



**SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL
Y ECONÓMICA EN PREDIOS
AGRÍCOLA-GANADEROS:
UN SISTEMA DE INDICADORES
OBJETIVOS APLICABLE EN
EL CAMPO**

JUNIO 2018

SERIE
FPTA-INIA

65

SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL Y ECONÓMICA EN PREDIOS AGRÍCOLA- GANADEROS: UN SISTEMA DE INDICADORES OBJETIVOS APLICABLE EN EL CAMPO

FPTA - 327

Responsable del proyecto:

Ing. Agr. (Dr.) Sebastián R. Mazzilli¹

Equipo de trabajo:

Ing. Agr. Joaquín Echeverría²

Dr. Armen Kemanian³

Ing. Agr. Ignacio Buffa⁴

Ing. Agr. Gonzalo Bugarín⁵

Ing. Agr. Oswaldo Ernst⁶

¹ Federación Uruguaya de Centros Regionales de Experimentación Agropecuaria (FUCREA). Responsable proyecto.

² Federación Uruguaya de Centros Regionales de Experimentación Agropecuaria (FUCREA). Asistente de proyecto.

³ Associate Professor Department of Plant Science, The Pennsylvania State University. Consultor asociado

⁴ Federación Uruguaya de Centros Regionales de Experimentación Agropecuaria (FUCREA). Consultor asociado

⁵ Federación Uruguaya de Centros Regionales de Experimentación Agropecuaria (FUCREA)

⁶ Departamento de Producción Vegetal. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. Colaborador del proyecto.
Gerente de Proyectos

Título: Sustentabilidad ambiental y económica en predios agrícola-ganaderos: Un sistema de indicadores objetivos aplicable en el campo

Responsable del proyecto: Ing. Agr. (Dr.) Sebastián R. Mazzilli

Equipo de trabajo: Ing. Agr. Joaquín Echeverría, Dr. Armen Kemanian, Ing. Agr. Ignacio Buffa, Ing. Agr. Gonzalo Bugarín, Ing. Agr. Oswaldo Ernst

Este proyecto fue Financiado por:

- Fondo Multilateral de Inversiones del Banco Interamericano de Desarrollo (FOMIN-BID - ATN/ME-13562-UR): “Conservación del capital natural en la nueva agricultura”
- Fondo de Promoción de la Tecnología Agropecuaria (INIA-FPTA) n° 327 «Sustentabilidad ambiental y económica en predios agrícola-ganaderos: un sistema de indicadores objetivos aplicable en el campo»

Serie: FPTA N° 65

ISBN: 978-9974-38-397-5

© 2018, INIA

Editado por la Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología de INIA
Andes 1365, Piso 12. Montevideo, Uruguay
<http://www.inia.uy>

Quedan reservados todos los derechos de la presente edición. Este libro no se podrá reproducir total o parcialmente sin expreso consentimiento del INIA.

Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria

Integración de la Junta Directiva

D.M.T.V., Ph.D. José Luis Repetto - Presidente

Ing. Agr., M.Sc., Ph.D. Álvaro Roel - Vicepresidente



Ing. Agr., M.Sc. Diego Payssé Salgado

Ing. Agr. Jorge Peñaricano



Ing. Agr. Pablo Gorriti

Ing. Agr. Alberto Bozzo



FONDO DE PROMOCIÓN DE TECNOLOGÍA AGROPECUARIA

El Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria (FPTA) fue instituido por el artículo 18° de la ley 16.065 (ley de creación del INIA), con el destino de financiar proyectos especiales de investigación tecnológica relativos al sector agropecuario del Uruguay, no previstos en los planes del Instituto.

El FPTA se integra con la afectación preceptiva del 10% de los recursos del INIA provenientes del financiamiento básico (adicional del 4o/oo del Impuesto a la Enajenación de Bienes Agropecuarios y contrapartida del Estado), con aportes voluntarios que efectúen los productores u otras instituciones, y con los fondos provenientes de financiamiento externo con tal fin.

EL FPTA es un instrumento para financiar la ejecución de proyectos de investigación en forma conjunta entre INIA y otras organizaciones nacionales o internacionales, y una herramienta para coordinar las políticas tecnológicas nacionales para el agro.

Los proyectos a ser financiados por el FPTA pueden surgir de propuestas presentadas por:

- a) los productores agropecuarios, beneficiarios finales de la investigación, o por sus instituciones.
- b) por instituciones nacionales o internacionales ejecutoras de la investigación, de acuerdo a temas definidos por sí o en acuerdo con INIA.
- c) por consultoras privadas, organizaciones no gubernamentales o cualquier otro organismo con capacidad para ejecutar la investigación propuesta.

En todos los casos, la Junta Directiva del INIA decide la aplicación de recursos del FPTA para financiar proyectos, de acuerdo a su potencial contribución al desarrollo del sector agropecuario nacional y del acervo científico y tecnológico relativo a la investigación agropecuaria.

El INIA a través de su Junta Directiva y de sus técnicos especializados en las diferentes áreas de investigación, asesora y facilita la presentación de proyectos a los potenciales interesados. Las políticas y procedimientos para la presentación de proyectos son fijados periódicamente y hechos públicos a través de una amplia gama de medios de comunicación.

El FPTA es un instrumento para profundizar las vinculaciones tecnológicas con instituciones públicas y privadas, a los efectos de llevar a cabo proyectos conjuntos.

De esta manera, se busca potenciar el uso de capacidades técnicas y de infraestructura instalada, lo que resulta en un mejor aprovechamiento de los recursos nacionales para resolver problemas tecnológicos del sector agropecuario.

El Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria contribuye de esta manera a la consolidación de un sistema integrado de investigación agropecuaria para el Uruguay.

A través del Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria (FPTA), INIA ha financiado numerosos proyectos de investigación agropecuaria a distintas instituciones nacionales e internacionales. Muchos de estos proyectos han producido resultados que se integran a las recomendaciones tecnológicas que realiza la institución por sus medios habituales.

En esta serie de publicaciones, se han seleccionado los proyectos cuyos resultados se considera contribuyen al desarrollo del sector agropecuario nacional. Su relevancia, el potencial impacto de sus conclusiones y recomendaciones, y su aporte al conocimiento científico y tecnológico nacional e internacional, hacen necesaria la amplia difusión de estos resultados, objetivo al cual se pretende contribuir con esta publicación.

Índice general

INTRODUCCIÓN	9
INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL PARA PREDIOS AGRÍCOLA- GANADEROS DE URUGUAY	11
2.1) Introducción	11
2.2) Indicadores seleccionados en el proyecto	12
2.3) Forma de cálculo de los indicadores seleccionados	12
2.4) Consideraciones Finales	18
SITUACIÓN DE PREDIOS DE PRODUCTORES CREA EN RELACIÓN A LOS INDICADORES Y PUNTOS DE REFERENCIA SELECCIONADOS	18
3.1) Introducción	18
3.2) Estrategia de trabajo e indicadores utilizados.	18
3.3) Resultados	20
3.4) Consideraciones finales	30
SISTEMATIZACIÓN DE LAS RELACIONES ENTRE TRAYECTORIA DE SUSTENTABILIDAD Y RESULTADO ECONÓMICO.	31
4.1) Introducción	31
4.2) Metodología utilizada	31
4.3) Resultados económicos.....	31
4.4) Consideraciones finales.....	40
BALANCE DE CARBONO PARA SISTEMAS DE CULTIVOS DE PRODUCTORES CREA	41
5.1) Introducción y antecedentes.	41
5.2) Materiales y métodos	42
5.3) Resultados y discusión	49
5.4) Consideraciones finales	62
COMENTARIOS FINALES	62
BIBLIOGRAFÍA	63
ANEXOS	65

Responsable del proyecto:

Ing. Agr. (Dr.) Sebastián R. Mazzilli

Equipo de trabajo:

Ing. Agr. Joaquín Echeverría

Dr. Armen Kemanian

Ing. Agr. Ignacio Buffa

Ing. Agr. Gonzalo Bugarín

Ing. Agr. Oswaldo Ernst

SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL Y ECONÓMICA EN PREDIOS AGRÍCOLA- GANADEROS: UN SISTEMA DE INDICADORES OBJETIVOS APLICABLE EN EL CAMPO

*FPTA 327**Período de ejecución:**Junio – Junio 2018*

INTRODUCCIÓN

Cuando este proyecto fue diseñado y puesto en ejecución, la situación económica de los predios respecto a las décadas anteriores era muy buena. El indicador ingreso de capital por hectárea medido en dólares corrientes indicaba que los sistemas Agrícolas-Ganaderos habían mejorado 38% entre los ejercicios 2005-06 y 2011-12. Esta mejora fue consecuencia de una mayor eficiencia de los sistemas, pero fundamentalmente por una mejora de los precios de los productos, en especial de los granos. A su vez durante ese período se produjeron cambios en los sistemas productivos, entre los que se destacan el ingreso de nuevos actores y para los sistemas Agrícolas-Ganaderos la expansión e intensificación del rubro agrícola. Este proceso de intensificación supuso en muchos casos la transformación de sistemas ganadero- agrícolas integrados a sistemas agrícola-ganaderos separados en el espacio de un predio.

Estos cambios determinaron que a nivel país la agricultura se haya intensificado y expandido en los últimos años como nunca lo había hecho en su historia. La superficie afectada a la producción de cultivos anuales en Uruguay ha crecido continuamente desde el año 2002 debido a la intensificación en el área agrícola tradicional (litoral oeste) y expansión hacia nuevas zonas en el resto del país. Por un lado, mayormente se abandonó el sistema de rotación de cultivos y pasturas,

tradicional en el litoral oeste, y por otro lado se han incorporado nuevas zonas con potencial agrícola, tradicionalmente ganaderas. El primer proceso desplazó al sistema agrícola-ganadero e instituyó un sistema de agricultura continua, realizado en un 90% de la superficie sin laboreo. El segundo, sustituyó el sistema ganadero sobre campo natural, por el mismo sistema de cultivo y manejo del suelo que en el litoral. La encuesta de DIEA 2011/12 reportaba 1.105.816 ha de cultivos, de las cuales el 86% fueron soja, con 63% de ésta cómo soja de primera. Los registros de FUCREA de esa misma zafra revelan que de un total de 103.029 ha (9.3% del área país), un 75% fue soja (32% de primera y 43% de segunda). Estos mismos registros también revelan que sólo un 3% de la soja de primera se sembró sobre pasturas perennes, lo que establece claramente que la rotación tradicional cultivo pasturas había dejado de existir.

Si bien la intensificación agrícola fue responsable en parte de las mejoras en los resultados de los predios, ésta no ha sido acompañada en todos los casos de medidas tendientes a mantener la sostenibilidad ambiental de los sistemas, lo cual podría estar comprometiendo en el mediano y largo plazo la sostenibilidad económica y social de las empresas. El concepto de sostenibilidad abarca componentes económicos, sociales y ambientales. El énfasis en cada componente ha variado a lo largo de la historia de las empresas

agropecuarias. En el pasado cercano, sin dudas que primó la sostenibilidad económica de las empresas frente a la sostenibilidad ambiental. Sin embargo, en la actualidad, en la medida que los resultados económicos han mejorado es más sencillo para las empresas abordar la valoración ambiental. Ésta última incluye a nivel de predio la pérdida de suelo por erosión, pero también el mantenimiento de niveles saludables de carbono y nitrógeno orgánico (y otros nutrientes), estructura favorable al crecimiento de las raíces, y minimizar los efectos de manejo en aguas superficiales y subterráneas.

Uno de los aspectos ambientales más críticos en nuestro sistema de producción es la erosión hídrica del suelo que compromete seriamente la productividad de los sistemas y la calidad de las aguas superficiales. Esta problemática ha desencadenado reacciones en el sector agropecuario y la sociedad en su conjunto. A nivel estatal se empezaron a ejecutar acciones tendientes a cumplir la ley de suelos que está aprobada desde el año 1981 (ley 15.239) con sus dos reglamentaciones (No. 333/2004 y No. 4005/2008). Esta ley hasta el momento se había aplicado esporádicamente, a excepción de cuando había que solicitar un permiso de riego, en cuyo caso había que presentar planes de uso y manejo de suelo, o para la actividad forestal.

La investigación local ha demostrado las ventajas de los sistemas agrícola-ganaderos integrados cuando se evalúa su impacto sobre propiedades físico químicas del suelo, uso de agroquímicos, estabilidad económica y productiva y emisión de gases causantes del efecto invernadero. No obstante, un aspecto no menor y que no siempre está considerado cuando se analizan los resultados de ensayos de rotación locales, es que las pasturas

en los sistemas intensivos reales presentan alta variabilidad de producción de biomasa, asociada a factores climáticos, de manejo y agroecológicos, como ha sido demostrado por varios proyectos ejecutados por FUCREA.

En todas las etapas, una de las principales limitantes para acordar entre los distintos actores (técnicos, productores, dueños de la tierra) la necesidad de implementar cambios en los sistemas, o simplemente acordar la trayectoria de sustentabilidad de un sistema, es la falta de un grupo de indicadores reconocidos que puedan ser aplicados de forma sencilla a cualquier predio o unidad productiva. Al momento de desarrollar este proyecto, la única herramienta disponible a nivel local era el modelo EROSION 6.0 que permite estimar la erosión media de largo plazo. Si bien es un indicador importante, no es el único indicador a considerar para evaluar la trayectoria ambiental y su impacto en el resultado global de un sistema de producción. Claramente, el panorama agropecuario actual exige, además de aumentar la productividad y eficiencia de uso de recursos de los sistemas, hacerlo mejorando simultáneamente el ambiente y generando una cultura de uso responsable de los recursos naturales. Es decir, el sector agropecuario debe balancear los tres aspectos mencionados de la sostenibilidad, ofreciendo alternativas que permitan relajar la tensión entre las dimensiones económica y ambiental de la sostenibilidad de forma de generar un ambiente vivible. El abordaje de este desafío contribuirá a la generación de empresas agropecuarias competitivas y sostenibles. Para que esto sea posible es necesario brindarles a técnicos, productores y a la sociedad herramientas concretas que permitan evaluar sistemas de producción en términos ambientales y económicos en conjunto.

INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL PARA PREDIOS AGRÍCOLA-GANADEROS DE URUGUAY

2.1) Introducción

La sustentabilidad se define clásicamente como el uso de recursos de manera de preservar la productividad futura. Como tal, la sustentabilidad consta de múltiples dimensiones que abarcan aspectos socioeconómicos, productivos y ambientales. En este capítulo se describen indicadores de sustentabilidad ambiental que pueden ser usados para caracterizar el estado actual de unidades productivas de cultivos y pasturas y la dirección de cambio en base al manejo actual comparado con referencias explícitamente definidas.

Trabajos académicos y en el sector privado describen numerosas definiciones e implementaciones de indicadores de sustentabilidad ambiental. Estos indicadores tienen una relación estrecha con costos de producción que usualmente no están considerados por el mercado (también llamados externalidades). Estas externalidades representan impactos en la unidad de producción (*in situ*) o fuera de la unidad (*ex situ*) a los que no se les atribuye un valor monetario.

Los indicadores descritos en la literatura han convergido hacia una serie de indicadores de calidad de suelo, agua, biodiversidad y ambiente en general. Stöckle *et al.* (1994) propusieron el uso de nueve indicadores para caracterizar la sustentabilidad de sistemas de cultivo: productividad, calidad del suelo, agua y aire, eficiencia energética, hábitat para peces y fauna en general, calidad de vida y aceptación social. La calidad de suelo, agua y aire puede ser agrupada en otro indicador en relación a la aplicación de agroquímicos que considera la toxicidad y cantidad de productos aplicados (Viglizzo, 2011). La literatura presenta en este sentido numerosas variaciones ajustadas a los objetivos del proyecto bajo consideración.

Uno de los esfuerzos recientes más sistemáticos de síntesis de indicadores ambientales fue realizado por investigadores del Oak Ridge National Laboratory (ONRL) en los Estados Unidos (McBride *et al.*, 2011). Estos autores resumieron su trabajo en una lista concreta de

indicadores ambientales que son aplicables en sistemas de producción de cultivos bioenergéticos y agrícolas. Los indicadores fueron agrupados por categoría de la siguiente manera: calidad del suelo (cuatro indicadores), calidad y cantidad del agua (siete indicadores), emisiones de gas con efecto invernadero (dos indicadores), calidad del agua (cuatro indicadores), productividad (un indicador). Cada indicador puede ser definido y hay cierta flexibilidad para ajustar el indicador de acuerdo a las condiciones locales (por ejemplo, para considerar biodiversidad). Sin embargo, este trabajo no prescribe como desarrollar valores de referencia para algunos indicadores. Es justo aclarar que algunos valores de referencia pueden ser determinados legislativamente en relación a la conservación del ambiente y la salud humana.

Las críticas más comunes a los indicadores de sustentabilidad ambiental se refieren a la dificultad para combinar múltiples indicadores en un indicador único de salud ambiental, a la posibilidad de que haya información repetida, y a la vulnerabilidad inherente del indicador a las preferencias del consumidor (Roth *et al.*, 2001). Estas críticas no invalidan el concepto de indicadores, pero ponen atención sobre la necesidad de interpretar los indicadores en conjunto y en un contexto espacial y temporal válido. Por ejemplo, McBride *et al.* (2011) enfocó su trabajo a la síntesis de indicadores en relación a las externalidades de la producción de cultivos de bioenergía, y en ese contexto la erosión es considerada un proceso que contribuye sedimentos a los ríos y arroyos o que puede cambiar la calidad del aire (contribuye a las partículas en el aire), pero la tasa de erosión *in situ* no pertenece a la lista de indicadores presentada. Si la perspectiva es preservar la productividad del sistema, además de disminuir las externalidades, la tasa de erosión se convertiría en un indicador relevante.

En relación a la agricultura, el Servicio de Conservación de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA-NRCS) desarrolló un indicador de la evolución de la materia orgánica del suelo en distintos sistemas de uso de suelo llamado el Índice de Condición del Suelo (Soil Condition Index; USDA-NRCS, 2002). El valor del índice depende de la secuencia de cultivos y del laboreo. Uno de los aspectos valiosos de este trabajo es la caracterización del efecto del laboreo de cada implemento. Expertos de esa agencia estimaron

un valor numérico para cuantificar el grado de perturbación mecánica causada por el laboreo. Claramente, para los sistemas de Uruguay este índice tiene menos importancia dada la prevalencia de la agricultura sin laboreo.

Para superar las limitaciones de los sistemas de indicadores existentes y para compatibilizar los indicadores con la información que colecta o puede colectar FUCREA o cualquier usuario en el futuro, presentamos en este reporte una lista de indicadores que se adaptan a la base de datos de FUCREA, y su ajuste final luego de que los indicadores fueran estimados para las bases de datos disponibles y generadas en el marco del proyecto. La lista de indicadores esta descripta de forma resumida en el Cuadro 2.1. Estos indicadores pueden ser medidos o calculados en base a mediciones y comparados con valores de referencia que son localmente relevantes.

Los indicadores y los valores de referencia fueron desarrollados en base a mediciones, resultados de simulaciones de cultivos con el modelo "Cycles" (una evolución de C-Farm, Kemanian y Stöckle, 2010), y juicio experto. Algunos indicadores se calculan usando los registros de manejo del cultivo, rendimiento en grano, fertilización y concentración de nutrientes en la cosecha. Estos indicadores son pilares del sistema de indicadores.

Otros indicadores que serían más complejos requieren muestreo dedicado de suelo y los valores de referencia están sujetos a ajustes en función de mediciones. Ejemplos de este tipo de indicador son la materia orgánica del suelo y la densidad aparente. En este reporte, estos indicadores no son considerados obligatorios, pero los retenemos porque FUCREA podría decidir colectar esta información, o están disponibles para algunos productores particulares o futuras tecnologías podrían facilitar su colecta automática, lo que agregaría valor a esta base de datos.

En el conjunto de indicadores decidimos no incluir los cuatro indicadores de calidad de aire identificados por McBride et al (2011). En Uruguay el ozono, el monóxido de carbono y las partículas del aire no alcanzan niveles peligrosos para la salud en general. Es posible que durante la cosecha de cultivos de grano la materia particulada alcance localmente niveles de alerta, dependiendo de las condiciones del cultivo y ambientales. Dado el impacto limitado de estas variables, decidimos no incorporar estos indicadores.

Además, no hemos incluido indicadores del efecto del manejo del campo a nivel del paisaje o cuenca hídrica. La ciencia de los indicadores a nivel del paisaje está menos desarrollada que la de los indicadores basados en ciclos biogeoquímicos a nivel puntual (lote/unidad de manejo). Por otra parte, la consideración de efectos a nivel de cuenca requeriría simulaciones que están por fuera de los recursos disponibles en este proyecto. Por estas razones, y aunque este tipo de indicadores son relevantes para cuantificar la provisión de servicios del ecosistema agrícola, los hemos considerado fuera del perímetro de este proyecto. Claramente, este aspecto debería ser atendido en el futuro cercano.

2.2) Indicadores seleccionados en el proyecto

Luego de una amplia búsqueda bibliográfica y ponderando la información existente o colectada por FUCREA, los objetivos buscados por el proyecto y las posibilidades reales de conseguir la información faltante, seleccionamos 12 indicadores (Cuadro 2.1). Estos son estimables a partir de los datos disponibles o calculables a partir de muestreos a realizar a nivel de campo.

2.3) Forma de cálculo de los indicadores seleccionados

2.3.1- Productividad primaria total

Este indicador refleja la cantidad de biomasa "equivalente" producida por el sistema. Cada unidad de biomasa tiene un costo de biosíntesis asociado mayormente a la composición del tejido. Tejidos con más lípidos son más costosos metabólicamente que aquellos con azúcares simples o almidón. Este indicador representa casi exclusivamente la captura de recursos del sistema, pero no valora directamente el impacto en la calidad del suelo porque no separa el destino de la fotosíntesis primaria: valora de la misma manera a la unidad de glucosa que produce aceite y se remueve del sistema y a la unidad de glucosa que se deposita al suelo como residuo. Esas diferencias se consideran en el indicador 2, residuos que retornan al sistema.

Para calcular el indicador, a cada kg de biomasa se le asigna una composición y un coeficiente de conversión (CE, también reportado en la literatura como valor de producción). Por ejemplo 1 kg de azúcares primarios (glucosa) genera ~0,7 kg de

grano de trigo y 0,45 kg de grano de oleaginosa con 45% de aceite. Estos coeficientes se pueden calcular siguiendo procedimientos estándar (e.g. McDermitt y Loomis, 1981; Vertreg y de Vries, 1987) y se presentan en el cuadro 2.2.

También es necesario calcular la contribución de la biomasa subterránea. Para cultivos graníferos asignamos una masa equivalente a 1/3 de la masa de residuos aéreos. Asignamos valores estándar de índice de cosecha para Uruguay basados en

literatura y juicio experto (ver Kemanian et. al, 2007 y Cuadro 2.2). Para pasturas perennes, donde la información disponible es escasa y fragmentada, proponemos una relación empírica que establece que la biomasa subterránea es igual a la aérea cuando la última produce $5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Debajo de este umbral se favorece la producción subterránea y por encima del umbral la producción subterránea se acerca asintóticamente a $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y se mantiene debajo de la aérea. El procedimiento de cálculo es:

Cuadro 2.1. Indicadores de sustentabilidad. Cada indicador tiene un valor de referencia y un rango estimado de aceptabilidad.

Indicador	Descripción	Información necesarios
1- Productividad primaria total	Biomasa total producida y corregida por el contenido energético de la secuencia de cultivos.	Secuencia de cultivos, rendimiento en grano de cada cultivo, índice de cosecha, estimación de la biomasa si son cultivos de cobertura y/o pasturas y contenido energético de la biomasa.
2- Masa de residuos	Biomasa aérea y subterránea que deja cada cultivo de la secuencia.	Rendimiento en grano e índice de cosecha de cada cultivo granífero. Productividad de cultivos de cobertura, pasturas y silo; eficiencia de cosecha de la biomasa aérea producida.
3. Uso de agua	Transpiración por cultivo. Usa una referencia en relación a precipitación anual.	Productividad primaria del cultivo y promedio de eficiencia de uso de agua ($\text{g biomasa} / \text{kg agua transpirada}$)
4. Carbono orgánico del suelo	Carbono orgánico en el suelo en los 10 cm del horizonte A en relación a la referencia (80% de saturación).	Carbono orgánico del suelo medido a nivel de campo. Indicador usa el concepto de saturación de carbono de Hassink y Withmore (1997) y una interpretación de datos de Uruguay.
5. Entradas de carbono orgánico al suelo	Entradas de carbono orgánico basado en la entrada de residuos.	Indicador basado en literatura y juicio experto; definimos umbrales de ganancia, mantenimiento y pérdida de carbono orgánico
6. Densidad aparente	La relación entre un valor de referencia que depende de la clase textural y la densidad aparente del lote bajo consideración.	Textura del suelo. Este indicador usa la función de transferencia de Saxton y Rawls (2006) para calcular la densidad aparente de referencia. Requiere un protocolo de muestreo de suelo.
7. Balance de nitrógeno	Razón entre el nitrógeno cosechado y sus entradas via fertilizante, fijación biológica y deposición.	Tasa de fertilización y fijación de nitrógeno y nitrógeno en productos cosechados y removidos del lote.
8. Balance de fósforo	Relación entre el fósforo cosechado y las entradas de fósforo del fertilizante.	Tasa de fertilización y remoción de fósforo en la cosecha.
9. Balance de potasio	Relación entre el potasio cosechado y las entradas de potasio del fertilizante	Tasa de fertilización y remoción de potasio en la cosecha.
10. Balance de azufre	Relación entre el azufre cosechado y las entradas de azufre del fertilizante	Tasa de fertilización y remoción de azufre en la cosecha.
11. Erosión	Erosión promedio del sistema basado en RUSLE	Longitud y magnitud de la pendiente, <i>erosividad</i> del suelo, erodabilidad de las lluvias, factor de manejo y secuencia de cultivos
12. Índice de agroquímicos	Agroquímicos usados por lote anualmente en unidades de toxicidad para abejas y mamíferos	Agroquímicos usados y tasa de aplicación

$$TBc = (TB - GB) / CE_s + GB/CE_g \quad [1.1]$$

$$TB = GB/HI + RB \quad [1.2]$$

$$RB = 0.3 * GB * (1/HI-1) \text{ para cultivos graníferos} \quad [1.3a]$$

$$RB = 10 * (TB - GB) / (5 + (TB - GB)) \text{ para pasturas} \quad [1.3b]$$

dónde:

TBc = biomasa total corregida por costo de biosíntesis (kg ha⁻¹ materia seca)

TB = biomasa total como se mide en balanza (kg ha⁻¹ materia seca)

GB = rendimiento en grano (kg ha⁻¹ materia seca)

RB = biomasa subterránea (kg ha⁻¹ materia seca)

HI = índice de cosecha (kg grano kg biomasa aérea⁻¹)

CE_s = coeficiente de costo de biosíntesis de residuos aéreos y subterráneos (kg residuo kg glucosa⁻¹)

CE_g = coeficiente de costo de biosíntesis de grano (kg grano kg glucosa⁻¹)

El valor de referencia propuesto para este indicador es **24 Mg ha⁻¹**, el valor máximo estimado por un predio dentro del grupo de predios utilizados en el proyecto (ver capítulo 3). Dado que este indicador será utilizado como referencia para la comparación entre distintos sistemas de producción y rubros, y su valor no refleja problemas de sustentabilidad *per se*, no seleccionamos un valor de referencia crítico debajo del cual se comprometería la sustentabilidad del sistema, sino que comparamos con el máximo alcanzado hasta el momento, como estrategia de mejora continua.

2.3.2- Masa de residuos

Esta es la masa real de residuos que deja el cultivo o la pastura y que es calculada en el indicador anterior (ecuaciones 1.2 y 1.3).

El valor de referencia utilizado es un valor absoluto con un valor de **7 Mg ha⁻¹ biomasa**. El valor

absoluto adquiere valor en forma acumulada y puede ser usado para cálculos de balance de masa. Si bien este valor puede ser variable entre años y condiciones ambientales, diversos trabajos muestran que esos niveles de residuos aseguran cobertura total del suelo y, por tanto, este indicador sirve como una estimación indirecta de la capacidad del sistema de cultivos de proteger al suelo del efecto de la erosión (Broder y Wagner 1988; Berg y McClaugherty 2007; Liori y Sapiza 2015).

2.3.3- Uso de agua

Este indicador está basado en el uso esperado de agua en relación a la precipitación (PP, mm). Cuando el uso de agua es menor al esperado habría mayores posibilidades de pérdida de nutrientes por lavado, pérdidas gaseosas de nitrógeno, de erosión y posiblemente de desregulación del ciclo hidrológico, o específicamente que las crecidas de arroyos y ríos luego de las tormentas pueden acentuarse debido al aumento de la escorrentía. Para desarrollar las fórmulas de cálculo usamos salidas del modelo de simulación Cycles. El modelo fue corrido con un sistema de doble cultivo sin limitaciones de nitrógeno. La frontera superior de la relación entre uso del agua (WU, mm) y precipitaciones se ajustó a una relación lineal que se toma como referencia y define como uso del agua esperado (WU_{exp}, mm). Por lo tanto, el valor de referencia varía en función de las precipitaciones:

$$WU_{exp} = 350 + 0,055 * PP \quad [1.4]$$

450 mm < PP < 1500 mm

El indicador es calculado como el desvío en relación al valor esperado (ecuación 4), donde el valor esperado es en realidad la frontera de la relación y raramente es alcanzado:

$$WU_{in} = WU - WU_{exp} \quad [1.5]$$

$$WU = TB / WUE \quad [1.6]$$

dónde WU_{in} = es el desvío entre el agua potencialmente transpirada (WU_{exp}) y la transpirada (WU), TB es la biomasa total acumulada (ver ecuación 1.2), y WUE es la eficiencia de uso del agua (g biomasa / kg agua transpirada) para el cultivo o pastura utilizada. Si se expresa en forma positiva, WU_{in} representaría la brecha de uso de agua.

Cuadro 2.2. Índice de cosecha, eficiencia de uso de agua promedio y coeficiente de costo de biosíntesis de la biomasa en Uruguay en los cultivos considerados en este reporte. El índice de cosecha depende del cultivar y estrés en distintos estadios del cultivo. La eficiencia de uso de agua es promedio durante la estación de crecimiento e incluye biomasa subterránea. La eficiencia de uso de agua disminuye al final de la primavera cuando el déficit de presión de vapor se eleva debido al incremento de la temperatura. Por la misma razón el valor disminuye en regiones áridas. El costo de biosíntesis depende de la composición final del tejido y de la fuente de nitrógeno. Por estas razones los valores en esta tabla son aproximados.

Cultivo	Índice de cosecha	Eficiencia de Uso de Agua	Costo de biosíntesis	
			Grano	Residuo
	kg grano / kg biomasa	g biomasa / kg agua	kg biomasa / kg glucosa	
Trigo	0,42	7,0	0,71	0,74
Cebada	0,44	7,0	0,71	0,74
Maíz	0,55	6,5	0,71	0,74
Sorgo	0,55	6,5	0,71	0,74
Girasol	0,40	5,0	0,45	0,74
Soja	0,40	4,5	0,50	0,70
Gramínea perenne	-	7,0		0,74
Leguminosa perenne	-	4,5		0,60

2.3.4- Entradas de carbono orgánico al suelo

Este indicador es un complemento del estimador "Masa de residuos". Se obtiene multiplicando la masa de residuos que permanece en el suelo por la concentración de carbono. La concentración es aproximadamente 0,45 g C / kg biomasa, con escasa variación entre años y cultivos.

Como referencia de asumió un valor de 4 **Mg C ha⁻¹**. Este es un valor tentativo, dado que textura y cantidad de carbono en el suelo afectan el balance. Sin embargo, debido a que suelos con textura más limosa o arcillosa tiene más carbono orgánico (C_s) que suelos arenosos, pero la descomposición de materia orgánica en suelos arenosos puede ser más rápida debido a la menor protección física, el valor crítico para una localidad tiende a depender más de la combinación de temperatura y humedad que de la textura. Si bien hay otros métodos posibles de utilizar, en todos los casos requieren mediciones de carbono orgánico en cada sitio de evaluación. Además, recientemente Mazzilli *et al.*, (2014) mostraron que en las condiciones de Uruguay el ciclado de la materia orgánica del suelo es cultivo-dependiente, lo que dificulta el desarrollo de un indicador sencillo y fijo. Esta es un área del conocimiento que está progresando rápidamente, pero mientras este avance no indique una forma

clara de valorar todos los aspectos implicados en el ciclo de carbono, es más sencillo y seguro usar este indicador simple.

2.3.5- Carbono orgánico del suelo

Este es un indicador tentativo basado en el concepto de saturación de carbono de Hassink y Whitmore (1997) y en la concentración de carbono orgánico en suelos medida en suelos de Uruguay (93 muestras de horizontes A, rango de arcilla 7.5 a 51%). Este indicador sólo puede ser estimado en sitios donde se haya colectado recientemente la información o de lo contrario la información debe ser medida a nivel de campo, por lo que este indicador en esta etapa es considerado no obligatorio.

El valor de referencia del indicador debe construirse y para esto es necesario tener evaluaciones del contenido de arcilla (%) del horizonte:

$$\%C_{ref} = 2.1 \cdot (21,1 + 0,375 \cdot \text{arcilla}) - 40 \quad [1.7]$$

dónde

%C_{ref} = es el valor de concentración de C en el horizonte en estudio con el cual el suelo está

saturado de C, es decir que se acerca al valor máximo de concentración posible. La ecuación entre paréntesis es la original de Hassink and Whitmore (1997), modificada para reflejar los contenidos relativamente altos de carbono orgánico de los suelos del Uruguay, posiblemente debido al limo y al tipo de arcilla presente.

La materia orgánica medida a campo debe compararse con el indicador e interpretarse, tentativamente, de esta manera:

Condición favorable: carbono orgánico (g/kg) > 0,8 x %Cref

Condición neutral: 0,6 x %Cref > carbono orgánico (g/kg) > 0,8 x %Cref

Condición negativa: 0,6 x %Cref < carbono orgánico (g/kg)

2.3.6- Densidad aparente

Proponemos un indicador basado en la comparación entre la densidad aparente esperada en base a textura del suelo calculada por Saxton y Rawls (2006), y una adaptación a suelos del Uruguay con los mismos suelos usados para el indicador de materia orgánica. Es una medida de compactación del suelo y solo funcionaria en los primeros 10 cm de suelo y en suelos sin fragmentos de rocas. Al igual que el indicador anterior, solo es posible de calcular si el predio en evaluación tiene las medidas realizadas previamente o si se realiza el muestreo de las mismas a campo, por lo que entra dentro del grupo de indicadores no obligatorio del proyecto.

El valor de referencia debe ser calculado para cada suelo con las siguientes ecuaciones:

$$D_{APref} = 2,65 \times (1 - Vol) \quad [1.8]$$

$$Vol = 0,332 - 0,0007251 * arena + \frac{\text{Log(arcilla)}}{\text{Log}(10)} * 0,1276 \quad [1.9]$$

dónde:

D_{APref} = es la densidad aparente de referencia para el suelo en análisis

Vol = es la porosidad del suelo en m³/m³.

La densidad aparente (D_{AP}) medida a campo debe compararse con el indicador e interpretarse, tentativamente, de esta manera:

Condición favorable: $D_{AP} < 0,95 \times D_{APref}$

Condición neutral: $1,05 \times D_{APref} > D_{AP} > 0,95 \times D_{APref}$

Condición negativa: densidad aparente > $1,05 \times D_{APref}$

2.3.7- Balance (aparente) de nitrógeno

Este indicador es la razón entre las entradas de nitrógeno (fertilizante, deposición atmosférica y fijación biológica) y la salida de nitrógeno en productos cosechados. Para los cultivos que no fijan nitrógeno la estimación es sencilla, ya que se asumen concentraciones de N en grano (Cuadro 2.3) para cada cultivo cosechado como salida y las entradas vía fertilización son conocidas.

$$rN = \text{Ingreso N} / \text{Salida de N}$$

Para el caso de cultivos y/o pasturas leguminosas, se asume que por cada tonelada métrica de biomasa producida se fijan 25 kg N. Esto se basa en un nivel de suficiencia nutricional basada en la curva de dilución de nitrógeno de una planta C₃. Para una producción de biomasa área de 10 Mg ha⁻¹, la concentración máxima de N es aproximadamente 26 g N kg biomasa⁻¹, con lo cual asumir 25 g kg⁻¹ sería razonable. Esto implica que un cultivo de Soja que produce 10 Mg ha⁻¹ de biomasa aérea y rinde 4 Mg ha⁻¹ de grano con 6% de nitrógeno tiene un balance de nitrógeno favorable en 10 kg N ha⁻¹, o casi neutral, porque los residuos vuelven al suelo.

La referencia asumida es de **1,3** es decir que este 1,3 refleja 30% de nitrógeno erosionado o lixiviado o perdido por volatilización y denitrificación (y otras pérdidas menores de óxido nítrico y óxido nitroso). En promedio, un cultivo manejado ajustadamente pierde 30% del nitrógeno en esas formas según los resultados obtenidos con el modelo Cycles. Estimamos que sería muy difícil estar por debajo de este indicador en condiciones de suelo en que el nitrógeno orgánico está en régimen permanente (estable).

El análisis de los datos debe hacerse siguiendo los siguientes criterios:

Condición favorable: $rN \sim 1,0 - 1,3$

Condición de pérdida al ambiente: $rN > 1,3$

Condición de posible degradación: $rN < 1$

Cuadro 2.3. Macronutrientes extraídos en kg por Mg de material cosechado. Datos tomados de IPNI (International Plant Nutrition Institute) y de bases de datos de los autores.

Cultivo	P ₂ O ₅	N	K ₂ O	S
kg Mg ⁻¹ grano o forraje				
Trigo	9,2	21,0	4,8	2,0
Cebada	6,9	15,0	6,0	2,0
Avena	6,9	15,0	6,0	2,0
Cobertura	0,0	0,0	0,0	0,0
Canola	25,2	38,0	33,6	7,0
Maíz_1	6,9	15,0	4,8	1,0
Maíz_2	6,9	15,0	4,8	1,0
Sorgo_1	9,2	20,0	4,8	2,0
Sorgo_2	9,2	20,0	4,8	2,0
Soja_1	13,7	55,0	22,8	3,0
Soja_2	13,7	55,0	22,8	3,0
Girasol_1	25,2	38,0	33,6	7,0
Girasol_2	25,2	38,0	33,6	7,0
Leguminosa	2,5	27,0	21,0	3,5
Gramínea	3,0	25,0	26,0	2,5

2.3.8- Balance de Fósforo

Para este nutriente no se utiliza la razón, sino que simplemente se toma en cuenta la diferencia entre entradas y salidas de P. La entrada al sistema es de fertilizante y la salida en erosión y cosecha (asumimos pérdidas menores de fósforo en solución por lixiviación o escorrentía). No obstante, sólo consideraremos salidas por cosecha.

Para decidir si el sistema va a en la dirección correcta, se debe definir un nivel de P-Bray N°1 en el suelo buscado (Pr). Sugerimos un valor de 14 ppm, el nivel crítico por encima del cual la mayor parte de los cultivos no responden con mayor rendimiento.

Las condiciones favorables serían:

- 1) Balance de P positivo mientras el Pr < 14 (o el valor definido previamente)
- 2) Balance de P negativo mientras el Pr > 14 (o el valor definido previamente).

Cualquier otra condición es negativa por acumulación o deterioro del nivel de P del suelo.

2.3.9- Balance de Potasio

Para este nutriente se asume la misma forma de cálculo que para fósforo, pero usando K₂O. Se sugiere utilizar como valor de referencia o Kr = 0,45 meq/100 g.

Las condiciones favorables serían:

- 1) Balance de K positivo mientras el Pr < 0,45 (o el valor definido previamente)
- 2) Balance de K negativo mientras el Pr > 0,45 (o el valor definido previamente)

2.3.10- Balance de Azufre

La razón de entrada y salida de azufre en productos cosechados, donde la entrada es de fertilizante y la salida en erosión y cosecha (asumimos pérdidas menores en solución por lixiviación o escorrentía). El ciclo del azufre es similar al del nitrógeno dado que ambos forman parte mayormente de compuestos proteicos en el tejido vegetal. Pérdidas de nitrógeno del sistema pueden indicar pérdidas paralelas de azufre.

La referencia asumida es de $rS = 1,0$. Dónde:

Condición favorable: $rS \sim 0,95 - 1,05$

Condición de pérdida: $rS > 1,05$

Condición de posible degradación: $rS < 0,95$

2.3.11- Erosión

Usamos la ecuación universal de pérdida de suelos (Wishmeier y Smith, 1960) modificada para las condiciones de Uruguay por García-Prechác y Clérico (1996). El desarrollo y justificación del indicador están ampliamente documentado y se agrega a este sistema de indicadores sin modificaciones. La referencia varía por tipo de suelo, pero típicamente es $7 \text{ Mg suelo ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

2.3.12- Índice de uso de agroquímicos

Si bien en los últimos años se han publicado o presentado numerosos indicadores de toxicología, en esta primera instancia y teniendo en consideración las implicancias y controversias que generan este tipo de indicadores, se optó por el uso de un indicador simple de calcular que se obtiene de la suma de las dosis letales de los herbicidas, fungicidas e insecticidas aplicados a los cultivos. Esta aproximación es actualmente utilizada es un sistema propuesto por la Universidad de Buenos Aires (<http://malezas.agro.uba.ar/ripest/>) (Ferraro *et al.* 2003). A cada producto utilizado se le asigna una dosis oral letal para 50% de las ratas (mamíferos) o una dosis de contacto letal para que mata el 50% de las abejas (insectos) en experimentos de exposición al ingrediente activo (LD50). Se expresa en mg de ingrediente activo por kg de peso vivo para mamíferos y en μg de ingrediente activo por abeja en el caso de insectos. El índice es la suma anual de la aplicación de agroquímicos en unidades de toxicidad para mamíferos (UTm) e insectos (UTins). Las dosis letales se obtienen de la siguiente página web <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/index.htm>. La ventaja de este indicador es la simplicidad del cálculo. La desventaja es que no mide efectos acumulados, retención diferencial de distintos suelos y podría subestimar daños no letales. Por su parte, si bien se han propuesto valores de referencia, dada la importancia del tema, por el momento se ha optado por usar los valores que arroja el indicador para comparar sistemas de producción. Si bien es claro que valores elevados representan daño, de ninguna manera implicamos que valores inferiores

garanticen efectos inocuos o daños aceptables: es simplemente un valor de referencia.

2.4) Consideraciones Finales

Los indicadores presentados en este reporte proveen una manera objetiva y repetible de caracterizar unidades de producción en relación al uso de recursos y a la sustentabilidad de largo plazo. También proveen una indicación del posible impacto fuera de la unidad de manejo considerado a través de la pérdida de nutrientes y agroquímicos, pero este aspecto no ha sido desarrollado en este trabajo. En parte, un análisis de esa naturaleza requeriría considerar explícitamente la ubicación de cada lote en relación al curso de agua, y también modelar la hidrología para representar la escorrentía y el movimiento de agua subsuperficial que alimenta los cursos de agua. No obstante, estos indicadores son un paso fundamental hacia la descripción y caracterización de los sistemas agrícola ganaderos del Uruguay.

SITUACIÓN DE PREDIOS DE PRODUCTORES CREA EN RELACION A LOS INDICADORES Y PUNTOS DE REFERENCIA SELECCIONADOS

3.1) Introducción

En el capítulo anterior se detallaron los indicadores de trayectoria ambiental seleccionados y sus respectivos valores de referencia. En este capítulo se presentan los resultados de los indicadores en un total de 30 predios piloto de productores CREA evaluados durante el periodo 2011/2014. A partir del año 2015, el cálculo de los indicadores es posible realizarlo utilizando un sistema de evaluación desarrollado por FUCREA que permiten a los productores y asesores evaluar sus sistemas productivos (ver web FUCREA, www.fucrea.org).

3.2) Estrategia de trabajo e indicadores utilizados.

En el cuadro 3.1 se resumen los indicadores utilizados en esta etapa, una breve descripción y su valor de referencia. Los indicadores que necesitan evaluaciones a campo para su estimación no estuvieron disponibles para la mayoría de los predios, por lo que no se consideran en esta etapa.

Por otra parte, sólo se presentan los indicadores considerando la fase agrícola de los predios. En cada unidad de manejo se relevaron las secuencias de cultivo del periodo 2011-2014, el manejo de los cultivos (fertilización, manejo de plagas y malezas,

fecha de siembra, materiales utilizados, entre otros manejos), los rendimientos asociados y su ubicación geográfica. Esto permitió generar una base de datos sobre sistemas agrícolas y su manejo asociada al mapa de grupo de suelos CONEAT.

Cuadro 3.1. Resumen general de indicadores utilizados en esta etapa del trabajo.

Indicador	¿Qué me dice?	¿Para qué sirve?	Referencia
Productividad	Cuanta energía solar captura el sistema	Comparar sistemas de producción	24 Mg ha ⁻¹ de glucosa equivalente
Residuos	Medida de la cobertura de rastrojos del sistema	Conocer el riesgo potencial de erosión e insumo para EROSION 6.0	7 Mg ha ⁻¹ biomasa total (incluye raíces)
Ingreso C	Estimación indirecta del balance de materia orgánica	Saber si potencialmente estoy ganando o perdiendo MO	4 Mg carbono ha ⁻¹ (incluye raíces)
Eficiencia de Uso del Agua	Agua utilizada por el sistema en relación al agua potencialmente utilizable	A menor uso de agua, mayor cantidad sale del sistema	Diferencia entre uso de agua potencial y actual
N Relativo			1,3 en la relación entre N agregado/N extraído
Balance P			Balance de P positivo mientras el Pr < 14 (o el valor definido previamente)
			Balance de P negativo mientras el Pr > 14 (o el valor definido previamente).
Balance K	Si estamos aplicando más o menos nutriente del que extraemos	Conocer si la estrategia de fertilización es adecuada en relación a los análisis de suelo	Balance de K positivo mientras el Pr < 0,45 (o el valor definido previamente)
			Balance de K negativo mientras el Pr > 0,45 (o el valor definido previamente)
Balance S			Se evalúa la relación (rS) entre agregado y exportado.
			Condición favorable: rS ~ 0,95 – 1,05
			Condición de pérdida: rS > 1,05
			Condición de posible degradación: rS < 0,95
Unidades toxicológicas Mamíferos	Cantidad de agroquímicos aplicados al sistema en una medida unificada	Evaluar la carga de agroquímicos y las estrategias de protección vegetal	24 mg kg ⁻¹
Unidades toxicológica Abejas			20.000 mg abeja ⁻¹

3.3) Resultados

3.3.1- Características de los sistemas evaluados.

Los resultados corresponden a un total de 30 predios pertenecientes a FUCREA y participantes en el proyecto, los cuales están mayormente distribuidos en el litoral oeste del país (Figura 3.1). En esta primera etapa, sólo se tuvo en cuenta el tiempo en que cada unidad productiva estuvo bajo agricultura en el periodo 2011/2014. Una unidad productiva o de manejo (lote, chacra) es un área definida dentro del predio en la cual se aplican las mismas medidas de manejo y se corresponde con un polígono presentado a los planes de uso y manejo de suelos. En total se evaluaron 485 unidades productivas pertenecientes a los 30 predios, que ocupan un área media anual de 18.596 ha. El área media por predio es de 616 ha

con un mínimo de 115 ha y un máximo de 4.163 ha, mientras que el área media de las unidades de manejo (chacras/lotes) estudiadas es de 38 ha, con un mínimo de 3 ha y un máximo de 290 ha, lo que muestra en ambos casos la variabilidad existente tanto entre predios como entre unidades de manejo.

La unidad principal de análisis en este trabajo es la unidad de manejo, por lo que su tamaño define las posibilidades de manejo diferencial. En este caso, el 80% de las unidades de manejo tienen un área menor o igual a las 60 ha (Figura 3.2), lo que muestra que, si bien hay unidades de grandes extensiones, en general estamos frente a un grupo de productores que mayormente manejan unidades de tamaño razonable y, por tanto, con mayores posibilidades de un manejo más preciso en función del recurso suelo.

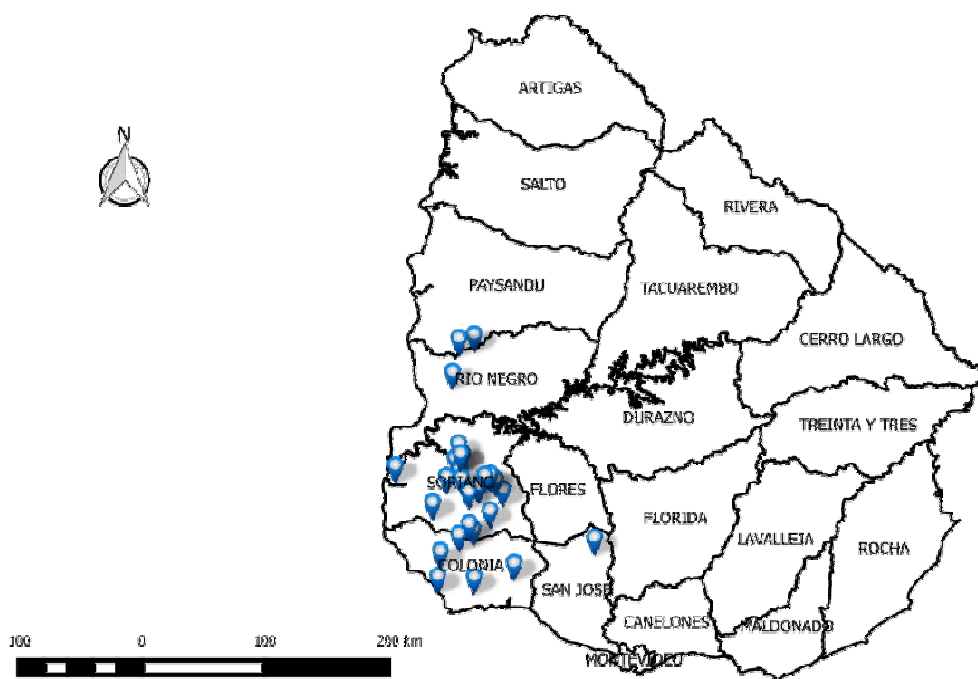


Figura 3.1. Ubicación de los predios monitoreados durante el proyecto.

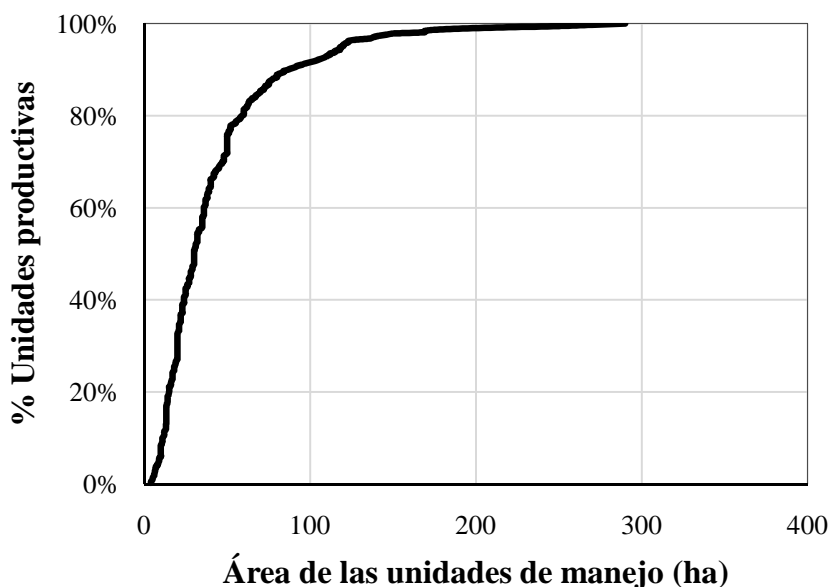


Figura 3.2. Distribución de los tamaños de las unidades de manejo.

Para el conjunto de predios analizados en el periodo de trabajo (2011-2014), el área de soja (Soja 1 + Soja 2) representó la mayor parte del área, con un 50% (Figura 3.3). En contraparte, el área de cultivos gramíneas de verano fue sólo un 11% del total y un 18% del área de cultivos de verano, valor que, si bien sigue siendo bajo, es superior a la media país para el periodo analizado (DIEA 2014). Para el promedio del periodo, el área dedicada a cultivos de cobertura de invierno

fue solo de un 7%, pero registró una evolución creciente desde un 4% al inicio del periodo hasta alcanzar un 20% al final, lo cual seguramente estuvo impulsado por la implementación de los planes de uso y manejo de suelo a partir del año 2013. Sin considerar los cultivos de cobertura, la intensidad de cultivos media fue de 1,5 cultivos año⁻¹, algo mayor a lo que se puede estimar utilizando la información de DIEA para el mismo periodo ($\approx 1,3$ cultivos año⁻¹).

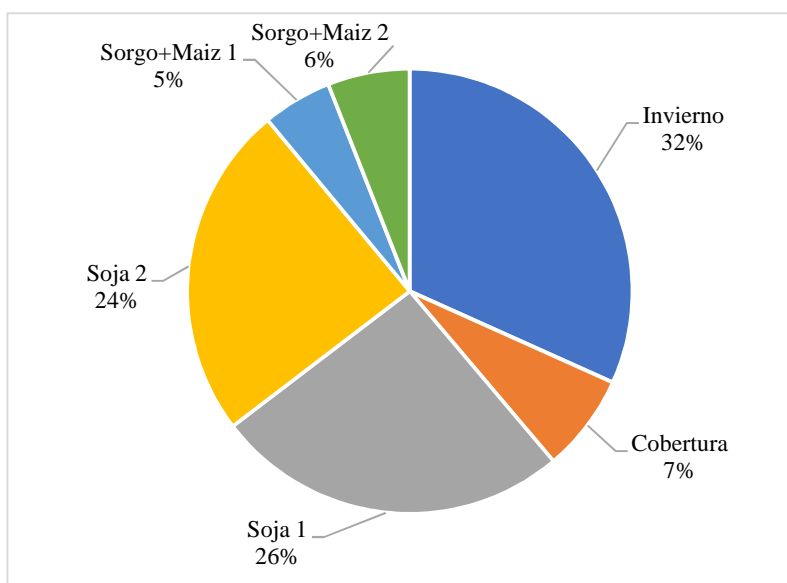


Figura 3.3. Distribución de cultivos para el periodo 2011-2014 promedio de todos los predios participantes.

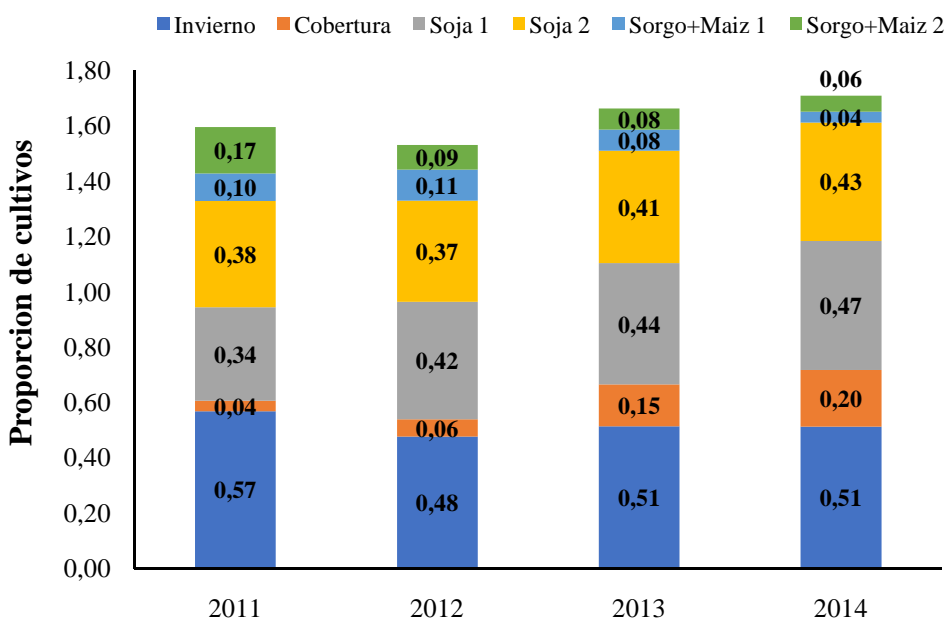


Figura 3.4. Distribución de cultivos para los predios participantes según año.

Cuando se analizan los cambios en las proporciones de cultivos se observa un incremento sostenido del área dedicada a los cultivos de soja de primera y una disminución en el área dedicada a gramíneas de verano, tanto de primera como de segunda (Figura 3.4).

A pesar de que todos los predios evaluados son de productores CREA, la variabilidad en el uso del suelo fue muy importante. Se destaca también la amplia dispersión existente en la proporción de cultivos de cobertura, en la que se observan predios que no incluyen esta práctica de cultivo y

Cuadro 3.2. Proporción de cultivos para el periodo 2011-2014 para cada uno de los predios.

Establecimiento	Sup. (ha)	Cultivos Anuales para Grano														Intensidad cultivos
		Invierno							Verano							
		Trigo	Cebada	Avena	Canola	BQ	Cobertura	Soja_1	Soja_2	Maíz_1	Maíz_2	Sorgo_1	Sorgo_2	Sudan	Sem. BQ	
1	522	0,3	0,2	0,1	0,0	0,3	0,0	0,2	0,3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1,3
2	346	0,3	0,2	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	1,5
3	136	0,4	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	1,4
4	288	0,4	0,1	0,0	0,0	0,4	0,1	0,4	0,4	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5
5	310	0,4	0,2	0,0	0,0	0,4	0,0	0,3	0,3	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	1,4
6	304	0,3	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,4	0,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1,2
7	214	0,3	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,7	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3
8	289	0,4	0,3	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	0,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6
9	306	0,1	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	0,5	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,9
10	201	0,3	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,4	0,3	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	1,4
11	1205	0,2	0,3	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4
12	115	0,3	0,1	0,0	0,0	0,5	0,0	0,5	0,3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5
13	407	0,3	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	1,2
14	621	0,3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2
15	793	0,4	0,2	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3	0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5
16	310	0,3	0,0	0,0	0,0	0,2	0,3	0,5	0,2	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	1,1
17	278	0,5	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5
18	590	0,4	0,3	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1,6
19	1185	0,5	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,5	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6
20	377	0,3	0,1	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5	0,3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1,3
21	1487	0,2	0,1	0,0	0,0	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
22	432	0,2	0,4	0,0	0,0	0,3	0,1	0,4	0,2	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,0	1,6
23	4163	0,4	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2
24	537	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,4	0,4	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	1,5
25	239	0,3	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,3	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3
26	704	0,2	0,1	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5	0,2	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	1,2
27	480	0,3	0,1	0,0	0,0	0,5	0,1	0,5	0,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1,3
28	402	0,4	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	0,3	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4
29	987	0,2	0,2	0,0	0,0	0,4	0,2	0,4	0,3	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	1,4
30	466	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,3	0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4
Max	4163	0,5	0,4	0,2	0,1	0,6	0,3	0,7	0,7	0,3	0,2	0,1	0,3	0,0	0,1	1,6
Min	115	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
Promedio	623	0,3	0,1	0,0	0,0	0,3	0,1	0,3	0,4	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1,4

en algunas situaciones alcanza el 50% del área física. Respecto al área de cultivos de invierno, ocurre también una importante variabilidad, que va de predios que en el periodo asignaron un 50% del área a este tipo de cultivos a predios que solo asignaron un 10%, lo que determina intensidades de cultivos (número cultivos año-1) contrastantes (Cuadro 3.2).

Otro de los factores que generan variabilidad en los indicadores de sustentabilidad son los rendimientos alcanzados para cada uno de los cultivos de la secuencia ya que su participación porcentual como su aporte en biomasa (estimada a partir del rendimiento) son relevantes y determinantes del resultado de cada indicador (ver capítulo anterior).

Cuadro 3.3. Rendimiento medio (0% humedad) por cultivo para el periodo 2011-2014 para cada uno de los predios.

Establecimiento	Rendimiento (0% humedad)							
	Trigo	Cebada	Soja_1	Soja_2	Maíz_1	Maíz_2	Sorgo_1	Sorgo_2
1	3471	2914	2752	2490	3630	4401	5732	3804
2	4247	4402	3303	2445				4512
3	4400	2761	2609	2261				4851
4	3584	2312	2805	2213	5338	5304		3825
5	3069	2903	2324	2119	3041	4480		3742
6	3031	1194	2783	2367	4863			4331
7	2081		2654	2138				
8	3756	2309	2565	2323	3778			
9	3681	4175	2735	1904			4866	
10	5057		2928	2295		3929		3630
11	3019	2588	1921	1864	4687			3094
12	3088	3405	3431	998		5394		
13	3547	2983	2364	2255		6800		3506
14	3552	3248	3362	2700	6408	6412		
15	3887	2929	2831	1958	3954		4237	
16	3548		2913	2424			4650	4068
17	4695	2565	3356	2437				4311
18	3320	3176	3007	1999	3846	5500	4042	3763
19	3306	3252	2447	1756	4115	3600	3836	4161
20	3819	4942	2723	2097	5871			4365
21	2728	2362	3253	2948	6491	5118	3982	4382
22	3224	3387	2608	2671		3004		4168
23	3435	2087	2501	2503	4114	4016		
24	3857		2875	2381	4516		3608	3175
25	3565		3167	2932	3934		4528	
26	4380	4148	2708	2896	4676	4408	3293	
27	3704	3591	2504	2933			5787	4334
28	3680	2639	3164	1915	5321			
29	3926	4637	3147	1994	5313	4333	5570	4471
30	2891	2095	3477	2369	4312			
Max	5057	4942	3477	2948	6491	6800	5787	4851
Min	2081	1194	1921	998	3041	3004	3293	3094
Promedio	3585	3080	2841	2286	4642	4764	4511	4026

3.3.2- Resultados generales indicadores.

La variabilidad encontrada para cada uno de los indicadores de sustentabilidad, muestra las posibilidades que existen de generar resultados diferentes y que en muchos casos hay predios por encima de los valores de referencia (Cuadro 3.4). Esto es importante tenerlo en cuenta ya que a pesar

de que cuando se analiza la agricultura de forma macro pareciera que todo el rubro es homogéneo, la realidad de los productores evaluados varia y ofrece caminos de mejora en todos los indicadores. Una primera fase de mejora en la sustentabilidad global del sector podría lograrse estimulando el uso de tecnologías y sistemas que ya existen en el sector.

Cuadro 3.4. Valores medios de los indicadores de sustentabilidad y su variabilidad.

Indicador	Unidad	Media	Min	Max	Referencia
Productividad	Mg glucosa ha ⁻¹	20,0	15,7	24,8	24
Residuos	Mg ha ⁻¹	8,6	6,3	11,1	7
Ingreso C	Mg C ha ⁻¹	3,9	2,8	5,4	4
EUA	mm	-183	-237,5	-112	0
N Relativo	-	1,51	0,9	1,5	1,3
Balance P	kg ha ⁻¹	33	-36	199	0
Balance K	kg ha ⁻¹	-103	-199	117	0
Balance S	kg ha ⁻¹	-18	-36	13	0
UT MAM	mg kg ⁻¹	11	4	27	24
UT Abj	mg abeja ⁻¹	6204	179	15202	20.000

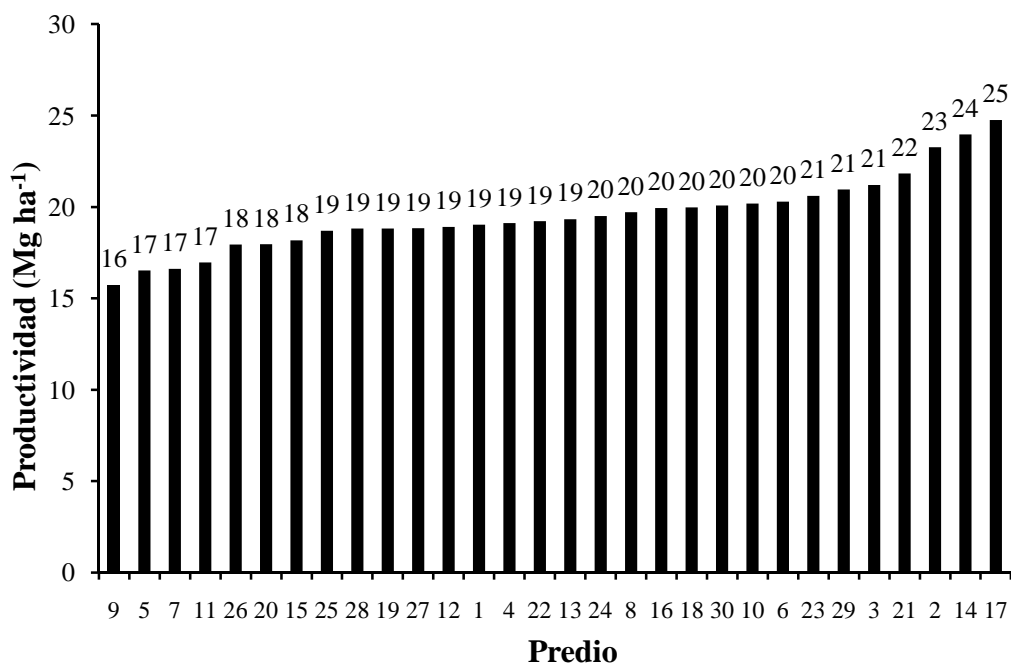


Figura 3.5. Productividad para cada uno de los predios evaluados.

3.3.3- Productividad

Como fue comentado en el capítulo anterior, este indicador se pretende reflejar la cantidad de biomasa “equivalente” producida por el sistema. La variabilidad existente entre predios fue muy importante, siendo el predio de menor productividad un 40% menos productivo que el de mayor productividad (Figura 3.5). Para este indicador es importante tener en cuenta que cultivos como soja, de alta energía en grano, aportan por unidad de producción más que los cereales, por lo que predios con alta participación de soja y altos rendimientos tienden a ser los de mayor valor de en este indicador.

3.3.4- Masa de residuos y entrada de carbono al sistema

Estos indicadores se presentan en conjunto (masa de residuos e ingreso de C al sistema) ya que se obtienen de los mismos pasos de cálculo, pero sus implicancias respecto a la sustentabilidad son diferentes. La **masa de residuos** es un indicador de la biomasa que ingresa al sistema y por tanto de la cobertura potencial del suelo. Este indicador sirve como una estimación indirecta de la capacidad del sistema de cultivos de proteger al suelo del efecto de la erosión. Por su parte, las **entradas de carbono** indican la capacidad del sistema de mantener los niveles de carbono orgánico de suelo (C_s).

Los resultados indican que la mayor parte de los predios, durante la fase agrícola logran niveles aceptables de cobertura de suelo, el único predio que no alcanzan esos niveles de cobertura tiene una muy baja intensidad de cultivos y rendimientos medios bajos, claramente un sistema con problemas. Por su parte el predio que está al límite, si bien tiene una intensidad mayor de cultivos ($1,4 \text{ cultivos ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), sus rendimientos medios son bajos y no incorpora en el periodo cultivos de cobertura (Ver Cuadros 3.3 y 3.4).

Por el contrario, sólo un tercio de los predios estarían alcanzado ingresos de carbono (C) suficientes para mantener los niveles de C_s , lo que indica que los sistemas están perdiendo C_s o se están estabilizando a un menor nivel que el original, lo que en el mediano plazo redundara en menor productividad en el sitio. Los predios con mayores ingresos o al menos con valores por encima de la referencia se caracterizan por una alta intensidad de cultivos (mayor a $1,3 \text{ cultivos ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), la existencia de cultivos de cobertura y rendimientos medios mayores a la media. Con esta información no podemos detectar cual es el orden causal de estos resultados, pero creemos que los sistemas más intensos en el uso del suelo han mantenido mejor las características del mismo y eso les ha permitido mejorar los rendimientos de los cultivos o al menos mantenerse por encima de los sistemas menos productivos

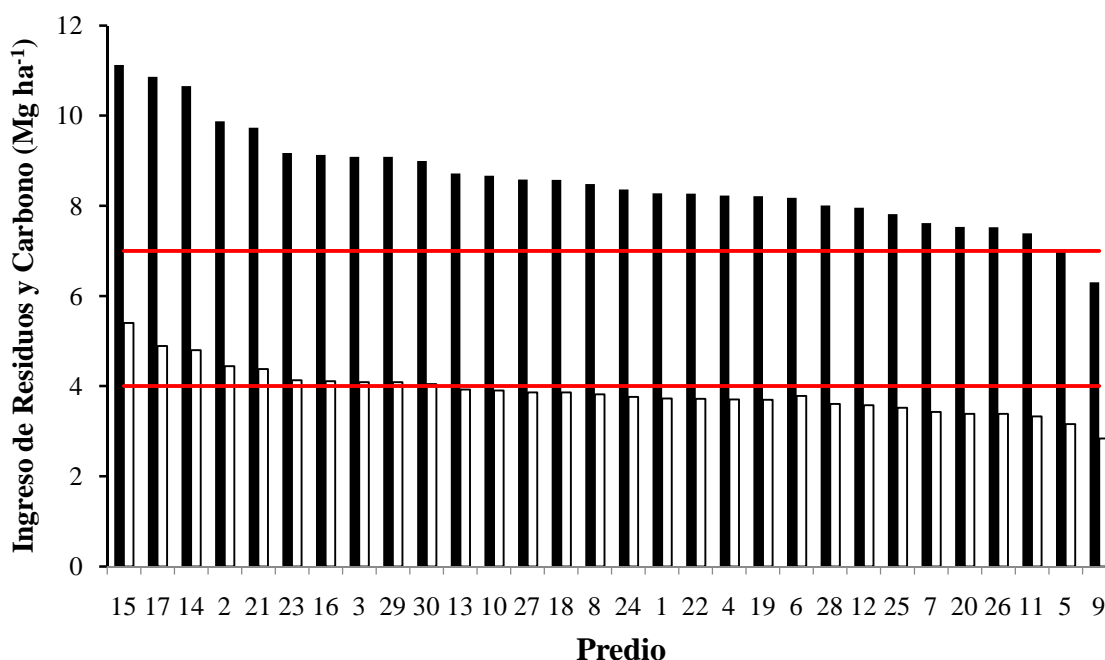


Figura 3.6. Masa de residuos e ingresos de C para cada una de los predios estudiados. Las líneas horizontales indican el nivel de referencia para el ingreso de residuos y C (7 y 4 Mg ha^{-1} respectivamente)

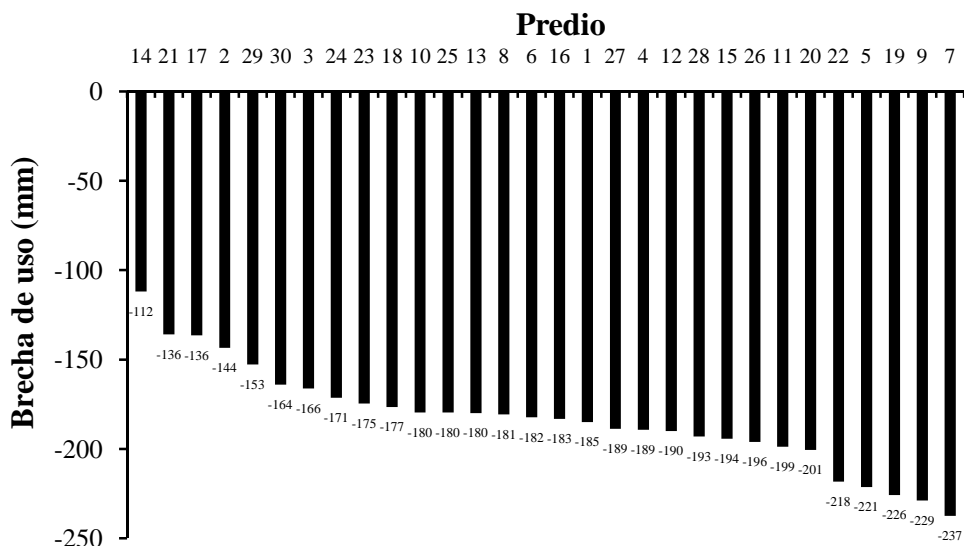


Figura 3.7. Agua utilizada por debajo de la frontera de producción para cada uno de los predios evaluados.

3.3.5- Uso del agua

Este indicador está basado en el uso esperado de agua en relación con las precipitaciones. Su resultado es muy relevante, ya que cuando el uso de agua realizado es menor al esperado, estaríamos ante un indicador de que hay mayores posibilidades de pérdida de nutrientes por lavado, pérdidas gaseosas de nitrógeno, de erosión y, posiblemente, de desregulación del ciclo hidrológico, o, específicamente, que las crecidas de arroyos y ríos luego de las tormentas pueden acentuarse debido al aumento de la escorrentía. Si al mal resultado de este indicador le sumamos bajo ingresos de residuos al suelo, estamos frente a sistemas expuestos a erosión, la cual podría ser severa o no de acuerdo a las características del suelo y la topografía del sitio.

Si bien la frontera es el agua potencialmente transpirada, los mejores sistemas sólo se acercaron a 100 mm de la frontera, lo que indica que es posible mejorar el uso del agua ya sea por aumento de los rendimientos, la intensidad de cultivos o ambas. No obstante, los peores sistemas dejaron “pasar” cantidades mayores a 200 mm año, lo

que determina una importante cantidad de agua potencialmente utilizada para crecimiento vegetal que terminó como escorrentía o percolación, lo que en la mayor parte de nuestros sistemas significa potencialmente erosión. Es útil recordar que el cálculo ya incluye el agua que no podría ser cosechada por el suelo y los cultivos, y por tanto un mayor uso de agua no afectaría la recarga de los ríos y aguas subterráneas, sino que disminuiría los caudales pico.

3.3.6- Balance aparente de nutrientes

3.3.6.1- Fósforo, potasio y azufre.

Si bien estos indicadores no son novedosos, ya que son ampliamente utilizados y consideran la relación entre las entradas y salidas de nutrientes y no consideran otros procesos de pérdida, como lixiviación o escorrentía, son útiles para evaluar las tendencias encontradas en los sistemas actuales (Figura 3.8). Por otra parte, no es posible evaluar los balances en relación a los niveles críticos como se propone (ver capítulo anterior), ya que en el marco del proyecto no contamos con la totalidad de los valores de nutrientes en suelo para las unidades de manejo evaluadas.

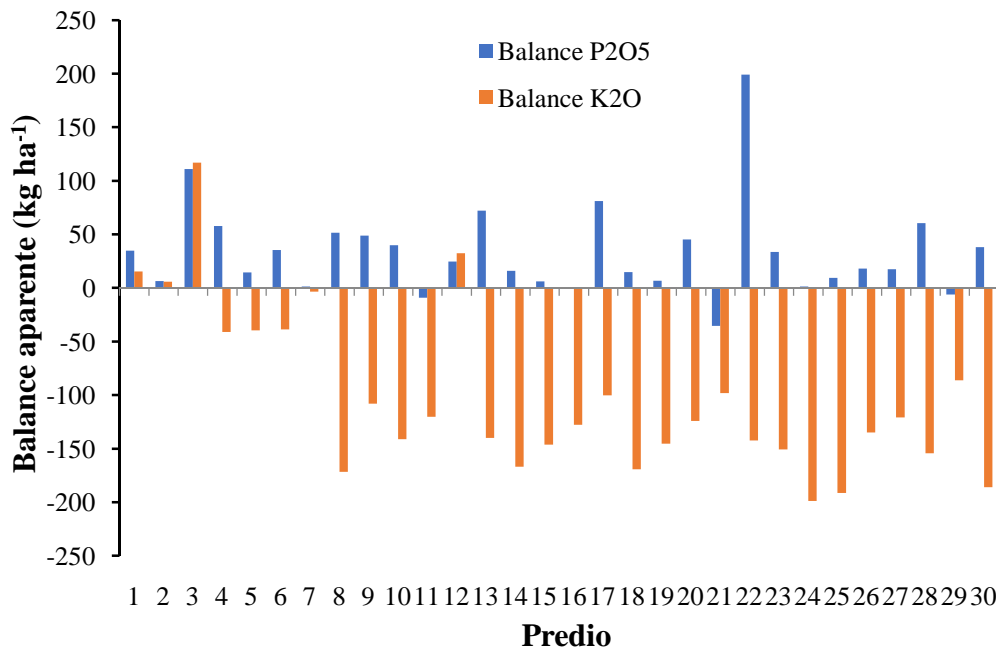


Figura 3.8. Balance aparente de P_2O_5 y K_2O para cada una de los predios evaluados durante el periodo 2011-2014.

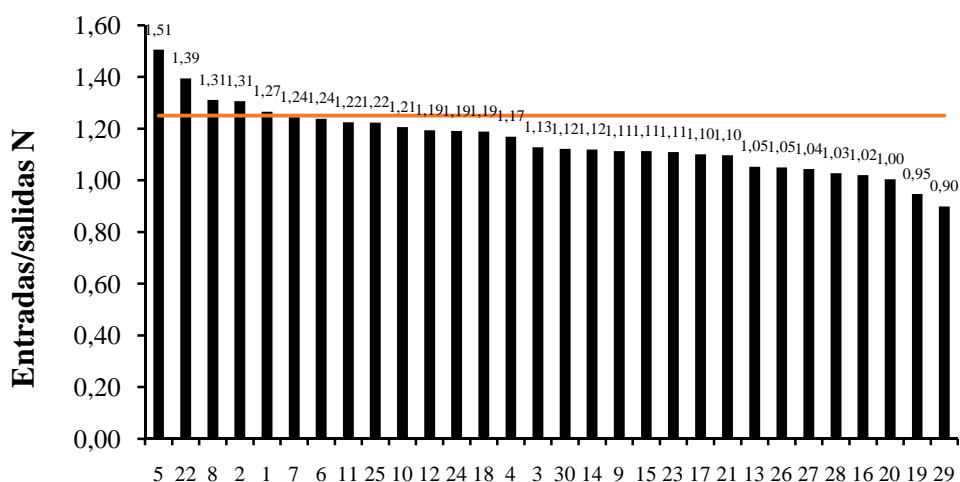
Los resultados generales indican, que, salvo casos puntuales, los balances aparentes de potasio son negativos, situación que ha llevado a que este nutriente sea considerado relevante en el área agrícola y en muchos casos agregados de fósforo por encima de las extracciones, lo que ha llevado a que en muchos sitios los niveles hayan subido de forma muy importante, con los problemas que esto puede ocasionar si altos niveles de P en suelo están acompañados de sistemas con erosión (Figura 3.8).

Por último, para el caso del S (datos no presentados) aparecen balances negativos medios del orden de los 8 kg S ha^{-1} , lo que indica que hay una pérdida de este nutriente en casi todas secuencias. De todas maneras, es un balance fácilmente corregible con el uso de fuentes con S en las fertilizaciones

basales con P o en las fertilizaciones con nitrógeno en las gramíneas.

3.3.6.2- Nitrógeno

Para este nutriente, los resultados presentan grandes variaciones entre predios (Figura 3.9). No obstante, la mayoría de los predios (26 de 30 predios) presentan valores menores a 1,3. Esto determina que la mayor parte de los mismos, tiene ingresos de nitrógeno (N) que comprometen la sustentabilidad del sistema. Es importante recordar que menores ingresos de N comprometen la acumulación de C_s , lo que determina que los sistemas pueden estar siendo limitados en su contenido de C_s , por un bajo ingreso de carbono al sistema, pero también por un menor ingreso de nitrógeno que el necesario.



Predio

Figura 3.9. Relación entre entradas y salidas de N al sistema para cada uno de los predios evaluados para el periodo 2011-2014.

Por otra parte, hay un predio que presenta una relación entre entradas y salidas de N de alrededor de 1,5. Esto indica que se está agregando más N que el que el sistema puede procesar o está procesando. En este caso en particular (Predio 5), se observan elevados niveles de fertilización en los cultivos de invierno, pero ese agregado de N no está acompañado de elevados rendimientos.

En resumen, para el caso del nitrógeno, es posible que muchos sistemas presenten balances negativos en relación a los valores de referencia, esto determina problemas para mantener los niveles de C_s y a nivel de cultivo mayores necesidades de fertilización nitrogenada, algo que ocurre a nivel comercial. No obstante, no es posible solucionar estos problemas sólo con aumentos de la fertilización, ya que, si estas fertilizaciones nos permiten aumentar la productividad del sistema, podemos transformarlas en una nueva externalidad negativa de nuestros sistemas de producción.

3.3.7- Índice de uso de agroquímicos

A pesar de que los sistemas evaluados usan agroquímicos intensamente, ningún caso alcanzó los niveles de referencia propuestos (Figura 3.10). Esto no determina que los sistemas no generen ningún impacto por el uso de agroquímicos, pero en términos medios están por debajo de los niveles críticos propuestos.

Pero la lectura más importante a realizar, más allá de los valores de referencia utilizados, es la variabilidad existente, y en especial la baja carga utilizada por algunos sistemas, que principalmente es explicada por un monitoreo importante de los sistemas y manejo de agroquímicos. Por el contrario, los sistemas de mayor carga están asociados a manejos de tipo calendario y menor intensidad de monitoreo de los sistemas.

Estos resultados, permitieron a muchos productores cuestionar y re-analizar los manejos que estaban realizando y estos resultados de cambios podrán observarse claramente con la continuación del cálculo de la trayectoria de indicadores en las plataformas generadas en el marco del proyecto.

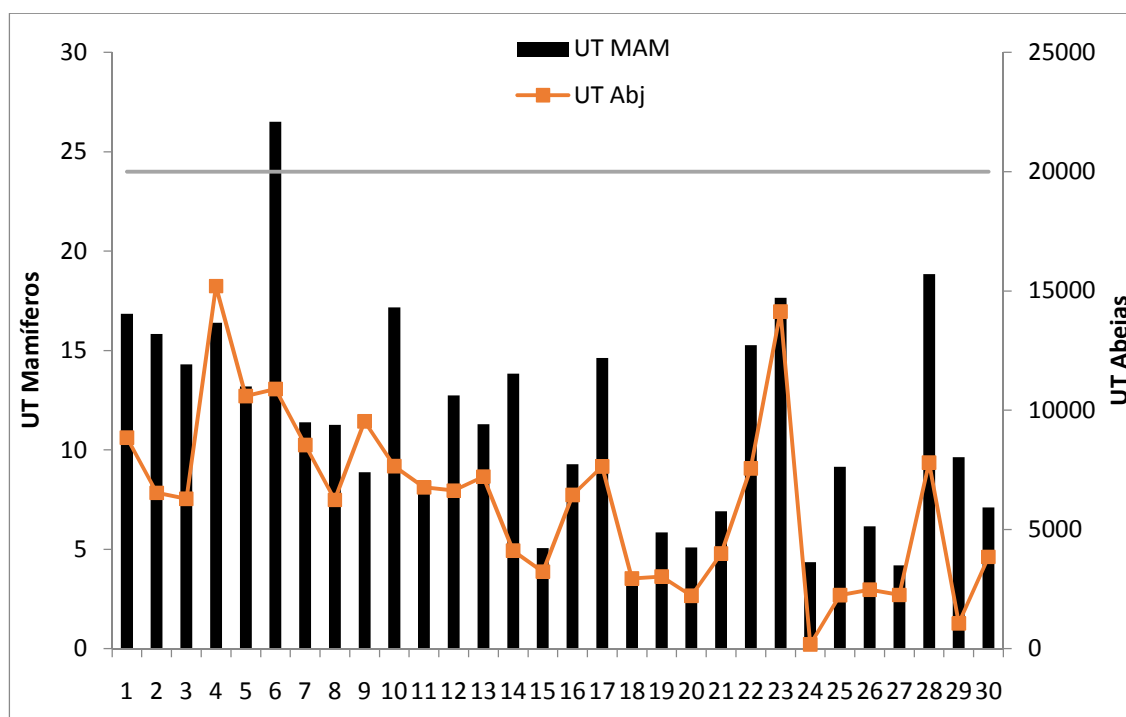


Figura 3.10. Unidades toxicológicas mamíferos (barras) y abejas (líneas) para los predios evaluados en el proyecto promedio por año. La línea verde indica los valores de referencia para cada indicador.

3.3.8- Análisis de indicadores en conjunto por predio.

Cuando se analizan todos los indicadores en conjunto por predio (Cuadro 3.5), se observa que sólo un predio (Predio 2) presentó todos los indicadores en valores por encima de la referencia. Para el ingreso de C, sólo un tercio de los predios presentan valores por encima de la tolerancia y para el uso del agua (asumiendo arbitrariamente como referencia aceptaba 150 mm) sólo un 13% de los predios se encuentran en el rango aceptable, lo que determina que en general los sistemas probablemente estén perdiendo C_s y junto a esto estén dejando de

utilizar agua lo que potencialmente genera un escenario de menor infiltración asociado a la pérdida de C_s y a la vez mayor cantidad de agua para infiltrar, lo que probablemente redunde en mayores niveles de erosión, aun cuando la cobertura del suelo parezca aceptable en la mayoría de los predios.

Desde el punto de vista del manejo de nutrientes, es dónde el manejo agronómico deberá ajustarse en mayor medida, ya que dependiendo del nutriente considerado se están dejando grandes excesos o déficit, los cuales deben ser manejados para no generar salidas de nutrientes no deseados del sistema, pero tampoco afectar la productividad.

Cuadro 3.5. Valor de indicadores para cada uno de los predios.

Nro Predio	Productividad Kg glucosa ha ⁻¹ año ⁻¹	Residuos kg MS ha ⁻¹ año ⁻¹	Ingreso C kg C ha ⁻¹ año ⁻¹	EUA mm año ⁻¹	N Relativo -	Balance P kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹	Balance K kg K ₂ O ha ⁻¹	Balance S kg S ha ⁻¹	UT MAM mg kg ⁻¹ ha ⁻¹ año ⁻¹	UT Abj µg abeja ⁻¹ ha ⁻¹ año ⁻¹	MB US\$ ha ⁻¹ año ⁻¹
1	19,0	8,3	3,7	-185	1,3	35	15	-7	17	8848	758
2	23,3	9,9	4,4	-144	1,3	6	6	5	16	6535	924
3	21,2	9,1	4,1	-166	1,1	111	117	-9	14	6281	745
4	19,1	8,2	3,7	-189	1,2	58	-41	-34	16	15202	789
5	16,5	7,0	3,2	-221	1,5	14	-40	-29	13	10593	985
6	20,3	8,2	3,8	-182	1,2	35	-39	-16	27	10889	649
7	16,6	7,6	3,4	-237	1,2	1	-3	-26	11	8536	886
8	19,7	8,5	3,8	-181	1,3	51	-172	-29	11	6239	131
9	15,7	6,3	2,8	-229	1,1	49	-108	-14	9	9529	768
10	20,2	8,7	3,9	-180	1,2	40	-141	-23	17	7658	864
11	17,0	7,4	3,3	-199	1,2	-9	-120	10	8	6762	728
12	18,9	8,0	3,6	-190	1,2	25	32	-24	13	6628	829
13	19,3	8,7	3,9	-180	1,1	72	-140	-4	11	7217	811
14	24,0	10,7	4,8	-112	1,1	16	-167	-22	14	4112	758
15	18,2	11,1	5,4	-194	1,1	6	-146	-19	5	3233	854
16	19,9	9,1	4,1	-183	1,0	0	-128	-15	9	6450	844
17	24,8	10,9	4,9	-136	1,1	81	-100	-15	15	7640	1145
18	20,0	8,6	3,9	-177	1,2	15	-169	-36	3	2947	919
19	18,8	8,2	3,7	-226	0,9	7	-145	-16	6	3024	795
20	18,0	7,5	3,4	-201	1,0	45	-124	-26	5	2224	924
21	21,8	9,7	4,4	-136	1,1	-35	-98	13	7	3995	1023
22	19,2	8,3	3,7	-218	1,4	199	-142	-6	15	7563	810
23	20,6	9,2	4,1	-175	1,1	34	-151	-25	18	14133	854
24	19,5	8,4	3,8	-171	1,2	1	-199	-32	4	179	924
25	18,7	7,8	3,5	-180	1,2	9	-191	-27	9	2250	1050
26	17,9	7,5	3,4	-196	1,0	18	-135	-29	6	2476	820
27	18,8	8,6	3,9	-189	1,0	18	-121	-30	4	2254	850
28	18,8	8,0	3,6	-193	1,0	61	-154	-23	19	7802	833
29	21,0	9,1	4,1	-153	0,9	-6	-86	-3	10	1060	889
30	20,1	9,0	4,0	-164	1,1	38	-186	-16	7	3849	1020

* Valores en rojo se encuentran por debajo del nivel de referencia fijado y valores en verde por encima del valor de referencia.

3.4) Consideraciones finales

Los resultados muestran que fue posible evaluar sistemáticamente la trayectoria ambiental de un grupo de predios y detectar para cada uno puntos a mejorar y fortalezas. Al inicio del proyecto nos habíamos propuesto generar un indicador resumen que catalogara al predio en forma sintética como en dirección sustentable o no sustentable. Luego de trabajar con los datos de cada predio, creemos que la mejor forma de presentar los resultados debe evitar un indicador resumen, ya que la mayor riqueza del trabajo ha estado en la trayectoria de cada uno de los indicadores y más importante las acciones que han tomado los operadores de los sistemas una vez detectado los problemas.

El verdadero producto es la plataforma que se ha generado, y si FUCREA logra que los productores completen adecuadamente los registros, todos estos indicadores podrán ser monitoreados año a año, y no solo a nivel de predio, sino a nivel de unidad de manejo. A su vez podrán incorporarse mejoras o nuevos indicadores sin mayores inconvenientes. Los operadores agropecuarios reaccionan con ajustes cuando la información se presenta en forma coherente, con referencias objetivas, y fuera del trajín táctico cotidiano que a veces diluye el impacto general de ciertas decisiones de manejo en la sustentabilidad de los sistemas.

SISTEMATIZACIÓN DE LAS RELACIONES ENTRE TRAYECTORIA DE SUSTENTABILIDAD Y RESULTADO ECONOMICO.

4.1) Introducción

En este informe se analizan en profundidad las relaciones que existieron entre las trayectorias de sustentabilidad de los distintos predios que forman parte del proyecto y el resultado económico de los mismos, así como los costos de producción. Los resultados son relevantes, ya que permitirán conocer la existencia o no de compromisos entre el resultado económico y ambiental, algo que en general se aborda en forma superficial en la bibliografía.

4.2) Metodología utilizada

La estimación de los márgenes se realizó sólo para la fase agrícola de cada predio, en el periodo 2011-2013. Para esto fue necesario estandarizar el precio de los insumos y productos. Esto significa que a cada agroquímico y/o fertilizante utilizado, así como a cada grano producido se le asignó un precio por zafra, por lo tanto, las diferencias en los márgenes entre predios responden a diferencias en la cantidad de insumos utilizados y/o los granos vendidos y queda por fuera del análisis la capacidad de negociar precios de cada operador.

Para las labores (fertilización, siembra, etc.), también fue utilizado un precio estandarizado, asumiendo que en todos los casos se contrataron los servicios de maquinaria. Los precios fueron obtenidos de las publicaciones por zafra que realiza la Cámara Uruguaya de Servicios Agropecuarios (CUSA). En los casos que el precio de la labor estuviera asociada al precio del Gas Oil, este se obtuvo de los registros que publica DUCSA (Distribuidora Uruguaya de Combustibles S.A)

Para el precio de los agroquímicos, en la medida que no existen reportes oficiales al respecto ni organizaciones que publiquen esta información, fue utilizada una base de datos brindada por la cooperativa COPAGRAN y para los productos no disponibles en esa base, fueron consultados los productores y se utilizó el precio promedio de todas las respuestas conseguidas. Para el caso de los fertilizantes, se utilizó el valor de la unidad de nitrógeno (N), fósforo (P), y potasio (K) y se le aplicó el valor a las unidades agregadas en cada

predio/cultivo. Para el N se utilizó como base el precio de la urea, para el P se utilizó el promedio de los siguientes fertilizantes: 0-46-46-0 y 0-21-23-0 y para K se utilizó cloruro de potasio. Los precios de estos fertilizantes fueron obtenidos de los registros brindados por COPAGRAN.

Para el precio de los granos producidos se utilizó la publicación de la Cámara Mercantil de Productos del País, siendo el valor para los granos de verano el promedio de los meses de marzo/abril/mayo/junio y el para los cultivos de invierno los meses de noviembre/diciembre/enero.

El resultado económico que se presentará en esta etapa lo denominamos Margen Bruto (antes de renta y de costos de estructura). El margen neto de cada cultivos y zafra, se ponderó por el área que ocupa en cada predio. La estimación de resultados económicos refiere entonces al margen bruto, definido como precio medio de venta neto de costos de insumos y labores.

$$\text{Margen Bruto predio(MB)} = \sum_k \text{MB Cultivo}_k \times \% \text{área agrícola Cultivo}_k \text{ Predio}_i$$

A partir de estos supuestos, fue posible armar una base de datos para todos los predios y unidades de manejo en el que se cuantificaron los ingresos, y los costos por cultivo, lo cual permitió por un lado analizar los distintos cultivos, y la variabilidad en sus márgenes, pero también asociar esos indicadores con los costos los indicadores de trayectoria ambiental presentados en capítulos anteriores.

4.3) Resultados económicos.

4.3.1- Márgenes brutos por empresa.

En esta primera etapa se analizan los márgenes brutos por empresa en cuanto a su distribución (Figura 4.1). Tal como fue definido previamente, el margen bruto no tuvo en consideración ni la renta de la tierra ni los costos de estructura (costos indirectos) que tuvieron las empresas. Por lo tanto, los valores reportados no se corresponden con el ingreso en efectivo de las empresas, pero es la mejor alternativa de comparación en la medida que las rentas y el costo de estructura dependen de cada empresa.

Considerando esas condicionantes, puede observarse que, si bien existieron valores extremos de margen bruto, la mayor parte de los predios

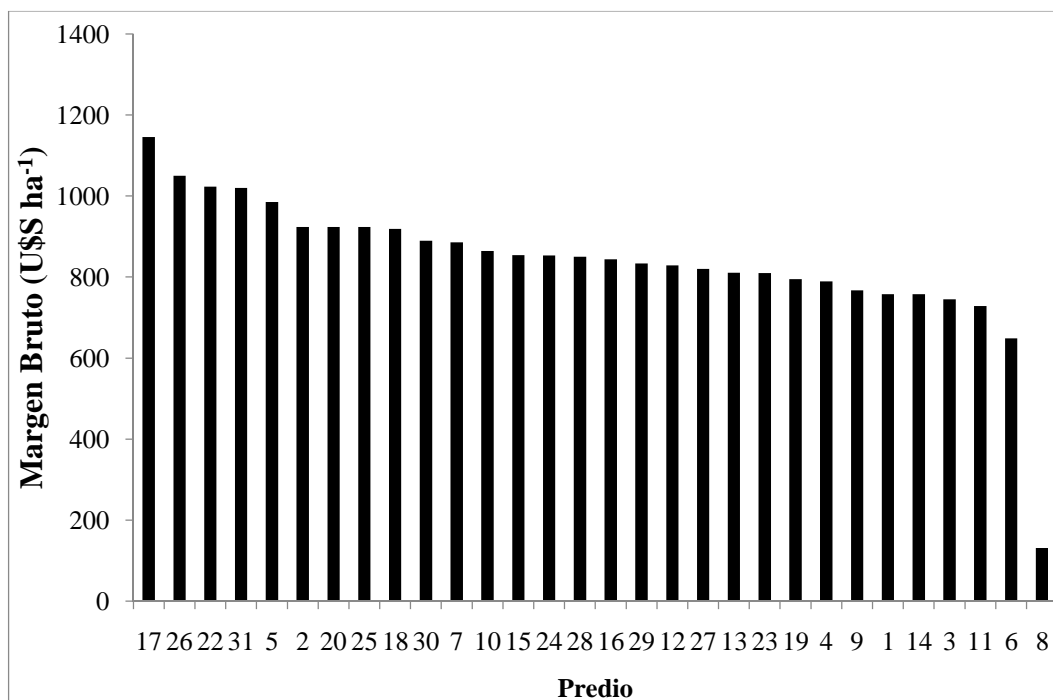


Figura 4.1. Margen bruto por predio.

(44%) se concentró entre los 800 y 900 US\$ ha⁻¹ año⁻¹. Sólo un predio (Predio 8) presentó un margen reducido, que estuvo determinado por bajos rendimientos de cebada y maíz, los cuales tienen una elevada proporción en la rotación respecto al resto de los predios (31 y 16% para cebada y maíz, respectivamente). Además, este predio incurrió en elevados costos respecto al resto, como consecuencia de la preparación de chacras para dar comienzo de la fase agrícola durante ese periodo, es decir se trata de un predio que no estaba en agricultura, y el inicio del proyecto fue coincidente con esa etapa de mayores costos.

En términos generales, se observó una asociación positiva entre el área y el rendimiento de soja de primera con el margen bruto a nivel de empresas ($R^2=0,6$; $P<0,001$). En contraparte y también en términos medios, el margen se vio afectado por el área y rendimiento de maíz de primera y el rendimiento de maíz de segunda. Esto posiblemente haya sido consecuencia del elevado costo de maíz respecto a soja y la variabilidad dentro y entre las empresas en el rendimiento de maíz (datos nos presentados). No obstante, si

bien estas relaciones funcionan a nivel general, el efecto productor sigue siendo el más relevante, y este incluye tanto el manejo como la condición agroclimática de cada predio.

4.3.2- Margen bruto por cultivo

Cuando se analiza el margen bruto promedio de los principales cultivos y su variabilidad para la totalidad de las empresas, se observa que (Figura 4.2): la soja de primera presenta el mayor margen como cultivo individual y es el segundo cultivo menos variable luego del sorgo de primera, que tiene un margen estable, pero bajo. El detalle no considerado en este análisis es el costo de los cultivos de cobertura, parte del cual está incluido en los costos de soja. No obstante, la única secuencia que se acerca en margen a la soja de primera es el doble cultivo trigo/soja 2, o cebada/soja 2. La mayor variabilidad del indicador en estas secuencias explica la razón de elección masiva de los productores de la soja como cultivo principal, ya que tiene el mayor margen y el segundo menos variable, después de sorgo de primera, aunque este último con un margen que alcanza sólo al 40% de la soja de primera.

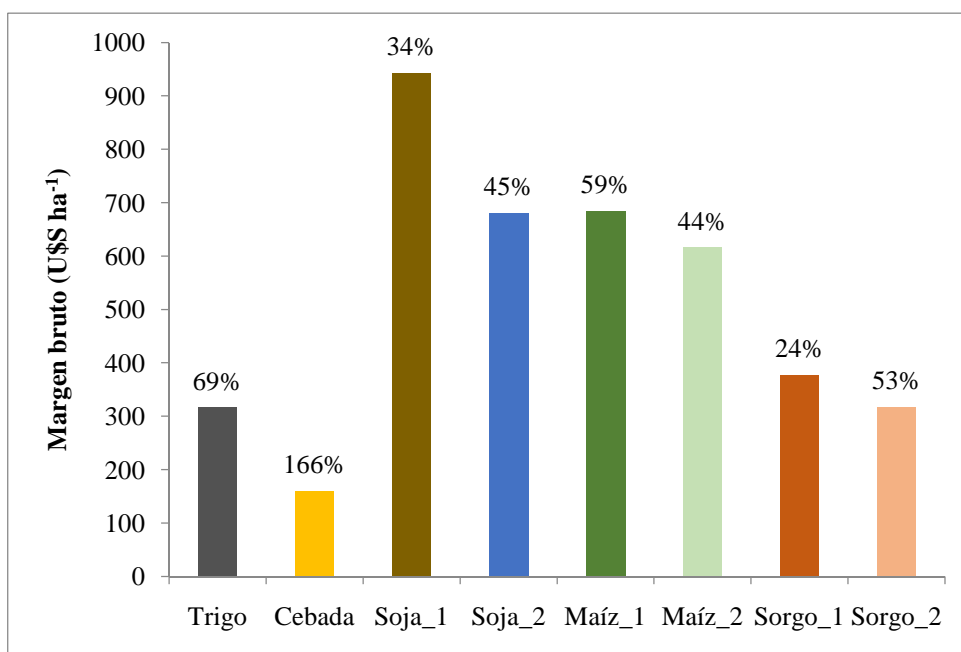


Figura 4.2. Margen bruto promedio por cultivo, etiquetas en las barras indican el %CV del indicador.

A partir de lo observado en los márgenes, se entiende claramente la razón del predominio de soja en el sistema durante el verano y de trigo durante el invierno. Por otra parte, los resultados obtenidos en maíz no son despreciables, aunque aún con menos proporción de área, la variabilidad - en especial del maíz de primera - es mucho mayor que la de soja de primera, lo que marca a las claras la inestabilidad del negocio de este cultivo frente a la soja.

Por último, no es menor el resultado obtenido por maíz de segunda con márgenes y variabilidad semejantes a la soja de segunda, lo que marca una posibilidad de aumento de este cultivo. De todas maneras, el área ocupada por maíz de segunda es significativamente menor respecto a la ocupada por soja de segunda (Cuadro 3.2), lo que hace necesario profundizar el análisis para evitar conclusiones incorrectas. En especial hay que evaluar si los productores hacen una selección especial de unidades productivas donde siembran maíz, situación que no ocurre en soja, dada la cantidad de área asignada.

4.3.3- Relación entre el uso de agroquímicos y los costos asociados

La variabilidad existente entre predios para estos

indicadores que denominamos toxicológicos fue muy elevada (Figura 3.10) y por lo tanto en esta sección se muestran asociaciones entre los costos asociados al uso de agroquímicos y los indicadores asociados. Inicialmente presentamos las relaciones con las unidades toxicológicas acumuladas en para abejas y posteriormente para mamíferos.

Las unidades toxicológicas de abejas, están principalmente influenciadas por la aplicación de insecticidas en el sistema, por tanto, resulta interesante evaluar la relación existente entre el valor de este indicador toxicológico y los costos de producción asociados al uso de insecticidas (Figura 4.3). Para este caso no se encontró una relación robusta entre las variables ($R^2=0,31$), pero por encima de las 5000 UT abejas los costos aumentan de forma importante, lo que indica que es poco probable tener altos niveles de UT abejas y bajos costos de producción. Por su parte, es posible obtener muy bajos valores de UT abejas, pero con mayores costos de producción lo cual esta seguramente asociado al costo unitario de los productos utilizados. No obstante, este resultado en UT abejas no solo está influenciado por las dosis y tipo de producto, sino por la secuencia de cultivos utilizada.

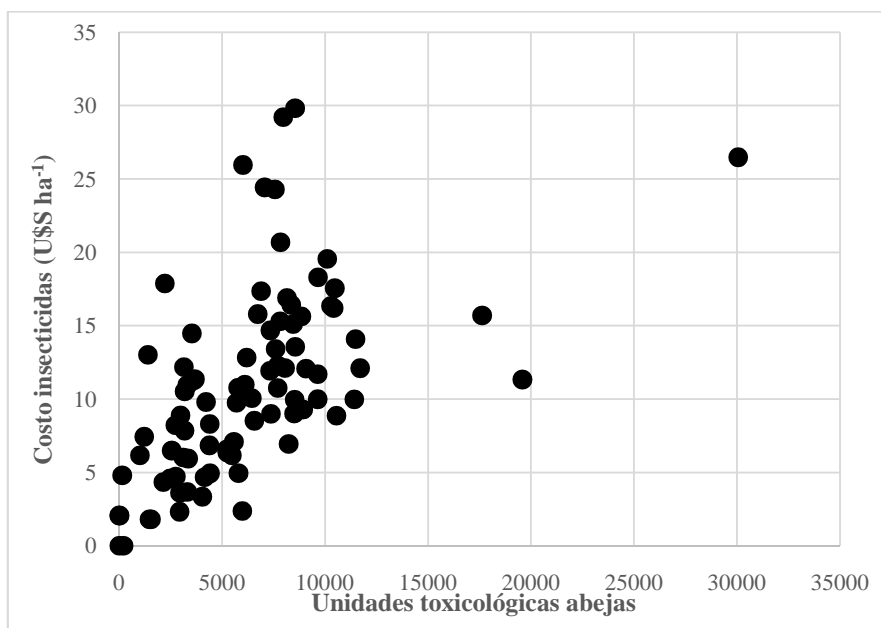


Figura 4.3. Relación entre las unidades toxicológicas abejas y el costo de insecticidas para la totalidad de los predios y años que componen la rotación.

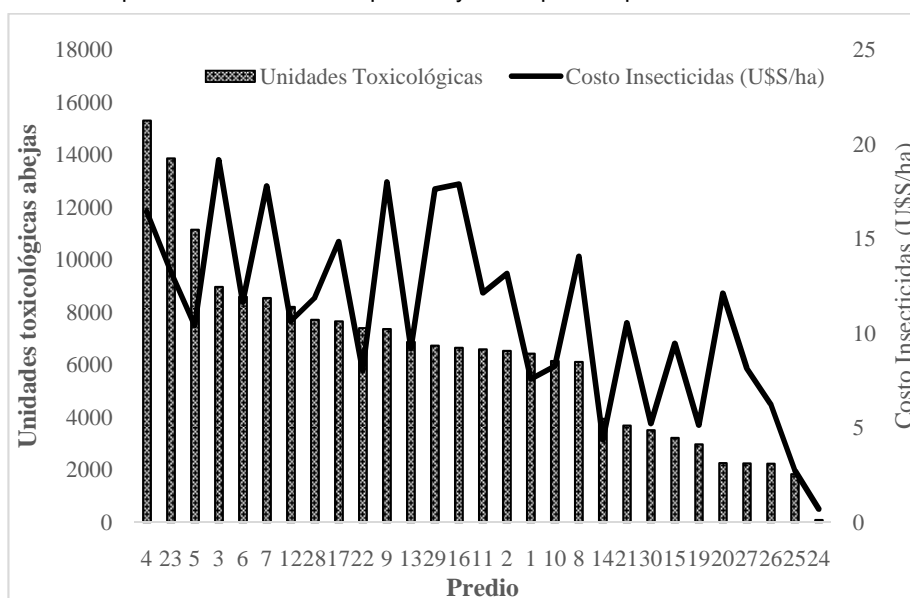


Figura 4.4. Unidades toxicológicas para abejas y costo de insecticidas medio para el periodo de estudio para los predios participantes del proyecto.

Este mismo concepto se puede observar en la figura siguiente, en donde se presenta las UT abejas media para el periodo evaluado en cada uno de los predios y el costo incurrido en insecticidas durante ese mismo periodo y salvo excepciones, dónde el uso de insecticidas fue prácticamente nulo como el predio 24, no existió una clara relación, ya que para un mismo costo los niveles de UT abejas son contrastantes, asociados al tipo y dosis de producto utilizado (Figura 4.4).

A pesar de que la proporción de cultivos no fue determinante del valor de los indicadores (datos no presentados), cuando para este indicador se estudia la media para los principales cultivos que componen la rotación, se observa que, a pesar de la importante variabilidad, la soja presenta valores muy superiores que el resto de los cultivos (Figura 4.5). A su vez puede observarse que los valores medios son muy elevados, pero asociados a una importante variabilidad, pero marca los riesgos asociados de solo tener un cultivo en el sistema y no manejarlo adecuadamente.

Dados estos resultados para este indicador nos centraremos en el cultivo de soja (Figura 4.6). En ambos cultivos, son pocas las situaciones que llevan a costos medios de insecticidas mayores a los 40 U\$S/ha, esta situación es mucho más clara en Soja de segunda. A su vez, para un mismo costo, fue

posible conseguir un amplio rango de UT abejas, lo que indica que se llega al mismo costo con tratamientos diferenciales en cuanto a dosis y tipo de producto utilizado. Por último, en general los menores valores de UT abejas están asociados a los menores costos, al menos para soja de segunda.

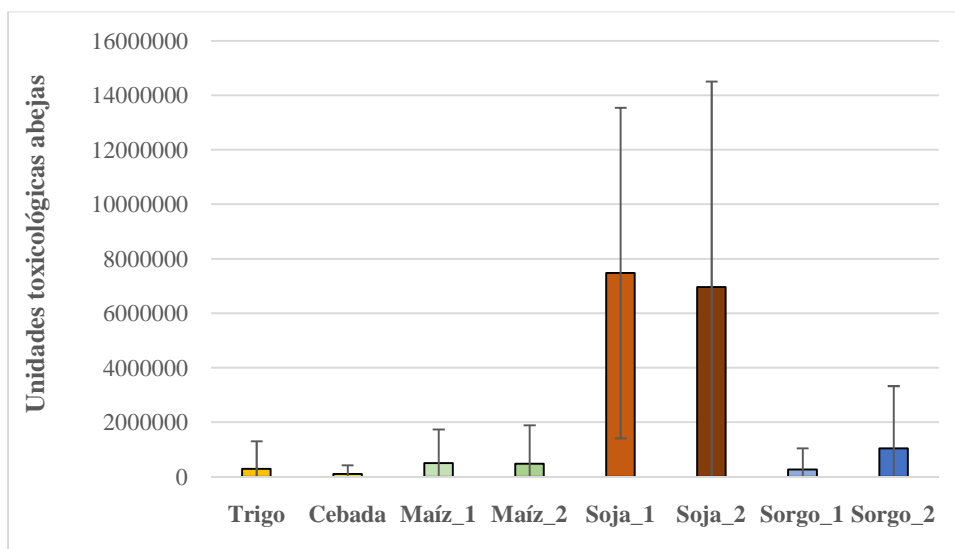


Figura 4.5. Unidades toxicológicas para abejas medias por cultivo.

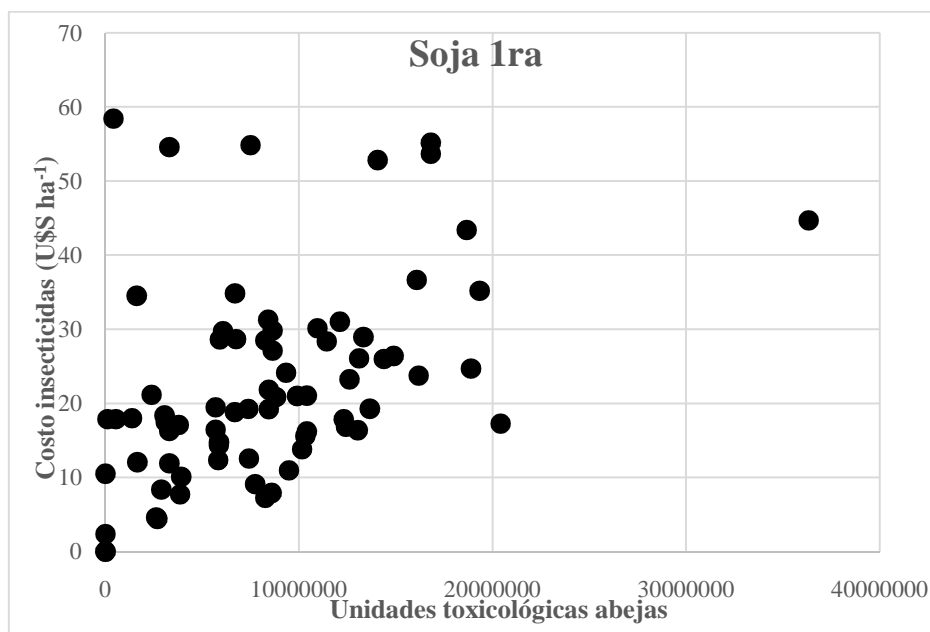


Figura 4.6. Relación entre las unidades toxicológicas abejas y el costo de insecticidas para la totalidad de los predios y años que componen la rotación para Soja 1ra

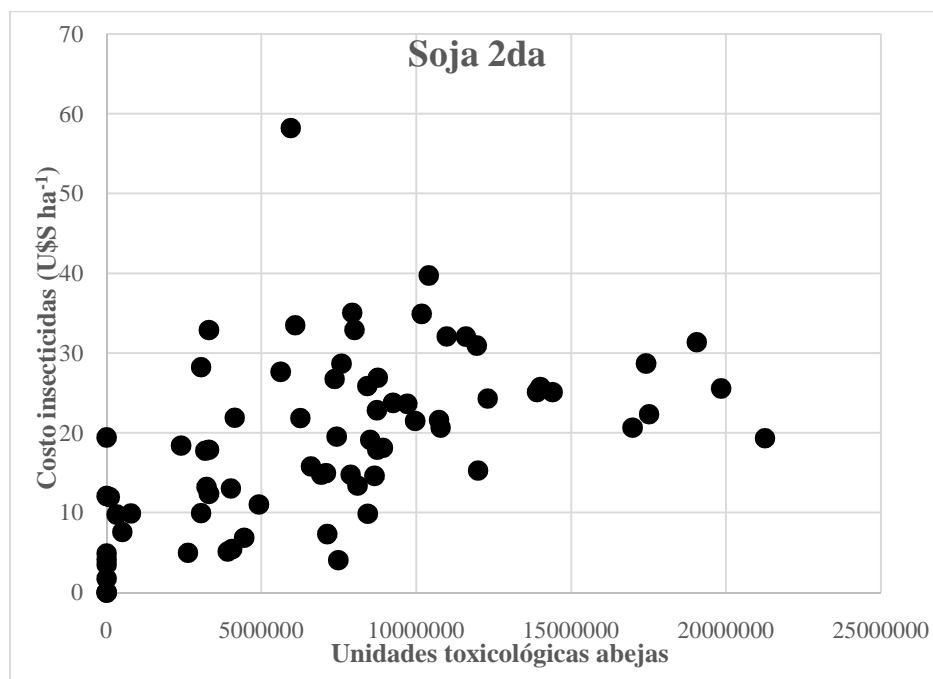


Figura 4.6. Relación entre las unidades toxicológicas abejas y el costo de insecticidas para la totalidad de los predios y años que componen la rotación para Soja 2da.

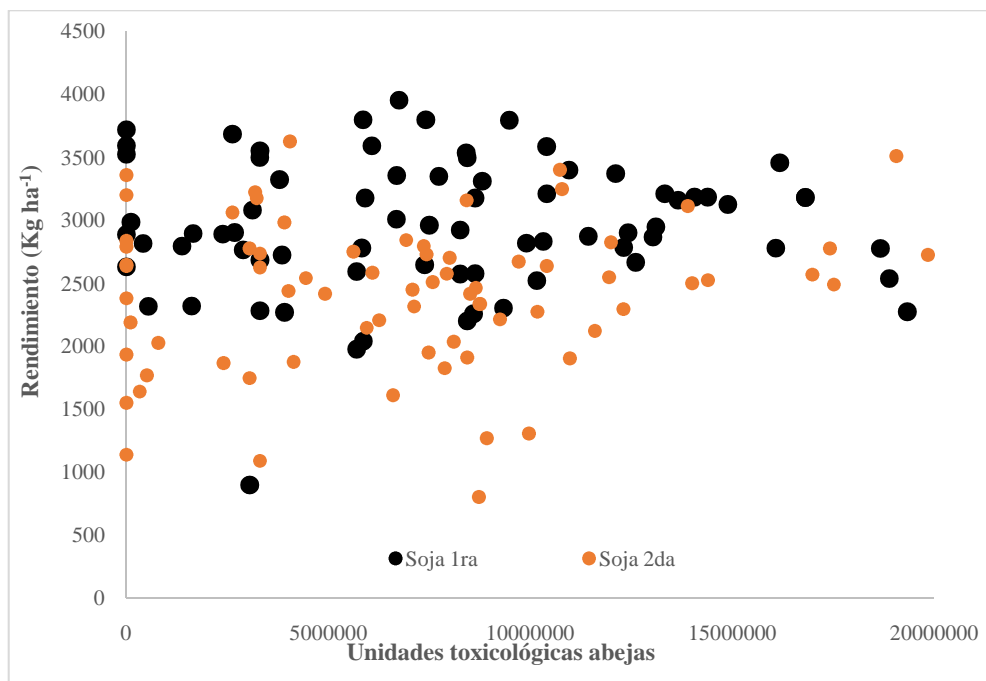


Figura 4.7. Relación entre las unidades toxicológicas abejas y el rendimiento para Soja 1ra y Soja 2da.

Un detalle relevante es que la variación encontrada en las UT abejas, no estuvo asociado a cambios en los rendimientos de soja (Figura 4.7), lo que indica que el control de plagas *per se* no genero cambios en rendimientos, pero no se puede afirmar que los sitios con mayor UT abejas aplicaron más cantidad o

productos con mayor UT por unidad innecesariamente, en la medida que no tenemos el registro de plagas y los umbrales para aplicación utilizados, pero podemos afirmar que existieron productores que lograron producir con un bajo impacto en este indicador sin aparentes pérdidas de rendimiento.

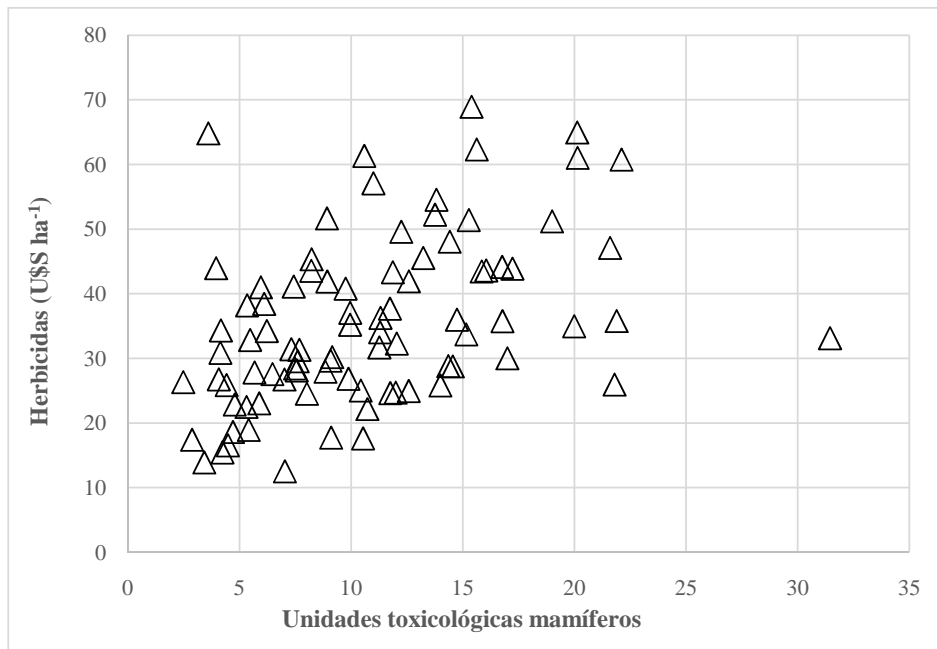


Figura 4.8. Relación entre las unidades toxicológicas mamíferos y el costo de herbicidas para la totalidad de los predios y años que componen la rotación.

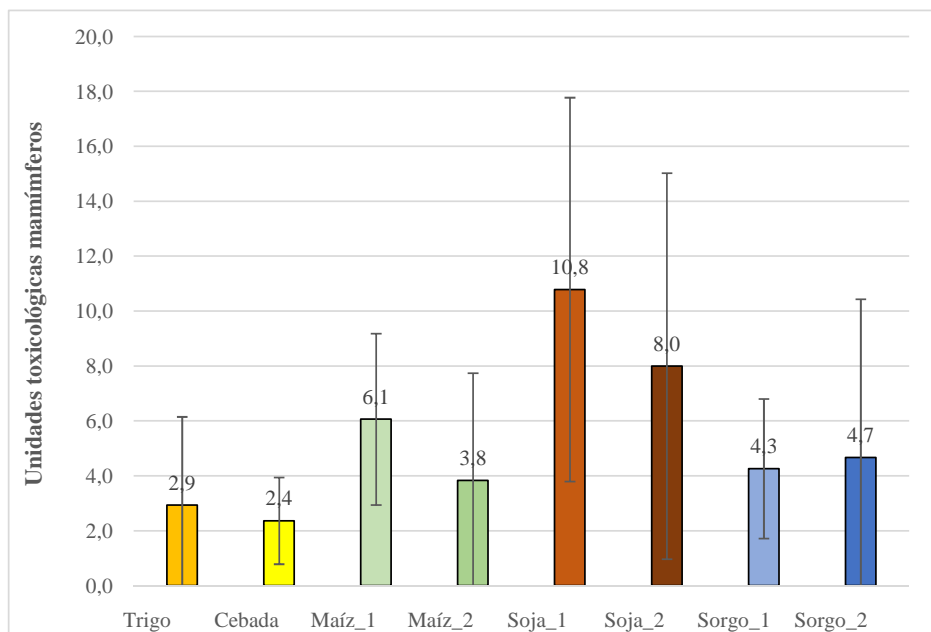


Figura 4.9. Unidades toxicológicas medias para mamíferos por cultivo.

Por otra parte, cuando se trata del indicador de unidades toxicológicas de mamíferos (UT mamíferos), este está principalmente influenciado por el agregado de herbicidas en el sistema, en este caso al igual que para el caso anterior, no se observa una clara relación entre el costo total que cada predio invierte en herbicidas y el valor de UT mamíferos, lo que vuelve a mostrar que el tipo y dosis de productos aplicados resulta relevante (Figura 4.8).

Cuando se compara las UT mamíferos acumuladas en promedio para los principales cultivos que componen las secuencias en los predios, se observa que la soja sigue siendo el cultivo de mayor agregado, aunque las gramíneas de verano como sorgo y maíz también presentan valores cercanos, situación diferente al observado para las UT abejas donde los valores de soja superan ampliamente al de resto de los cultivos (Figura 4.9).

Dado que la soja representa el 84% de los cultivos arriba detallados, se pondrá énfasis en este cultivo para estudiar este indicador. En el cultivo de soja, la relación entre el costo de herbicidas y las UT mamíferos resultantes están mucho más relacionados que los insecticidas (Figura 4.10). Esta diferencia entre indicadores está dada por la menor variabilidad existente en los herbicidas aplicados en relación a la variabilidad existente en los insecticidas en cuanto su toxicidad. Para el caso particular de la

soja, las principales diferencias están dadas por las dosis, tipo y cantidad de aplicaciones de glifosato.

Al igual que lo observado para las UT abejas, para este indicador no fue posible encontrar una asociación entre el rendimiento y las UT mamíferos agregadas, lo que muestra que algunos productores lograron manejar las malezas con un menor nivel de impacto que el resto, pero sin aparentes pérdidas de rendimiento (Figura 4.11).

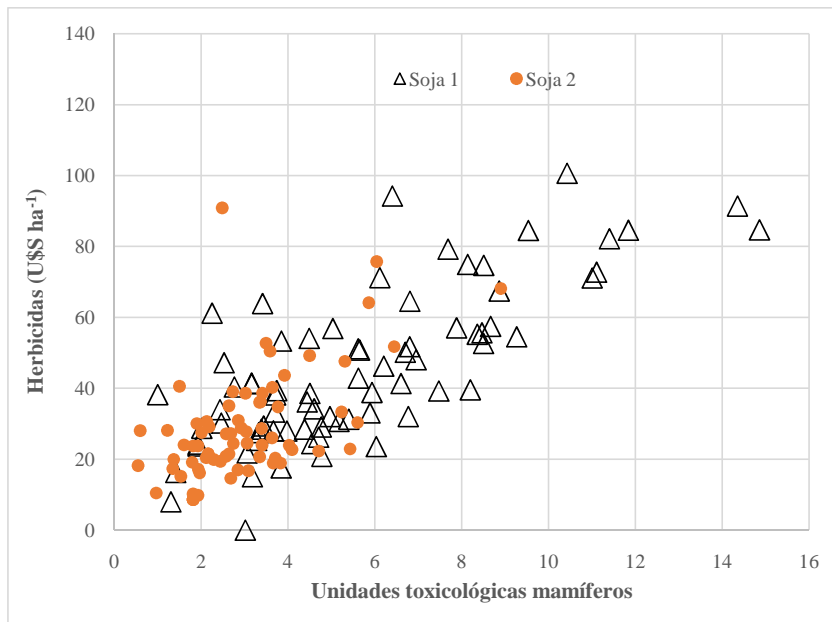


Figura 4.10. Relación entre las unidades toxicológicas mamíferos y el costo de herbicidas para la totalidad de los predios y años que componen la rotación para el cultivo de soja.

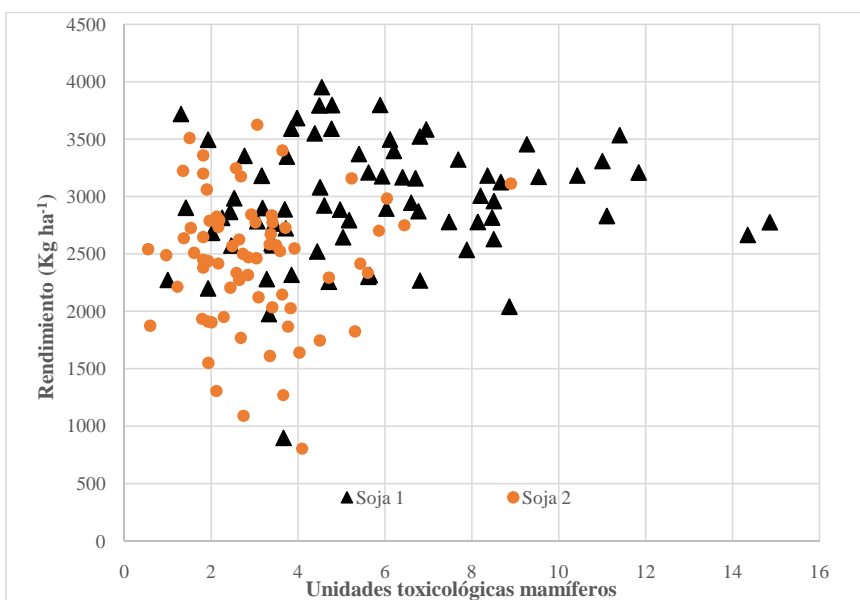


Figura 4.11. Relación entre las unidades toxicológicas mamíferos y el rendimiento para Soja 1ra y Soja 2da.

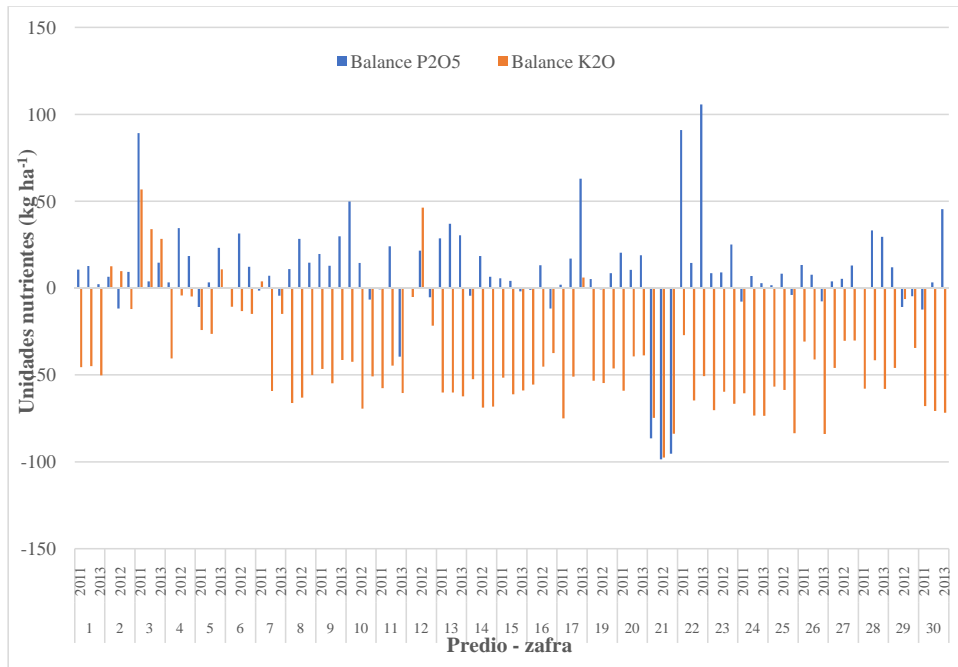


Figura 4.12. Balance de fósforo (P_2O_5) y potasio (K_2O) para los distintos predios y los distintos años de evaluación.

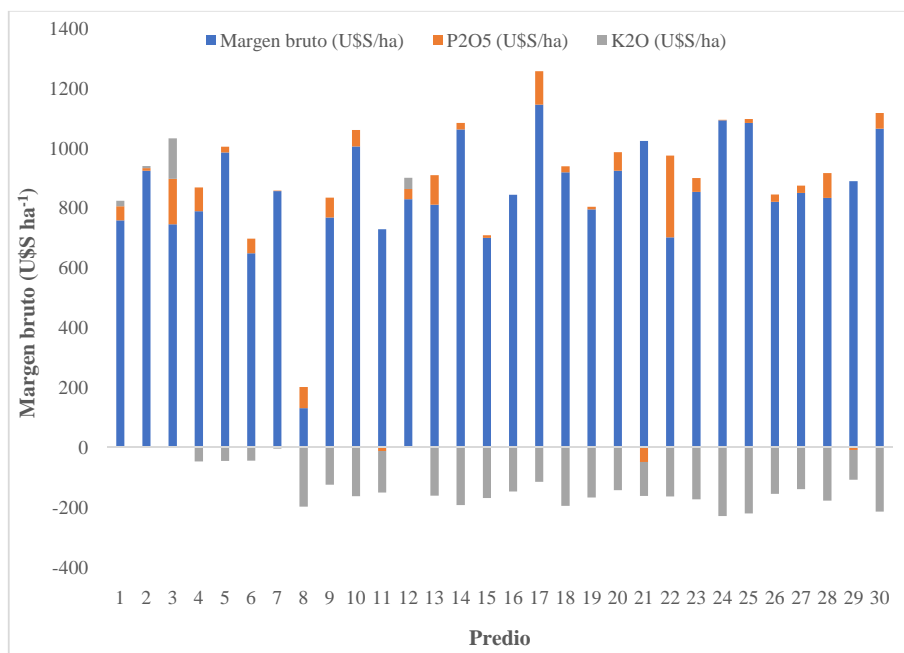


Figura 4.13. Margen bruto ($US\$ ha^{-1}$) y el equivalente en $US\$ ha^{-1}$ de P_2O_5 y K_2O .

4.3.4- Balance de nutrientes y costos asociados

El análisis para los nutrientes se centrará en el balance aparente de los nutrientes para cada uno de los predios y como eso impacta positiva o negativamente cuando lo incorporamos al producto bruto del predio. Específicamente vamos analizar los datos para fósforo (P) y potasio (K), nutrientes

que pueden acumularse en suelo si existen excesos. Puede observarse que existió una variabilidad entre predios y temporal en cada predio, es decir que algunos predios presentaron tendencia a tener balances más positivos que otros, pero entre años la variabilidad fue muy importante, en la medida que se modificaba la fertilización aplicada, los rendimientos alcanzado, la secuencia de cultivos de ese año particular o todos en conjuntos (Figura 4.12).

Cuando al producto bruto por predio promedio del periodo (Figura 4.1) se le suma o resta, dependiendo del balance de nutrientes (positivo o negativo) el costo asociado a esos fertilizantes (Figura 4.13), claramente se observa, que, en la mayoría de los predios, el balance de K genera una pérdida de margen, ya que el nivel de ese nutriente el suelo disminuyó ya que la extracción superó el agregado. Tener esto en consideración es relevante, ya que es un costo que se transfiere al futuro, ya que una vez que disminuyen los valores en el suelo por debajo de un umbral, es necesaria la fertilización en cada uno de los cultivos, y por tanto aumentaran los costos de cultivos en el mediano plazo o si la unidad de manejo se da en arrendamiento el agricultor estará más adverso a tomar el campo o la renta a pagar será menor ya que debe invertir en ese fertilizante.

Para el caso del fósforo, la situación es diferente, en general los balances están cercanos a cero o levemente positivos. Si este último fuera el caso, puede ser algo favorable si el suelo presenta niveles bajos del nutriente en suelo y se mejora la cantidad de nutriente en suelo o muy negativa si el suelo tiene valores altos, ya que la acumulación en exceso es potencialmente negativa en la medida que si hay erosión el suelo está enriquecido en este nutriente y potencialmente puede contaminar cursos de agua.

Sólo el 30% de los predios (9 predios) no presentaron cambios o mejoró el producto bruto de la empresa al considerar el balance de nutriente. No obstante, el restante 70% tuvo un costo no efectivo en nutrientes que de haberlo ajustado su margen bruto debiera ser menor. A su vez el predio 8, que de por sí su margen era muy bajo respecto al resto, de haber considerado los nutrientes, ese margen sería cero aún sin considerar la renta y el costo de estructura (Figura 4.13).

4.4) Consideraciones finales.

Los márgenes parciales por cultivo muestran al cultivo de soja con notorias ventajas respecto al resto de los cultivos, lo cual explica la predominancia de soja en el sistema, ya que no sólo logró los mejores márgenes, sino uno de los más estables. A su vez la mayor parte de las empresas, aún con rotaciones y manejos divergentes, lograron márgenes entre 800 y 900 US\$ ha⁻¹, de los cuales el ingreso neto dependerá del costo de la tierra y el costo de estructura o funcionamiento.

El cultivo de soja además de los márgenes, también explica la mayor parte de las unidades toxicológicas de abejas y en menor medida de mamíferos. Para el caso de los insecticidas, no se observa una clara relación entre el costo asumido y las UT abejas, aunque si una tendencia a que mayores UT abejas se asocian a mayores costos en el cultivo de soja. En el caso de las UT mamíferos y los herbicidas la relación es más estrecha, en parte explicada por la menor variabilidad en los herbicidas utilizados y dominada por la dosis de glifosato aplicado. No se pudo asociar el valor de UT con el rendimiento de los cultivos, lo cual tiene tres lecturas. La primera, que las aplicaciones fueron necesarias y estabilizaron los rendimientos. La segunda que sería posible usar un menor uso de insecticidas y herbicidas ya que hay predios que lo lograron. Y la tercera que hay predios que sobre usan estos productos.

Al considerar el costo de no reponer parte de los nutrientes poco móviles que se extraen, el 70% de los predios tendrían un ingreso bruto menor al estimado, ya que el suelo "subsidió" los requerimientos de los cultivos. La contracara agronómica sería que evitar la extracción requeriría aplicar nutrientes sin esperar una respuesta inmediata de rendimiento. La lógica empresarial llevaría a intervenir con fertilizantes solo cuando esto sea económicamente viable, y en ese caso, la escasez de un nutriente a futuro tiene poco peso relativo en decisiones tácticas.

BALANCE DE CARBONO PARA SISTEMAS DE CULTIVOS DE PRODUCTORES CREA

Proyecto Manejo Sustentable de los Recursos Naturales y Cambio Climático

Proyecto DACC - MGAP Préstamo Banco Mundial N° 8099-UY

Componente III. Generación de información de apoyo para la mejora en la gestión de los recursos naturales por parte de la Dirección General de Recursos Naturales del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca

ACUERDO DE COLABORACIÓN INIA y FUCREA

5.1) Introducción y antecedentes.

En este capítulo se presentan los resultados de un estudio del balance de carbono orgánico del suelo (C_s) de productores CREA que participan del proyecto. Este trabajo no formó parte del presente proyecto FPTA, pero dado que, se usaron los mismos predios, se incluye en esta publicación en la medida que los resultados son complementarios de los indicadores presentados en los capítulos 2 y 3 de esta publicación. Específicamente, se presentan los resultados de las estimaciones del balance de carbono (C) a nivel de predios i) sin considerar los procesos erosivos y ii) considerando los procesos erosivos.

El balance de carbono (C) del suelo (C_s) puede ser evaluado usando conceptos relativamente simples, aunque en la práctica, la aplicación de estos conceptos en forma rutinaria no es siempre sencilla. La principal razón de este problema de aplicación es que requiere de la medición de la concentración de C_s y la densidad aparente (D_{AP}) del suelo a diferentes profundidades y a intervalos de tiempo acordes con los objetivos. Además, otro inconveniente es que la tasa de cambio (acumulación o pérdida de C_s) en comparación con el tamaño del compartimiento del C_s es relativamente pequeña. Por lo tanto, la detección de cambios en el almacenaje de C con medidas de campo puede ser tediosa, muy costosa y no siempre efectiva, en la medida que en muchos casos es posible detectar cambios una vez que la pérdida ya afectó la capacidad del recurso. Por estos motivos, para la estimación de este indicador

recurrimos a una ecuación simple de balance de carbono. Esta ecuación fue propuesta por Hénin y Dupuis (1945):

$$dC_s/dt = hC_i - kC_s \quad [5.1]$$

donde C_s es la masa de carbono del suelo ($Mg\ ha^{-1}$), t es el tiempo (años), h es el coeficiente de humificación (g C retenido por g de C en ingresado), C_i es el ingreso de C en residuos aéreos y subterráneos y k es la tasa aparente de descomposición de C (g C perdido por g C presente por año).

El término dC_s/dt es la tasa de almacenamiento de C (positiva o negativa). El término de ganancia (hC_i , lado derecho de la ecuación) representa la cantidad de C en los ingresos que son retenidos en el suelo como C orgánico. El coeficiente h es el coeficiente de retención o humificación cuyos valores van de 0 a 1, donde $h = 0$ significaría que los microorganismos del suelo respiran todos los ingresos de C de los residuos, y $h = 1$ significaría que todos los residuos son estabilizados como materia orgánica. El valor de este coeficiente, obtenido de regresiones con datos de campo, varía entre 0,06 y 0,22 $g\ g^{-1}$ (Coleman y Jenkinson 1996; Kemanian y Stöckle 2010; Mazzilli *et al.*, 2014; Rasmussen y Collins, 1991; White *et al.*, 2014). Esto significa que aproximadamente el 80% del C de los ingresos de C se respira, pero esta "pérdida" no puede ser considerada estrictamente como tal ya que la actividad microbiana es la responsable del ciclado de nutrientes y del mantenimiento de un suelo "saludable".

El término de pérdida (kC_s) representa la respiración del C_s ya humificado en suelo. El coeficiente k representa la fracción anual de pérdida de C_s , si el proceso está sólo dominado por la cantidad de C_s presente en el suelo. No obstante, existen evidencias que indican que el coeficiente no es constante por muchas razones (e.g Mazzilli *et al.*, 2014). Sin embargo, puede ser considerado constante para los cálculos presentados más abajo sin generar un sesgo en la dirección del balance. Los valores típicos para k varían de 0,01 a 0,04 (ver Andriulo *et al.*, 1999; Huggins *et al.*, 1998; Mazzilli *et al.*, 2014). Resulta interesante resaltar que un modo en el cual el laboreo convencional afecta el balance de C es por el incremento de valor del coeficiente k .

Cuando el suelo está en "estado de equilibrio o en régimen permanente", es decir, que el C que se

gana y pierde del sistema está balanceado y la tasa de cambio es cero, la ecuación permite algunos cálculos útiles. En equilibrio, el C_s es:

$$C_s = hC_i/k \quad [5.2]$$

Por lo tanto, el contenido de CS aumenta a mayor valor de C_i y menor valor de k , asumiendo que h es constante. Adicionalmente, esto permite calcular k si C_s y h son conocidos:

$$k = hC_i/C_s \quad [5.3]$$

A pesar de que el balance de C_s es un aspecto relevante a tener en cuenta en los sistemas de producción, en muchos casos no es el factor más importante asociado a la degradación del suelo, ya que bajo las condiciones locales de producción la erosión hídrica del suelo pasa a ser el factor más determinante (García-Préchac y Clérici 1996; Garcia-Prechac *et al.*, 2004). La erosión del suelo puede provocar una "pérdida" de C. La pérdida real es difícil de cuantificar porque una fracción del suelo erosionado es depositada en la trayectoria del flujo erosivo y otra fracción alcanza los flujos de agua. Por lo tanto, asumir que el C que acompaña los sedimentos es una pérdida de C a la atmósfera sería incorrecto, pero sí es una fracción de C que se pierde de un campo o un sitio en particular y puede asumirse una pérdida real a nivel de unidad de manejo, tal como lo estamos analizando en este trabajo.

Esta pérdida de C_s puede ser estimada a partir de la tasa de erosión. La pérdida máxima de C puede estimarse multiplicando la pérdida de suelo por la concentración de C de la capa superior del suelo. Los sedimentos erosionados están usualmente enriquecidos en C orgánico (Ernst y Siri-Prieto 2009), pero para estas estimaciones el cálculo simple de masa de sedimentos por concentración de C_s arroja una aceptable estimación de la pérdida.

$$C_e = [C_{s,1}] \times Se \quad [5.4]$$

Donde C_e = Carbono erosionado ($Mg\ C\ ha^{-1}\ año^{-1}$); $[C_{s,1}]$ es la concentración de C en la capa 1 del

suelo (normalmente llamada horizonte A, y la capa superior en sistemas de no laboreo) ($g\ C\ g\ suelo^{-1}$) y Se es la tasa de erosión.

5.2) Materiales y métodos

5.2.1- Base de datos utilizada

Para estos cálculos fueron realizados para un total de 26 de los 30 predios pertenecientes participantes en el proyecto, ya que para 4 de ellos no fue posible acceder a la ubicación espacial de cada unidad de manejo dentro del predio. Al igual que para el cálculo de indicadores presentado anteriormente, sólo se tuvo en cuenta el tiempo en que cada unidad productiva estuvo bajo agricultura en el periodo 2011/2014. Una unidad productiva o de manejo (lote, chacra, etc.) es un área definida dentro del predio en la cual se aplican las mismas medidas de manejo y se corresponde con un polígono presentado a los planes de uso y manejo de suelos. En total se evaluaron 370 unidades productivas pertenecientes a los 26 predios, que ocupan un área media anual de 15.574 ha. El área media por predio es de 601 ha con un mínimo de 115 ha y un máximo de 4.163 ha, mientras que el área media de las unidades de manejo (chacras/lotes) estudiadas es de 42 ha, con un mínimo de 4 ha y un máximo de 290 ha, lo que muestra en ambos casos la variabilidad existente tanto entre predios como entre unidades de manejo.

Dado que la unidad principal de análisis en este trabajo es la unidad de manejo, resulta interesante observar la distribución de tamaños de esas unidades, ya que en muchos casos el tamaño define las posibilidades de manejo diferencial y a su vez permite acercarse a la lógica de trabajo de los productores en estudio. En este caso, el 80% de las unidades de manejo tienen un área menor o igual a las 60 ha (Figura 5.1), lo que muestra que, si bien hay unidades de grandes extensiones, en general estamos frente a un grupo de productores que mayormente manejan unidades de tamaño razonable y, por tanto, con mayores posibilidades de un manejo más preciso en función del recurso suelo.

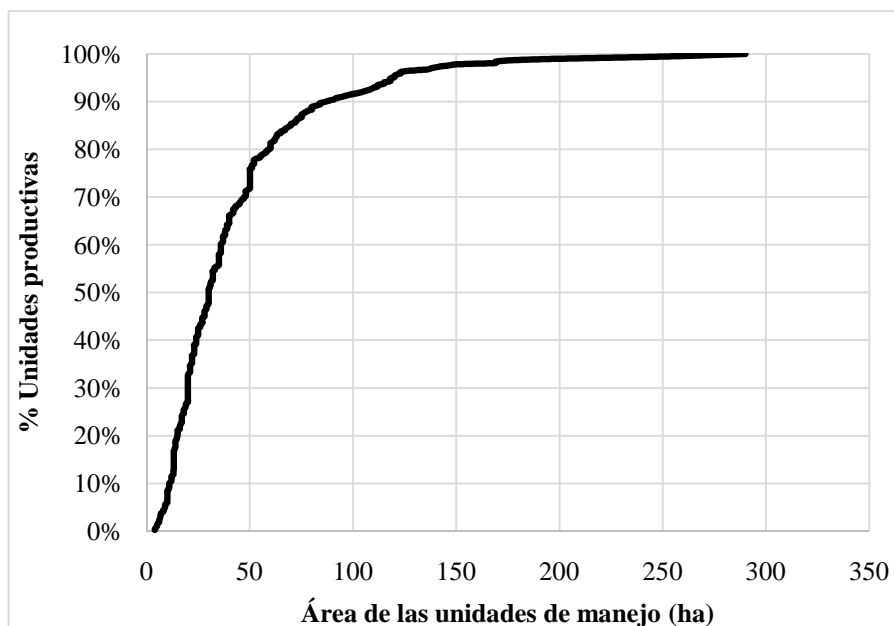


Figura 5.1. Distribución de los tamaños de las unidades de manejo.

En cada una de estas unidades de manejo se relevaron durante el periodo 2011-2014 las secuencias de cultivo, el manejo de los cultivos (fertilización, manejo de plagas y malezas, fecha de siembra, materiales utilizados, entre otros manejos), los rendimientos asociados y la ubicación geográfica de cada unidad de manejo, lo cual permitió generar una importante base de datos de manejo, así como del recurso suelo involucrado, en la medida que cada unidad de manejo fue asociada a un mapa de grupo de suelos CONEAT.

5.2.2- Estimación del balance de C de suelo

La estimación del balance de CS necesita el uso de cuatro variables: h , C_i , k y C_s [Eq. 5.1]. El C_i (ingreso de C desde residuos al sistema) puede ser estimado a partir del rendimiento de los cultivos de granos o la producción de forraje. El coeficiente h (humificación de esos residuos) puede ser seleccionado de la bibliografía, en este caso el valor utilizado es de 0,18 (Andriulo *et al.*, 1999; Huggins *et al.* 1998; Mazzilli *et al.*, 2014). El coeficiente k (tasa de descomposición del C_s), sin embargo, necesita ser estimado desde los datos. La forma más fácil de hacerlo es asumir que, para un valor dado de C_i , el C_s está representado por un promedio de las condiciones en una determinada localidad o tipo de suelo.

Para este trabajo, asumimos que cada unidad de manejo presenta el suelo dominante del grupo CONEAT al que pertenece. Este es un supuesto relevante, pero, en la medida que no se cuentan con relevamientos de campo, pareciera ser la forma más objetiva y repetible de seleccionar las características del suelo que mejor representan al sitio. Por otra parte, en la medida que proyectos futuros puedan hacer ese relevamiento, las estimaciones se podrán modificar sin inconvenientes. Por lo tanto, a partir de este supuesto, se utilizó la textura, profundidad y concentración de C del horizonte A de cada uno de los suelos representados para obtener valores operacionales de k .

Una vez conformada la base, se ajustó el contenido de carbono ($Mg\ C\ ha^{-1}$) a masa constante de suelo, utilizando como valor de referencia el suelo de menor masa, lo que, para este caso en particular, determinó ajustar la profundidad de cada uno de los horizontes A existentes en la base de datos a la masa del suelo referencia. De esa manera, se comparan todas las unidades de manejo uniformemente (Davidson y Ackerman 1993). Un detalle no menor es que en las cartas de suelo disponibles no está relevada la densidad aparente del suelo (D_{AP}), por lo cual fue inferida a partir de la textura del horizonte A y la concentración de C_s utilizando las ecuaciones propuestas por Saxton y Rawls (2006).

5.2.2.1- Estimación de la tasa de descomposición

Dados los contenidos de C_s por unidad de manejo, asumimos que el C_s está en equilibrio para la producción modal de C_i para los casos registrados y almacenados en nuestra base de datos de predios. Es decir, asumimos que el C_i que ingresa a cada una de las unidades de manejo es exactamente el mismo que se respira cada año. Como tenemos ajustado el valor de C_s , es posible calcular un valor de k dados esos supuestos para cada una de las unidades de manejo de la base de datos (Eq. 5.3).

A partir de la estimación de la tasa de descomposición (k) estimada para cada unidad de manejo, se buscaron asociaciones entre el valor de k y distintas variables relevadas. Si bien es conocido que este valor se puede modificar

por distintas variables, entre las relevadas y con mayor variabilidad entre unidades de manejo se encuentra la textura, que ha sido ampliamente citada como un determinante de los cambios en el valor de k (Hendrix *et al.*, 1988; Gregorich *et al.* 1998; Buyanovsky y Wagner 1986) (Figura 5.2).

Dada la dispersión existente en el valor estimado de k para los distintos niveles de arcilla, se estudió la relación entre estas variables para el cuartil 95 y el cuartil 50 del valor de k . El cuartil 95 representa un valor de k elevado y, por tanto, se puede considerar para este trabajo como el escenario de mayor salida de C del sistema, lo que significa que arrojará balances de C más negativos, mientras que el cuartil 50 se corresponde al valor medio de tasa de descomposición esperado para un suelo en nuestras condiciones (Figura 5.3).

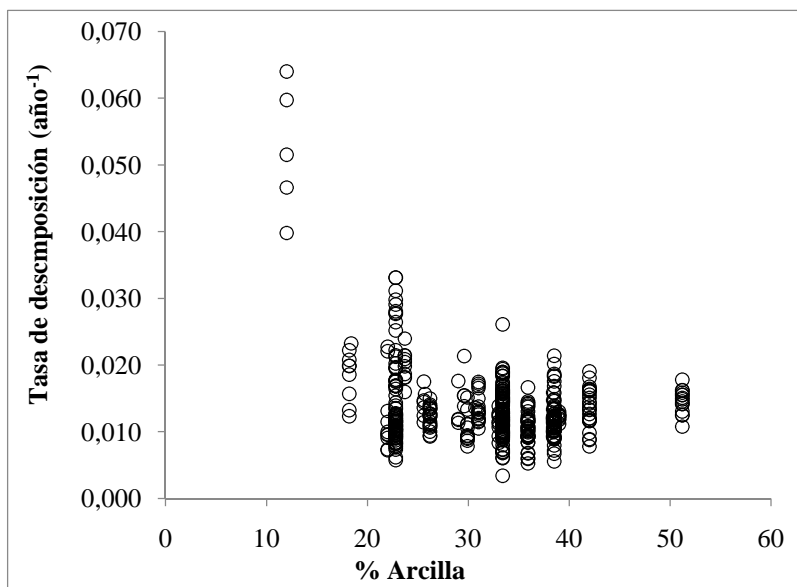


Figura 5.2. Relación entre el % de arcilla y la tasa de descomposición del C_s .

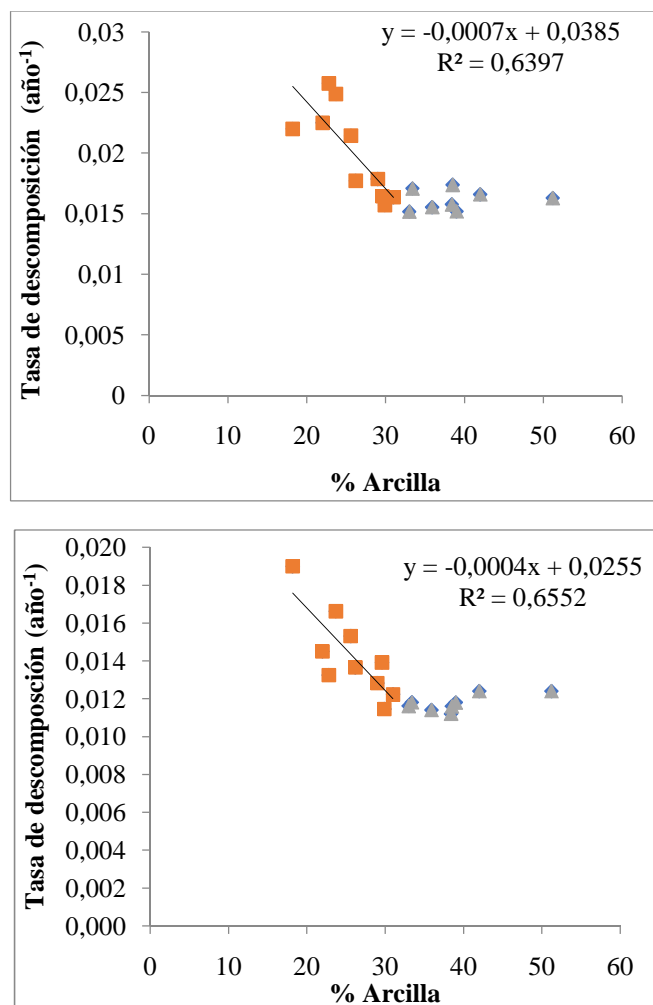


Figura 5.3. Relación entre el % de arcilla y la tasa de descomposición del CS para el cuartil 95 (panel superior) y el cuartil 50 (panel inferior).

En ambos casos fue posible ajustar un modelo lineal entre los niveles de 18 y 32% de arcilla, rango en el cual se observaron cambios en el valor de k en función del % de arcilla. Por su parte, se utilizó un valor fijo de 0,016 y 0,012 año⁻¹ para los cuartiles 95 y 50 respectivamente en los sitios con más de 32% de arcilla y un valor fijo de 0,060 y 0,052 año⁻¹ para los cuartiles 95 y 50, respectivamente, en los sitios con menos de 18% de arcilla (estos últimos datos no se muestran en la figura 5.3). Estos valores de k son coincidentes con el valor reportado por Salto *et al.*, (2014) para un suelo en la estación M.A Cassinoni (0.025 año⁻¹). En resumen, a partir de estos modelos simples y el contenido de arcilla de la unidad de manejo se asignó a cada uno de los sitios un valor de tasa de descomposición.

5.2.2.2- Estimación del ingreso de C (Ci)

La estimación de los ingresos de residuos y, por tanto, de los ingresos de C al sistema se hizo a partir de los rendimientos de los cultivos reportados en cada unidad de manejo y cada año. Se estimó la biomasa aérea total (Bat) a través de la siguiente ecuación.

$$\text{Bat} = Y/IC \quad [5.5]$$

donde Y = rendimiento en Kg ha⁻¹ base 0% de humedad e IC es el índice de cosecha de biomasa de los cultivos. Los valores de IC utilizados fueron 0.44, 0.4, 0.39, 0.27, 0.40 y 0.44 para soja, maíz, sorgo, girasol, trigo y cebada y surgen de una compilación de ensayos locales (Mazzilli *et al.*, sin publicar). Para estimar la cantidad de C

residuos aéreos (CRa) se restó de la biomasa total el rendimiento en grano y se multiplicó por la concentración de C en la biomasa (pCa):

$$CRa = (Bat - Y) * pCa \quad [5.6]$$

La cantidad de C en residuos subterráneos (CRs) fue estimada de acuerdo a Bolinder *et al.* (2007).

$$CRs = Y / (A : S * IC) * pCs \quad [5.7]$$

donde A: S es la relación entre biomasa aérea y subterránea. En este trabajo se utilizaron los valores reportados para cada cultivo en la revisión realizada por Bolinder *et al.* (2007). La pCs es la concentración de C en la biomasa subterránea. Se utilizaron valores de pCa y pCs de la literatura, que, en promedio, resultaron en valores de 47% de C en biomasa aérea y 38% de C en biomasa subterránea.

Cuando en el ciclo agrícola existieron cultivos para silo o directamente cultivos de cobertura, se ingresó a sistema la biomasa remanente estimada luego del ensilado o la producida en cultivos de cobertura. La única modificación estuvo asociada al ingreso de residuos de raíces, para la cual se utilizó la siguiente ecuación:

$$CRs = 10Ya / (5 + Ya) \quad [5.8]$$

donde Ya, en este caso, representa la biomasa aérea total producida.

5.2.3- Estimación del balance de C de suelo considerando la erosión

Para la correcta estimación de la pérdida de C_s por los procesos erosivos es necesario, en primer lugar, estimar la tasa de erosión (S_e , Eq 5.4). Para esto fue utilizado el modelo EROSION 6.0, que es una adaptación local del modelo USLE/RUSLE de pérdida de suelo. Dicho modelo es utilizado para el diseño y estimación de los planes de uso y manejo de suelo, y ha sido calibrado en las condiciones locales (Clérico y García- Préchac 2001; García-Préchac y Clérico 1996).

Para el uso de este modelo (ecuación universal de pérdida de suelo) se requieren varios parámetros, que son estimados a partir de la información existente, pero se requiere conocer la *erosividad* de las lluvias (factor R), la erodabilidad del suelo (factor K), su pendiente y longitud (factores S y L, respectivamente) y el uso y manejo del suelo (factor C). Si bien es posible utilizar un factor

conocido como práctica de apoyo (P) en algunas situaciones, este parámetro no fue afectado en las estimaciones.

5.2.3.1- Estimación de la erosividad de las lluvias y erodabilidad del suelo

Para la estimación de la *erosividad* de las lluvias, se utilizaron los datos cargados en el modelo EROSION 6.0 por localidad, utilizando para cada unidad de manejo la *erosividad* reportada para la localidad más cercana a la unidad de manejo en evaluación. En ningún caso la localidad del modelo se encontraba a más de 50 km que la unidad de manejo en análisis.

Por su parte, para la estimación de erodabilidad del suelo se utilizó el mismo suelo que para la estimación del balance de C y cuyo valor del parámetro está precargado en el modelo EROSION 6.0.

5.2.3.2- Estimación de la pendiente y su longitud

Para la estimación del largo y gradiente de pendiente se utilizó el software ArcMap 10.3 y mediante el análisis del ráster "Modelo digital del Terreno" (MDT) de Uruguay se calcularon los parámetros. Para el procedimiento de cálculo se requiere de los polígonos georreferenciados de las unidades de manejo para los cuales se desea obtener los parámetros, que, para este caso, es cada una de las 370 unidades de manejo. Dichos polígonos permiten tener la ubicación del potrero y un MDT específico para este sitio.

Tomando como dato el MDT específico, se calculan las siguientes capas mediante la extensión del ArcMap "Spatial Analyst":

- Curvas topográficas cada 0,5 m
- Flujos de acumulación de agua
- Gradientes de pendientes

Estas capas permiten:

- Identificar dentro de cada potrero los lugares que presentan un gradiente de pendiente más acentuado, en el cual se estima el largo y gradiente de pendiente (Figura 5.4).
- Identificar la elevación sobre el nivel del mar (cota) para estimar la diferencia en altura entre el punto más elevado y más bajo (Figura 5.5).
- Identificar la ubicación de los desagües naturales para comprender la dirección de la pendiente (Figura 5.6).

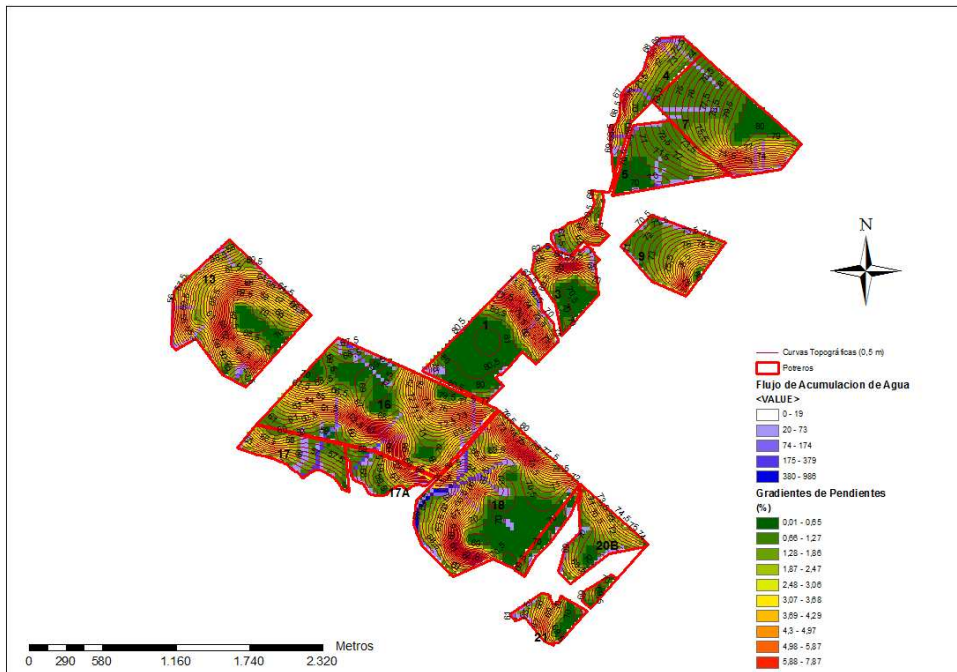


Figura 5.4. Curvas topográficas cada 0,5 m y flujos de acumulación de agua y gradientes de pendientes para un predio.

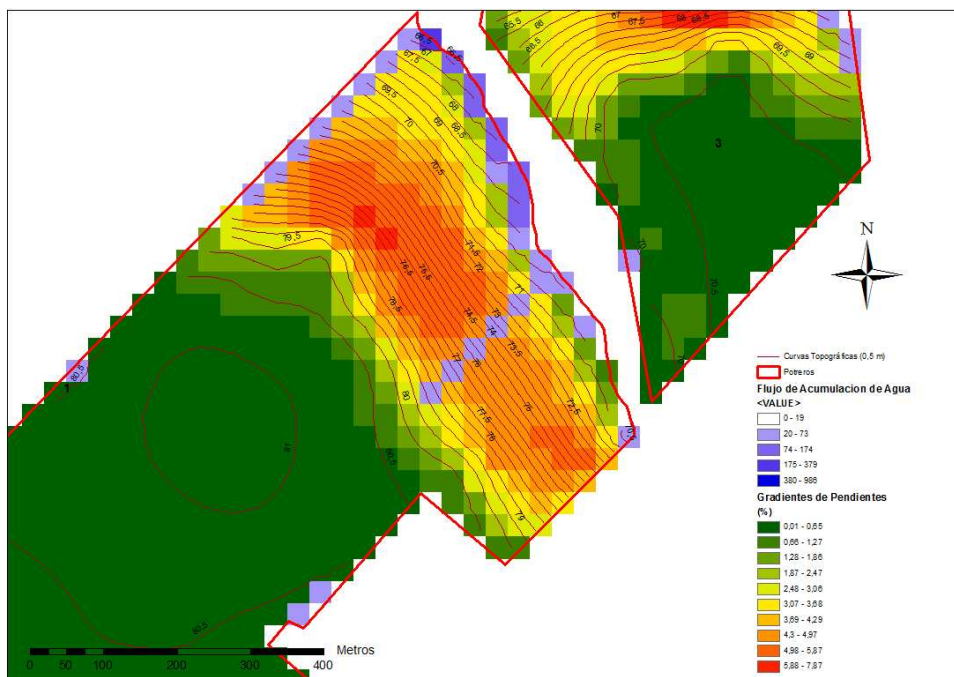


Figura 5.5. Identificación de zonas con mayor gradiente de pendiente por lote.

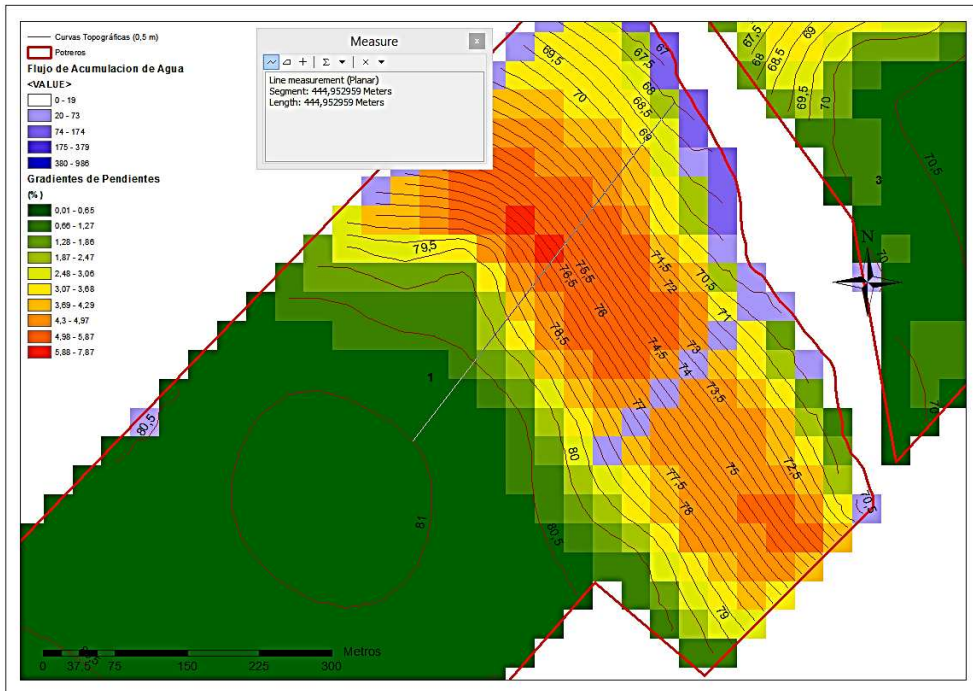


Figura 5.6. Levantamiento de información para ingresar a la ecuación de cálculo.

Luego de obtenida dicha información, se aplica la siguiente ecuación:

$$\text{Factor S (\%)} = 100 \cdot \frac{\text{Cota Máxima} - \text{Cota Mínima}}{\text{Distancia entre cotas}} \quad [5.9]$$

donde:

- Cota máxima refiere al punto más elevado del terreno.
- Cota mínima refiere al punto más bajo del terreno
- Distancia entre cotas refiere a la distancia entre dichos puntos. Se considera como el largo de pendiente. En este caso, cuando hay terrazas, esta distancia es la longitud entre dos terrazas.

5.2.3.3- Estimación del factor C

Este factor depende de la rotación de cultivos, o sea, de la secuencia de cultivos durante las zafas 2011-2014. En este caso, el 100% de las unidades de manejo estaba bajo un sistema de siembra directa, por lo tanto, no se cargan efectos de laboreo. Por otra parte, sí se carga la cobertura de suelo antes de la siembra de cultivo y en los periodos de barbecho, cuando estos ocurren. Para esto último, se utilizó la producción

de residuos estimada anteriormente y, utilizando algunos supuestos, fue estimada la cobertura en cada unidad de manejo y en cada periodo en el que fuera necesario. Esto determina que cada estimación de erosión se realizó con la cobertura estimada y, por tanto, “real” para esa unidad en el periodo 2011-2014 y no con la cobertura esperada cuando se diseñó el plan de uso de suelos.

Si bien no se utilizaron de forma directa las relaciones desarrolladas por Liori y Sapiza (2015), los datos allí presentados fueron utilizados para seleccionar los supuestos, en conjunto con bibliografía internacional (Broder y Wagner 1988; Berg y McLaugherty 2007; Cotrufo *et al.* 2013). Los supuestos utilizados fueron los siguientes:

Cobertura estimada en función de los residuos aéreos en donde se asume que 7 Mg ha⁻¹ de residuos aéreos corresponden con 100% cobertura y se asume una relación lineal entre % cobertura y biomasa de residuos aéreos por debajo de ese umbral, siendo 0 Mg ha⁻¹ de residuos equivalente 0 % cobertura de suelo.

La cantidad de residuo previo a la siembra de un cultivo es la suma del 100% cultivo previo + 20% cultivo estación anterior cuando fue soja y 50% cultivo anterior cuando el cultivo fue una gramínea.

Una vez estimada la erosión utilizando los factores descriptos, se aplica la ecuación 5.4 y a esa pérdida de C_s se le suma el resultado del balance calculado anteriormente, pero sin considerar los procesos erosivos.

5.2.4- Análisis estadísticos utilizados

Para el análisis de la información resultante se utilizaron diferentes análisis estadísticos, en todos los casos fue utilizado el software Infostat 2016/p. Cuando se hicieron asociaciones entre dos variables, se realizaron análisis de varianza de la regresión. En algunas ocasiones, para lograr explicar cuáles variables fueron las más relevantes para explicar la variabilidad de la variable de respuesta, se utilizaron árboles de clasificación y regresión. Los modelos basados en árboles de regresión y/o clasificación constituyen una alternativa a los modelos lineales aditivos para los problemas de regresión y para modelos logísticos aditivos en problemas de clasificación. Estos modelos están pensados para captar comportamientos no aditivos; los modelos lineales estándar no permiten interacciones entre variables, a menos que se especifique una forma multiplicativa. En ciertas aplicaciones, especialmente cuando el grupo de predictores contiene una mezcla de variables numéricas y factores, los modelos basados en árboles son más fáciles para interpretar y discutir que los modelos lineales. Se denominan modelos de árbol porque

el método original de presentar los resultados es en forma de árbol binario. Cuando la variable dependiente es continua se conforman árboles de regresión y cuando es de clasificación se generan árboles de clasificación (Balzarini *et al.*, 2008).

Por último, para vincular predios de acuerdo con sus características y resultados en cuanto a las variables de respuesta asociadas, se realizó un análisis de conglomerados. Este tipo de análisis permite implementar distintos procesos para agrupar objetos descriptos por un conjunto de valores de varias variables (Balzarini *et al.*, 2008).

5.3) Resultados y discusión

5.3.1- Rotaciones y secuencias de cultivos.

En términos medios, para el conjunto de predios analizados en el periodo de trabajo (2011-2014), el área de soja (Soja 1 + Soja 2) representó la mayor parte del área, con un 50% (Figura 5.7). En contraparte, el área de gramíneas de verano fue sólo un 11% del total y un 18% del área de cultivos de verano, valor que, si bien sigue siendo bajo, es superior a la media país para el periodo analizado (DIEA 2014). Por su parte, durante este periodo el área dedicada a cultivos de cobertura de invierno fue solo de un 7%. Sin considerar los cultivos de cobertura, la intensidad de cultivos media fue de 1,49 cultivos año⁻¹.

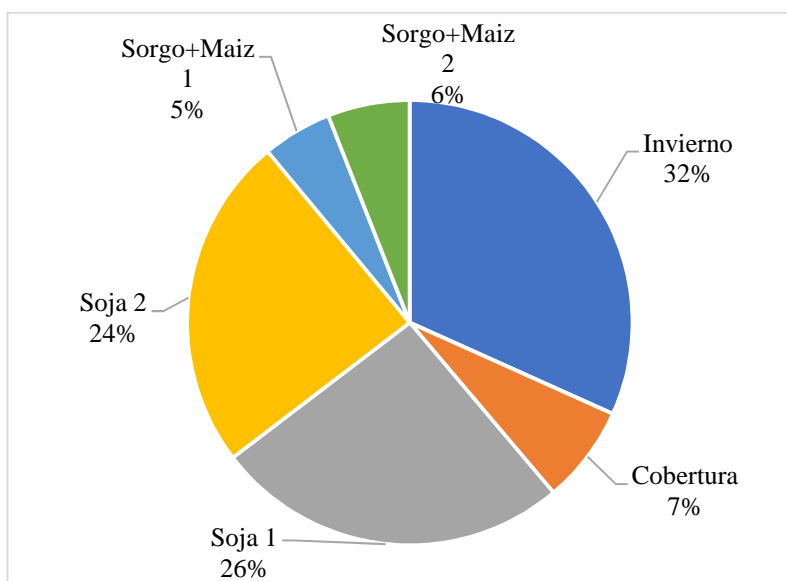


Figura 5.7. Distribución de cultivos para el periodo 2011-2014 de todos los predios participantes.

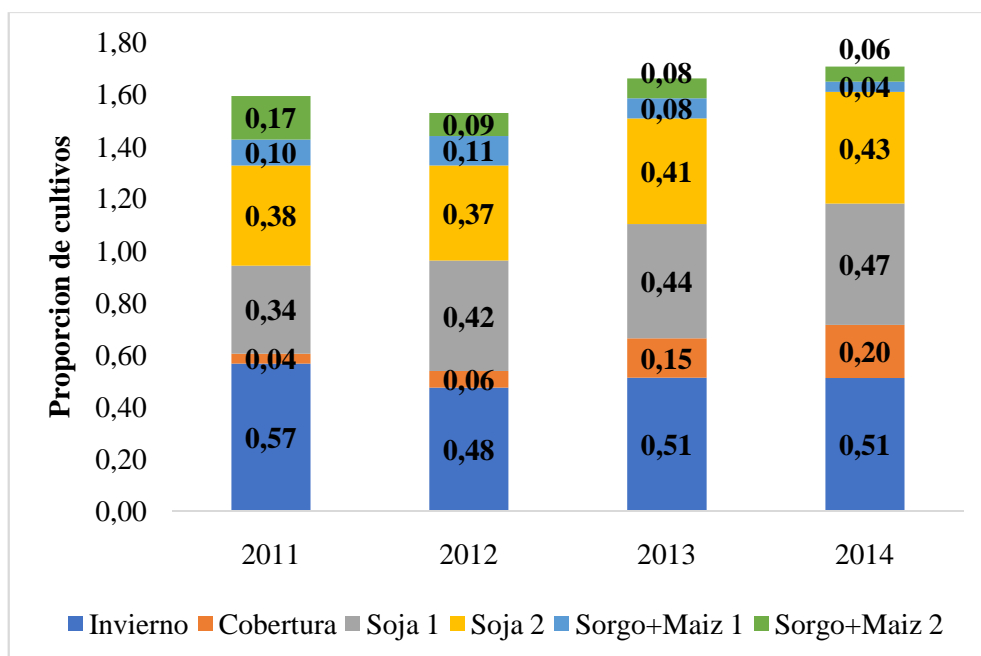


Figura 5.8. Distribución de cultivos para los predios participantes según año.

Cuando se analizan los cambios en las proporciones de cultivos teniendo en cuenta los diferentes años de la evaluación, se observan modificaciones interesantes de comentar. Para el caso de los cultivos de cobertura, se identifica un aumento que va desde un 4% al inicio del periodo hasta alcanzar un 20% al final, lo cual seguramente estuvo impulsado por la implementación de los planes de uso y manejo de suelo a partir del año 2013. Por otra parte, se observa un incremento sostenido del área dedicada a los cultivos de soja de primera y una disminución en el área dedicada a gramíneas de verano, tanto de primera como de segunda (Figura 5.8).

Por último, resulta interesante observar la variabilidad existente en las proporciones de cultivos en el periodo para los distintos predios que participaron en el proyecto. A pesar de que son todos productores CREA, la variabilidad en el uso del suelo es muy importante. Se destaca también la amplia dispersión existente en la proporción de cultivos de cobertura (Cuadro 5.1), en la que se observan predios que no incluyen esta práctica de cultivo y en algunas situaciones alcanza el 50% del área física. Respecto al área de cultivos de invierno, ocurre también una importante variabilidad, que va de predios que en el periodo asignaron un 77% del área a este tipo de cultivos a predios que solo asignaron un 20%, lo que determina intensidades de cultivos (número cultivos año⁻¹) contrastantes (Cuadro 5.1).

Cuadro 5.1. Proporción de cultivos para el periodo 2011-2014 para cada uno de los predios.

Predio	Proporción cultivos						
	Invierno	Cobertura	Soja 1	Soja 2	Sorgo + Maíz 1	Sorgo + Maíz 2	Intensidad
1	0,74	0,05	0,29	0,47	0,13	0,11	1,74
2	0,23	0,21	0,61	0,2	0,16	0,04	1,23
3	0,7	0	0,3	0,56	0,00	0,15	1,70
4	0,33	0,5	0,4	0,21	0,26	0,12	1,32
5	0,6	0	0,4	0,5	0,00	0,10	1,60
6	0,53	0	0,42	0,35	0,09	0,13	1,53
7	0,7	0,12	0,16	0,57	0,13	0,13	1,70
8	0,43	0,25	0,57	0,18	0,00	0,25	1,43
9	0,59	0,08	0,35	0,47	0,07	0,13	1,59
10	0,53	0	0,46	0,31	0,00	0,23	1,53
11	0,59	0,04	0,32	0,53	0,08	0,00	1,52
12	0,34	0	0,57	0,28	0,08	0,07	1,34
13	0,48	0,29	0,5	0,36	0,06	0,07	1,47
14	0,7	0,07	0,26	0,52	0,12	0,10	1,70
15	0,46	0,09	0,35	0,41	0,19	0,04	1,46
16	0,4	0,09	0,54	0,3	0,06	0,02	1,33
17	0,33	0,33	0,67	0,33	0,00	0,00	1,00
18	0,49	0,02	0,38	0,46	0,14	0,02	1,49
19	0,51	0	0,25	0,51	0,17	0,07	1,51
20	0,2	0	0,67	0,21	0,10	0,05	1,23
21	0,62	0	0,36	0,39	0,02	0,24	1,62
22	0,73	0,07	0,32	0,65	0,00	0,04	1,73
23	0,56	0,17	0,41	0,54	0,04	0,02	1,56
24	0,44	0,23	0,46	0,3	0,14	0,10	1,44
25	0,36	0,4	0,51	0,27	0,09	0,06	1,29
26	0,77	0	0,34	0,41	0,00	0,25	1,77
Media	0,51	0,12	0,42	0,4	0,08	0,1	1,49
Máximo	0,77	0,5	0,67	0,65	0,26	0,25	1,77
Mínimo	0,2	0	0,16	0,18	0	0	1
% CV	123%	428%	103%	110%	154%	147%	59%

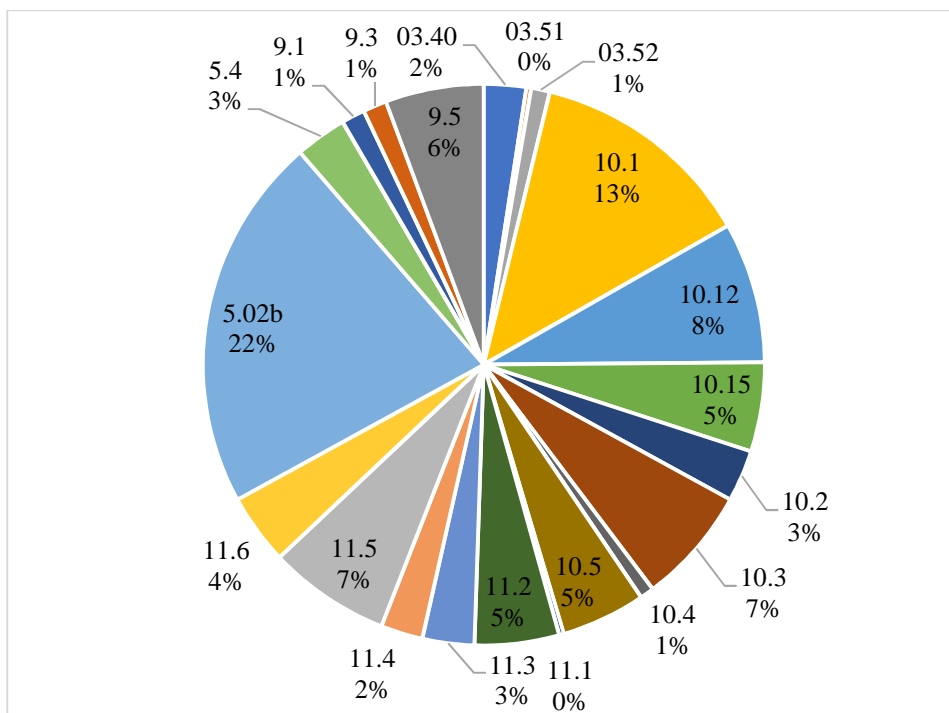


Figura 5.9. Distribución de suelos dominantes del grupo CONEAT para los predios participantes según año.

5.3.2- Suelos representativos

En cuanto a los suelos, si los separamos por el grupo CONEAT al que pertenecen observamos una importante variabilidad (Figura 5.9). Es importante tener en cuenta que no tenemos la seguridad de que el suelo descrito sea el que realmente representa al suelo de la unidad de manejo, pero al no contar con datos de relevamiento de suelos en esas unidades de manejo es la mejor aproximación existente. En la figura siguiente se presenta la distribución de unidades de manejo según el grupo al que pertenecen. Los suelos de los grupos 10 y 11 representan el 58% de los suelos en los predios analizados.

5.3.3- Balance de C en ausencia de erosión

Los balances de C_s medios para el periodo de trabajo y para cada uno de los predios en función de las dos tasas de descomposición estimadas indican que, si ocurre la tasa de descomposición más elevada (k (95)), la mayor parte de los predios tendrían balances negativos, y, en el mejor caso, cercanos a la neutralidad. No obstante, si observamos el balance de CS utilizando la tasa de descomposición media (k (50)), la mitad de predios tiene balances positivos y la otra mitad negativos (Figura 5.10). Es interesante recordar que estos balances están estimados en esta etapa en ausencia de erosión, lo que indica que, en una alta proporción de sitios, el ingreso de C (C_i) no está siendo suficiente para mantener los niveles de C_s .

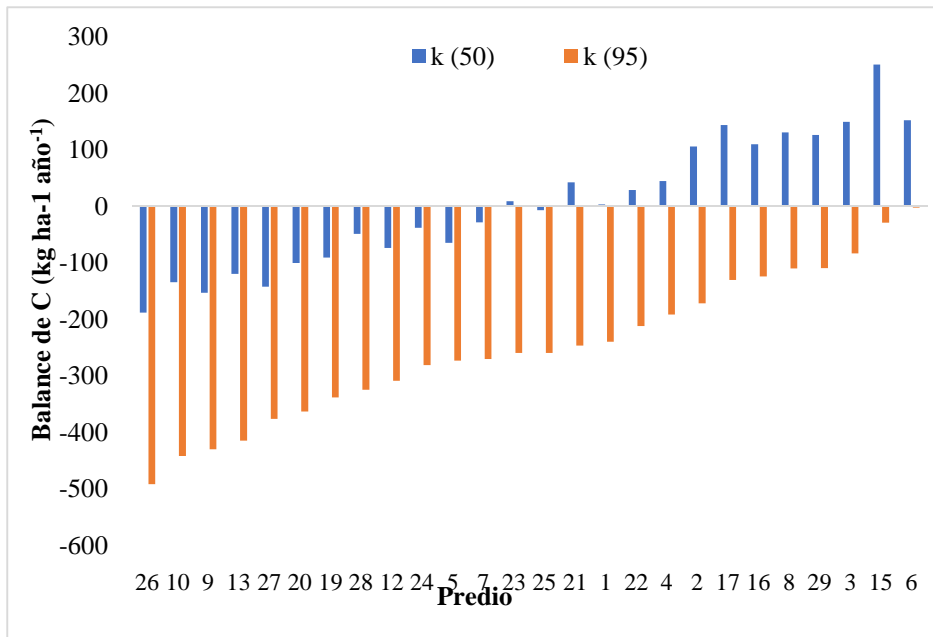


Figura 5.10. Balance de C según predio, estimado a partir de la tasa de descomposición máxima probable (cuartil 95) y la tasa de descomposición media (cuartil 50).

No obstante, cuando se observan los predios con balances negativos de C, algunos de ellos estarían frente a pérdidas muy importantes. Por ejemplo, el caso de mayor pérdida implicaría una salida de entre 190 y 490 kg ha⁻¹ año⁻¹ (dependiendo de la estimación utilizada), lo que para ese predio en particular implica entre un 0,3 y 0,7% de su C_s total (68 Mg ha⁻¹) por año. Esto, a su vez, implicaría que en un periodo de 37 a 90 años (según k utilizado) el C_s bajaría 1%, lo cual es una muestra clara de la lentitud de los procesos y la dificultad para poder evaluar estos cambios a campo a pesar de que la existencia de un cambio de esta magnitud implicaría la pérdida de 17 Mg ha⁻¹ de C_s y con ello muchos de los servicios ecosistémicos asociados.

Otro análisis interesante es la evaluación por unidades productivas. De un total de 370 unidades productivas, entre un 45% y un 90% (según el valor de k utilizado) presentan balances negativos (Figura 5.11). Esto indica que la distribución de balances de C_s es variable dentro de cada predio y que un balance global neutro para el promedio de las situaciones no indica *per se* una buena situación y, por tanto, es relevante la evaluación y seguimiento de cada unidad de manejo de forma independiente, ya que, en términos ambientales, el balance positivo de una unidad productiva no compensa el balance negativo de otra unidad productiva del mismo predio.

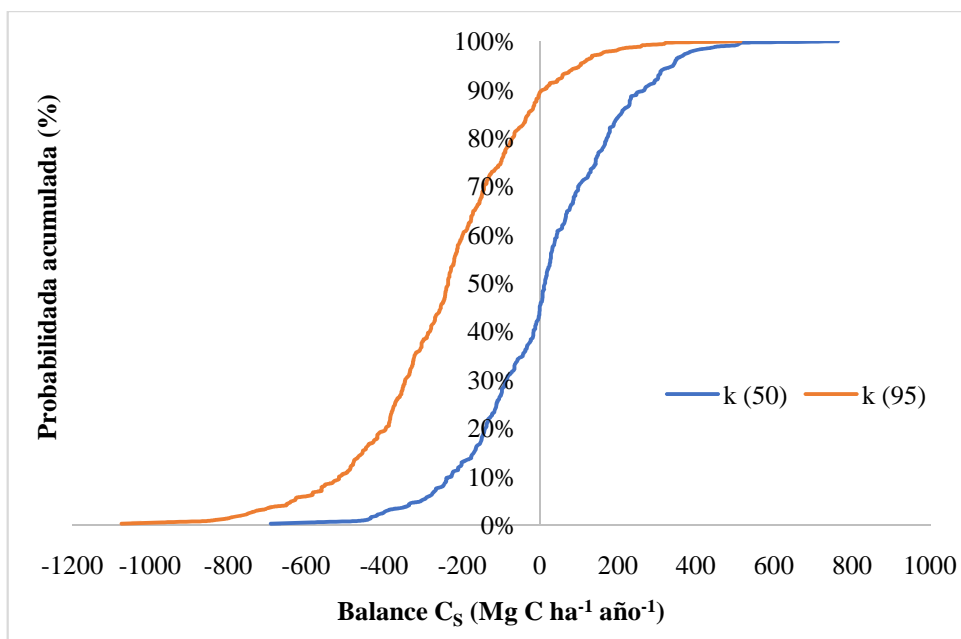


Figura 5.11. Distribución de balances de C_s para el total de unidades productivas evaluadas, estimado a partir de la tasa de descomposición máxima probable (cuartil 95) y la tasa de descomposición media (cuartil 50).

Cuando se analizan los factores que determinan por qué las unidades de manejo presentan balances positivos o negativos ($R_2=0,85$), el primer factor de división es el ingreso de C humificado. Los sitios que en términos medios en los 4 años estudiados presentaron ingresos de C humificado mayores a $768 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, lo que equivale a $4.267 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de C en residuos, tuvieron mejores balances que los

que presentaron menos ingresos. Este valor es semejante al utilizado como valor de referencia en el otro set de indicadores presentados en el capítulo 2 de este informe. Este ingreso de C se logra en sistemas de cultivos anuales con un total de aproximadamente $7300 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de materia seca aérea y este valor fue alcanzado sólo por un 36% de las unidades productivas (Figura 5.13).

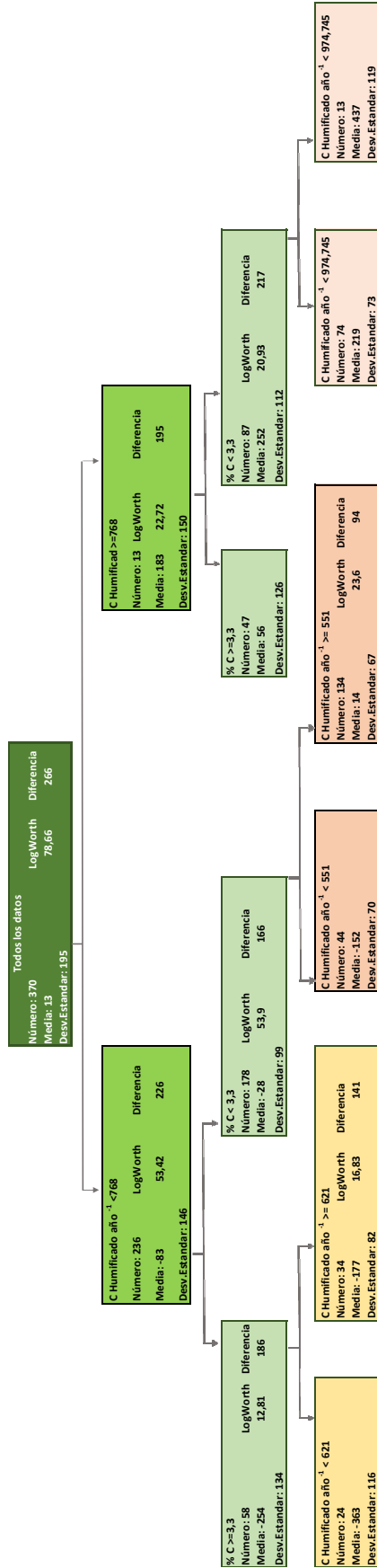


Figura 5.12. Árbol de regresión, correlación para las principales variables que explican el balance de CS de cada unidad productiva evaluada, utilizando la tasa de descomposición obtenida del cuartil 50.

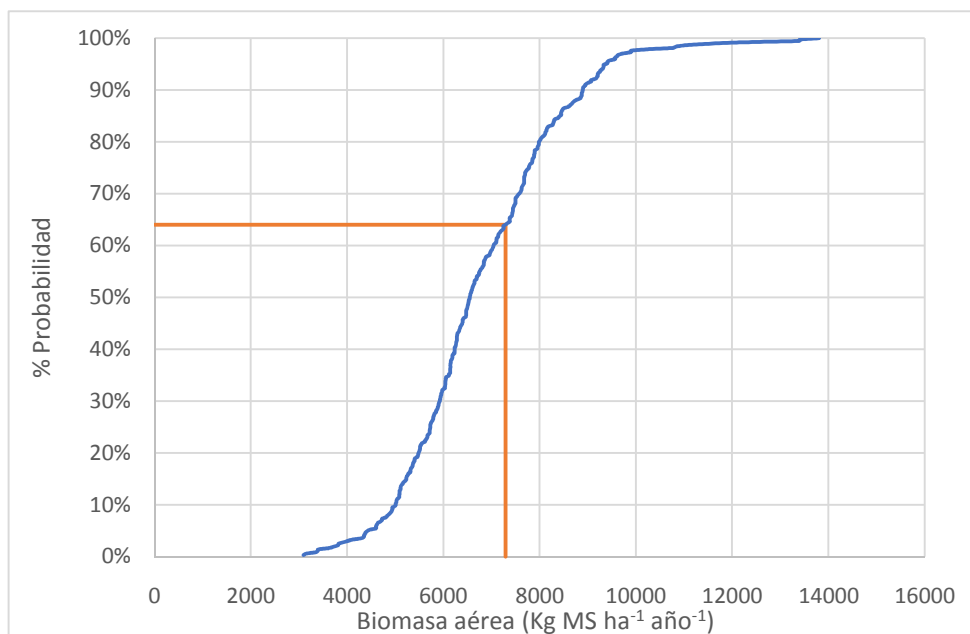


Figura 5.13. Distribución de probabilidad de producción de biomasa aérea para cada una de las unidades de manejo estudiadas durante el periodo 2011-2014.

Continuando con el análisis del árbol de regresión (Figura 5.12), el segundo determinante fue la concentración de C (%C) en el horizonte A, que en este caso corresponde a una profundidad media del horizonte de 31 cm, pero con variabilidad de acuerdo con el suelo descripto. Resulta interesante observar que los sitios con balance de C más favorable, a un nivel dado de ingresos de residuos, fueron los que tenían menos C_s . Es decir, la presencia de menos C_s determina un menor compromiso de productividad para mantener los niveles, por tanto, a mayor calidad de suelo en términos de materia orgánica, mayor es la necesidad del sistema de producción. Si bien es probable que sea más fácil producir en suelos de mayor contenido de C_s altos niveles de residuos, los errores en las secuencias y/o baja productividad por inadecuado manejo los hacen más susceptibles de pérdidas que suelos con menores niveles originales de C_s . Esto debiera interpretarse como un sistema de retroalimentación

positivo: cuanta más productividad, más C_s , que determina más productividad.

Dada la estructura de los datos y la gran cantidad de información por cada unidad de manejo, así como la diversidad de secuencias de cultivos, no fue posible detectar rotaciones que en los 4 años de proyecto determinaran *per se* una diferencia. Por su parte, cuando se relaciona el balance de C_s en función de la intensidad de cultivos, se observa una importante asociación (Figura 5.14). Si bien intensidades de cultivos menores a 1,5 imposibilitan balances positivos o, en otras palabras, hacen muy probable que los balances sean negativos, altas intensidades de cultivos aumentan la posibilidad de balances positivos, pero no lo aseguran. Es decir, para las unidades de manejo estudiadas, sólo presentaron balances positivos de C sitios con más de 1.5 cultivos por año en el periodo, pero además que fueran productivos.

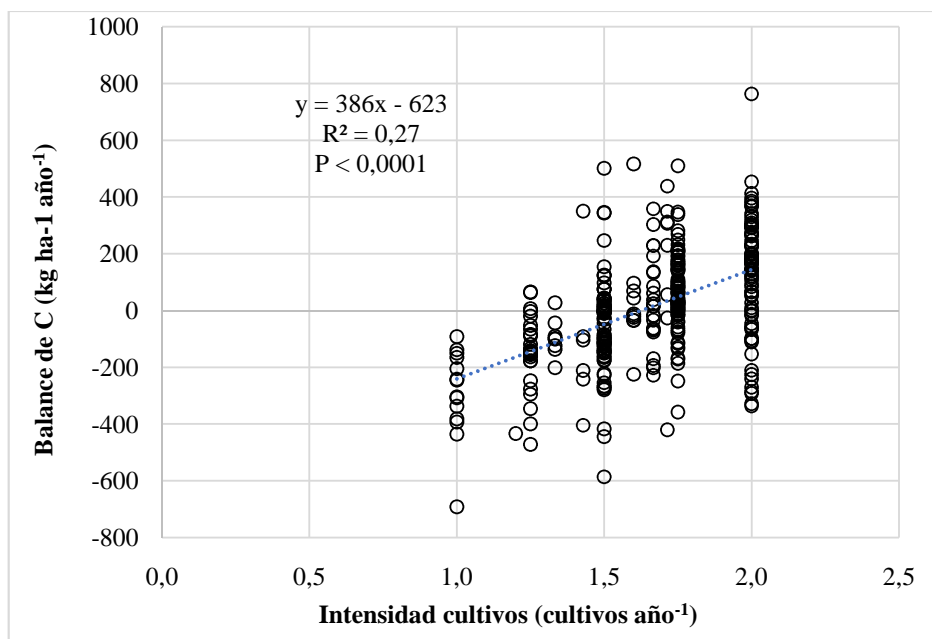


Figura 5.14. Balance de CS utilizando la tasa de descomposición obtenida del cuartil 50 en función de la intensidad de cultivos.

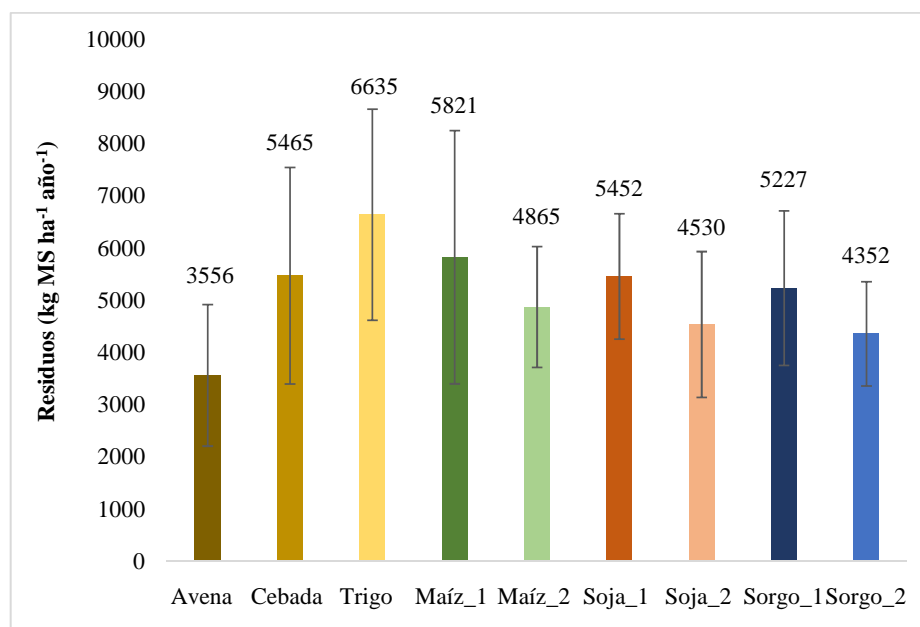


Figura 5.15. Ingreso medio de residuos (aéreos + subterráneos) para los principales cultivos presentes. La barra de error indica el desvío estándar de la media.

Otro aspecto interesante de analizar es la producción de residuos media y su variabilidad en los distintos cultivos que integran la rotación. Entre los cultivos de invierno, el de mayor productividad es el trigo, que tiene una media superior que cebada y avena. No obstante, la variabilidad de ambos es importante. Por otra parte, es de destacar la escasa variación existente en la producción de residuos de verano. Si bien el maíz tiende a estar por encima del resto de los cultivos,

a pesar de ser una gramínea C4, tanto en cultivos de primera como de segunda apenas supera a la soja en términos medios y el sorgo, también en términos medios, produce menos residuos que la soja (Figura 5.15). No se están teniendo en cuenta las calidades diferenciales de los rastrojos y su ubicación en el campo respecto al anclaje, pero es interesante observar el hecho de que es más importante la productividad alcanzada que el cultivo sembrado.

5.3.4- Balance de C en presencia de erosión

Sin dudas que uno de los principales problemas de la agricultura a nivel local es la erosión hídrica de los suelos, lo que implica que muchas veces el balance de carbono por sí mismo no determina los principales problemas de pérdida de calidad de suelo. Cuando para los 26 predios estimamos la erosión con los supuestos explicados en la sección materiales y métodos, se pudo observar que en el 46% de los predios la estimación de erosión excede la tolerancia, lo que está indicando un importante problema de sustentabilidad de los sistemas (Figura 5.16). Un detalle a tener en cuenta es que

esta estimación de erosión fue realizada a partir de rotaciones ya ejecutadas, es decir, no es la estimación de lo que un técnico espera que ocurra en términos de productividad en una rotación dada, sino que se estimó utilizando la productividad que realmente ocurrió en esos años particulares. Por otra parte, asumimos que la rotación tiene 4 años, que fueron los relevados, pero no significa que esa sea la rotación real que tiene ese predio/unidad de manejo, ya que la secuencia puede ser más larga e incluir pasturas u otra secuencia de cultivos y por último y no menos importante el hecho que no tenemos la seguridad que el suelo utilizado represente a la unidad de manejo.

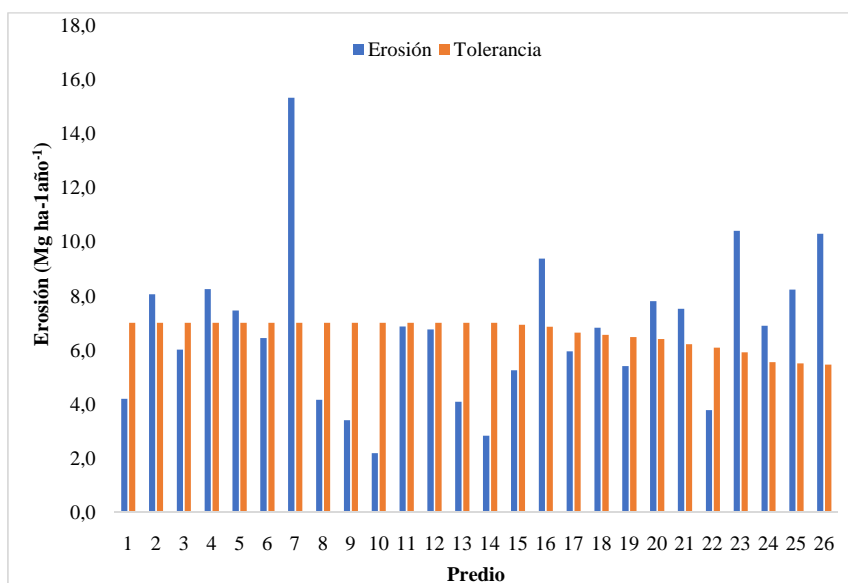


Figura 5.16. Erosión estimada para cada uno de los predios evaluados en relación con la tolerancia para el conjunto de suelos que forman parte de los predios.

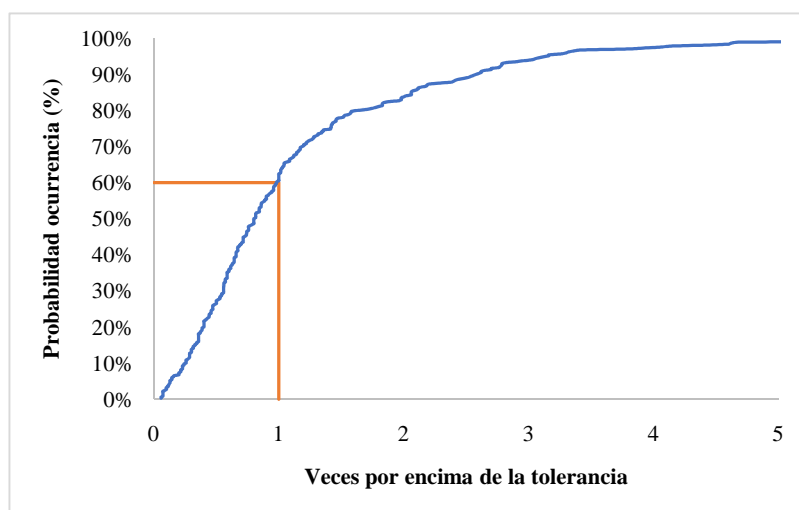


Figura 5.17. Erosión estimada para cada uno de los predios evaluados en relación con la tolerancia para el conjunto de suelos que forman parte de los predios.

Teniendo en cuenta estos supuestos, cuando observamos la distribución de predios según la cantidad de veces que es superada la tolerancia, el 40% de las unidades presenta niveles de erosión mayores a la tolerancia, y, en algunos casos muchas veces por encima de esta, lo que determina que, si la secuencia no incluye cambios importantes luego de los 4 años considerados, es probable que la unidad productiva enfrente serios problemas de erosión (Figura 5.17).

Se pudo encontrar una asociación interesante entre la producción media de residuos por predio y la cantidad de veces que es superado el nivel de tolerancia para las unidades de suelos que componen el predio (Figura 5.18). Estos resultados determinan que, si bien las condiciones de los predios en cuanto a tipo de suelo, así como la pendiente existente son determinantes, la productividad del sistema juega un papel fundamental en disminuir los problemas de erosión.

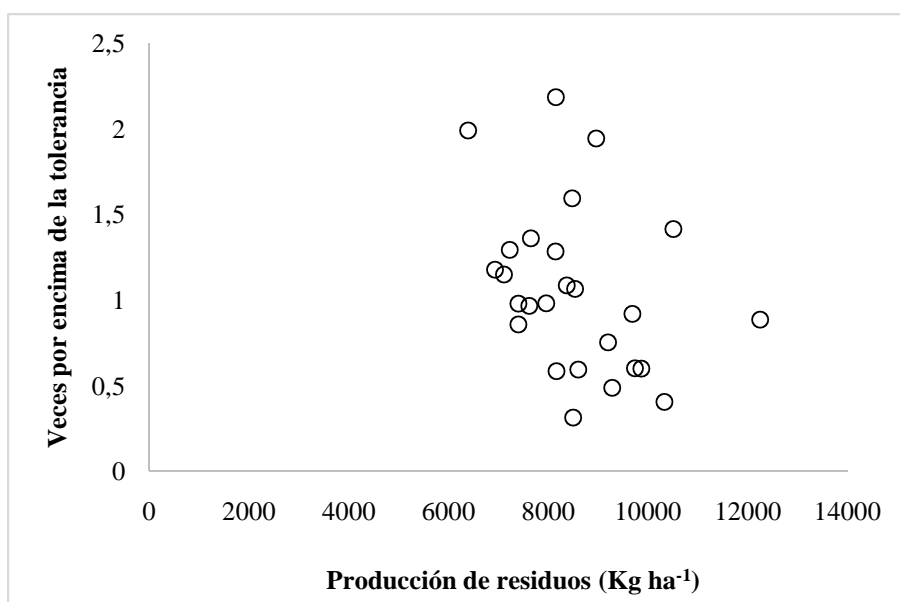


Figura 5.18. Relación entre la producción anual media de residuos por predio y las veces que es superada la tolerancia de erosión.

A nivel de unidades de manejo, el principal determinante de que la erosión estimada supere la tolerancia es, justamente, el nivel de tolerancia del suelo sobre el que se encuentra la unidad de manejo. Cuando el nivel de tolerancia asignado es menor a $7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, es más probable que la secuencia supere ese nivel. No obstante,

aun en esos suelos, el problema disminuye si el sistema es productivo. Por su parte, cuando la tolerancia es igual o mayor a $7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, es más probable estar por debajo de esos niveles de pérdida y esto en general sólo ocurre si la intensidad y/o productividad de cultivos es baja (Figura 5.19).

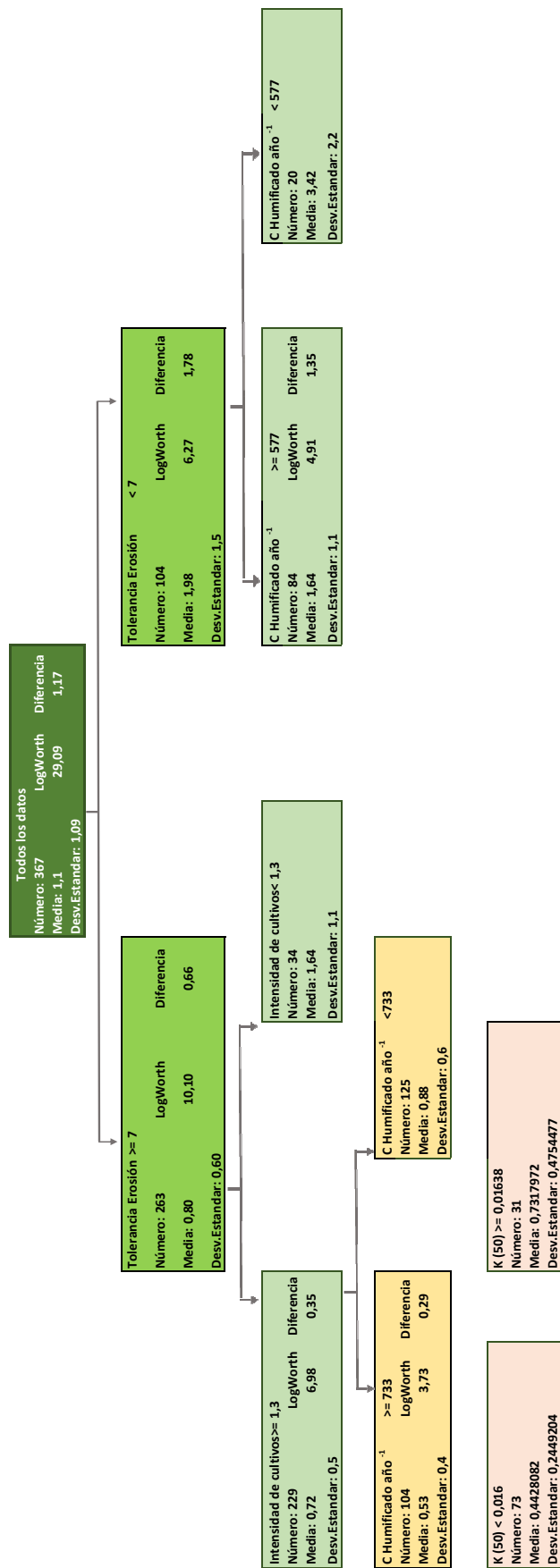


Figura 5.19. Árbol de regresión, correlación para las principales variables que explican la erosión por encima de la tolerancia.

Cuando se observa de forma integrada para cada unidad de manejo la proporción que presenta balance negativo, la adición de la erosión hace que de un 45% de unidades de manejo que presentaban balance negativo (asumiendo la tasa de descomposición del cuartil 50) pase a un 76% de unidades con balances negativos (Figura 5.20).

Finalmente se evaluaron distintas alternativas de agrupamiento de predios de acuerdo con sus resultados en cada una de las variables analizadas y los factores que les dieron origen.

No obstante, no fue posible detectar elementos que determinaran similitudes entre predios que se asocien a los resultados. Esto queda claro en la figura 5.21, en la cual se puede observar, en el análisis de conglomerados, que los predios sólo presentan similitudes a mucha distancia del origen. En general se debería observar las similitudes a un 50% de la distancia máxima (5,27 en este caso) y, a ese nivel, la mayoría de los predios no logran formar grupos y, cuando se forman, sólo están integrados por 2 o 3 predios, en la mayoría de los casos.

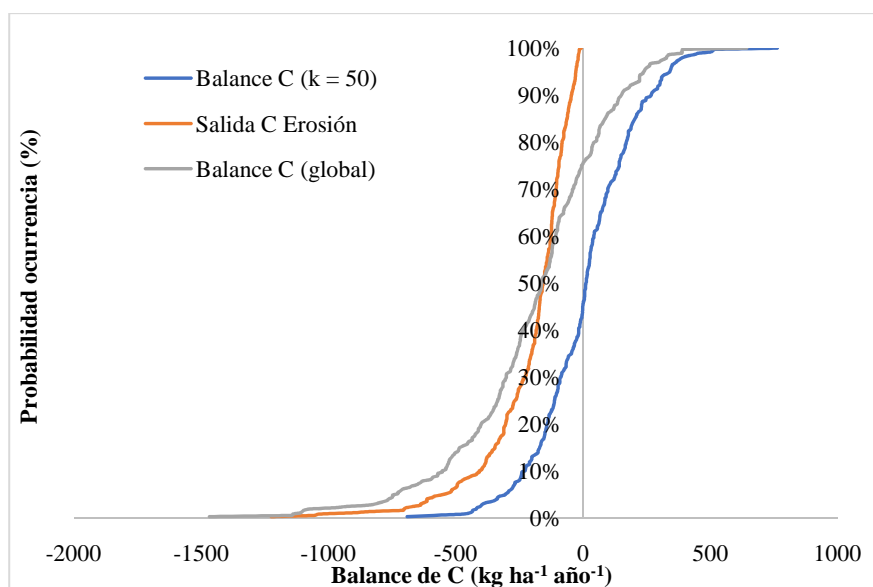


Figura 5.20. Distribución de probabilidades para el balance de C (utilizando la tasa de descomposición obtenida del cuartil 50), la salida de C por erosión de suelo y el balance global considerado el conjunto.

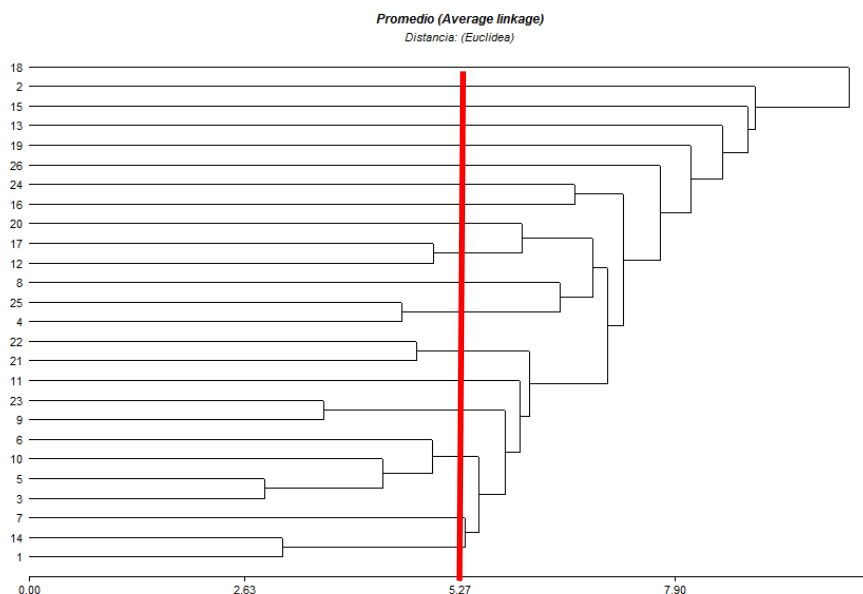


Figura 5.21. Dendrograma de similitudes entre los distintos predios.

5.4) Consideraciones finales

- Como resultado metodológico, se destaca la aproximación de cálculo utilizada para la tasa de descomposición del C_s del suelo. Si bien pueden lograrse mejores ajustes, se generó una metodología que permite hacer variar la tasa objetivamente, situación que no existía previo al proyecto, ya que son escasos los trabajos locales que las estimen adecuadamente.
- Respecto al balance de C_s en ausencia de erosión, encontramos una importante variabilidad entre unidades de manejo, pero, aun así, entre un 45% y 90% de los sitios presentan balances de C negativos en ausencia de erosión, siendo la productividad del sistema la principal determinante de estos balances.
- La erosión estimada para el periodo de análisis supera la tolerancia en un 60% de los suelos, lo que significa que hay una proporción importante de situaciones donde debe ser ajustada la estimación de erosión o la secuencia debe modificarse de forma importante los años siguientes.
- Al igual que para el balance de C_s , la productividad de residuos del sistema es determinante de los niveles de erosión. Si bien el suelo determina escalones de pérdida, la productividad modula de forma importante los resultados.

COMENTARIOS FINALES

Los indicadores desarrollados en este proyecto permitieron evaluar un conjunto de predios en distintos aspectos en cuanto a su trayectoria ambiental. El resultado más motivante para cualquiera de los indicadores estimados es la variabilidad existente, lo que permite para cualquiera

de ellos encontrar predios o unidades de manejo con valores menores que las referencias definidas.

Si bien en esta publicación se presentó la información promedio del periodo analizado, cada productor o técnico puede evaluar la marcha de los indicadores zafra a zafra y por tanto tomar medidas a tiempo cuando alguna trayectoria no es favorable. De la misma manera, es más relevante estudiar la distribución de indicadores por unidad de manejo dentro del predio, ya que muchas veces la situación media del predio no refleja los problemas de algunas zonas en particular.

Un aspecto relevante encontrado en el proyecto es que no existieron asociaciones fuertes entre la trayectoria de los distintos indicadores ambientales y los resultados económicos, lo que deja en claro que es posible encontrar caminos productivos de menor impacto sin afectar el resultado económico de las empresas.

El principal resultado de este proyecto, además de la información generada, es la plataforma de cálculo disponible (Decisorcrea.com) que permitirá a técnicos y productores tener acceso a la trayectoria ambiental y económica de los sistemas productivos, simplemente cargando la información que normalmente registra, lo cual permitirá en el mediano plazo un mejor monitoreo de los potenciales problemas ambientales y además contará con elementos objetivos para dialogar con los distintos actores que forman parte del sistema productivo actual, como dueños de tierra, contratistas de maquinaria, así como la población en su conjunto.

Se espera que la marcha del sistema permita a FUCREA y el sector en su conjunto informar a la sociedad de los principales problemas ambientales que enfrenta, como se resuelven con información objetiva, así como también los servicios que se derivan del manejo sostenible del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Andriulo, A., Guerif, J., Mary, B. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural ^{13}C abundances. *Agronomie* 19:349-364.

Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Casanoves F., Di Rienzo J.A., Robledo C.W. 2008. Manual del Usuario, Editorial Brujas, Córdoba, Argentina. 90p.

Berg, B., Mc Clougherty, Ch. 2008. Plant Litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration. 2008. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 338p.

Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A., VandenBygaart, D.A. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 29-42.

Broder, M., Wagner, G. 1988. Microbial colonization and Decomposition of Corn, Wheat, and Soybean Residue. *Soil Science Society of America Journal* 52 (1): 112-17.

Buyanovsky, G., Wagner, G. 1986. Post-harvest residue input to cropland. *Plant and Soil* 93 (1): 57-65.

Clérici, C., García-Préchac, F. 2001. Aplicaciones del modelo USLE/RUSLE para estimar pérdidas de suelo por erosión en Uruguay y la región sur de la cuenca del Río de La Plata. *Agrociencia* 5 (1): 92-103.

Coleman, K., Jenkinson, D. 1996. RothC-26.3 – A model for the turnover of carbon in soil. En: *Evaluation of soil organic matter models*. Powlson, D., Smith, P., Smith, J. (eds). Springer-Verlag, Berlin. 237-246

Cotrufo, M., Wallenstein, M., Boot, C., Deneff, K., Paul, E. 2013. The microbial efficiency- matrix stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter?. *Global Change Biology* 19 (4): 988-95.

Davidson, E., Ackerman, L. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20 (3): 161-93.

DIEA. 2014. Anuario Estadístico. http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/anuario_2014_-_diea.pdf

Ernst, O., Siri-Prieto, G. 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil and Tillage Research* 105 (2): 260-68.

García-Préchac, F., Clérici, C. 1996. Erosión, predicción y control. En: *Manejo y fertilidad de Suelos*. Morón, A., Martino, D., Sawchik, J. (eds.). La Estanzuela - Serie Técnica 76:149-55.

García-Préchac, F., Ernst, O., Siri-Prieto, G., Terra, J. 2004. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil & Tillage Research* 77 (1): 1-13.

Gregorich, E., Rochette, P., McGuire, S., Liang, B., Lessard, R. 1998. Soluble organic carbon and carbon dioxide fluxes in maize fields receiving spring-applied manure. *Journal of Environmental Quality* 27 (1): 209-14.

Hassink, J., Whitmore, A.P. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal* 61: 131-139.

Hendrix, P., Han, C., Groffman, M. 1988. Soil respiration in conventional and no-tillage agroecosystems under different winter cover crop rotations. *Soil and Tillage Research* 12 (2): 135-48.

Hénin, S. y M. Dupuis. 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. *Ann. Agron.* 15:17-29.

Huggins, D., Clapp, C., Allmaras, R., Lamb, K., Layese, M. 1998. Carbon dynamics in corn-soybean sequences as estimated from natural Carbon-13 Abundance. *Soil Science Society of America Journal* 62:195-203.

IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. y Tanabe K. (eds). Publicado por: IGES, Japón.

- Kemania, A., Stöckle, C.** 2010. C-Farm: A simple model to evaluate the carbon balance of soil profiles. *European Journal of Agronomy* 32:22-29.
- Kemania, A.R., Stöckle, C.O., Huggins, D.R., Viega, and L.M.** 2007. A simple method to estimate harvest index in grain crops. *Field Crops Research* 103: 208-216.
- Liori, F., Sapriza, J.** 2015. Determinación de cobertura del suelo durante el período I (modelo erosión 6.0) para cultivos de soja sembrados luego de distintos antecesores. Tesis Grado. Facultad de Agronomía – Universidad de la República. 63p.
- Mazzilli S.R., Echeverría, J., Kemania, A.R., Ernst, O.R., Ogues, L., Bugarin, G.** 2015. Hacia un sistema de evaluación de la sustentabilidad ambiental de predios agrícola-ganaderos en base a indicadores. En: Ribeiro, A., Barbazan., M. (Eds.). IV Simposio Nacional de Agricultura. Paysandu-Uruguay. pp: 107-120.
- Mazzilli, S. R., Kemania, A. R., Ernst, O.R., Jackson, T.B., Piñeiro, G.** 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biology and Biochemistry* 75:273-281.
- McBride, A.C., Dale, V.H., Baskaran, L.M., Downing, M.E., Eaton, L.M., Efrogmson, R.A., Garten, C.T., Kline, K.L., Jager, H.H., Mulholland, P.J., Parish, E.S., Schweizer, P.E., Storey, J.M.** 2011. Indicators to support environmental sustainability of bioenergy systems. *Ecological Indicators* 11: 1277-1289.
- McDermitt, D.K., Loomis, R.S.** 1981. Elemental composition of biomass and its relation to energy content, growth efficiency, and growth yield. *Annals of Botany*, 48: 275-290.
- Perdomo, C., Irisarri, P., Ernst, O.R.** 2009. Nitrous oxide emissions from an Uruguayan argiudoll under different tillage and rotation treatments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 84: 119-128.
- Salvo, L., Hernández, J., Ernst, O.** 2014. Soil organic carbon dynamics under different tillage systems in rotations with perennial pastures. *Soil and Tillage Research* 135: 41-48.
- Saxton, K., Rawls, W.** 2006. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society of America Journal* 70 (5): 1569–1578.
- Stöckle, C.O., Papendick, R.I., Saxton, K.E., Campbell, G.S., Van Evert, G.S.** 1994. A framework for evaluating the sustainability of agricultural production systems. *American Journal of Alternative Agriculture* 9: 45-50.
- Rasmussen, P. E., Collins, H.P.** 1991. Long-Term impacts of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate Semiarid Regions. Pages 93-134 in C. B. Nyle, editor. *Advances in Agronomy*. Academic Press.
- Roth, E., Rosenthal, H., Burbridge, P.** 2001. A discussion of the use of the sustainability index: ecological footprint for aquaculture production. *Aquatic Living Resources* 13: 461-469.
- USDA-Natural Resources Conservation Index**, 2002. Guide to using the Soil Conditioning Index. http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs144p2_025093.pdf (visitado el 28 de junio de 2017)
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreno, L.V., Jobbagy, E.G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincen D., Ricard, M.F.** 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17: 959-973.
- White, C.M., Kemania, A.R., Kaye, J.P.** 2014. Implications of carbon saturation model structures for simulated nitrogen mineralization dynamics. *Biogeosciences* 11:6725-6738.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D.**, 1960. A Universal soil loss equation to guide conservation farm planning. In 7th International Congress of Soil Science, Madison., U.S.A., pp. 418-425.

ANEXOS

Anexo 1. Resúmenes indicadores calculados a partir de información disponible en bases de datos y su utilidad.

Indicador	¿Qué me dice?	¿Para qué sirve?
Productividad	Cuanta energía solar captura el sistema	Comparar sistemas de producción
Residuos	Medida de la cobertura de rastrojos del sistema	Conocer el riesgo potencial de erosión e insumo para EROSION 6.0
Ingreso C	Estimación indirecta del balance de materia orgánica	Saber si potencialmente estoy ganando o perdiendo MO
Eficiencia de Uso del Agua	Agua utilizada por el sistema en relación al agua potencialmente utilizable	A menor uso de agua, mayor cantidad sale del sistema
N Relativo Balance P Balance K Balance S	Si estamos aplicando más o menos nutriente del que extraemos	Conocer si la estrategia de fertilización es adecuada en relación a los análisis de suelo
Unidades toxicológicas Mamíferos Unidades toxicológica Abejas	Cantidad de agroquímicos aplicados al sistema en una medida unificada	Evaluar la carga de agroquímicos y las estrategias de protección vegetal

Impreso en Julio de 2018
PRONTOGRAFICA S.A.
Cerro Largo 850 - Tel.: 2902 3172
E-mail: prontografica@prontografica.com.uy
Depósito Legal 374.078

INIA Dirección Nacional
Andes 1365 P. 12
Montevideo
Tel.: ++598 2902 0550
Fax: ++598 2902 3633
iniadn@inia.org.uy

INIA La Estanzuela
Ruta 50 Km. 11
Colonia
Tel.: ++598 4574 8000
Fax: ++598 4574 8012
iniale@le.inia.org.uy

INIA Las Brujas
Ruta 48 Km. 10
Canelones
Tel.: ++598 2367 7641
Fax: ++598 2367 7609
inia_lb@lb.inia.org.uy

INIA Salto Grande
Camino al Terrible
Salto
Tel.: ++598 4733 5156
Fax: ++598 4732 9624
inia_sg@sg.inia.org.uy

INIA Tacuarembó
Ruta 5 Km. 386
Tacuarembó
Tel.: ++598 4632 2407
Fax: ++598 4632 3969
iniatbo@tb.inia.org.uy

INIA Treinta y Tres
Ruta 8 Km. 281
Treinta y Tres
Tel.: ++598 4452 2023
Fax: ++598 4452 5701
iniatt@tyt.inia.org.uy