomada también por otros investigadores en trabajos actuales de evaluación de pastizales naturales bajo monte nativo en la Argentina (Casermeiro y Spahn, 1999; Roig et al., 2015). Dysterkhius (1949) realiza una clasificación de las especies del pastizal en *decrecientes* (alto valor forrajero), *crecientes* (de menor valor forrajero) e *invasoras* según su respuesta al pastoreo; y valora al pastizal según la cobertura relativa de cada grupo de especies, comparándola con la cobertura relativa que dichos grupos adquieren en la comunidad prístina del sitio en cuestión.

Las especies arbóreas nativas se clasificaron según su diámetro a la altura del pecho en: Clase I: menor a 10 cm; Clase II: 10 – 15cm; Clase III; 15 – 20 cm; Clase IV: 20 – 25 cm; y Clase V: mayor a 25 cm.

Valores de la situación inalterada (In), valores de referencia (VR) y valores umbrales (VU)

Sione *et al*. (2017), en su evaluación de la influencia del cultivo de arroz en el deterioro del suelo, indica que los valores de referencia (VR) de los indicadores son los que representan los límites necesarios para garantizar el mantenimiento de la productividad a largo plazo y, por ende, la sustentabilidad del sistema.

4 ledesma.indd 48 17/8/2017 12:08:20 p. m.

Por otra parte los valores umbrales máximos (VUmáx) y mínimos (VUmín) admisibles, son valores que representan para cada indicador, el nivel por encima del cual el recurso (suelo o vegetación) se torna sensible a los procesos degradativos generados por el agroecosistema, arriesgándose su capacidad de recuperación. Asimismo, el valor In o situación inalterada, es el valor alcanzado por el indicador en el bosque nativo estable sin pastoreo, o con una carga de pastoreo muy baja, tal que no altere las condiciones de estabilidad del ecosistema. En este estudio se consideraron los In, VR y VU de los ICS definidos por Wilson *et al*. (2017) para sistemas ganaderos-agrícolas en Argiudoleses y Hapludertess (Cuadros 3) de Entre Ríos.

Los valores de In, VR y VU para los ICV se determinaron mediante revisión bibliográfica, bases de datos disponibles y aportes de expertos.

Los valores de In, VR y VU para CBM fueron obtenidos a partir del análisis de la bibliografía y consultas a especialistas (Benintende *et al*., 1995; Sterren *et al*., 2002; Benintende *et al*., 2012; 2016; 2017; Benintende, S. com. pers. 2016).

Para la estandarización de valores de los ICS se utilizaron las escalas nominales definidas por Wilson *et al*. (2017) para Argiudoles y Hapludertes en Entre Ríos; mientras que las correspondientes a los ICV se construyeron en base a la revisión bibliográfica, bases de datos disponibles y consultas a expertos. Estas escalas oscilan entre 0 y 4; asignándose el 4 a los valores que representan la mejor situación de calidad del recurso en el agroecosistema evaluado; y 0 la peor situación o la de mayor impacto sobre el agroecosistema. Luego, los registros individuales de los indicadores se transformaron al valor de escala de acuerdo a la desviación que presentaren con respecto al valor umbral conocido; teniendo en cuenta lo positivo o negativo que resultare dicho valor para el recurso.

Obtención del Índice Agroambiental (IAG) integrado de suelo y vegetación

Para la construcción del IAG se utilizaron algunas de las etapas del marco conceptual de la Técnica Mixta MESMIS (Masera *et al*., 2000). En la etapa cuantitativa se efectuó la selección y cuantificación de indicadores; la integración de indicadores en un índice agroambiental, y la calificación de los agroecosistemas de acuerdo al valor de índice alcanzado. El IAG se obtuvo a partir de la sumatoria de los valores estandarizados alcanzados por cada uno de los indicadores de calidad de suelo y de vegetación. Para cada agroecosistema evaluado, y en función de los rangos de valores del IAG, se definieron Clases de Calidad Agroambiental para cada suelo. Los rangos de valores del IAG se crearon tomando en cuenta las situaciones posibles dadas por la combinación de los valores de los ICS e ICV.

En la etapa cualitativa o gráfica, se utilizaron los VR, In y VU de los indicadores, para construir

Cuadro 3: Valores de ICS en situación inalterada (In); de referencia (VR) y valores umbrales (VU) para suelos Argiudoles y Hapludertes con sistemas ganadero-agrícolas en Entre Ríos (Wilson *et al*., 2017)

		Suelos Argiudoles			Suelos Hapludertes		
Indicador	**Unidad**	**In**	**VR**	**VU**	**In**	**VR**	**VU**
COT	%	> 3,5	2,9	1,9	> 4,0	2,8	2,2
PT	%	> 55,8	51,4	49,0	> 55	50,5	47,4
AgEa	%	> 52,7	51,0	45,0	> 73,9	66,2	44,0
pH	Adim.	6,06	5,60	5,63	6,90	6,97	6,79
CIC	$cmolckg^{-1}$	> 33,5	30,5	29,1	> 35,0	31,6	28,4
CBM	$mg.kg^{-1}$	383	300	166			

4 ledesma.indd 49 17/8/2017 12:08:20 p. m.

Cuadro 4. Valores de ICV en Situación inalterada (In); de referencia (VR) y valores umbrales (VU) para agroecosistemas de áreas de bosques nativos en Entre Ríos (Argentina).

Indicadores de Vegetación				
Indicador	**Unidad**	**In**	**VR**	**VU**
SD	%	< 15	25	70
TEP	%	Dec > 50	Dec: 30 a 50	Inv: 65
CNa/Cex	Adim.	> 9	3 a 9	0,25
DPros /DVa	Adim	> 3	2	0,25
Dist Clases Diam	DR %	Clase I + Clase II > 70%	Clase I + Clase II = 40% y Todas las Clases con DR > 2,5%	Clase I + Clase II < 20%

Dec: especies decrecientes Inv: especies invasoras

Cuadro 5. Escalas Nominales para ICV de agroecosistemas del área de bosques nativos de Entre Ríos (Argentina). a. SD; b. TEP c. CNa/Cex; d. DPros/DVac; e. DistClasesDiam.

a	
SD (%)	**Valor Nominal**
0 – 15	4
15 – 40	3
40 - 60	2
60 – 80	1
> 80	0

b	
TEP(%)	Valor Nominal
Dec > 70	4
Dec: 40 - 70	3
Inv: 30 - 50	2
Inv 50 - 75	1
Inv > 75	0

c	
CNa/Cex (Adim.)	**Valor Nominal**
> 9	4
3 - 9	3
0,66 a 3	2
0,33 – 0,66	1
0 - 0,33	0

d	
DPros/DVac (Adim.)	**Valor Nominal**
> 3,5 ó ausencia de *V. caven*	4
2,5 - 3,5	3
1 - 2,5	2
< 1	1
Ausencia de *Prosopis* sp.	0

e	
DistClasesDiam (% DR)	**Valor Nominal**
DR Clase I + DR Clase II = 70 a 80% y Todas las clases con DR > 2,5%	4
DR Clase I + DR Clase II = 50 a 70% y Todas las clases con DR > 2,5%	3
DR Clase I + DR Clase II = 35 a 50%	2
DR Clase I + DR Clase II = 20% a 35%	1
DR Clase I + DR Clase II DR < 20%, ó DRClase I ó DR Clase II < 2,5%	0

un gráfico tipo “estrella” o “ameba”; donde cada indicador (con sus valores transformados a la escala nominal) ocupa un eje; y permite realizar comparaciones con casos particulares. De este modo se puede visualizar en qué magnitud una situación dada se aleja o se acerca a la situación inalterada y a la situación de referencia, analizando sus causas y perspectivas.

Resultados y Discusión

Valores de la situación inalterada (In), valores de referencia (VR) y valores umbrales (VU) correspondientes a los Indicadores de Calidad de Vegetación

Se establecieron los VR, VU y de In para los ICV seleccionados (Cuadro 4); y las

4 ledesma.indd 50 17/8/2017 12:08:20 p. m.

Cuadro 6. Clases de Calidad Agroambiental de agroecosistemas relacionados con el cambio de uso de suelo a partir del IAG, en Suelos Argiudoles y Hapludertes de Entre Ríos

SUELO ARGIUDOLES			SUELO HAPLUDERTES		
CLASE	***Rangos IAG***	***Calidad Agroambiental***	***CLASE***	***Rangos IAG***	***Calidad Agroambiental***
1	0 - 10	Muy Baja	1	0 - 10	Muy baja
2	11 - 18	Baja	2	11 - 17	Baja
3	19 - 24	Regular	3	18 - 26	Regular
4	25 - 34	Buena	4	27 - 32	Buena
5	35 - 44	Muy Buena	5	33 - 40	Muy Buena

Cuadro 7. Transformación de In, VR Y VU de cada indicador a la escala nominal para Argiudoles.

	Argiudoles					
Indicador	**In**	**Escala**	**VR**	**Escala**	**VU**	**Escala**
COT (%)	> 3,5	4	2,9	3	1,9	1
PT (%)	> 55,8	4	51,4	1	49	1
AgEa (%)	> 52,7%	4	51,0	2	45	1
pH (Adim.)	6,06	3	5,60	2	5,63	2
CIC $cmol_c.kg^{-1}$	> 33,5	4	30,5	3	29,1	1
CBM mg.kg-1	383	4	300	2	166	1
SD (%)	< 15	4	25	3	80	1
TEP (%)	Dec > 70	4	Dec 40 - 70	3	Inv >70	1
CNa/Cex (Adim.)	> 9	4	3 a 9	3	0,25	0
DP*ros*/DV*ac* (Adim.)	> 3	4	2	3	0,25	1
DistClasesDiam (DR %)	Clase I + Clase II > 70%	4	Clase I + Clase II = 40% y Todas las Clases con DR > 2,5%	2	Clase I + Clase II < 20%	0
IAG		43		29		10
Calidad Agroambiental		Muy Buena		Buena		Muy Baja

correspondientes escalas nominales para su estandarización (Cuadro 5); considerándose válidas para el área de bosques nativos de la provincia de Entre Ríos (Argentina).

Indice de Calidad Agroambiental. Definición de Clases de Calidad Agroambiental

Para la interpretación del IAG se establecieron rangos o *clases de calidad agroambiental* para cada tipo de suelo evaluado en este estudio (Cuadro 6).

En suelo Argiudoles, la Situación Inalterada se clasificó como de Muy Buena Calidad Agroambiental (IAG= 43); mientras que se consideró de Buena Calidad Agroambiental (IAG = 29) a la condición “de referencia” definida por los VR (Cuadro 7).

Por su parte; la condición In del Suelo Hapludertes se encuadró en Clase 5 (Muy Buena Calidad Agroambiental); mientras que correspondió la Clase 4 de Buena Calidad Agroambiental para la situación productiva sustentable considerada de referencia (Cuadro 8).

4 ledesma.indd 51 17/8/2017 12:08:20 p. m.

Cuadro 8. Transformación de In, VR y VU de cada indicador a la escala nominal para Hapludertes.

	Hapludertes					
Indicador	**In**	**Escala**	**VR**	**Escala**	**VU**	**Escala**
COT (%)	> 4,0	4	2,8	3	2,2	2
PT (%)	> 55	4	50,5	3	47,	1
AgEa (%)	> 73,9%	3	66,2	3	44	1
pH (Adim.)	6,90	4	6,97	4	6,79	4
CIC $cmol_c kg^{-1}$	> 35,0	3	31,6	2	28,4	1
SD (%)	< 15	4	25	3	80	1
TEP (%)	Dec > 50 Inv < 10	4	Dec 30 a 50 Inv < 30	3	Inv >70	1
CNa/Cex (Adim.)	> 9	4	3 a 9	3	0,25	0
DP*ros*/DV*ac* (Adim.)	> 3	4	2	3	0,25	1
DistClasesDiam (DR %)	Clase I + Clase II > 70%	4	Clase I + Clase II = 40% y Todas las Clases con DR > 2,5%	2	Clase I + Clase II < 20%	0
IAG		**38**		**29**		**12**
Calidad Agroambiental		**Muy Buena**		**Buena**		**Baja**

En los gráficos tipo "ameba" obtenidos para cada uno de los suelos (Figura 1), el área de color gris representa la situación inalterada (In); el área en gris muy claro la situación productiva sustentable (VR); y con negro se indica el área de VU, a partir del cual se compromete la recuperación de los recursos suelo y vegetación. Hacia el lateral izquierdo de la figura se representan los ICV, mientras que los ICS se presentan en el lado derecho. Esta disposición colabora con la interpretación visual de los datos, ya que orienta sobre el impacto del cambio de uso del suelo, definido por el agroecosistema, sobre los recursos naturales evaluados.

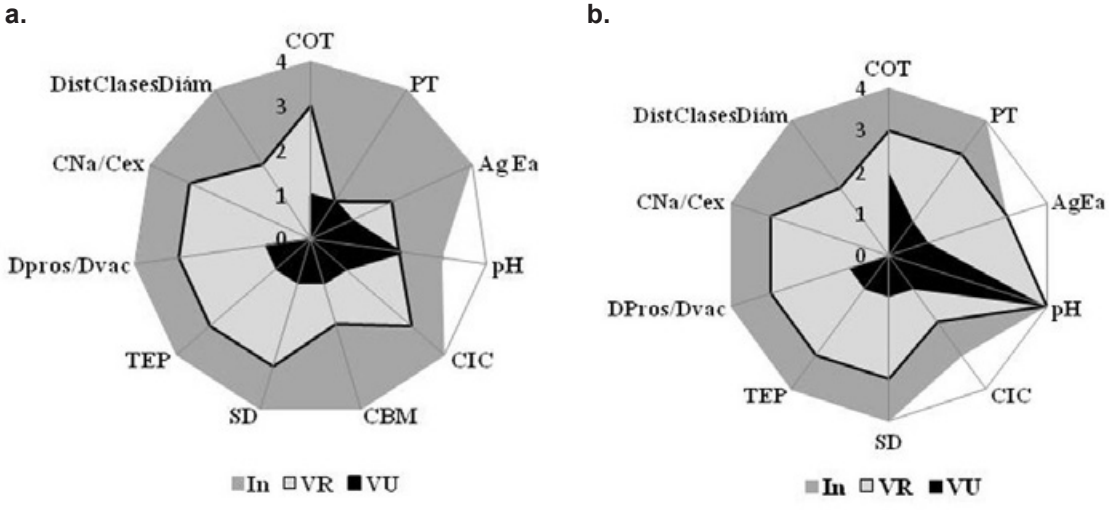

Figura 1. Diagramas "ameba" correspondientes a la situación inalterada (In), posición relativa de los VR y de los VU. a. Argiudoles; b. Hapludertes

4 ledesma.indd 52 17/8/2017 12:08:20 p. m.

Validación del IAG
Posición relativa de los diferentes agroecosistemas para los dos tipos de suelos

El BE fue el agroecosistema que alcanzó un mayor valor de IAG atribuyéndosele la Clase 5 de Calidad Agroambiental (Muy Buena), tanto en suelo Argiudoles como en Hapludertes; seguido por el REN, cuyo IAG fue de 30 (Calidad Buena) en Argiudoles, pero Regular en Hapludertes. Finalmente, el agroecosistema agrícola fue el que se clasificó como el de menor calidad agroambiental en los dos suelos, logrando la Clase Muy Baja en Argiudoles y la Clase Baja en Hapludertes (Cuadro 9 y Figuras 2 y 3).

La calidad expresada por los ICS en el Bosque Estable sobre ambos suelos se mantiene prácticamente sin modificaciones con respecto a la situación inalterada (Figuras 2 a. y 3 a.); observándose que solamente el contenido de COT se encuentra en un valor levemente menor respecto de esa condición ideal; pero coincidente con el VR, es decir, aplicable a una situación productiva sustentable. Probablemente esta condición tenga que ver con que el agroecosistema BE ha alcanzado un nuevo

Cuadro 9. Calidad Agroambiental de Agroecosistemas en Suelo Argiudoles y Hapludertes según el IAG

	SUELO ARGIUDOLES		SUELO HAPLUDERTES	
Agroecosistema	**IAG**	**Calidad Agroambiental**	**IAG**	**Calidad Agroambiental**
Bosque Estable	40	Muy Buena	33	Muy Buena
Renoval	30	Buena	25	Regular
Agrícola	8	Muy Baja	17	Baja

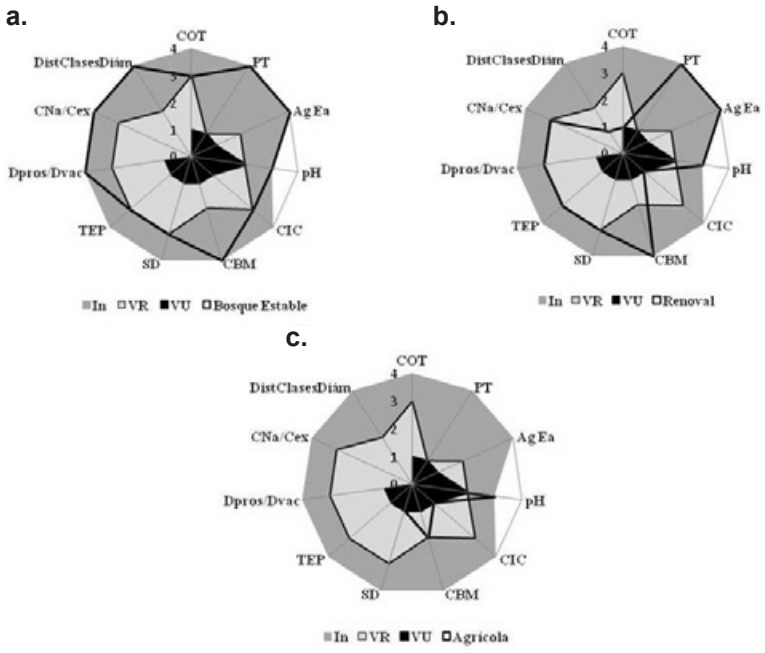

Figura 2. Diagramas "ameba" correspondientes a los agroecosistemas evaluados sobre suelo Argiudoles. a. Bosque estable; b. Renoval; c. Agrícola

4 ledesma.indd 53 17/8/2017 12:08:21 p. m.

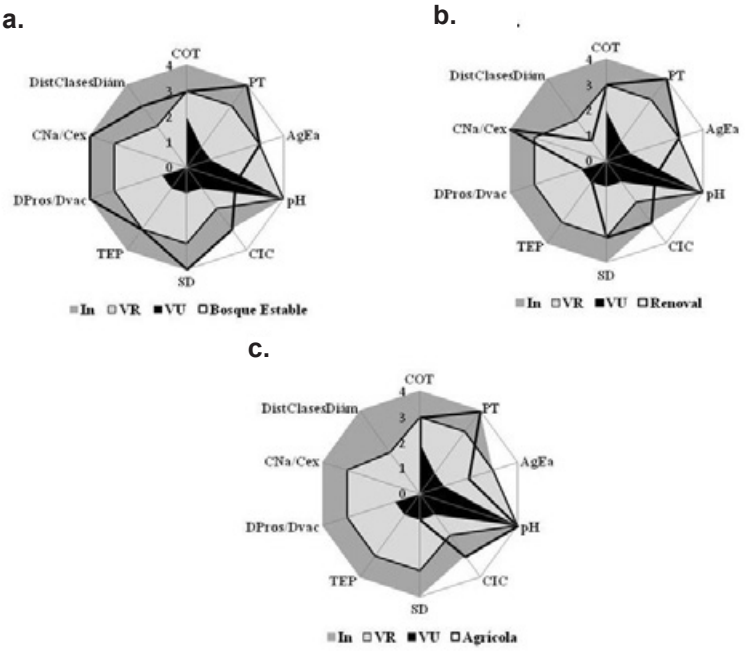

Figura 3. Diagramas "ameba" correspondientes a los agroecosistemas evaluados sobre suelo Hapludertes. a. Bosque estable; b. Renoval; c. Agrícola

equilibrio suelo-ganado-vegetación luego de muchos años de funcionamiento como tal. Analizando el impacto de diversos esquemas agrícolas sobre suelos vertisoles y molisoles en Entre Ríos, Novelli *et al*. (2013), detectaron los mayores contenidos de C en suelos de bosques nativos pastoreados, infiriendo que el estado de cobertura vegetal superficial y desarrollo de raíces continua permite mantener dichos valores. Esto se refleja también en los valores conservados de AgEa que muestra el BE en ambos suelos (Figuras 2 a. y 3 a.), indicando que el agroecosistema no exhibe degradación estructural del suelo. En tal sentido, coincide también con Caviglia y Andrade (2010) y Caviglia *et al*. (2011) quienes en estudios sobre degradación estructural de suelos, consideran que una mayor intensidad de uso de recursos ambientales (radiación solar o lluvias) llevada a cabo por un agroecosistema con suelo de alta estabilidad estructural puede aumentar la cantidad de aportes de residuos vegetales al suelo. Este aporte de residuos en mayor cantidad y frecuencia agregaría a su vez más agentes de agregación contribuyendo aún más a la estabilidad de agregados y al almacenamiento de C.

La Porosidad Total no se ve reducida en los BE (Figuras 2 a. y 3 a.), sino que se encuentra en un nivel de In. Se trata de una característica que desempeña un papel fundamental en la productividad biológica e hidrología de los suelos determinando la posibilidad de entrada, circulación y retención de agua, la disponibilidad de oxígeno y la resistencia mecánica del suelo a la penetración de las raíces, entre otros procesos (Dexter *et al*., 2008). La conservación de los valores de CIC y pH en los suelos del agroecosistema BE, resultan interesantes por su influencia sobre la fertilidad de los mismos; y en consecuencia; por sus implicancias en la composición florística y cobertura de los estratos vegetales.

Tanto el contenido porcentual de CO como el CBM, reflejaron para el BE Argiudoles (Figura 2 a.) la presencia de suelos con buen aporte de material vegetal desde la cubierta hacia el

4 ledesma.indd 54 17/8/2017 12:08:21 p. m.

interior del suelo. El alto valor de CBM registrado en el BE Argiudoles (356,9 mg.kg-1); cercano a los valores máximos atribuidos al suelo Molisol inalterado en Entre Ríos (Benintende, 2016) asegura que se cumplan una serie de funciones críticas en el ecosistema suelo dado que es catalizador primario de procesos biogeoquímicos (ciclos del C, N, S, P entre otros nutrientes), constituye una importante reserva nutritiva y energética en el suelo (es tanto destino como fuente de nutrientes), cumple un rol activo en la descomposición de xenobióticos e inmovilización de metales pesados y participa en la estructuración del suelo entre muchas otras funciones (Sterren *et al*., 2011).

En el BE Argiudoles, tres de los ICV alcanzaron valores de escala coincidentes con una situación In; mientras que los otros dos (SD y TEP) se mantuvieron en el nivel de los VR (Figura 3 a.). El valor 3 asignado al TEP indicaría que el pastoreo redujo la cobertura de especies decrecientes; alejando levemente al BE de la situación inalterada o clímax para ese ambiente (Cabrera, 1976). Sin embargo, dicha condición puede tomarse como una nueva situación de equilibrio alcanzado a partir de una historia continuada de pastoreo sobre el área (Oesterheld y Sala, 1994). Sabattini *et al*. (2009) consideran que la composición de los estratos arbóreo y herbáceo del bosque nativo estable en Entre Ríos se encuentran actualmente en estrecha relación de dependencia con el ganado vacuno; como consecuencia de una evolución conjunta desde la época colonial. Este tipo de interpretaciones estaría enmarcada en la nueva visión de la dinámica de comunidades postulada por numerosos ecólogos (Sousa, 1984; Pickett y White, 1985; Veblen et. al, 2005) en el mundo, según la cual las comunidades vegetales no son estáticas (no hay un clímax único) sino que pueden ir moldeándose en función de factores influyentes como puede ser un determinado régimen de disturbio (pastoreo).

El BE sobre suelo Hapludertes mostró una leve reducción en su calidad agroambiental debido principalmente a la carencia de individuos arbóreos de algunas clases diamétricas; además de alguna leve variación en la cobertura de los distintos tipos de especies del pastizal (Figura 3 a.). La faltante de individuos arbóreos de diámetros mayores a 25 cm, refleja posiblemente el efecto de intervenciones antrópicas (extracción para madera, raleos, etc.); tratándose de prácticas que efectuadas en forma irracional pueden comprometer la perpetuidad de la comunidad arbórea nativa. El manejo de los bosques, junto a las condiciones ecológicas se consideran definitorias de la heterogeneidad estructural que revisten los bosques nativos en Entre Ríos (Ledesma *et al*., 2010). En esa heterogeneidad, resulta auspicioso hallar densidades relativas mayores al 20% para las clases de menor diámetro de las especies de *Prosopis*, que aseguran la regeneración de la comunidad arbórea nativa. Roig et al. (2015) describen como “bosques nativos en buen estado de conservación” en el Chaco semiárido a aquellos cuya estructura coincide con la de “jota invertida”, es decir donde se encuentran representadas todas las clases diamétricas de las especies nativas; con un aporte relativo mayor dado por las clases inferiores.

En el pastizal se registró un importante aporte de las especies “decrecientes” (40% de cobertura) de alto valor forrajero, y poco desarrollo de comunidades de malezas invasoras (menos de 15% de cobertura). Esto determinó que se le asigne el valor 3 de la escala al TEP del pastizal. Sabattini *et al.* (2010) y Sione *et al*. (2006) también consideraron al enmalezamiento con especies arbustivas como un indicador de degradación de los bosques nativos en Entre Ríos; por la competencia que tales poblaciones representan para las especies deseables del pastizal; además de la reducción que provocan en la superficie aprovechable para el pastoreo del ganado.

Tanto en el BE Argiudoles como en el BE Hapludertes se registró una CNa/Cex mayor al 90%; lo que expresa una condición estable

4 ledesma.indd 55 17/8/2017 12:08:21 p. m.

del pastizal, ya que la presencia de especies exóticas constituye un síntoma de procesos de deterioro de la comunidades vegetales nativas (Rejmánek et al., 1989; Jacobo y Rodriguez, 2009;Tognetti *et al*.,2010). La mayor DR de *Prosopis* sp. implica una condición más próxima a la prístina o clímax definida para el Distrito Nandubay Provincia del Espinal (Cabrera, 1976); mientras que mayor desarrollo de poblaciones de *V. caven* puede indicar procesos de deterioro como ya se han verificado en áreas de bosques de Entre Ríos (Sabattini *et al*., 2002) y del Espinal de la provincia de Córdoba (Noy Meir *et al*., 2012).

En consecuencia, el diagrama de "ameba" de los BE (Figuras 2 a. y 3 a.) muestra agroecosistemas de bosque estable en pastoreo cuyas características agroambientales se reflejan a una condición de producción sustentable (VR) en los dos suelos evaluados.

Los suelos de los agroecosistemas REN presentan condiciones de BE, de manera tal que los ICS no reducen el IAG (Figuras 2 b. y 3 b.). No podrían extraerse conclusiones respecto de la diferencia observada en el valor de la CIC con respecto al BE, dado que la cantidad de datos recabados representativos de renoval son muy escasos. En el REN Argiudoles la principal reducción en la calidad de la vegetación tiene que ver con la conformación estructural del estrato arbóreo (Figura 3 b.), ya que por tratarse de una comunidad sucesional inicial, no cuenta con individuos de la clases diamétricas superiores. Sin embargo, la relación de densidades entre *Prosopis* sp. y *V. caven* indica que se trata de una comunidad arbórea con muy buenas perspectivas de restauración; dado que el espinillo aporta una densidad de sólo un 25% de la que aportan los *Prosopis* sp. En cuanto a la calidad del pastizal, su condición sucesional repercute en su composición florística, observándose una mayor cobertura de especies de tipo "crecientes", fundamentalmente de hoja ancha, anuales, de crecimiento arrosetado; y un valor importante de suelo desnudo.

Sobre suelos Hapludertes, el estrato arbóreo del REN registró dominancia de *V. caven* sobre las otras nativas, lo que compromete la recuperación de un bosque nativo de características similares al ecosistema prístino. En cuanto al pastizal, se le asignó un valor de escala 1, dado por una alta cobertura de especies invasoras; de las que *Baccharis notosergila* Griseb y *B. punctulata* DC fueron las que alcanzaron mayores valores de cobertura total (26% y 16%, respectivamente). Simultánemente, se registró un 20% de cobertura relativa de especies "crecientes" de escasa importancia forrajera típicas de la sucesión temprana. Sabattini *et al*. (2009, 2010) al efectuar una propuesta de ordenamiento territorial de los bosques de Entre Ríos de acuerdo a la Ley Nacional 26331, consideraron que los lotes que presentan este tipo de vegetación arbórea con alta densidad de individuos de espinillo de diámetros pequeños y pastizales con alto enmalezamiento podrían tomarse como "áreas verdes" o Categoría III. Se trataría en consecuencia, de superficies aptas para el cambio de uso del suelo hacia la agricultura, dada la reducción de su calidad agroambiental expresada fundamentalmente por los ICV.

El AGR registró los menores valores de IAG en ambos tipos de suelo (Cuadro 9). La menor Calidad Agroambiental se observó sobre suelos Argiudoles, visualizándose un impacto importante de la agricultura sobre los ICS (Figura 2 c.). Se destacó el bajo contenido de COT (1,93%), al nivel de VU. Novelli *et al*., 2013 confirmaron la disminución en el contenido de COT del suelo agrícola con respecto al suelo no cultivado tanto en Molisoles como en Vertisoles de Entre Ríos; con variaciones en el grado de deterioro relacionadas con el tipo de suelo y las rotaciones de cultivo realizadas. Un reducido valor de COT se condice con la pérdida de estructura del suelo demostrada en el valor del indicador AgEa, que fue de 0. En Molisoles, la materia orgánica (parámetro relacionado directamente con el COT) es el principal agente de agregación; con lo cual se explica que reducciones importantes en COT

4 ledesma.indd 56 17/8/2017 12:08:21 p. m.

impacten directamente en la estructura del suelo; tal como ha sido verificado en estudios realizados sobre distintas rotaciones agrícolas sobre suelos molisoles en Entre Ríos (Novelli *et al*., 2013). El nivel de CIC en el AGR Argiudoles también se encuentra, en promedio, por debajo de los niveles sustentables (Figura 2 c.); lo cual es lógico a partir de la reducción en los niveles de COT y de la constitución propia de los molisoles (menor porcentaje de arcillas); que son las dos variables que definen el nivel de CIC de un suelo (Martinez *et al*., 2008). La determinación de CBM registró para el lote agrícola un valor al nivel de VR. Esto podría explicarse porque el contenido de CBM está estrechamente ligado la utilización de sistemas de mínimo laboreo y al aporte de material vegetal (Benintende *et al*., 1995); que si bien en un lote agrícola es cíclico (períodos de cultivo y de barbecho), resultaría suficiente para mantener activa la comunidad microbiana del suelo. Tal condición estaría a su vez, manteniendo activos ciclos de nutrientes necesarios para el desarrollo de las campañas agrícolas sucesivas.

El escenario agrícola sobre el Hapludertes se clasificó como de Calidad Agroambiental Baja (Cuadro 9). A diferencia de lo observado en Argiudoles, en AGR Hapludertes el contenido promedio de COT se encontró dentro de los VR (Figura 3 c.). Otros autores (Novelli *et al*., 2013) también han destacado que la agricultura tiene un impacto menor sobre el contenido de C que en Molisoles. Pero sin embargo, ellos mismos advierten que el monocultivo de soja puede traer reducciones más importantes en el contenido de C del suelo a largo plazo.

El valor de AgEa en AGR Hapludertes no alcanzó el VR; evidenciando que existe degradación estructural producto de la actividad agrícola (Figura 3 c.); a pesar de que autores como Novelli *et al*. (2013) han resaltado que en estos suelos la estabilidad de los agregados puede mantenerse alta aún con reducciones en el contenido de C, ya que está más relacionada con su contenido natural de arcillas como agente principal de agregación. Los Vertisoles presentan alta estabilidad estructural en condiciones naturales debido al aporte proporcionado por los coloides, pero éstos son afectados severamente por el manejo agrícola que provoca pérdida de materia orgánica y erosión (Wilson y Cerana, 2004).

En AGR sobre Hapludertes se obtuvieron valores al nivel de situación In para pH y para CIC; lo cual respondería también a las condiciones derivadas del contenido de C del suelo sumado a las propias características vérticas de alto contenido de arcillas montmorilloníticas, que favorecen la capacidad de intercambio catiónico del suelo (De Battista, 2004; Cerana *et al*., 2006; Fabrizzi *et. al*., 2009).

Aunque este análisis representaría un caso general de agricultura sobre suelos Hapludertes en Entre Ríos; un caso particular correspondería a las rotaciones que incluyen al cultivo de arroz en distintas proporciones. Diversos autores han verificado su impacto sobre la calidad de los suelos vérticos de Entre Ríos; específicamente sobre ciertos ICS como: contenido de materia orgánica, índice de percolación, estabilidad estructural, contenido de sodio intercambiable, pH, conductividad eléctrica (Cerana *et al*., 2006; Sione *et al*., 2017); lo cual no está expuesto en este análisis.

En los agroecosistemas agrícolas, los ICV relacionados con el estrato arbóreo y con el pastizal natural no registraron valores, dada la eliminación de la vegetación por medio del desmonte para habilitación de la superficie agrícola. En ambos suelos se observaron altos valores de SD (Figuras 2 c. y 3 c.); lo cual se relaciona directamente con la calidad de suelo a mediano y largo plazo. En Entre Ríos, la topografía ondulada, la baja capacidad de infiltración de sus suelos y las precipitaciones intensas en primavera-verano-otoño predisponen a gran parte de la superficie provincial a procesos de degradación de suelos, especialmente por erosión hídrica (Scotta, 1993). Un suelo sin cubierta vegetal actúa multiplicando este

4 ledesma.indd 57 17/8/2017 12:08:21 p. m.

efecto, tan es así que en la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (Wischmeier y Smith, 1978), el efecto de "suelo desnudo" aporta un valor 1 de coeficiente (máximo). Sasal *et al*. (2008) estudiando el impacto de diversos sistemas de cultivos y labranzas en suelo Molisol en Entre Ríos, han verificado pérdidas de agua nueve veces mayores en parcelas con suelo desnudo respecto de parcelas con cobertura vegetal; en las que este material vegetal amortigua el efecto de las gotas de lluvia y aporta materia orgánica al suelo favoreciendo la infiltración. Pero además estos autores concluyen también, que más importante que la cantidad de materia seca cubriendo el suelo durante el ciclo del cultivo sumado a los residuos sobre la superficie después de su cosecha, resulta el tiempo de ocupación con cultivos y raíces vivas.

Dados los resultados observados en los ICS e ICV del agroecosistema agrícola, sería adecuado incorporar modificaciones que impacten positivamente en ellos, para tender a una planificación agrícola que mejore el IAG, revalorizando el agroecosistema agrícola desde la perspectiva agroambiental; dada su probada importancia socioeconómica en la Entre Ríos. En tal sentido, los cultivos de cobertura han sido recomendados para aumentar el aporte de carbono, disminuir la lixiviación de nitratos, reducir la compactación y amortiguar los cambios de temperatura del suelo (Restovich *et al*., 2006; Capurro *et al*., 2010). Por otro lado, mediante la implementación del manejo de elementos lineales y terrazas reservorio (Gavier et al., 2014; Oszust *et al*., 2014; Calamari *et al*., 2014); se mejorarían los valores de los ICV relacionados a la comunidad arbórea y herbácea nativa.

Se destaca no obstante, que el impacto de la eliminación de la cobertura vegetal; y especialmente del estrato arbóreo nativo, se puede profundizar si se analiza el contexto. Si bien esta propuesta está referida a evaluaciones prediales, el efecto negativo de la eliminación de la vegetación nativa (arbórea y herbácea) de un lote es más intenso cuando se suma a la eliminación de más superficies cercanas (evaluación a escala de cuenca); porque contribuyen a la fragmentación del paisaje natural. Bizama *et al*. (2011) resaltan en sus estudios sobre bosques nativos patagónicos, que la fragmentación del hábitat ha sido reconocida como una de las principales amenazas para los ecosistemas de todo el mundo; causando tres fenómenos paralelamente: i) división de hábitat en porciones menores y discontinuas, ii) disminución del tamaño de los hábitats remanentes y iii) aislamiento progresivo de los parches dentro de una matriz generalmente contrastante en su composición y estructura. Finalmente, y en una escala aún más global, la desaparición de la cobertura vegetal afecta las relaciones de intercambio de energía y balance de agua de la superficie terrestre (Imbrenda *et al*., 2013); además de influir directamente en el factor desencadenante del "cambio climático" fruto de la liberación de Carbono a la atmósfera. Diversos autores han destacado el papel preponderante de los bosques nativos en el ciclo global del carbono; brindando el servicio ecosistémico de reducción de la concentración de C en la atmósfera (Acosta *et al*., 2001; Torres y Guevara, 2002). Se estima que los bosques mundiales almacenan el 80% de C de la biósfera aérea y el 40% del C subterráneo (Locatelli y Leonard, 2001).

CONCLUSIONES

Es posible efectuar una valoración de la calidad agroambiental de agroecosistemas del área de bosques nativos de Entre Ríos, a través de la aplicación de indicadores de suelo y de vegetación, integrados en un Indice Agroambiental, desarrollado para suelos Argiudoles y Hapludertes. Los valores del IAG obtenidos para los diferentes agroecosistemas en cada tipo de suelo evaluado, permiten evidenciar el impacto del cambio de uso del suelo en el área de estudio. Del análisis detallado de los ICS e ICV que integran el IAG, se concluye que

4 ledesma.indd 58 17/8/2017 12:08:21 p. m.

existen alternativas viables para elevar la calidad agroambiental de los agroecosistemas, tendientes a lograr establecimientos agropecuarios sustentables.

Si bien el IAG desarrollado en este trabajo es aplicable a suelos Argiudoles y Hapludertes del área de bosques nativos de Entre Ríos, resulta prioritario dar continuidad a la validación del IAG, a fin de analizar y valorar la Calidad Agroambiental de diversos esquemas de manejo en agroecosistemas; así como también la posibilidad de extender su aplicación a otros tipos de suelos o actividades productivas. Asimismo se plantea a futuro, la necesidad de incorporar otros indicadores agroambientales que contemplen una visión global de los sistemas (biodiversidad, calidad de agua y aire, entre otros).

El IAG resulta una herramienta apropiada para ser utilizado en la confección de los Planes de Cambio de uso de Suelo exigidos por las leyes nacionales y provinciales que regulan la intervención de las áreas de bosques nativos; especialmente en relación con el desmonte de superficies para ser destinadas al uso agrícola.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio se realizó en el marco del PID NOVEL 2174 “Indice agroambiental para la evaluación del impacto por cambio de uso del suelo en bosques nativos de Entre Ríos” llevado a cabo en la Facultad de Ciencias Agropecuarias con la financiación de la Universidad Nacional de Entre Ríos.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta Mireles, M.; F. Carrillo Anzures, y R. Gómez Villegas. 2001. Estimación de biomasa y carbono en dos especies de bosque mesófilo de montaña. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* Vol.2 Núm.4. pp. 529-543.

Aguirre Royuela, M. A. 2002. Sistemas de indicadores ambientales y su papel en la información e integración del medio ambiente. En I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Madrid. España. pp. 1231

Andrews, S.S., D.L. Karlen and J.P. Mitchell, 2002 A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in northern California. *Agriculture Ecosystems and Environment* 90, 25-45.

Anriquez, A.; A. Albanesi; C. Kunst; R. Ledesma; C. López; A. Rodriguez Torresi y J. Godoy. Rolado de fachinales y calidad de suelos en el Chaco Occidental, Argentina. *Ci. Suelo* 23 (2) 145-157.

Arias, N. y J. De Battista. Evaluación de métodos para la determinación de estabilidad estructural en vertisoles de Entre Ríos. *Ciencia del Suelo* Volumen 2 Nro. 1. Pp. 87-92.

Arzeno, J.L. y S.R. Vieira 1994. Evaluación física de diferentes manejos de suelo en un oxisol - *Revista de Investigaciones Agropecuarias* - INTA 25 (2) pag. 11-12.

Arzeno, J. 1999. Empleo de indicadores de sustentabilidad, en sistemas ganaderos. En: Jornada Ganadera del NOA: Habilitación de Tierras para Ganadería. Proyecto Macrorregional Intensificación de la producción de carne bovina del NOA, Salta. pp. 109-125

Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ediciones. Madrid. 820 p.

Benintende, M.; O. Borgetto y S. Benintende. 1995. Mineralización de nitrógeno y contenido de biomasa microbiana en diferentes sistemas de laboreo. *Ciencia del Suelo* 13: 98-100

Benintende, S.; M. Benintende, M. Sterren and J. De Battista,2008. Soil microbiological indicators of soil quality in four rice rotations systems. *Ecological Indicators.* 8 (5): 704-708.

Benintende, S.; M. Benintende; D. David; M. Sterren y M. Saluzzio. 2012.Caracterización de indicadores biológicos en alfisoles, molisoles y vertisoles de Entre Ríos**.** *Ciencia del Suelo* 30(1): 23-29.

4 ledesma.indd 59 17/8/2017 12:08:21 p. m.

Benintende, S.; M. Benintende; J. De Battista.; M. Saluzzio; C. Sánchez; M. Sterren; C. Musante; W. Uhrich; Oszust.; D. David; S. Soñez; L. Ulrich y M. Sansó. 2016. Indicadores biológicos y bioquímicos de sustentabilidad de sistemas agropecuarios. *Rev. Ciencia, Docencia y Tecnología***.** 6 (6) 1-13

Benintende, S.; M. Benintende; M. Sterren; M. Saluzzio y P. Barbagelata. 2017. Indicadores biológicos. Selección y determinación de niveles de referencia y utilización en la construcción de índices. Ciencia del Suelo. Vol 35. En Prensa.

Bizama, G.; F. Torrejón; M. Aguayo; M. Muñoz; C. Echeverría, y R. Urrutia. 2011. Pérdida y fragmentación del bosque nativo en la cuenca del río Aysén (Patagonia-Chile) durante el siglo XX. *Revista de Geografía Norte Grande*, 49: 125-138

Bockstaller, C.; P. Girardin, and H.M.G. van der Werf. 1997. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy* 7 261–270.

Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ediciones. Madrid. 820 p.

Cabrera, A. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. 2da. Edición, Tomo II, Fasc. 1. Ed. ACME Buenos Aires. 85 p

Calamari, N. Gavier, G. y M. Zacagnini. 2014. Capítulo 4: Función de las terrazas reservorios-vegetadas y pautas de manejo para conservar la biodiversidad. En: Manual de Buenas Prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. 2014. Area Piloto Santa María, Entre Ríos. M.E. Zacagnini, M. G. Wilson, J.D. Oszust Editores. Buenos Aires. PNUD. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires. 95 pp.

Cantú, M.; A. Becker; J. Bedano y H. Schiavo. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo* (Argentina) 25(2): 173-178.

Capurro J.; J.J. Surjack; J. Andriani; M. Dickie y M. González. 2010. Evaluación de distintas especies de cultivos de cobertura en secuencias soja-soja en el área sur de la provincia de Santa Fe. *Informaciones Agronómicas* 47: 13-15.

Casermeiro, J. y E. Spahn (1999). Caracterización de los recursos forrajeros nativos del norte entrerriano. En: Sistemas agroforestales para pequeños productores en zonas húmeda. J. Casermeiro y E. Spahn, ed. 77-82.

Casermeiro, J.; A. De Petre; E. Spahn y R. Valenti. 2001. Efectos del desmonte sobre la vegetación y el suelo. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For*. Vol. 10 (2): 233-244.

Caviglia, O.P., F.H. Andrade, 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. *The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology* 3, 1–8.

Caviglia, O.P., V.O. Sadras, F.H. Andrade, 2011. Yield and quality of wheat and soybean in sole- and double-cropping. *Agronomy Journal* 103, 1081–1089.

Cerana, J.A., M. Wilson, J.J. De Battista, J. Noir, C. Quintero, 2006. Estabilidad estructural de los Vertisoles de Entre Ríos en un sistema arrocero regado con agua subterránea. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* (RIA) 35, 87–106.

Cochran, W. 1984. Técnicas de muestreo. Ed. Continental, Méjico. 513 p.

De Battista, J. 2004. Manejo de Vertisoles en Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 8(1): 37-43

Dexter, A.; E. Czyz; G. Richard *and* A. Reszkowska. 2008. A user-friendly water retention function that takes account of the textural and structural pore spaces in soil. *Geoderma* 143, 243–253.

Doran J. and T. Parkin (1994). Defining and assessing soil quality. *Soil Science Society of America* 677: 3-21.

Dykterhuis, E. 1949. Condition and Management of Range Land Based on Quantitative Ecology. URL: http://bashari.iut.ac.ir/sites/bashari.iut.ac.ir/files/files_course/2dyks.pdf.

Espinoza, G. 2001. Necesidades de información En: Fundamentos de E.I.A. Centro de Estudios para el desarrollo (Chile) – Banco Interamericano de Desarrollo. Santiago. Chile. pp. 70-78.

Fabrizzi, K.; C. Rice; T. Amado; J. Fiorin; P. Barbagelata y R. Melchiori. 2009. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: effect of native and agroecosystems. *Biogeochemistry* 92: 129-143. DOI 10.1007/s10533-008-9261-0

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34. Canadá. pp: 487–515.

4 ledesma.indd 60 17/8/2017 12:08:21 p. m.

Ferreras, L.; S. Toresani; B. Bonel; E. Fernande; S. Bacigaluppo; V. Faggioli y C. Beltrán. Parámetros químicos y biológicos como indicadores de calidad de suelo en diferentes manejos. *Ci. Suelo* 27(1): 103-114.

Flórez Yepes, G and J. Betancurt. 2016. Methodologies for the definition of a quality index in different environmental factors associated with wetlands. *Revista Científica Monfragüe Resiliente*. Volumen VI, Nº 1. Extremadura. España. pp. 22-36.

Franchini, J.; C. Crispino; R. Souza; E. Torres and M. Hungria, 2007. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, 92:18-29.

Gabioud, E.; M. Wilson y M. Sasal Análisis de la estabilidad de agregados por el método de Le Bissonnais en tres órdenes de suelos. *Ci. Suelo* (ARGENTINA) 29(2): 129-139.

Gaeta, N. y G. Muñoz. 2014. Sustentabilidad productiva, económica y social de un sistema de producción ganadero en el nordeste de Entre Ríos*. Ciencia Agronómica* . Revista XXIV Año 14: 11 – 22

Gavier, G.; N. Calamari y M. Zacagnini. 2014. Capítulo 2: Elementos lineales del paisaje como prácticas amigables de manejo del "hábitat" para la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. En: Manual de Buenas Prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Area Piloto Santa María, Entre Ríos. M. Zacagnini, M. Wilson, J. Oszust Editores. Buenos Aires. PNUD. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires. 95 pp.

Gómez A.A.; D.E. Swere Kelly; J.K Syers and K.J. Couglhan, 1996. Measuring Sustainability of Agricultural Systems at the Farm Level. En: Method for Assesing Soil Quality. P. 401-410. Sail Science Society. doi:10.2136/sssaspecpub49.c26

Heredia, O.; D. Cosentino y M. Conti. 2004. Calidad de suelo: intensificación de uso de la tierra. *Revista Científica Agropecuaria* 8 (1): 57-64.

- Huerta. E.; C. Kampichler; S. OchoaGaona; B. De Jong; S. Hernandez Daumas, y V. Geissen. 2014. A Multi-Criteria Index for Ecological Evaluation of Tropical Agriculture in Southeastern Mexico. PLoS ONE 9(11): e112493.

Imbrenda,V.; M. D'Emilio; M. Lanfredi; T. Simoniello; M. Ragosta and M. Macchiato. 2013. Chapter 5: Integrated Indicators for the Estimation of Vulnerability to Land Degradation. In: Soil Processes and Current Trends in Quality Assesment. Ed. María C. Hernandez Soriano. Intech. DOI: 10.572/45835. 444p

Indelángelo, N.; M. Wilson y H. Tasi. 2007. Indicadores de calidad para dos suelos con caracteristicas verticas de Entre Rios (Argentina). *Cadernos Lab. Xeoloxico de Laxe*. Coruña. 32:11-125

ISO 10381-6. 1993. Soil quality. Sampling. Part 6: Guidance on the collection, handling and storage of soil for the assessment of aerobic microbial processes in the laboratory.

ISO 14240-2. 1997. Soil quality. Determination of soil microbial biomass Part 2: Fumigation-extraction method.

Jacobo y A. Rodriguez. 2009. Valorización de pastizales naturales en ambientes húmedos. Indicadores de sustentabilidad. En: 5º Congreso de la Asociación Argentina para el Manejo de los Pastizales Naturales, Corrientes URL: www.produccion-animal.com.ar

Jozami, J.M. y J. de D. Muñoz. 1982. Árboles y arbustos indígenas de la Prov. de Entre Ríos. IPNAYSCONICET-UNL, Santa Fe, 407 p.

Kopta, F. 1999. Capítulo 2: Tala y desmonte. En: Problemática ambiental con especial referencia a la Provincia de Córdoba. UNESCO – Embajada Real de los Países Bajos. 203 p.

Kruess, A. and T. Tschantke 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* 264: 1581-1584.

Kunst, C. y R. Ledesma. 2006. Alternativas de habilitación de tierras y control de renoval. *Marca Líquida Agropecuaria*. Argentina. pp 24-28.

Lara, A.; R. Urrutia; C. Little y A. Martínez. 2010. Servicios Ecosistémicos y Ley del Bosque Nativo. No basta con definirlos. *Revista Bosque Nativo* 47: 3-9.

Larson W. and F. Pierce .1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. *Soil Science Society of America* 677: 37-51.

Larroulet, S.; E. Hepper; M. Alvarez Redondo, and A. Urioste. 2016. The Caldenal ecosystem: Effects of a prescribed burning on soil chemical properties. *Arid Land Research and Management* 30(1):105-119

4 ledesma.indd 61 17/8/2017 12:08:21 p. m.

Ledesma, S.; B. Muracciole; A. Dorsch; R. Sabattini; F. Cottani; S. Sione y C. Fortini. 2007. Caracterización estructural de montes nativos de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 11(2): 129-139

Locatelli, B. y S. Leonard. 2001. Un método para medir el carbono almacenado en los bosques de Malleco (Chile). *Bois et forets des tropiques* 267 (1): 69-81.

Martínez, E.; Fuentes y E. y Edmundo Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. Revista *de la ciencia del suelo y nutrición vegetal* (1) (68-96)

Masera, O.; M. Astier y S. Lopez Ridoura. 2000. Sustentabilidad y manejo de recursos naturales. El Marco de Evaluación MESMIS. Ediciones Mundi-Prensa. México. 109 pp.

McNaughton S. J y L. Wolf. 1984. Ecología general. Ediciones Omega Barcelona.

Melchiori, R.; L. Coll; P. Barbagelata y J.M. Pautasso. 2014. Respuesta a la fertilización con nitrógeno y azufre en el cultivo de colza. En: Actas 1° Simposio Latino Americano de Canola. Passo Fundo, RS, Brasil.

Novelli, L.; O. Caviglia; M. Wilson and M. Sasal. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. *Geoderma* 195-196. pp. 260–267.

Noy-Meir, I.; M. Mascó; M. Giorgis; Gurvich, D. Perazzlo y G. Ruiz. 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque del Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Boletín de la Sociedad Argentina de. Botánica* 47 (1-2): 119-133

Oesterheld, M. y O. Sala. 1994. Modelos ecológicos tradicionales y actuales para interpretar la dinámica de la vegetación. El caso del pastizal de la pampa deprimida. *Revista Argentina de Producción Animal* Vol. 14 (1-2): 9-14.

Oszust, J.; M. Wilson; E. Gabioud y M. Sasal. 2014. Capítulo 3: Importancia y función de la sistematización de tierras para la conservación del suelo la diversidad. En: Manual de Buenas Prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Area Piloto Santa María, Entre Ríos. M.E. Zacagnini, M. G. Wilson, J.D. Oszust Editores. Buenos Aires. PNUD. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires. 95 pp.

Parera, A. y E. Carriquiry. 2014. Manual de Prácticas Rurales asociadas al Índice de Conservación de Pastizales Naturales (ICP). Aves Uruguay para el Proyecto de Incentivos a la Conservación de Pastizales Naturales del Cono Sur. 204 p.

Paruelo, J.; S. Verón; J. Volante; L. Seghezzo; M Vallejos; S. Aguiar; L. Amdan; P. Baldassini; L. Ciuffolif; N. Huykman; B. Davanzo; E. Gonzalez; J. Landesmann y D. Picardi. 2011.Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del este de Salta, Argentina. *Ecología Austral* 21. pp 163-178.

Pikett, S. and P. White (Eds). 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando.

Rejmanek, M; G. Robinson, and E. Rejmankova. 1989. Weed-Crop Competition: Experimental Designs and Models for Data Analysis. *Weed Science*. Volume 37:276-284

Restovich S., A. Andriulo., C. Sasal., A. Irizar., F. Rimatori., M. Darder y L. Hanuch. 2006. Absorción de Agua y Nitrógeno edáfico de diferentes Cultivos de Cobertura. Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. AACS.

Roig, C.; J . Gutierrez y R. Olivares (Eds.). 2015. Guía de buenas prácticas de manejo del bosque nativo para la producción de bienes y servicios ecosistémicos. 1ra. Ed. PNUD, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación; INTA. 80 pp.

Ruiz Pérez, C; C. García Fernández y J. A. Sayer. 2007. Los servicios ambientales de los bosques. *Ecosistemas* 16 (3): 81-90.

Sabattini, R.A.; Muzzachiodi y A. F. Dorsch. 2002. Manual de Prácticas de Manejo del Monte Nativo. U.N.E.R. 56 p.

Sabattini, R.; S. Ledesma; A. Brizuela; J. Sabattini; E. Fontana; J.M. Diez y B. Muracciole. 2009a Informe 1: "Zonificación de los bosques nativos en el Dpto. La Paz (Entre Ríos) según las categorías de conservación". 28 p. : http://www.fca.uner.edu.ar/academicas/deptos/catedras/ecologia/zonificacion.php

Sabattini, R.; S. Ledesma; J. Sabattini; E. Fontana; I. Sabattini y J. Diez. 2010. Informe 5 Zonificación de los bosques nativos en los Deptos. Paraná, Nogoyá y Tala (E.Ríos) según las categorías de conservación. 38 p. http://www.fca.uner.edu.ar/academicas/deptos/catedras/ecologia/zonificacion.php

4 ledesma.indd 62 17/8/2017 12:08:21 p. m.

Sabattini, J.; R. Sabattini y S. Ledesma. 2015. Caracterización del bosque nativo del centro norte de Entre Ríos (Argentina). *Agrociencia Uruguay* 19 2:8-16.

Sabattini, R.A.; S.M. Sione; S.G. Ledesma; J. Sabattini y M.G. Wilson. Estimación de la pérdida de superficie de bosques nativos y tasa de deforestación en la cuenca del arroyo Estacas (Entre Ríos, Argentina). *Revista Científica Agropecuaria* 20(1-2): 45-56.

Sarandón SJ. 2002. El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. En: Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable (Sarandón SJ, ed). *Ediciones Científicas Americanas*: 393-414

Sasal, M. C., M. G. Wilson, N. A. Garciarena, H. A. Tasi y O. Paparotti. 2008. Escurrimiento y pérdidas de suelo en sistemas de cultivo bajo siembra directa. Efecto de algunas propiedades edáficas superficiales. En: Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. AAS. San Luis. Argentina.

Sasal, M.; M. Castiglioni and M. Wilson. 2010. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage. *Soil & Tillage Research* 108 (2010) 24–29.

Scotta E. 1993. Drenaje superficial de Tierras. Desarrollo de proyectos a nivel de predio. INTA EEA Paraná. Serie Extensión N° 7. 54 p

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2007. Primer Inventario nacional de bosques nativos. Inventario de campo de la Región del Espinal Distritos Caldén y Ñandubay. Informe Regional Espinal Segunda Etapa. 1ra. Ed. Buenos Aires. 125 p.

Seybold C.; J. Herrick and J. Brejda (1999). Soil resilience: A fundamental component of soil quality. *Soil Science* 164 (4): 224-234.

Sione, S.; R. Sabattini; S. Ledesma; A. Dorsch y C. Fortini. 2006. Caracterización fisonómica y estructural del estrato arbustivo de un monte en pastoreo (Las Garzas, E. Ríos). *Revista Científica Agropecuaria* 10 (1): 59-67.

Sione, S.M.; M.G. Wilson; M. Lado and A. Paz González. 2017. Evaluation of soil degradation produced by rice crop systems in a Vertisol, using a soil quality index. *CATENA* 150: 79-86.

Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst*. 15:353-391

Sterren, M.; C. Sánchez; M. Benintende y S. Benintende. 2002. Evolución de la biomasa microbiana del suelo en el ciclo del cultivo de maíz. *Revista Ceres*, 49 (286): 683-693.

Sterren, M.; M. Benintende y S. Benintende. 2011. Relación entre el carbono de la biomasa microbiana y el pool de carbono lábil extraído en muestras fumigadas en suelos de la provincia de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 15(1-2): 17-26

Tasi, H.; M. Wilson, A. Paz Gonzalez, N. Indelángelo y M.C. Sasal. 2007. Sensibilidad de algunas propiedades de un vertisol con uso ganadero-agrícola para indicar calidad de suelos. En: 10th International Symposium on Soil and Plant Analysis. Budapest, Hungary 2007. pp.

Tognetti, P.; E. Chaneton; M. Omacini; Trebino; and R. León. 2010. Exotic vs. native plant dominance over 20 years of old-field succession on set-aside farmland in Argentina. *Biological Conservation* 143: 2494–2503.

Toresani, S; L. Ferreras; B. Bonel; S. Bacigaluppo; M. Bodrero; C. Galarza y J. Villar, 2009. Parámetros edáficos como indicadores de calidad de suelo en diferentes sistemas de manejo. Para mejorar la producción 42 INTA EEA Oliveros. Torres, R. y A. Guevara S. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta Ecológica* INE n. 63.

Vance, E.; P.C Brookes and D. S. Jenkinson. 1987 An extraction method for measuring soil microbial biomass *C. Soil Biology & Biochemistry* 19: 703–707.

Van der H. Werf and J. Petit. 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.

Veblen, T.; T. Kitzberger y R. Villalba. 2005. Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. En: Ecología y manejo de los bosques en Argentina. Comp. J. Goya, J.Frangi y M. Arturi. Fac. de Cs. Agrarias y Forestales. UNLP

Vega, M; M. Iribarnegaray; M. Hernández; J. Arzeno; R. Osinaga; A. Zelarayán; D. Fernández; F. Mónico Serrano; J. Volante y L. Seghezzo. 2015. Un nuevo método para la evaluación de la sustentabilidad agropecuaria en la provincia de Salta, Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 41 (2): 168-178.

4 ledesma.indd 63 17/8/2017 12:08:22 p. m.

Viglizzo, E.; F. Frank; J. Bernardo; D. Buschiazzo and S. CABO. 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms en the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 117: 109–134

Wilson, M.; C. Quintero; N. Boschetti; R. Benavidez y W. Mancuso. 2000. Evaluación de atributos del suelo para su utilización como indicadores de calidad y sostenibilidad en Entre Ríos. *Rev. Facultad de Agronomía* 20 (I): 23-30.

Wilson, M.G.; M.C. Sasal; E.A. Gabioud; N. Garciarena; S. Sione; J.D. Oszust; D. Bedendo; H.A. Tasi y A. Paz Gonzalez. 2017. Capítulo 2: Ecorregión Mesopotámica. Centro Norte de Entre Ríos. Sistema Productivo Ganadero-Agrícola del área de bosques nativos. En: Wilson, M.G. (Ed.) Manual de Indicadores de Calidad del Suelo para las ecorregiones de Argentina. Ediciones INTA. pp. 233-237. En Prensa.

Wilson, M. y J. Cerana. 2004. Mediciones físicas en suelos con características vérticas. R*evista Científica Agropecuaria* 8(1): 11-22.

Wilson, M. and J. Paz-Ferreiro. 2012. Effects of Soil-Use Intensity on Selected Properties of Mollisols in Entre Ríos, Argentina. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43:1-2, 71-80

Wilson, M.G.; H.A Tasi; M. C. Sasal; J. Cerana y N. Indelángelo. 2008. Condición de suelos en producción. *Agricultura Sustentable*: actualización técnica. EEA Paraná. Serie Extensión Nro. 51: 14-19.

Wischmeier, W.H. and D.D. Smith, 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses. Agriculture Handbook 537. United States Department of Agriculture. *Science and Education Administration*. 58 pp.

4 ledesma.indd 64 17/8/2017 12:08:22 p. m.