

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**EVALUACIÓN DE LA SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL DE PREDIOS
DE PRODUCTORES CREA A PARTIR DEL RELEVAMIENTO DE
INFORMACIÓN DE MANEJO Y CÁLCULO DE INDICADORES**

por

**Francisco BRUZZONE PÉREZ
Nicolás ZERPA SCHLUEB**

**TESIS presentada como uno de
los requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo**

**MONTEVIDEO
URUGUAY
2015**

Tesis aprobada por:

Director: _____

Ing. Agr. Sebastián Mazzilli Vanzini

Ing. Agr. Oswaldo Ernst Benech

Ing. Agr. Joaquín Echeverría

Fecha: 18 de noviembre de 2015

Autores: _____

Francisco Bruzzone Pérez

Nicolás Zerpa Schlueb

AGRADECIMIENTOS

A la familia por estar siempre presente en cada una de las etapas de este proceso. Por el apoyo incondicional y ser uno de los pilares fundamentales en el logro de este objetivo.

A nuestros amigos de siempre y los que nos regaló esta carrera por acompañarnos y enriquecer esta experiencia.

A nuestro tutor de tesis Sebastián Mazzilli por su tiempo, comprensión y dedicación durante todo el proceso de elaboración del trabajo.

A la Universidad de la República por los conocimientos brindados.

A FUCREA institución, técnicos y productores CREA por facilitarnos la información base de este trabajo y por permitirnos, de algún modo, ser partícipes de ese movimiento.

A todos aquellos que de alguna u otra manera colaboraron en este trabajo y nos acompañaron durante toda la carrera.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PAGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES.....	VI
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>.....	1
1.1 OBJETIVOS	2
2. <u>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</u>.....	3
2.1 DEFINICIÓN DE SUSTENTABILIDAD.....	3
2.2 ALTERNATIVAS DE EVALUACIÓN DE SUSTENTABILIDAD EXISTENTES.....	4
2.2.1 <u>Sustentabilidad per se</u>	4
2.2.2 <u>Evaluación comparativa</u>	5
2.2.2.1 Comparación retrospectiva.....	6
2.2.2.2 Comparación prospectiva.....	6
2.3 INDICADORES	8
2.4 SUSTENTABILIDAD EN PAÍSES DESARROLLADOS.....	9
2.5 SUSTENTABILIDAD EN LA REGIÓN	12
2.6 SUSTENTABILIDAD EN URUGUAY	13
2.6.1 <u>Situación actual</u>	15
2.7 HIPÓTESIS	17
3. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>.....	18
3.1 INDICADORES UTILIZADOS	18
3.1.1 <u>Productividad de biomasa equivalente</u>	18
3.1.2 <u>Masa de residuos</u>	19
3.1.3 <u>Uso de agua</u>	19
3.1.4 <u>Entradas de carbono orgánico al suelo</u>	20
3.1.5 <u>Balance relativo de nitrógeno</u>	20
3.1.6 <u>Balances absolutos de fósforo, potasio y azufre</u>	20
3.1.7 <u>Índice de uso de agroquímicos</u>	21
3.2 VALORES DE REFERENCIA	21
3.3 CÁLCULO DE INDICADORES.....	22
4. <u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u>	23
4.1 ANÁLISIS INTRAPREDIAL	23
4.1.1 <u>Predio 1</u>	23
4.1.1.1 Productividad.....	24

4.1.1.2	Balances de nutrientes	27
4.1.1.3	Unidades toxicológicas	28
4.1.2	<u>Predio 2</u>	31
4.1.2.1	Productividad.....	32
4.1.2.2	Balances de nutrientes	36
4.1.2.3	Unidades toxicológicas	38
4.1.3	<u>Predio 3</u>	40
4.1.3.1	Productividad.....	41
4.1.3.2	Balances de nutrientes	44
4.1.3.3	Unidades toxicológicas	46
4.1.4	<u>Predio 4</u>	49
4.1.4.1	Productividad.....	51
4.1.4.2	Balances de nutrientes	53
4.1.4.3	Unidades toxicológicas	55
4.1.5	<u>Predio 5</u>	59
4.1.5.1	Productividad.....	60
4.1.5.3	Balances de nutrientes	62
4.1.5.3	Unidades toxicológicas	64
4.2	<u>ANÁLISIS POR SECUENCIAS</u>	68
4.2.1	<u>Análisis por secuencia</u>	68
4.2.1.1	Productividad.....	68
4.2.1.2	Balances de nutrientes	71
4.2.1.3	Unidades toxicológicas	73
4.2.2	<u>Análisis inter-predial</u>	75
4.3	<u>DISCUSIÓN</u>	78
4.3.1	<u>Productividad, masa de residuos, ingreso de C al sistema y eficiencia de uso del agua</u>	78
4.3.2	<u>Balances de nutrientes</u>	81
4.3.3	<u>Unidades toxicológicas</u>	86
5.	<u>CONCLUSIONES</u>	90
6.	<u>RESUMEN</u>	92
7.	<u>SUMMARY</u>	94
8.	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	95
9.	<u>ANEXOS</u>	100

LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

Cuadro No.	Página
1. Grados de sustentabilidad	5
2. Valores de referencia utilizados.	21
3. Superficies según unidad de manejo para el predio 1	23
4. Caracterización de los rendimientos para el predio 1 (base 14% humedad).....	24
5. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para mamíferos, para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio.....	30
6. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para abejas, para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio.....	31
7. Superficies según potrero para el predio 2.	31
8. Caracterización de los rendimientos para el predio 2 (base 14% humedad).....	32
9. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para mamíferos, para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio.....	39
10. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para abejas, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.	40
11. Superficies según unidad de manejo para el predio 3.	40
12. Caracterización de los rendimientos para el predio 3 (base 14% humedad).....	41
13. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para mamíferos, para el	

período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.	47
14. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para abejas, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio.	49
15. Superficies según unidad de manejo para el predio 4.	49
16. Caracterización de los rendimientos para el predio 4 (base 14% humedad).	50
17. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para mamíferos, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.	56
18. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para abejas, para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.	58
19. Superficies según unidad de manejo para el predio 5.	59
20. Caracterización de los rendimientos para el predio 5 (base 14% humedad).	60
21. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para mamíferos, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio.	65
22. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para abejas, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio.	67
23. Promedios ponderados de los indicadores de productividad para el período 2009 a 2012 y por predio.	76
24. Promedios ponderados de balances absolutos para el período 2009 a 2012 y por predio.	77
25. Promedios ponderados unidades toxicológicas generadas para el período 2009 a 2012 y por predio.	77

Figura No.

1. Productividad para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1.	24
2. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1.	25
3. EUA para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1.	26
4. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1.	27
5. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1.	28
6. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1.	29
7. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1.	30
8. Productividad para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.	33
9. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.	34
10. EUA para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.	35
11. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.	36
12. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.	37
13. Unidades Toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.	38
14. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.	39
15. Productividad para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.	42

16. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.	43
17. EUA para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.	44
18. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.	45
19. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.	46
20. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.	47
21. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.	48
22. Productividad para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.	51
23. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.	52
24. EUA para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.	53
25. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.	54
26. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.	54
27. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.	56
28. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.	57
29. Productividad para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5.	60
30. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5.	61
31. EUA para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5.	62

32. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5.	63
33. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5.	64
34. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5.	65
35. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5.	66
36. Productividad para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo.	69
37. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo.	70
38. EUA para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo.....	71
39. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo.	72
40. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo.	73
41. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo.	74
42. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo.	75

1. INTRODUCCIÓN

La agricultura actual atraviesa un momento clave, donde sería importante comenzar a tomar medidas de manejo y gestión, a fin de mantener o mejorar los resultados productivos dependiendo en menor medida del aporte de insumos. La situación no se debe a un problema coyuntural, sino que es el resultado acumulado de determinadas prácticas agrícolas que se vienen dando en gran parte de la superficie productiva del territorio uruguayo y que son consecuencia de un proceso de intensificación que se inició alrededor del año 2002.

Por otro parte, la aparición de nuevas tecnologías de producción, donde se destacan la adopción de siembra directa y el uso de cultivos transgénicos, han sido los responsables directos de ese proceso de intensificación que tuvo como consecuencia el pasaje de agricultura de invierno a una de verano, disminución del componente pasturas en la rotación, evolucionando a un sistema de producción de agricultura continua.

En la zafra 2001/2002 el área sembrada de cultivos de invierno y verano era de 457.000 ha, de los cuales 205.000 ha (45%) eran de verano y la soja ocupaba sólo 29.000 ha (14%) (MGAP. DIEA, 2014). Para la zafra 2012/2013 el área sembrada llegó a 1.970.000 ha, donde los cultivos de verano ocuparon 1.403.000 ha (73%) y la soja fue responsable de 1.050.000 ha (75%). La intensidad agrícola pasó de ser 1,07 en el año 2000 a 1,51 en el año 2012 (MGAP. DIEA, 2014), es decir, se hacen tres cultivos cada dos años cuando una década atrás se hacía tan solo un cultivo por año. Este proceso de intensificación en agricultura continua, tuvo a la secuencia soja-barbecho-soja como la más frecuente respecto a años atrás. El aumento de la implementación de esta secuencia en todo el territorio ha generado nuevos problemas, como pérdidas de suelo por erosión, bajo aporte de carbono al suelo y baja eficiencia de uso de los recursos disponibles (agua y radiación). Si a estos problemas se le suma la pérdida de fertilidad por no respetar los balances de nutrientes, se genera un “círculo” negativo donde se hace cada vez más difícil obtener altos rendimientos, lograr fijar y mantener los niveles de carbono en el suelo y utilizar eficientemente el agua y radiación disponible. Por otra parte, el uso de plaguicidas también es un problema actual, generando un riesgo sobre la diversidad en el agro-ecosistema.

La respuesta que idealmente se espera para solucionar estos problemas, no es un mayor uso de insumos, sino el manejo inteligente de ellos, aunque la percepción general parece indicar que no es lo que naturalmente está ocurriendo. Para lograr pasar de la percepción a evaluar adecuadamente la realidad, es necesaria la evaluación de la sustentabilidad de un sistema de producción de forma objetiva, lo que permitirá analizar la trayectoria que siguen los indicadores definidos como importantes y tomar decisiones en base a ellos, de manera de corregir las tendencias negativas o transitar hacia un objetivo definido.

1.1 OBJETIVOS

El objetivo principal es evaluar la sustentabilidad ambiental de 5 predios de productores CREA a partir de la selección y cálculo de indicadores.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 DEFINICIÓN DE SUSTENTABILIDAD

El término sustentabilidad ambiental fue utilizado por primera vez en 1987, en un informe titulado “Nuestro futuro común”. Lo define como la capacidad de una actividad de llevarse a cabo, manteniendo opciones para las futuras generaciones y teniendo en cuenta los sistemas ambientales que apoyan dicha actividad (Informe Bruntland, citado por McBride et al., 2011). En la actualidad el significado de este término ha evolucionado, hablándose también de sustentabilidad agrícola. El concepto de sustentabilidad, en particular el de sustentabilidad agrícola, es amplio y tiene diferentes corrientes de interpretación. Pero la mayoría coincide en que está compuesto por tres aspectos principales, que engloban todos los componentes del sistema: el ecológico, el económico y el social.

Según FAO, para ser sustentable, la agricultura debe satisfacer las necesidades de las generaciones presentes y futuras de sus productos y servicios, garantizando al mismo tiempo la rentabilidad, la salud del medio ambiente, la equidad social y económica. Además menciona que para conseguir la transición global a la alimentación y la agricultura sustentable, es imprescindible mejorar la protección ambiental, la resiliencia de los sistemas y la eficiencia en el uso de los recursos (FAO, 2014).

Ernst y Siri (2011) sostienen que la definición más aceptada del siglo XXI es que la sustentabilidad es la capacidad de la empresa rural para sostener en armonía sus objetivos productivos, económicos y ambientales, y garantizar un compromiso activo con la sociedad. Además menciona que según la Declaración de Río (en 1992), el concepto incluye tres aspectos: 1) ecológicos: mantener las características esenciales del sistema para asegurar su supervivencia en el largo plazo; 2) económicos: proporcionar ingresos suficientes para garantizar la continuidad del manejo sostenible de los recursos; 3) sociales: los beneficios y costos, derivados del funcionamiento, deben distribuirse equitativamente en la sociedad.

2.2 ALTERNATIVAS DE EVALUACIÓN DE SUSTENTABILIDAD EXISTENTES

Dado que la sustentabilidad es un concepto complejo en sí mismo porque pretende cumplir con varios objetivos en forma simultánea que involucran dimensiones productivas, ecológicas o ambientales, sociales, culturales, económicas y, fundamentalmente temporales (Sarandón, 2002), hacen dificultoso unificar criterios en cuanto a la forma de evaluar la sustentabilidad. Los enfoques de evaluación convencionales tienen la dificultad de no ser siempre apropiados debido a la complejidad que representa analizar agroecosistemas (López-Ridaura et al., 2001). Para esta complejidad no existen parámetros ni criterios universales o comunes de evaluación, así como tampoco han sido desarrolladas herramientas y/o metodologías apropiadas para ello (Sarandón, 2002). Los mismos autores sostienen que en gran medida, el problema radica en que no hay un valor de sustentabilidad contra el cual comparar.

El componente temporal de la evaluación cobra importancia por relacionarse directamente con la definición de sustentabilidad, es decir, el factor “satisfacer las necesidades de las generaciones presentes y futuras” radica en establecer la escala temporal en la cual se debe trabajar. No existe una sola forma de evaluación de la sustentabilidad ya que depende del objetivo o el tipo de pregunta que se busca responder. En este sentido Sarandón (2002) propone dos posibilidades de evaluación que implican consecuencias metodológicas para su interpretación. Una es la evaluación de la sustentabilidad *per se* y la otra es la evaluación comparativa.

2.2.1 Sustentabilidad *per se*

El objetivo de esta metodología es evaluar la sustentabilidad por sí misma. Su complejidad radica en que no existen puntos de comparación, por lo tanto, la respuesta sería categórica definiéndose sí o no, y una definición de un valor absoluto de sustentabilidad. Por ejemplo, se utiliza cuando se tratan de responder preguntas tales como: ¿es sustentable un sistema de producción? Al no existir puntos de comparación, la respuesta no se puede relativizar con otros sistemas de producción, por lo cual se limita a “sí” o “no” en base a un valor preestablecido. La metodología tiene como punto débil el tipo de respuesta (sí o no), lo cual no aporta información valiosa. La realidad indica que no tiene tanta

importancia saber si el sistema es sustentable o no, sino cuáles son los puntos débiles o riesgos a la sustentabilidad.

Según Sarandón (2002) el factor temporal es esencial, porque se transforma en el punto de comparación, ya que se compara un sistema consigo mismo en el tiempo, por lo que tenemos que tener en claro la escala temporal a usar. En este sentido, Smyth y Dumanski (1995) establecen una escala para considerar la aceptabilidad o no aceptabilidad, en términos de sustentabilidad, que un sistema tiene al analizarse de forma ininterrumpida.

Cuadro 1. Grados de sustentabilidad

	Clase	Límites de confianza (años)
Sustentable	A largo plazo	25
	A mediano plazo	15-25
	A corto plazo	7-15
No sustentable	Levemente	5-7
	Moderadamente	2-5
	Altamente	<2

Fuente: adaptado de Smyth y Dumanski (1995).

Sarandón (2002) afirma si en la definición de sustentabilidad se habla de satisfacer las necesidades de las futuras generaciones, el horizonte temporal no debería ser menor a una generación, es decir 25 años, agregando que si el plazo es menor no podemos entonces hablar de sustentabilidad.

2.2.2 Evaluación comparativa

El objetivo de esta metodología es comparar sustentabilidad entre dos alternativas. Como resultado final se espera la decisión entre uno u otro, dejando de lado un valor absoluto que resulta difícil de obtener para realizar la comparación. Sólo interesa saber cuál es “mejor qué” o “peor qué”, y para ello, según Sarandón (2002) se puede evaluar en base a dos enfoques:

- a) comparación retrospectiva ¿Qué pasó?
- b) comparación prospectiva ¿Qué va a pasar?

2.2.2.1 Comparación retrospectiva

Responde al tipo de pregunta: ¿Quién ha manejado el sistema en forma más sustentable? ¿Qué sistema ha sido mejor? (Ackermann y Gasparri, 2011). Esta metodología para que sea evaluada correctamente necesita que se cumplan ciertos aspectos: a) conocer el estado inicial o de referencia. Debemos saber si el sistema se degradó o mejoró. Muchas veces esto no es posible pero puede inferirse (con ciertos riesgos); b) que los cambios en los valores de los indicadores puedan ser atribuidos exclusivamente a lo que se está evaluando (Sarandón, 2002). El mismo autor sostiene que el hecho de conocer el estado inicial de ambos sistemas evaluados es de gran importancia, de esta manera sería posible conocer si la aplicación de una u otra tecnología o sistema de producción mejoró o degradó la calidad del sitio evaluado.

2.2.2.2 Comparación prospectiva

Esta modalidad es la que permite evaluar la sustentabilidad frente a una alternativa de un cambio que se puede realizar en el sistema. Tiene un rol importante en la planificación y según Sarandón (2002) si realmente el concepto de sustentabilidad se hiciese operativo, cualquier cambio tecnológico debería pasar por el filtro de la sustentabilidad. Es decir, la tecnología que se incorpora en reemplazo de la otra, debería responder la pregunta si es más sustentable que el anterior, para luego promover su adopción o rechazarla, según sea el caso. El único aspecto de esta evaluación recae en la sustentabilidad, por lo cual aceptar o rechazar la alternativa no solo está relacionado con los tres pilares del concepto de sustentabilidad, sino que hay intereses comerciales pueden influir en la decisión.

Por el hecho de intentar responder una pregunta a futuro, esta metodología necesita poder de predicción y la forma de lograr dicho fin es, según Sarandón (2002):

a) monitoreo en el tiempo

Consiste en la elección de un número de parámetros que se consideran indicadores de sustentabilidad del sistema. Son calculados en el tiempo actual y luego se comparan a intervalos preestablecidos para tener una idea de lo que

ocurre en el sistema en el tiempo. Es un buen método y bastante preciso y presenta como desventaja el lapso de tiempo que se necesita para acumular datos a comparar.

b) evaluación de tendencias o predicción de la sustentabilidad

Consiste en seleccionar los indicadores adecuados, que permitan predecir tendencias a futuro. Una forma de hacer esto es con una serie histórica de datos y su proyección a futuro. Si tenemos varios datos y una clara tendencia, con un buen ajuste a alguna función, es posible evaluar la tendencia a futuro y existen posibilidades de llegar a valores críticos. Es un método poco preciso y complicado pero mucho más útil que los anteriores porque permite, una vez detectados los puntos críticos, proponer medidas correctivas.

Un ejemplo de esto se observa en Méjico, en dónde varias instituciones de desarrollo que trabajan en estrategias ecológicas alternativas en una amplia gama de eco-zonas, han unido esfuerzos para desarrollar un Marco referencial para la Evaluación de la Sustentabilidad, denominado MESMIS (López-Ridaura et al., 2001). Este desarrollo es producto de un esfuerzo interdisciplinario y multi-institucional y actúa como una herramienta metodológica para evaluar la sostenibilidad de los sistemas de manejo de recursos naturales, con énfasis en los pequeños agricultores y en su contexto local.

Según lo plantean López-Ridaura et al. (2001), la aplicación del MESMIS se rige por considerar que la sustentabilidad de los sistemas de manejo se define por siete atributos generales: productividad, estabilidad, confiabilidad, resiliencia, adaptabilidad, equidad y auto seguridad. Además la evaluación se acota para un sistema de manejo en un determinado lugar geográfico, en una escala espacial (parcela, unidad de producción, comunidad, etc.) y para un determinado período de tiempo. El proceso de evaluación requiere un equipo de evaluación interdisciplinario, que generalmente incluye gente de afuera y participantes locales. Lo más destacable es que no se mide la sustentabilidad "*per se*", sino que se hace a través de la comparación de dos sistemas o más. La comparación se hace horizontal (comparando al sistema con uno o un grupo de referencia contemporáneo) o vertical (comparando el sistema consigo mismo a través del tiempo).

Basándose en los siete atributos que consideran para evaluar sustentabilidad, se identifican puntos críticos que presenta el sistema, los que luego se relacionan con tres áreas de evaluación (ambiental, social y económica). Además, para cada área de evaluación se definen criterios de diagnóstico e indicadores. Este procedimiento garantiza una relación coherente entre los indicadores de sostenibilidad y los atributos generales (López-Ridaura et al., 2001).

Siguiendo una visión comparativa sobre la sustentabilidad de los sistemas de producción, González (2013) sostiene que un abordaje apropiado para evaluar sustentabilidad recae en no responder si los mismos son sustentables o no sustentables –una sustentabilidad absoluta-, sino cual o cuales sistemas son más (o menos) sustentables que tal o tales sistemas –una sustentabilidad relativa-. Es así que un sistema de producción es más sustentable que otro si cumple las siguientes condiciones (Pérez Bidegain et al., 2010): a) mantiene o aumenta los niveles productivos actuales (productividad), b) reduce el nivel de riesgo debido a variables económicas o climáticas (seguridad), c) es económicamente más rentable (rentabilidad), d) conserva la calidad y el potencial de los recursos naturales utilizados (conservación) y e) es socialmente aceptado (aceptabilidad).

Es necesario que la complejidad y la multidimensión de la sustentabilidad se simplifiquen en valores claros, objetivos y generales, conocidos como indicadores. El uso de los indicadores deberá permitir comprender perfectamente, sin ambigüedades, los puntos críticos de la sustentabilidad de un agroecosistema. A su vez, ayudará a percibir tendencias, que de otra manera, pasarían desapercibidas (Sarandón, 2002).

2.3 INDICADORES

Un indicador es un instrumento de evaluación correlacionado con la medida de interés, pero fácil de observar o registrar, y sencillo de entender (Harrington et al., citados por Viglizzo, 1996). Indicadores de sustentabilidad ambiental son fundamentales para caracterizar y categorizar el manejo y la producción. Es por esto, que los indicadores seleccionados deberán poder ser utilizados para realizar comparaciones ya sea entre predios, chacras y/o

rotación, pero también tendrán un valor de referencia, con el cual compararse, por lo que les otorga valor propio.

Por definición, los indicadores deberán: estar estrechamente relacionados con (o derivado de) algunos de los requisitos de la sustentabilidad, ser adecuados al objetivo perseguido, ser sensibles a un amplio rango de condiciones, tener sensibilidad a los cambios en el tiempo, presentar poca variabilidad natural durante el período de muestreo, tener habilidad predictiva, ser directos: a mayor valor más sustentables, ser expresados en unidades equivalentes, ser de fácil recolección y uso y confiables, no ser sesgados (ser independientes del observador o recolector), ser sencillos de interpretar y no ambiguos, presentar la posibilidad de determinar valores umbrales, ser robustos e integradores (brindar y sintetizar buena información) y de características universales pero adaptados a cada condición en particular (Sarandón, 2002).

Para que el cambio a implementar sea definido como más sustentable que el sistema o manejo inmediato anterior, debería evaluarse con una serie de indicadores que permitan valorar si: mantiene o aumenta los niveles productivos actuales (productividad); reduce el nivel de riesgo (seguridad); protege la calidad y el potencial de los recursos naturales, previniendo la degradación y contaminación del suelo, agua y aire (protección); es económicamente viable (viabilidad); es socialmente aceptable (aceptabilidad). El punto es que todos los objetivos deben lograrse de manera simultánea, para lo cual es necesario dar una ponderación a cada uno, en función de la importancia que definimos que tiene lograrlos (Ernst y Siri, 2011).

2.4 SUSTENTABILIDAD EN PAÍSES DESARROLLADOS

Existen diversos trabajos internacionales que muestran el uso de distintos tipos y metodologías de evaluar la sustentabilidad. Un ejemplo de esto es el trabajo llevado a cabo por Haynes en el año 1999, en la región de Canterbury, Nueva Zelanda. En este trabajo se tomaron muestras de 10 centímetros de profundidad de dos tipos de suelos, cambisol dústico y gleysol mólico (clasificación FAO), con el fin de medir la fracción lábil de la materia orgánica (fracción liviana del carbono, biomasa microbiana de carbono y materia orgánica soluble en agua). Los suelos variaban en la historia de

cultivos, desde más de 9 años bajo agricultura hasta más de 9 años en régimen de pasturas.

El objetivo de este trabajo fue investigar cómo la calidad de la materia orgánica del suelo, según los datos utilizando las fracciones lábiles de la materia orgánica, están influenciadas por los diferentes sistemas de cultivos. Debido a la naturaleza dinámica de la fracción liviana del carbono, de la biomasa liviana microbiana de carbono y del carbono fácilmente extraíble o mineralizable, éstos pueden responder rápidamente a los cambios en el aporte de carbono desde los sistemas de producción. Es por esto, que han sido considerados como indicadores que rápidamente muestran los efectos de los cultivos y del manejo del suelo, sobre la calidad de la materia orgánica. También se consideran importantes indicadores de calidad de suelo.

Los resultados del trabajo muestran que con el incremento del uso de las pasturas aumentan tanto el carbono orgánico del suelo como la cantidad de materia orgánica lábil extraída (biomasa microbiana de carbono, 1,0 - 2,2% del carbono orgánico; fracción liviana del carbono, 1,8 – 4,6% del carbono orgánico y carbono soluble en agua, 0,7 – 1,2% del carbono orgánico). La fracción lábil de la materia orgánica estaba más estrechamente correlacionada con la historia de cultivos ($R^2 = 0,89 \pm 0,96$) que con el contenido de carbono orgánico del suelo ($R^2 = 0,81 \pm 0,82$) para los dos tipos de suelos. Alternando estos suelos bajo rotaciones de 2 a 5 años de pasturas, seguido de 2 a 5 años de agricultura, resultó en un contenido de carbono orgánico del suelo sin variaciones, mientras que la fracción lábil de la materia orgánica aumentó en la fase de pasturas y disminuyó en la de agricultura. Los tres índices de materia orgánica lábil se correlacionan estrechamente, sugiriendo que son propiedades interrelacionadas.

Otro ejemplo es la alianza “Field to Market” que integra diversos actores en la cadena del suministro agrícola en Estados Unidos, ha trabajado con indicadores en el área ambiental y socioeconómica, esta última escapa al abordaje de este trabajo pero su consideración implica una visión más completa de la sustentabilidad. Trabajaron a escala nacional, analizando perspectivas y tendencias a través del uso de la información, con el objetivo de calificar científicamente la sustentabilidad de ciertos productos y actividades agrícolas,

llevando esa información al productor bajo la forma de indicadores, ya que es quien tiene influencia directa a través de las prácticas agrícolas y de gestión.

Según se lee en el reporte (Field to Market, 2012), sobre la base de datos de los principales cultivos comerciales en el país (maíz, algodón, papa, arroz, soja y trigo) para la serie de años 1980-2011, se obtuvieron algunos indicadores ambientales. Los mismos fueron: a) producción y rendimiento; b) uso de suelo; c) erosión; d) agua aplicada por riego; e) uso de energía y f) emisión de gases con efecto invernadero. El análisis tomó como referencia la media para todo el período en estudio y el valor del indicador se muestra como porcentaje de cambio respecto a la referencia y relativo a cada cultivo.

Como resultados del trabajo, se detectó un aumento de producción total en los cultivos analizados excepto trigo, destacándose en maíz donde se duplica el valor tomado como referencia. En producción por unidad de área, todos los cultivos están en un rango de 25 a 64% por encima de la media. El uso de suelo general, considerado como la cantidad de hectáreas sembradas por cultivo, ha estado por encima de la referencia para todos los cultivos excepto papa y trigo, 15% y 33% menos, respectivamente. Para erosión de suelo, tanto a nivel de unidad de manejo, por unidad de superficie o como erosión en general, los valores del indicador reflejan resultados positivos, encontrándose todos por debajo del nivel de referencia. De todas formas, se aclara que en los últimos años de la base de datos, en maíz y soja son mayores los valores de erosión asociado a la mayor producción. En agua aplicada por riego hay resultados dispares respecto a qué se toma como referencia. Valores inferiores a la media en los seis cultivos con respecto a la unidad de producción, hay menor riego por unidad de superficie para todos los cultivos excepto en trigo y considerando como el total de agua regada por cultivo, algodón arroz y trigo disminuyeron mientras que maíz, papa y soja se encuentran por encima de la referencia, destacándose la última en donde el indicador se encuentra 2,7 veces por encima de la media.

El indicador de uso de energía refleja lo que directa o indirectamente se usa como insumo para la producción, mostrando valores positivos para los seis cultivos a nivel de unidad de producción, con respecto a cultivo por unidad de área, se ubica por debajo de la referencia para todos menos papa y trigo, 33% y 9% superior, respectivamente. A nivel de uso de energía en toda la base de

datos, disminuyó solo en trigo entorno a 26%, mientras que en los demás cultivos fue superior a la referencia. La medición de gases de efecto invernadero como consecuencia de la actividad agrícola, muestra que a nivel de unidad de producción todos los cultivos se ubican debajo de la referencia. Considerando por unidad de superficie, sólo hay disminución en arroz y soja, los aumentos en los demás cultivos está en el orden de 8% a 23%. En el total de la base de datos, sólo en trigo se encuentra un valor 17% por debajo de la media, mientras que los demás cultivos superan la referencia, siendo el más importante el cultivo de maíz en 31%.

2.5 SUSTENTABILIDAD EN LA REGIÓN

En la región, Ghera et al. (2000) en la pampa interior, Argentina, trabajaron con el objetivo de estimar indicadores ecológicos de la sustentabilidad a partir de parámetros de la actividad productiva, a fin de evaluar sistemas de producción agrícola-ganaderos y hacer inferencias sobre su sustentabilidad. Estos autores realizaron una caracterización de la heterogeneidad ambiental y un análisis de fragmentación del paisaje y de los disturbios relacionados con las actividades productivas. Luego de haber caracterizado las cuatro ecozonas (pampa occidental, pampa plana, ecotono y thaptosol), los autores pasaron a determinar el primer indicador de sustentabilidad, fragmentación del paisaje, los disturbios y la contaminación en las áreas indicadas. Con datos de entre los años 1991 y 1997, determinaron que los cultivos de verano tienen mayor probabilidad de tener un cultivo de verano como antecesor y muy poca probabilidad de que sea una pastura o campo natural. Esto indica un alto grado de fragmentación espacial y temporal de los ecosistemas naturales si se tiene en cuenta que, en el sistema actual, en cada unidad de manejo de cultivo, la vegetación de los pastizales naturales ha sido reemplazada por la de los cultivos, con sus respectivas plagas y malezas.

A la hora de evaluar la aplicación de productos químicos, observaron la misma tendencia a nivel de ecozonas que con la fragmentación y es que disminuye en dirección este-oeste. Este gradiente encontrado tiene una estrecha relación con la sustentabilidad. La resiliencia de las diferentes ecozonas es la responsable. Suponiendo una igualdad de resiliencia para toda la zona oeste, la sustentabilidad estaría más comprometida en el extremo este

del gradiente, donde el nivel de disturbio y fragmentación es mayor, porque presumiblemente la resiliencia es menor.

En la misma región argentina, Viglizzo et al. (2001) llevaron a cabo estudios para demostrar que sucede con el flujo de energía, la dinámica de nutrientes y el proceso hidrológico en condiciones de baja utilización de insumos externos y cómo afecta la sustentabilidad del agro ecosistema. Mencionan que los casos de monocultivo (soja-trigo) de la pampa ondulada han mejorado la productividad del sistema así como el flujo de energía (fósil y solar), pero por otro lado los ciclos de los nutrientes y del agua han sido interrumpidos. Tanto así, que con la consecuente disminución de la tasa de acumulación de materia orgánica, se ha puesto en riesgo la sustentabilidad del sistema, necesitando de subsidios externos para mantener la actividad viable. Más cultivos y rendimientos más altos han incrementado la extracción de nutrientes, determinando un balance negativo de minerales en las áreas más adecuadas para la producción de cultivos.

Según los mismos autores, la baja fertilización en estos sistemas de producción ha implicado un agotamiento del recurso y mencionan que para estos casos en particular, el balance de nutrientes es un buen indicador para evaluar su sustentabilidad. Se dedujo que el análisis a mayor escala del suelo, del ciclo del agua, ciclo de los nutrientes y del flujo de energía, puede proporcionar una base teórica de datos para la obtención de coeficientes que pueden ser utilizados para la evaluación de tierras y de alternativas de intensificación.

2.6 SUSTENTABILIDAD EN URUGUAY

La situación actual en Uruguay indica que hay una alta proporción de barbechos invernales descubiertos con alto riesgo de erosión. A esto se suma que con las secuencias de cultivos que se están utilizando, el balance de carbono en el suelo seguramente está siendo negativo. Por su parte ni la intensidad de uso del suelo ni los rendimientos medio logrados ayudan a reducir la erosión de suelo por debajo de la tolerancia, ni al menos mantener el nivel de materia orgánica del suelo (Ernst, 2013a).

A principios de los años 90 irrumpió en el Uruguay la tecnología de la siembra directa y es hoy la predominante en todo el país (más del 80% del área de cultivos) (Pérez Bidegain et al., 2010). Con esta tecnología, si se cumple con la premisa de mantener el suelo cubierto y devolver al mismo suficiente biomasa, teóricamente las pasturas dejarían de tener justificación de existencia en los sistemas, desde el punto de vista de la sustentabilidad del recurso suelo. Pero si el sistema no cumple con las anteriores premisas, el suelo puede erosionarse y degradarse aún con siembra directa (Pérez Bidegain et al., 2010).

A principios de este siglo la superficie dedicada a la agricultura en secano en Uruguay era de menos de 350 mil hectáreas. Hoy con una superficie seis veces mayor, se cuestiona la sustentabilidad de este proceso de expansión y se atribuye el estancamiento de los rendimientos de todos los cultivos y la mayor demanda de nutrientes para obtener el mismo rendimiento, al deterioro de la calidad del suelo generada por el propio sistema de producción (Ernst y Siri, 2013b). Ernst y Siri (2011) sostienen que Uruguay tiene 4,5 millones de hectáreas con capacidad de uso agrícola media a alta. Mencionan además que esto no implica que no presenten restricciones para ser incorporadas en esquemas de agricultura continua y que no toda el área tenga aptitud para secuencias de doble cultivo anual, afectando así, la producción de biomasa. En ese caso, la productividad de la rotación dependería entonces del comportamiento de un sólo cultivo y se genera una ventana de tiempo con altas pérdidas no productivas de agua y radiación. Esto hace pensar que planteando un sistema de producción con agricultura continua sobre suelos sin la aptitud, puedan presentarse problemas que afecten la sustentabilidad de ese sistema.

Para Clérici y García Préchac (2001), si se logra mantener o disminuir la erosión lo más cerca posible de la que ocurriría en condiciones naturales, se tienen otros resultados beneficiosos, en adición al mantenimiento de la productividad del recurso. Agregan que menor erosión significa menores externalidades, es decir menor salida de sedimentos del predio con el agua de escurrimiento, lo que reduce la sedimentación en cauces y cuerpos de agua superficiales. La sedimentación, fenómeno siempre asociado a la erosión, colmata cauces y cuerpos de agua, reduciendo su capacidad de regulación hidrológica y resultando en desbordes y crecientes más frecuentes. Finalmente, la oxidación acelerada de la materia orgánica del suelo removido por la erosión, así como del sedimento durante su transporte y deposición, incrementan en la

atmósfera el dióxido de carbono, gas con efecto invernadero (Lal et al., citados por García Préchac y Clérici, 2001).

Consecuencia de los notorios problemas de erosión registrados en el área agrícola, a partir de la zafra de invierno 2013 es obligatorio presentar planes de uso y manejo de suelos para toda el área agrícola, según la resolución administrativa 0012/2013 del 29/01/2013 de la Dirección General de Recursos no Renovables (DGRNR), Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP). El diseño de los mismos va a determinar en una primera etapa algunos cambios en las rotaciones posibles de realizar en algunos suelos y/o zonas. Este puede considerarse un primer paso y muy importante, ya que no existen otros indicadores objetivos que permitan a un productor o técnico asesor conocer la trayectoria ambiental y su impacto en el resultado que viene teniendo el predio con el actual uso del suelo, más allá de la erosión. Por lo tanto el nuevo escenario agropecuario marca desafíos que exigen: a) aumentar la productividad de los sistemas, b) intensificar los sistemas mejorando la eficiencia en el uso de todos los recursos productivos, c) incrementar la responsabilidad sobre el ambiente buscando desarrollar sistemas que no conspiran contra los recursos. Es decir, pensando en los tres aspectos mencionados de la sustentabilidad, hay que buscar alternativas que permitan trabajar sobre la tensión que se genera entre la dimensión económica y ambiental de la sustentabilidad de forma de generar un ambiente aceptable para todos los actores de sistema productivo local.

2.6.1 Situación actual

En las últimas décadas Uruguay ha cambiado los sistemas de producción que integran producción animal y producción de granos (Ernst, 2004). El mismo autor divide en cuatro modelos, en donde los tres primeros integran la fase pasturas asociadas a la ganadería con la fase agrícola, mientras que el cuarto sistema de producción tiende a la agricultura continua sin laboreo.

1. hasta 1970, donde se desarrolló una agricultura en forma continua y sin relación directa con la ganadería y con laboreo convencional.

2. década de los 80 en la que la agricultura se realiza dentro de un sistema de rotación de cultivos y pastura en una relación 50/50.

3. década de los 90 en la que la agricultura se realiza dentro de un sistema de rotación de cultivos y pastura en una relación 50/50 pero sin laboreo.

4. la tendencia actual, en que la relación agricultura/pastura se desplaza hacia la fase agrícola.

En el período agrícola en el que la agricultura se realizó sin fertilización, sin rotación con pasturas y con laboreo convencional se estima que se perdió un 50% del contenido de carbono de los suelos (Ernst, 2004). La implementación de rotaciones de cultivos y pasturas, reducción y posterior eliminación del laboreo ha permitido iniciar un proceso de recuperación de la fertilidad del suelo (Baethgen, citado por Ernst, 2004), determinado por aumentos en la producción, reducción de las pérdidas de suelo por erosión y menor oxidación de la materia orgánica.

Solamente en aquellos sistemas con alta intensidad de uso del suelo se logran los aportes de rastrojos promedio necesarios para balances neutros, no porque sean altos los rendimientos sino porque se produce dos veces por año (Ernst, 2013a). De todas maneras, este factor no es el único responsable de que se cumpla el objetivo de aumentar la producción. En este sentido, González (2013) en base a registro de chacras de productores CREA, muestra que altos rendimientos pueden ser obtenidos en chacras con “alta aptitud agrícola” para cultivos como trigo y soja, los rendimientos bajos en este tipo de chacras responden a efecto año o a manejo. Sostiene además que es baja la proporción de rendimientos altos en chacras con “baja aptitud agrícola”. Esta aseveración refleja que no existe un manejo agrícola general para todas las situaciones productivas, se debe evaluar cual es la aptitud agrícola en cuestión y determinar, según sus características, cual es el modelo de producción a seguir para lograr los objetivos.

2.7 HIPÓTESIS

La hipótesis de este trabajo es que es posible evaluar el comportamiento y la sustentabilidad ambiental de distintos sistemas de producción a partir de indicadores calculados con información registrada en los predios.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Para este trabajo se relevaron datos de manejo de cultivo de predios de productores CREA. El relevamiento de la información se hizo mediante comunicación directa con los productores o con sus asesores técnicos, pertenecientes a la Federación Uruguaya de grupos CREA (FUCREA). Se analizan los datos de cinco predios con agricultura como rubro principal. Cada establecimiento es considerado como un predio independiente, más allá si el dueño es el mismo u otro diferente. En este trabajo, a nivel de análisis, sólo será considerado el aspecto ecológico del término sustentabilidad.

Los datos tomados corresponden a las zafras 2009/2010, 2010/2011, 2011/2012 y 2012/2013 donde, el cultivo de invierno, si hubiese, es cabeza de la secuencia para la zafra (ejemplo: zafra 2009/2010, trigo sembrado en 2009 seguido de soja de segunda sembrada en 2009). La información fue procesada en una planilla de Microsoft Excel, donde para cada potrero del predio se ingresaba la información del manejo realizado durante las zafras, en donde por lo menos existiera un año de fase agrícola. Los cultivos analizados son, para invierno, trigo (*Triticum aestivum*) y cebada (*Hordeum vulgare*). Mientras que para el verano soja (*Glycine max*), maíz (*Zea mays*) y sorgo (*Sorghum bicolor*), ya sean de primera o de segunda. En los inviernos que no hay producción se toma como barbecho químico (BQ de ahora en más).

3.1 INDICADORES UTILIZADOS

Los indicadores que se utilizan en este trabajo, así como los valores de referencia, son los establecidos en el marco del proyecto FUCREA-FOMIN: Conservación del Capital Natural en la Nueva Agricultura (Kemanian y Mazzilli, 2014). Se cita a continuación una breve descripción de cada uno y las consideraciones tomadas en esta tesis. Las fórmulas y los coeficientes utilizados para el cálculo pueden apreciarse con mayor detalle en la bibliografía antes mencionada.

3.1.1 Productividad de biomasa equivalente

Refleja la cantidad de biomasa “equivalente” producida por el sistema (TBc). 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, más allá del destino que esa producción pueda tener dentro o fuera de la unidad de manejo. Para calcular el indicador, se le asigna a cada kg de biomasa un coeficiente de conversión, con el cual se logra un valor comparable entre los cultivos, más allá de la composición de los tejidos de cada uno. Este indicador considera la biomasa subterránea de los cultivos. Por tratarse especies anuales, se le asigna el 30% de la masa de residuos aéreos.

3.1.2 Masa de residuos

Esta es la masa real de residuos que deja el cultivo y que es calculada en el indicador anterior. En la bibliografía se presentan dos indicadores, uno absoluto y uno relativo. El valor absoluto adquiere valor en forma acumulada y puede ser usado para cálculos de balance de masa. El relativo puede ser usado para comparar el desempeño entre unidades de manejo dentro de un mismo año. En el presente trabajo se utiliza el indicador calculado como valor absoluto, medido como Mg de materia seca (MS) de residuos. Este indicador intenta reflejar la capacidad del sistema de mantener aportes de residuos de forma de proteger al suelo de la erosión.

3.1.3 Uso de agua

El indicador está basado en el uso esperado de agua en relación a la precipitación (EUA). Cuando el uso de agua es menor al esperado, estaría indicando que hay mayor probabilidad de pérdida de nutrientes por lavado, pérdidas gaseosas de nitrógeno, de erosión y posiblemente ocurra 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. También se pierde de generar biomasa, por no ser más eficiente en utilizar el recurso. Para el cálculo se toma como base un año agrícola, comprendido desde el mes de mayo hasta abril inclusive del año siguiente, por el hecho de abarcar todo el ciclo desde siembra hasta cosecha de los dos cultivos que potencialmente se pueden realizar en un año. El indicador expresa la diferencia entre el máximo uso posible anual del agua por parte de los cultivos respecto a lo que realmente se usa para generar biomasa, cuantificado

únicamente mediante el proceso de transpiración. Las precipitaciones anuales utilizadas corresponden a registros de los productores en algunos casos, o de las ciudades más cercanas en otros.

3.1.4 Entradas de carbono orgánico al suelo

Se calcula multiplicando la masa de residuos que permanece en el suelo por la concentración de carbono, establecida en aproximadamente 0.45 kg C / kg biomasa, con escasa variación entre años y cultivos. Se trata de un valor tentativo, dado que textura y cantidad de carbono en el suelo afectan el balance. 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.

3.1.5 Balance relativo de nitrógeno

Este indicador se calcula como el cociente entre las entradas de nitrógeno como fertilizante y fijación biológica (para soja) y la salida del nutriente en productos cosechados. Se asume para soja que por cada Mg de biomasa total producida se fijaron 25 kg N. Esto se basa en un nivel de suficiencia nutricional basada en la curva de dilución de nitrógeno de una planta C₃. El valor de referencia utilizado contempla un 30% de nitrógeno erosionado, lixiviado o perdido por volatilización y desnitrificación (entre otras pérdidas menores de NO y N₂O). Dado que se prevé un porcentaje de ineficiencia al agregar nitrógeno, este indicador calculado como la relación entre ingresos y salidas se adecúa para el análisis.

3.1.6 Balances absolutos de fósforo, potasio y azufre

Representa la diferencia entre las entradas de cada nutriente mediante fertilizante y las salidas, únicamente considerando lo que se exporta vía grano (no se considera erosión en este trabajo y se asumen pérdidas menores de nutrientes en solución, por lixiviación o escorrentía). Los balances se expresan como kg de P, kg de K y kg de S.

3.1.7 Índice de uso de agroquímicos

Para cada herbicida, fungicida e insecticida aplicado a los cultivos, se obtiene la dosis oral letal que mata 50% de las ratas (mamíferos) o abejas (insectos) en experimentos de exposición (DL50). Este valor indica la toxicidad potencial para cada ingrediente activo (IA) puro. Un cociente entre la concentración del IA del agroquímico y la DL50 puede expresar que tan agresivo es un producto para mamíferos o abejas, medido como unidades toxicológicas (UT). Se expresa en mg de ingrediente activo por kg de peso vivo 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 toxicológicas para mamíferos (UT mam) y abejas (UT abejas). La ventaja de este indicador es la simplicidad del cálculo. La desventaja es que no mide efectos acumulados o la retención diferencial de distintos suelos.

3.2 VALORES DE REFERENCIA

Se detallan los valores de referencia utilizados en este trabajo. Cada indicador obtenido usando la base de datos, se compara con la referencia para ver qué tan sustentable es la actividad agrícola en los predios analizados.

Cuadro 2. Valores de referencia utilizados.

	Indicador	Valor de referencia	Unidad
Productividad	Biomasa equivalente	7,0	Mg glucosa ha^{-1} año $^{-1}$
	Masa de residuos	7,0	Mg MS ha^{-1} año $^{-1}$
	Entradas de C	4,0	Mg C ha^{-1} año $^{-1}$
	Uso del agua	0,0	mm ha^{-1} año $^{-1}$ respecto al máximo
Balances de nutrientes	Relativo de N	1,3	-
	Absoluto de P	0,0	Kg ha^{-1} año $^{-1}$
	Absoluto de K	0,0	Kg ha^{-1} año $^{-1}$
	Absoluto de S	0,0	Kg ha^{-1} año $^{-1}$
Uso de	UT mamíferos	6,0	mg kg^{-1} ha^{-1} año $^{-1}$

agroquímicos*	UT abejas	1900,0	$\mu\text{g abeja}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$
----------------------	-----------	--------	---

* Estos valores de referencias son los menos robustos en su origen y no está claro el impacto ambiental que significa superar ese valor.

3.3 CÁLCULO DE INDICADORES

Una vez obtenidos, los indicadores son comparados con un valor de referencia establecido previamente (Cuadro 2) y se analiza en tres escalas:

- Por unidad de manejo: Se calculó el valor promedio anual para cada uno de los indicadores en base a los cultivos realizados durante la serie de años 2009-2012.
- Por predio: La suma ponderada por superficie de cada una de las unidades de manejo, muestra un valor de cada indicador a nivel del predio.
- Por secuencia: Se agruparon las n veces que aparece cada secuencia agrícola anual en la base de datos y se obtuvo un promedio de cada indicador ponderado por la superficie que ocupan, tomando el año agrícola como base.

A partir de los resultados de los indicadores, se podrá tener una idea de cuál es el impacto en los cinco predios sobre el medio ambiente, cuál es la magnitud del mismo, cuáles son sus causas y las consecuencias que puede implicar.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los resultados obtenidos con sus respectivos análisis para 5 predios. Se analiza la información de manejo comprendida en el período que transcurre desde la zafra 2009 hasta la zafra 2012 inclusive.

4.1 ANÁLISIS INTRAPREDIAL

4.1.1 Predio 1

Este predio está ubicado en el departamento de Soriano. Se caracteriza como un predio que combina el rubro agrícola-ganadero, en un área total de 205,7 ha, ocupando el rubro agrícola el 84% de la superficie para los años evaluados (Cuadro 3).

Cuadro 3. Superficies según unidad de manejo para el predio 1

Unidad de manejo	Superficie (ha)
A	62,3
B	55,8
C	27,6
D	27,8
Total	173,5

Los cultivos utilizados durante la zafra invernal fueron trigo y cebada, mientras que en el verano se realizaron siembras de soja y sorgo, tanto de primera como de segunda. Se destaca la ausencia del cereal maíz en las secuencias de siembra de este predio para los años en cuestión. La rotación agrícola predominante identificada es la siguiente:

trigo/soja 2 - cebada/soja 2 – trigo/sorgo 2 – BQ/soja 1

A continuación se muestra una caracterización de la variabilidad de los rendimientos en los cultivos para la totalidad de los datos (Cuadro 4).

Cuadro 4. Caracterización de los rendimientos para el predio 1 (base 14% humedad).

Cultivo	Rendimiento	E.E.*	Mín	Máx
	Kg ha ⁻¹			
Cebada	3833	369	3464	4202
Soja 1	2711	-	-	-
Soja 2	1986	308	965	2667
Sorgo 1	4000	-	-	-
Sorgo 2	5060	-	-	-
Trigo	4582	308	3844	5240

* Error estándar.

4.1.1.1 Productividad

La biomasa equivalente promedio anual para la serie de años 2009-2012 estuvo en el rango de los 20 Mg ha⁻¹ año⁻¹, superando en todos los casos al valor de referencia propuesto (Figura 1).

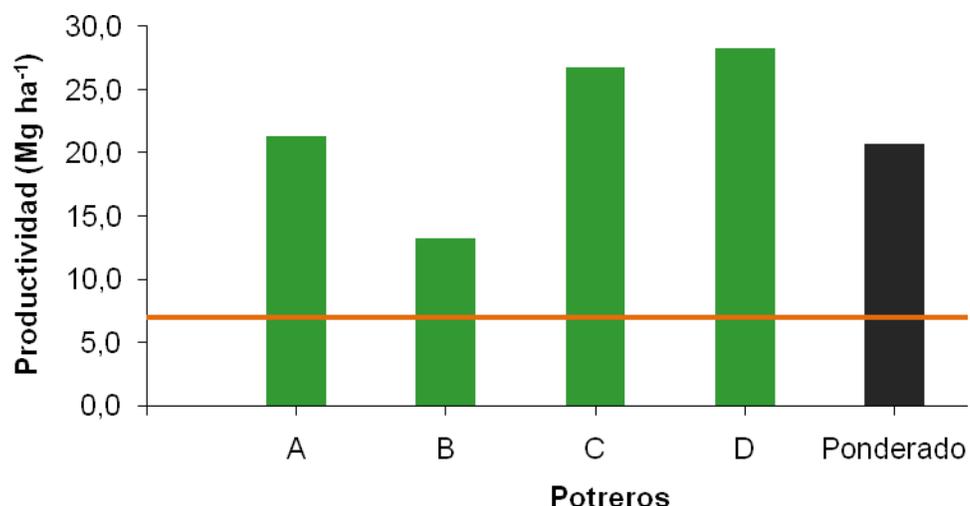


Figura 1. Productividad para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

La mayor predominancia de cultivos de verano de primera, después de un invierno sin producción en el potrero “B”, es el responsable de que el valor sea menor a los restantes. Implica que, a diferencia de las otras unidades de manejo, es menor el tiempo durante el cual el cultivo aprovecha los recursos

disponibles, teniendo una consecuente menor producción. Por otro lado, la mayor proporción de soja en las secuencias de los potreros “C” y “D”, hacen que el valor del indicador se eleve, explicado por el costo de biosíntesis del grano, donde la eficiencia de conversión de la oleaginosa es de 1 kg biomasa/2 kg glucosa mientras que, para las gramíneas estivales, el valor es de 1,4 (tanto para maíz como para sorgo).

Al igual que para el indicador de biomasa equivalente, puede observarse cómo la intensidad de cultivo también afecta directamente en la cantidad de residuos que se deja en el suelo (Figura 2), siendo la intensidad de 1 cultivos por año para la unidad “B” y de 2 cultivos por año para los potreros de valores de residuos superiores. Es nuevamente notoria la diferencia en el potrero “B” por debajo del resto e, incluso, por debajo del nivel determinado como de referencia (7 Mg MS de residuo).

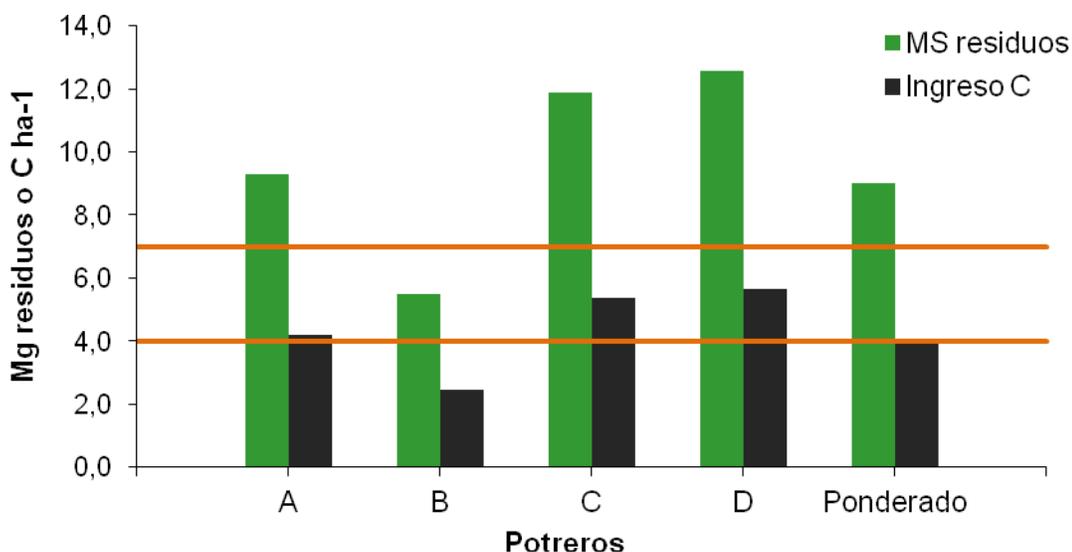


Figura 2. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Dada la estrecha relación entre la cantidad de residuos aportados al suelo y el contenido de carbono de éstos, en la misma figura, para los valores de carbono, queda en evidencia nuevamente la importancia de tener una alta intensidad de cultivos para tener buen aporte de materia orgánica al suelo.

Para este caso, tanto los valores de residuos como de carbono que se le dejan al suelo, ponderados los de cada unidad de manejo por la superficie que ocupan y sumados para obtener un valor por unidad de superficie del predio para la serie de años, superan el valor propuesto como de referencia.

En los potreros con menor intensidad de cultivos disminuye la eficiencia de uso del agua y por tanto implica que menos agua es utilizada y transformada en biomasa, mientras que para los dos casos donde existe doble cultivo anual, es clara la diferencia a favor que tienen en el aprovechamiento del agua disponible, mejorando así los rendimientos potenciales que pueden ser obtenidos para un año agrícola.

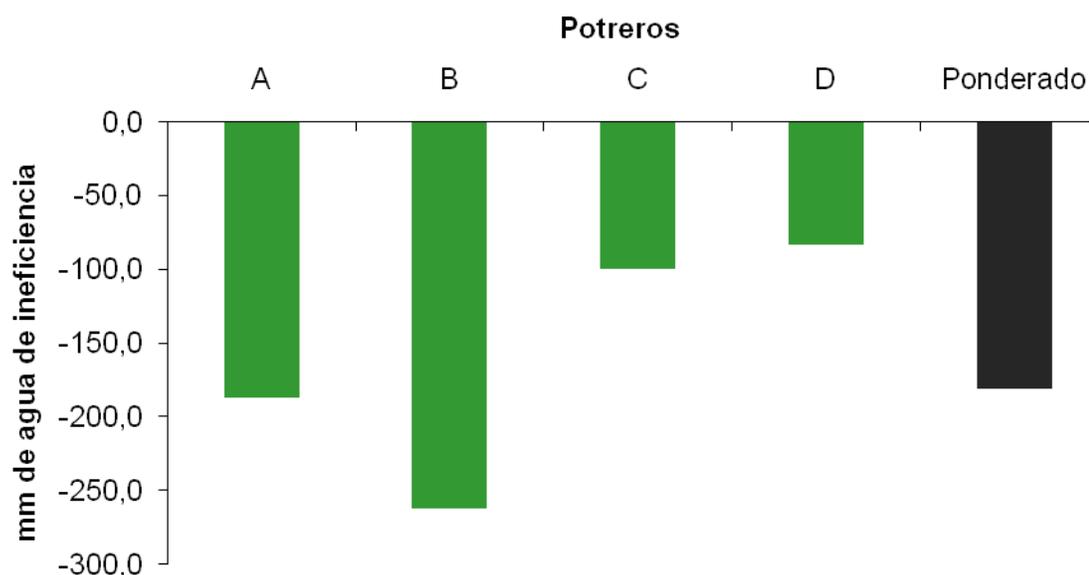


Figura 3. EUA para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1.

Ninguno de estos indicadores debería ser considerado y analizado de forma aislada al resto, ya que derivaría en conclusiones erróneas. Es decir que mejorar los indicadores implica trabajar sobre todos a la vez. De una u otra manera están relacionados y sería vano el trabajo de mejorar la base que explica el comportamiento de cualquiera de ellos, sin trabajar de forma integrada con las bases que explican el comportamiento del resto.

4.1.1.2 Balances de nutrientes

Para la mayoría de los potreros, por lo tanto para el valor general de predio, el balance relativo de nitrógeno no alcanza el valor de referencia propuesto (Figura 4).

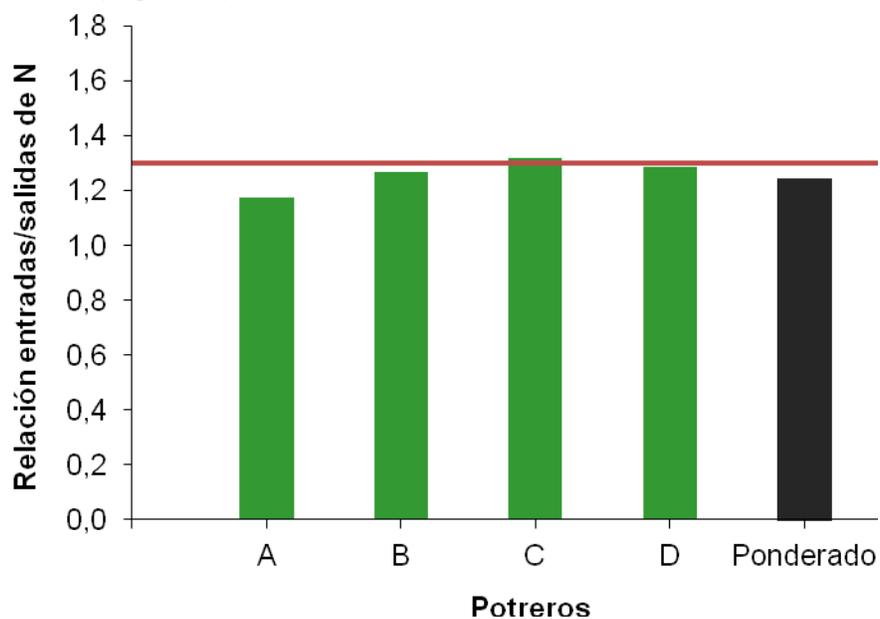


Figura 4. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

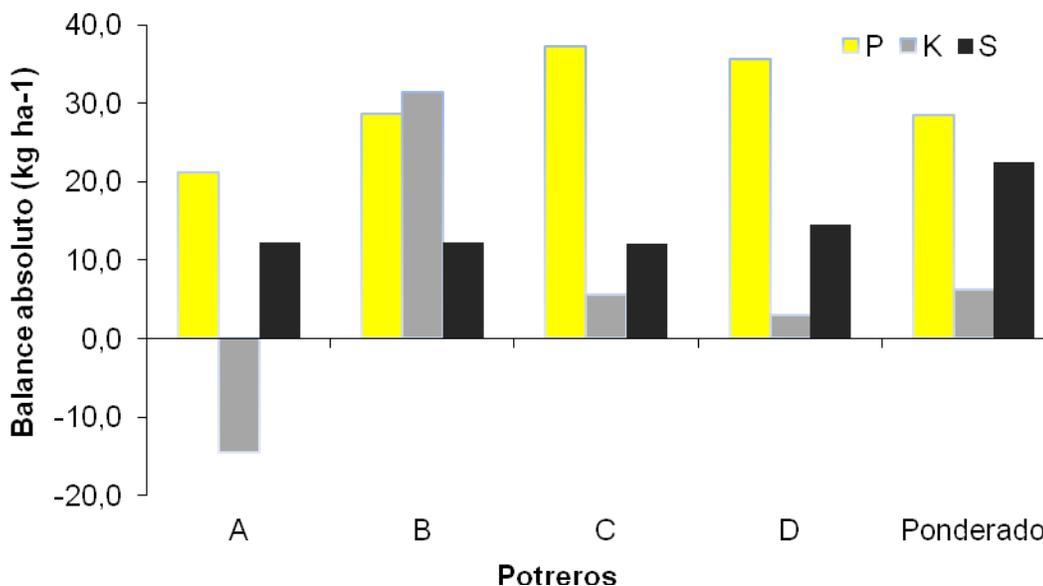


Figura 5. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1.

Para el resto de los nutrientes, en este predio se maneja un sistema de sobre-fertilización, es decir, se agrega un poco más de lo que el cultivo se lleva del potrero por medio del grano cosechado, para todos los nutrientes considerados (P, K y S).

4.1.1.3 Unidades toxicológicas

Mamíferos

En todas las unidades de manejo del predio (Figura 6), el agregado de agroquímicos hace que la suma de unidades toxicológicas supere el umbral para mamíferos y que el valor medio duplique la referencia, con los potenciales riesgos para el ambiente que puede ocasionar.

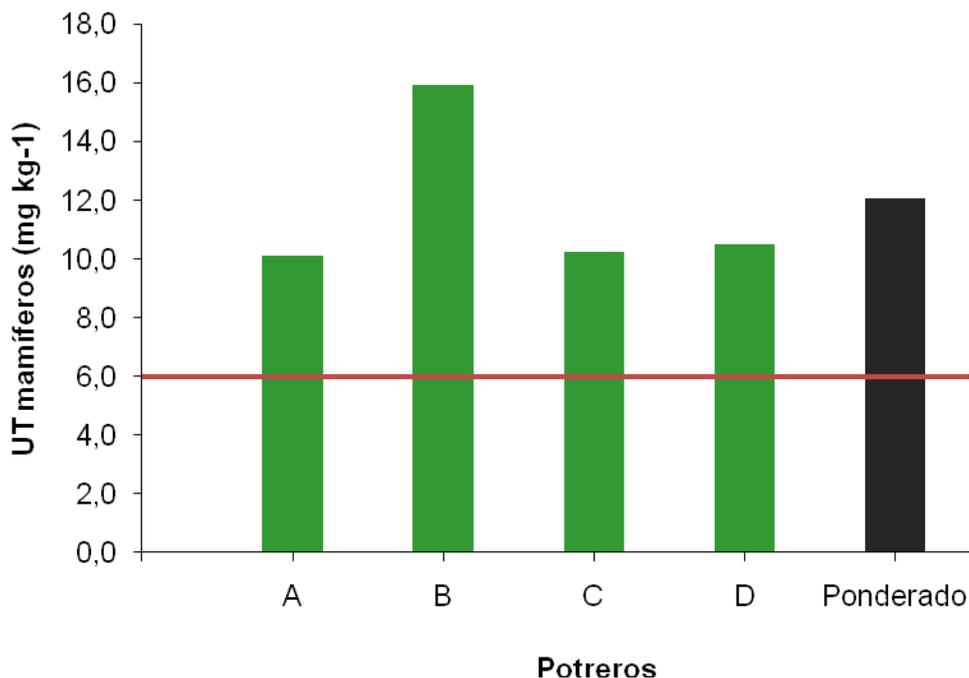


Figura 6. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Este alto nivel está principalmente explicado por el uso de herbicidas e insecticidas, dependiendo de la rotación existente en el potrero (Cuadro 5). En el potrero B las aplicaciones de herbicidas son las responsables de acumular más UT, debido a que se realizó más de un cultivo de primera con sus respectivos barbechos químicos durante el período. En el potrero A, el uso de herbicidas se relaciona con la alta proporción de aplicaciones en soja, mientras que en los restantes dos potreros, el uso de insecticidas es el principal responsable del valor del indicador.

Ponderando cada unidad de manejo por la superficie que ocupan, las aplicaciones de herbicidas son las que más influyen sobre el alto valor final de este indicador, para la totalidad del predio.

Cuadro 5. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para mamíferos, para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio.

Unidad de manejo	UT herb.	%	UT insect.	%	UT fung.	%	UT mam
A	8,4	83,6	1,4	13,6	0,3	2,9	10,1
B	10,9	68,4	4,8	30	0,2	1,5	15,9
C	2,2	21,5	7,7	74,9	0,4	3,7	10,2
D	2,2	21,1	7,9	75,4	0,4	3,6	10,5
Ponderado	7,2	60,0	4,5	37,5	0,3	2,5	12,1

Abejas

Las mismas aplicaciones representan otros riesgos para insectos, siendo más o menos tóxicas según de qué ingrediente activo se trate. El valor promedio anual de UT para abejas en todas las unidades de manejo y en el valor promedio del predio, supera el valor de referencia ubicado en 1900 UT ha⁻¹ (Figura 7).

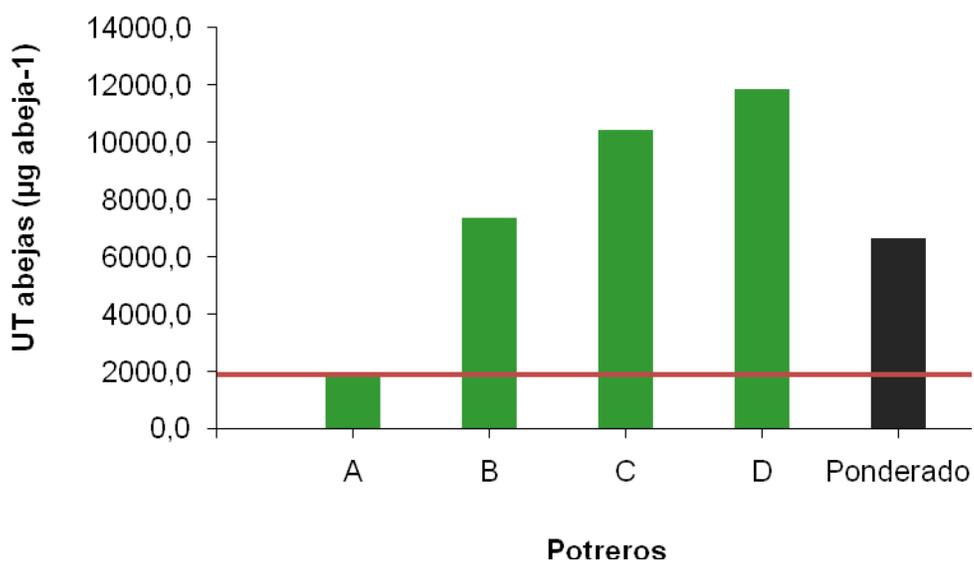


Figura 7. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 1. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

El factor con mayor contribución en toxicidad para abejas es el componente insecticidas (Cuadro 6). El caso del potrero A, en donde se aplica similar proporción de insecticidas que en los otros potreros, muestra cómo considerar cual sea el ingrediente activo y su toxicidad son de gran importancia al momento de determinar la suma total de UT agregadas. El uso de productos con bajas dosis recomendadas y de baja toxicidad para abejas, como lo es el Triflumuron, son los que determinan que el valor del indicador se encuentre dentro de los rangos aceptables para esta variable.

Cuadro 6. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para abejas, para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio.

Unidad de manejo	UT herb.	%	UT insect.	%	UT fung.	%	UT abejas
A	141,6	7,2	1816,2	92,6	3,6	0,2	1961,4
B	144,4	2	7209,4	98	5,2	0,1	7358,9
C	7,5	0,1	10404,9	99,9	7,7	0,1	10420
D	7,7	0,1	11816,9	99,9	7,7	0,1	11832,2
Ponderado	99,7	1,5	6519,4	98,4	5,4	0,1	6624,5

4.1.2 Predio 2

Este predio se ubica en el departamento de Soriano. Por su sistema de producción, se caracteriza como agrícola-ganadero. Explota un total de 620 ha y la agricultura ocupa un 52% de esa área para los años de estudio (Cuadro 7).

Cuadro 7. Superficies según potrero para el predio 2.

Unidad de manejo	Superficie (ha)
A	63,5
B	61
C	39
D	36,6
E	19,3
F	23
G	39,2

H	41,9
Total	323,5

Los cultivos utilizados en invierno fueron trigo y cebada, mientras que los sembrados durante verano de los años analizados fueron maíz y soja, de primera y de segunda, y sorgo sólo de segunda. La rotación predominante identificada durante ese período es la siguiente:

trigo/soja 2 - cebada/soja 2 – trigo/sorgo 2 – BQ/soja 1

A continuación se muestra una caracterización de la variabilidad de los rendimientos en los cultivos para la totalidad de los datos (Cuadro 8).

Cuadro 8. Caracterización de los rendimientos para el predio 2 (base 14% humedad).

Cultivo	Rendimiento	E.E.*	Mín	Máx
	Kg ha ⁻¹			
Cebada	2920	278	2168	3948
Maíz 1	6178	57	6067	6260
Maíz 2	6167	-	-	-
Soja 1	2715	369	1518	3455
Soja 2	2489	161	1539	3356
Sorgo 2	3380	1120	2260	4500
Trigo	3592	254	2735	5620

* Error estándar.

4.1.2.1 Productividad

La productividad promedio anual para la serie de años 2009-2012 estuvo en el rango de los 20 Mg ha⁻¹ año⁻¹, superando en todos los casos al valor de referencia propuesto (Figura 8).

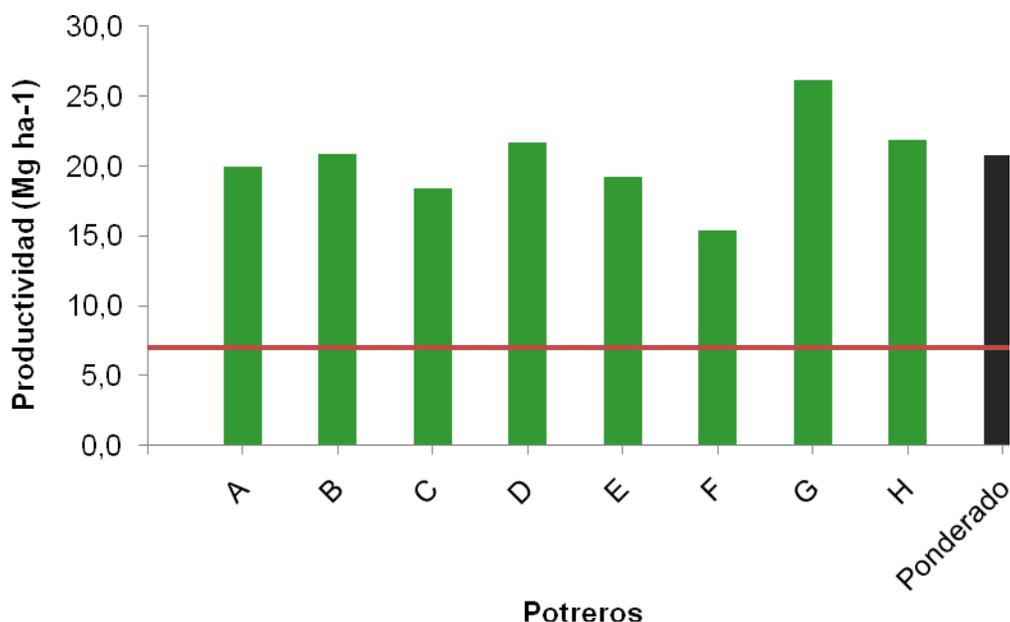


Figura 8. Productividad para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Todos los cultivos tuvieron producciones altas, implicando elevadas producciones totales de biomasa y por tanto de biomasa equivalente (glucosa) (Figura 8). En el potrero F, si bien se supera el valor de referencia, es inferior al resto. Es un caso en donde se dispone de un año de información de fase agrícola y por lo tanto, no expresa realmente lo que haya sucedido para esa unidad de manejo. Sin embargo, considerando tal limitante, se podría suponer qué es lo que hubiese pasado si durante los cuatro años de estudio se hubieran realizado cultivos de soja de primera, con barbecho químico durante el invierno. La conclusión sería que durante el período de no crecimiento se desaprovecharían potenciales recursos de producción, que siendo utilizados derivarían en incrementos de la biomasa equivalente producida y mejorarían el indicador.

Por otra parte, los buenos resultados productivos en los cultivos, implican valores promedio que superan la referencia para los indicadores materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema, siendo 9,4 Mg MS ha⁻¹ año⁻¹ y 4,2 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente (Figura 9).

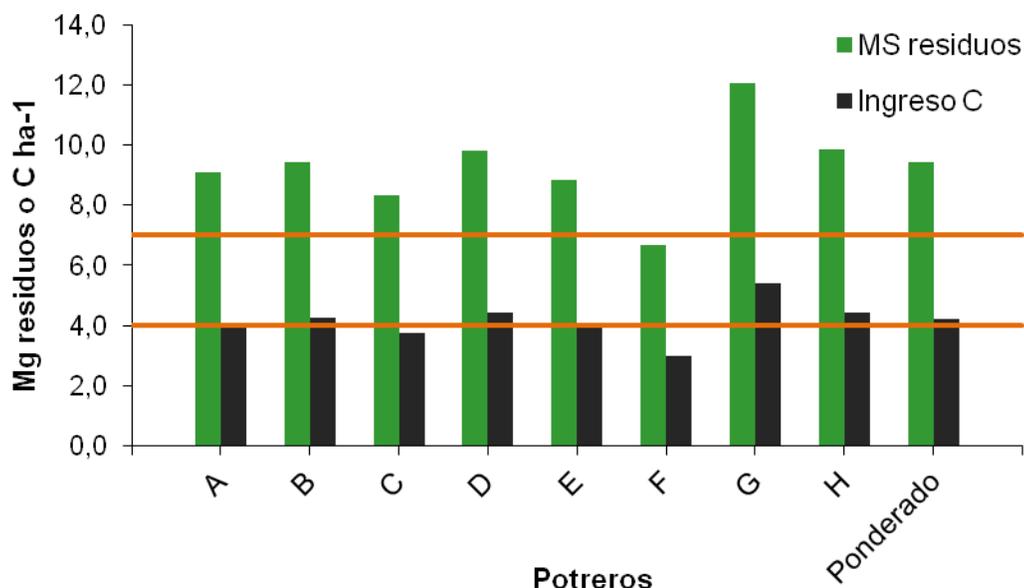


Figura 9. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Todas las unidades de producción, excepto el potrero F, se encuentran por encima del nivel de referencia para el indicador residuos que quedan en el sistema (Figura 9). Esta unidad de manejo presenta la menor intensidad de uso para el período evaluado y, de no ser por los rendimientos medios de soja obtenidos, se podría llegar a comprometer la sustentabilidad de esa unidad en particular. Las entradas de carbono por potrero son más ajustadas con respecto al valor de referencia. En los potreros C y F no se alcanza a incorporar suficiente carbono, por lo que se debería priorizar mejorar los rendimientos y aprovechar los recursos, para así tener mayor productividad, aumentar los residuos de materia seca y por ende, dada la estrecha relación con este último, aumentar la cantidad de carbono que se le deja al suelo.

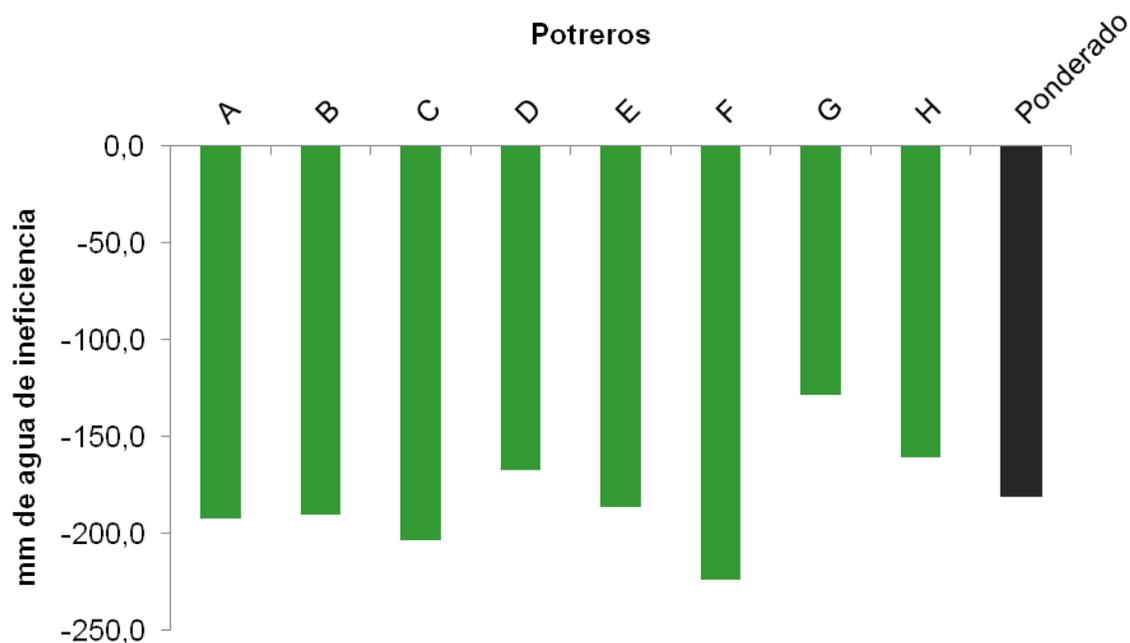


Figura 10. EUA para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.

Una eficiencia ideal, consistiría en que en un año agrícola se utilice toda el agua disponible para el o los cultivos, es decir que el sistema no se pierda de generar biomasa y rendimiento por no aprovechar ese recurso. Si bien el valor de referencia no se alcanza en ningún potrero (Figura 10), el promedio general del predio puede ser tomado para identificar unidades de producción donde sería necesario priorizar para mejorar el indicador, como principio de una estrategia para mejorar la eficiencia.

Aunque el potrero G no muestra la realidad de lo que ha sucedido con la secuencia de cultivos en los últimos años, sí puede mostrarse como ejemplo sobre qué sucedería a nivel de campo con una secuencia de agricultura continua con trigo en el invierno y soja en el verano, con rendimientos promedio de 3590 kg/ha y 2490 kg/ha, respectivamente. Muestra que una eventual intensidad de uso del suelo máxima, con los rendimientos mencionados, tiene los valores más altos tanto de producción de materia seca, como de carbono aportado al suelo y de productividad de biomasa equivalente por hectárea por año. Además es el caso en el que el agua no utilizada alcanza los valores

mínimos ($129 \text{ mm ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Son consideraciones tomadas sin tener en cuenta los problemas que una secuencia de agricultura continua y doble cultivo pueden traer aparejados al sistema, si se repite en el tiempo.

4.1.2.2 Balances de nutrientes

En términos generales, el predio supera el valor de referencia establecido para el balance relativo de nitrógeno en prácticamente la totalidad de los potreros evaluados (Figura 11).

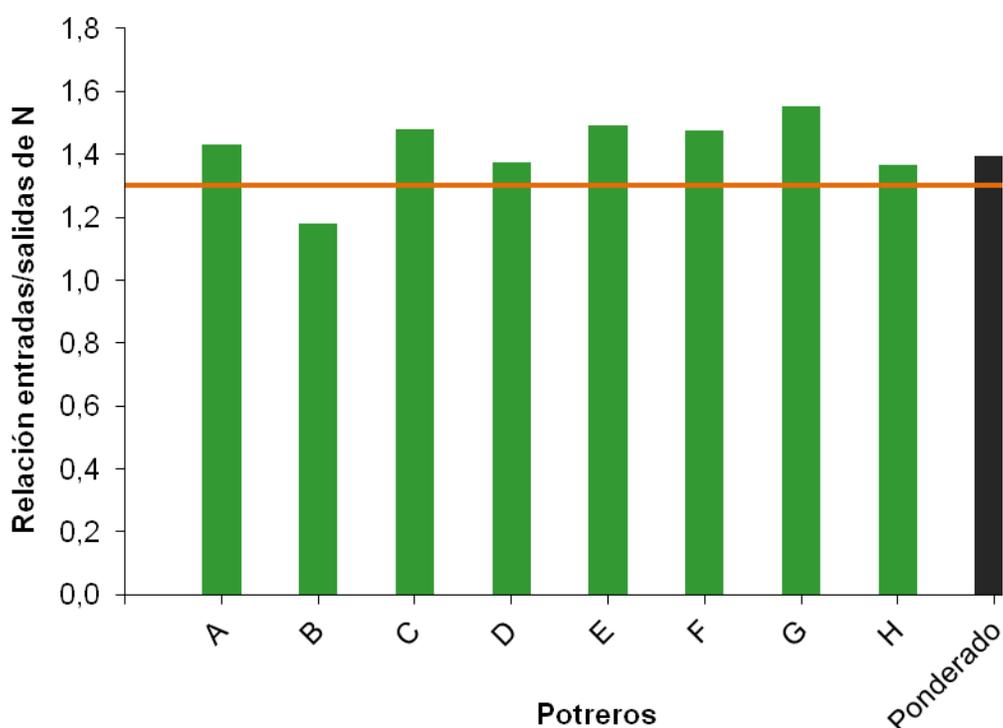


Figura 11. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

El resultado de los balances absolutos de P, K y S muestra comportamientos contrastantes entre nutrientes (Figura 12). Las diferencias en agregado de fósforo sobre lo que el cultivo extrae no son de consideración. Implica que en ninguno de los potreros se agrega nutriente muy por encima del nivel de extracción, pero tampoco las extracciones superan el agregado, lo que indica un buen ajuste entre entradas y salidas. Para potasio, las fertilizaciones

en cada potrero no llegan a ser suficientes para cumplir con los requerimientos de los cultivos, generando un valor de ponderado de todo el predio de extracciones mayores a las reposiciones ($-28 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Si bien la disponibilidad natural de este nutriente en la mayoría de los suelos de la zona en estudio es alta, extraerlo y no reponerlo con la cantidad suficiente, implicaría degradación de la fertilidad natural del suelo, con consecuencias negativas a futuro. Por otra parte, las cantidades de azufre agregadas exceden las salidas de este nutriente, dadas las bajas cantidades que se exportan en grano. Si bien el azufre es un nutriente que puede ser retenido por la materia orgánica, sobre-fertilizaciones podrían implicar lixiviación, con su consecuente riesgo de contaminación.

En resumen, es probable que se esté agregando N por encima de las necesidades y K por debajo de las extracciones, mientras que el balance parece estar correcto para S y P.

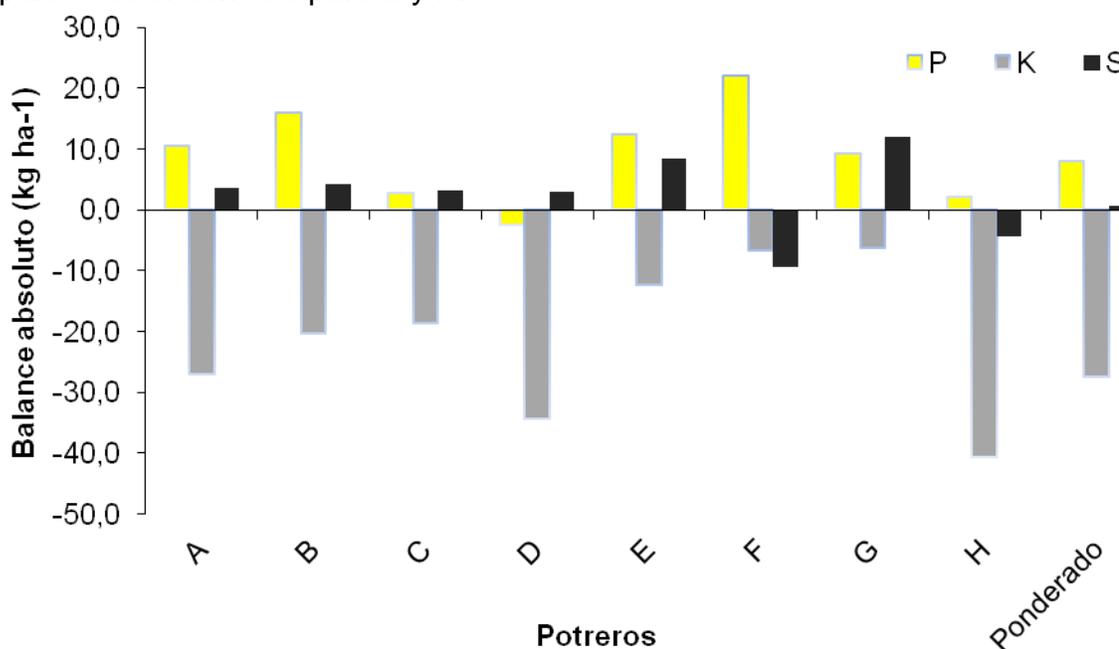


Figura 12. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.

4.1.2.3 Unidades toxicológicas

Mamíferos

En todos los potreros, el uso de agroquímicos hace que se supere el nivel de referencia establecido para mamíferos, siendo el valor promedio para el predio 2,8 veces ese valor (Figura 13).

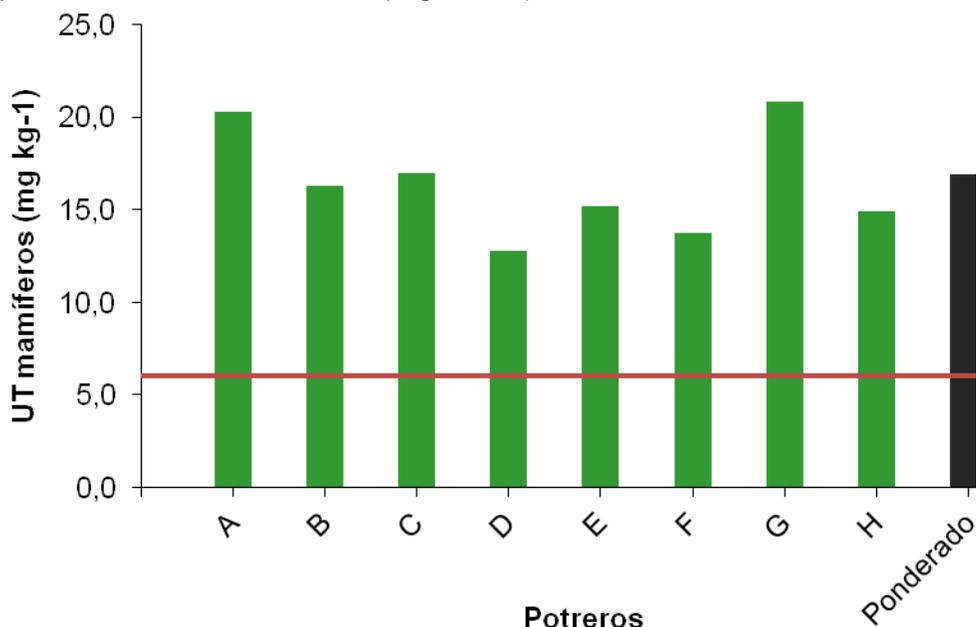


Figura 13. Unidades Toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

El uso de insecticidas es el componente con mayor peso relativo en el valor del indicador para mamíferos a nivel general del predio (Cuadro 9). En potreros con predominancia de cultivos de primera, el uso de herbicidas cobra mayor importancia por aplicaciones en barbecho. La toxicidad de algunos agroquímicos, principalmente insecticidas, y en las dosis que se aplican, hacen que el valor del indicador sea elevado para los cultivos que se realizan en el predio. Es aun más grave para abejas, razón por la cual se supera la referencia de forma muy contundente (Figura 14).

Cuadro 9. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para mamíferos, para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio.

Unidad de manejo	UT herb.	%	UT insect.	%	UT fung.	%	UT mam
A	6,2	30,6	14,0	68,9	0,1	0,6	20,3
B	7,1	43,3	9,1	55,9	0,1	0,8	16,3
C	5,0	29,2	12,0	70,3	0,1	0,5	17,0
D	5,0	39,3	7,7	60,0	0,1	0,7	12,8
E	5,0	32,8	10,1	66,6	0,1	0,6	15,2
F	8,5	61,4	5,3	38,5	0,0	0,2	13,8
G	2,0	9,7	18,7	89,5	0,2	0,7	20,9
H	5,6	37,4	9,2	61,7	0,1	0,9	14,9
Ponderado	5,6	33,0	11,2	66,3	0,1	0,7	16,9

Abejas

En todos los potreros se supera el valor de $1900 \text{ UT ha}^{-1} \text{ año agrícola}^{-1}$, siendo a nivel predio aproximadamente 4 veces el valor de referencia (Figura 14).

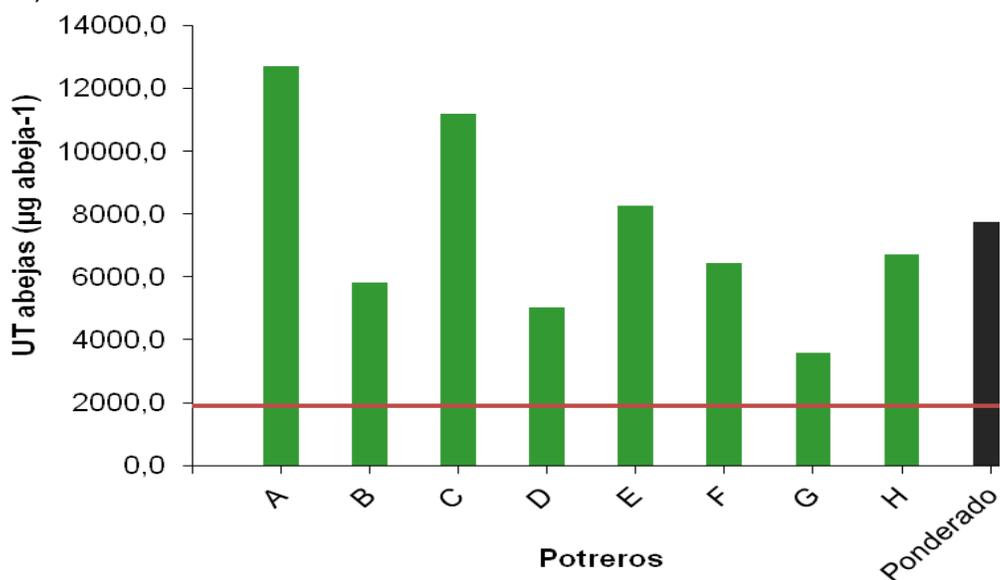


Figura 14. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

El componente insecticidas es prácticamente el único responsable del valor que toma el indicador (Cuadro 10). Si bien algunos ingredientes activos presentan baja toxicidad para abejas, el uso generalizado de insecticidas muy agresivos, principalmente en soja, lleva a que se comprometa la sustentabilidad del sistema. Los potreros A, C y E son ejemplos en los que hay un cultivo de soja por año agrícola en la serie analizada, como consecuencia de esto, las aplicaciones de agroquímicos “promedio” al cultivo conducen al valor que muestra el indicador.

Cuadro 10. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para abejas, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 2.

Unidad de manejo	UT herb.	%	UT insect.	%	UT fung.	%	UT abejas
A	8,2	0,1	12680,3	99,9	1,0	0,0	12689,5
B	12,7	0,2	5787,6	99,7	2,1	0,0	5802,4
C	5,4	0,0	11166,3	99,9	0,7	0,0	11172,5
D	9,3	0,2	5019,4	99,8	0,8	0,0	5029,5
E	5,3	0,1	8244,8	99,9	0,8	0,0	8250,9
F	9,0	0,1	6428,8	99,9	0,2	0,0	6437,9
G	3,6	0,1	3574,0	99,9	1,3	0,0	3578,9
H	6,6	0,1	6708,8	99,9	1,7	0,0	6717,0
Ponderado	8,0	0,1	7745,4	99,9	1,2	0,0	7754,5

4.1.3 Predio 3

El predio se ubica en el departamento de Soriano y se caracteriza por realizar explotación agrícola-ganadera, en un total de 375,8 ha, de las cuales el 75,2% corresponde al rubro agrícola en los años evaluados (Cuadro 11).

Cuadro 11. Superficies según unidad de manejo para el predio 3.

Unidad de manejo	Superficie (ha)
A	75,0
B	31,3
C	38,2

D	78,7
E	35,8
F	23,6
Total	282,6

En invierno la superficie fue ocupada por los cultivos trigo y cebada, en ocasiones permaneció bajo barbecho para la posterior siembra de primera de soja y excepcionalmente maíz. Como siembras de segunda se encuentran los cultivos soja y sorgo. Fueron identificadas dos rotaciones como las predominantes para los años en estudio:

trigo/soja 2 - cebada/soja 2
trigo/soja 2 – BQ/soja 1

A continuación se muestra una caracterización de la variabilidad de los rendimientos en los cultivos para la totalidad de los datos (Cuadro 12).

Cuadro 12. Caracterización de los rendimientos para el predio 3 (base 14% humedad).

Cultivo	Rendimiento	E.E.*	Mín	Máx
	Kg ha ⁻¹			
Cebada	3190	201	2563	3775
Maíz 1	3235	-	-	-
Soja 1	2797	234	1982	3764
Soja 2	1992	114	1505	2787
Sorgo 2	4500	-	-	-
Trigo	3250	228	2450	4058

* Error estándar.

4.1.3.1 Productividad

La alta intensidad de uso del suelo en todos los potreros, situado en 1,5 en el peor caso, junto con los rendimientos obtenidos en los cultivos, permitieron lograr valores del indicador que supera el valor de referencia establecido (Figura 15).

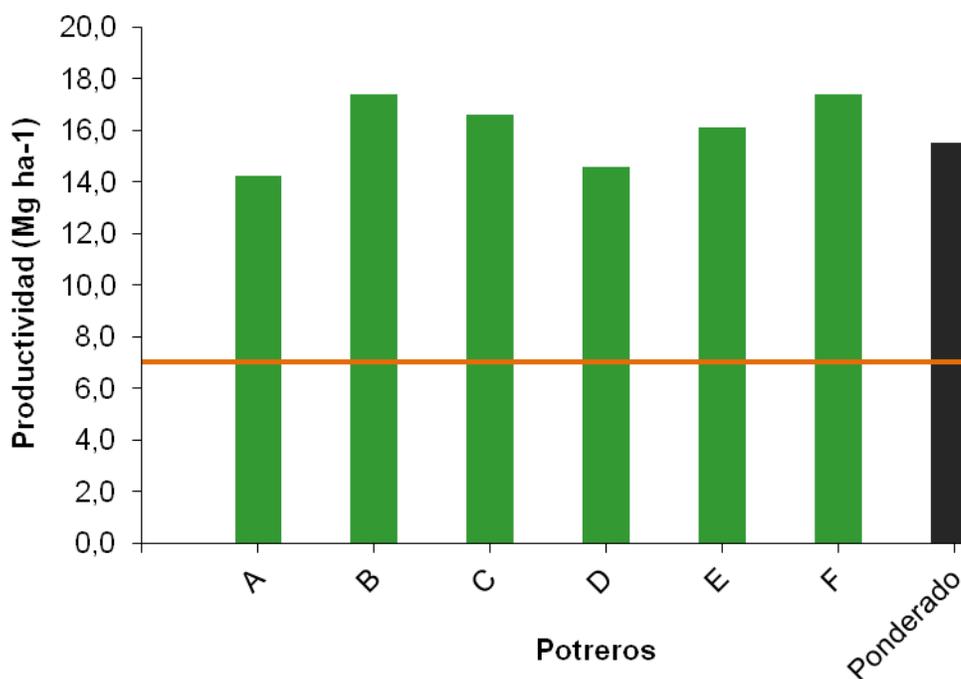


Figura 15. Productividad para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Para el indicador que muestra la materia seca de los residuos, existen potreros que no superan las 7 Mg MS residuo ha⁻¹ (Figura 16) y pueden estar ocasionando problemas para la sustentabilidad, considerando además que son los de mayor peso relativo en la conformación del indicador a nivel del predio, debido al área que ocupan. En las unidades de manejo A, D y E, hay períodos de barbecho invernal durante los cuales no se registra producción. Esto, sumado a que los rendimientos de los cultivos no son suficientes para dejar la biomasa necesaria para cubrir el suelo, son los responsables de los valores del indicador.

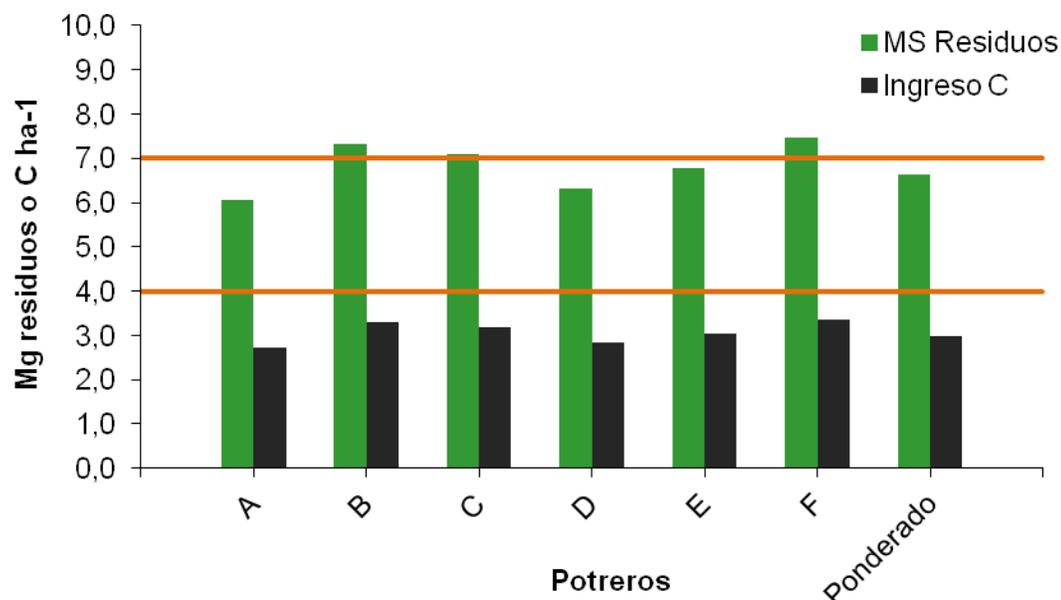


Figura 16. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Uno de los indicadores que muestra problemas a nivel general del predio es la entrada de carbono al suelo (Figura 16). El nivel de referencia no es alcanzado en ninguno de los potreros debido a los rendimientos promedio obtenidos, dada la alta relación que mantienen con el carbono que ingresa al suelo. Estos resultados podrían estar comprometiendo la calidad del suelo.

Si bien existe alta intensidad en el uso del suelo a nivel predial, la eficiencia con la que se usa el agua por parte de los cultivos es lejana al nivel de referencia fijado para este indicador (Figura 17). Los potreros B y F son los que tienen los mejores valores en los indicadores ya presentados, es por eso que muestran la mayor eficiencia en usar el agua para producir biomasa. El factor rendimiento de los cultivos vuelve a ser el responsable de la diferencia, con respecto al valor de referencia que se observa en este indicador.



Figura 17. EUA para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.

4.1.3.2 Balances de nutrientes

El valor del balance relativo para nitrógeno a nivel general del predio (Figura 18), muestra una estrategia de sobre-fertilización, lo que significa agregar una cantidad superior a la exportada vía grano cosechado, existiendo la posibilidad de pérdidas del nutriente al ambiente más allá de las previstas en condiciones normales, dada la naturaleza del mismo.

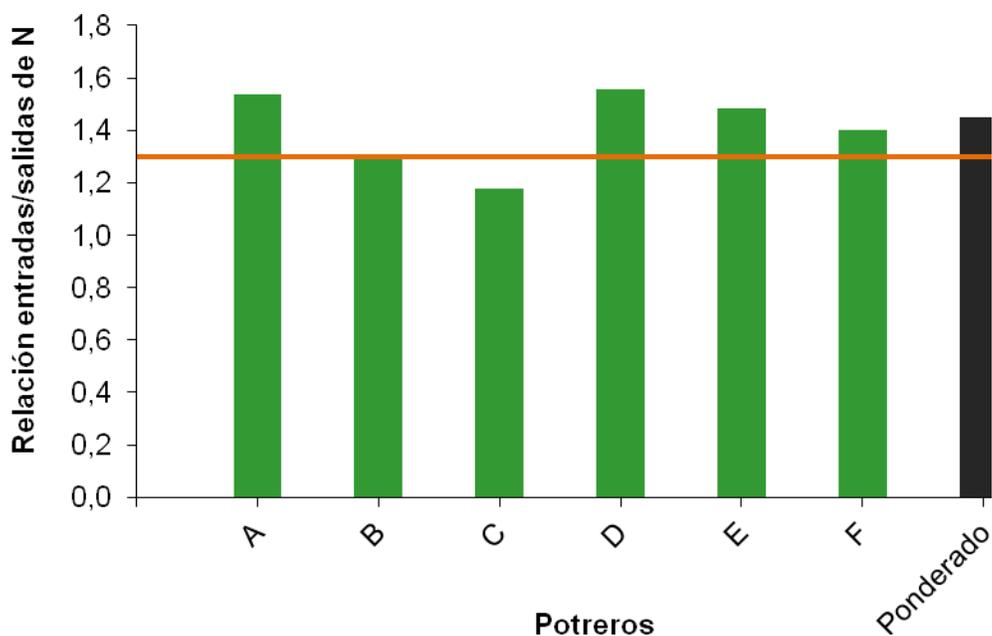


Figura 18. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Para el caso del fósforo a nivel predial, el resultado es favorable y cercano a la neutralidad al igual que en azufre, donde se la referencia se ve superada ya que no es un nutriente que se exporte en grandes cantidades, además de que los fertilizantes destinados para cubrir otros nutrientes como P y N, contienen suficiente azufre para reponer lo que se lleva el grano. Un comportamiento diferente ocurre con potasio. La información muestra que presenta pérdidas reales y de consideración, sujetas a gran variabilidad (Figura 19).

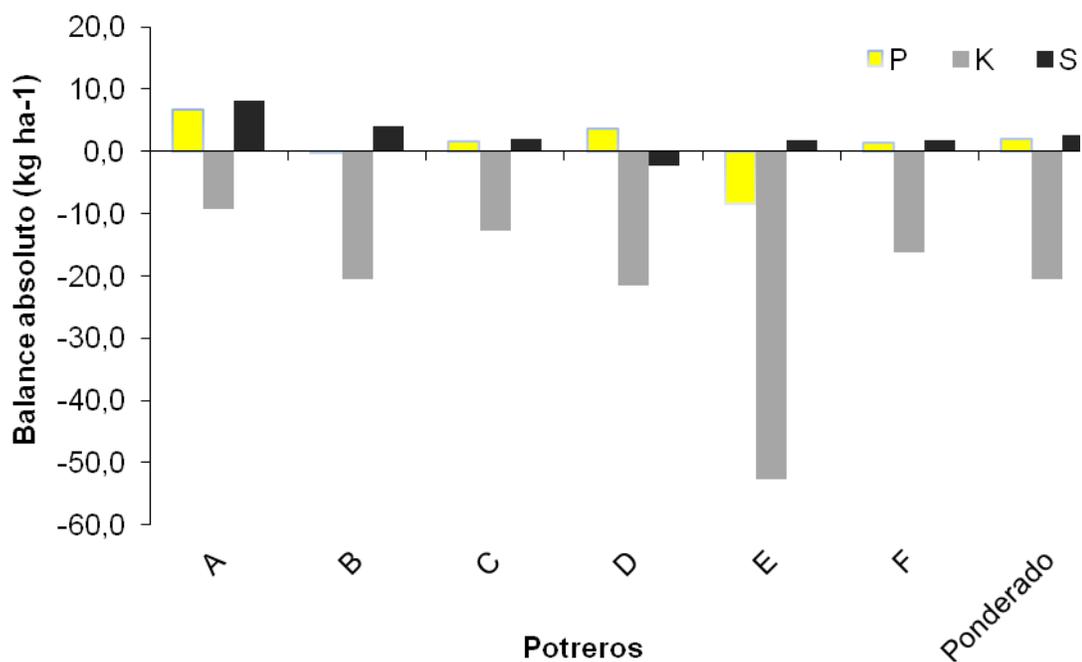


Figura 19. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.

4.1.3.3 Unidades toxicológicas

Mamíferos

El agregado de agroquímicos hace que para todos los casos, el valor del indicador supere al valor establecido como referencia, incluso el valor individual del predio (Figura 20).

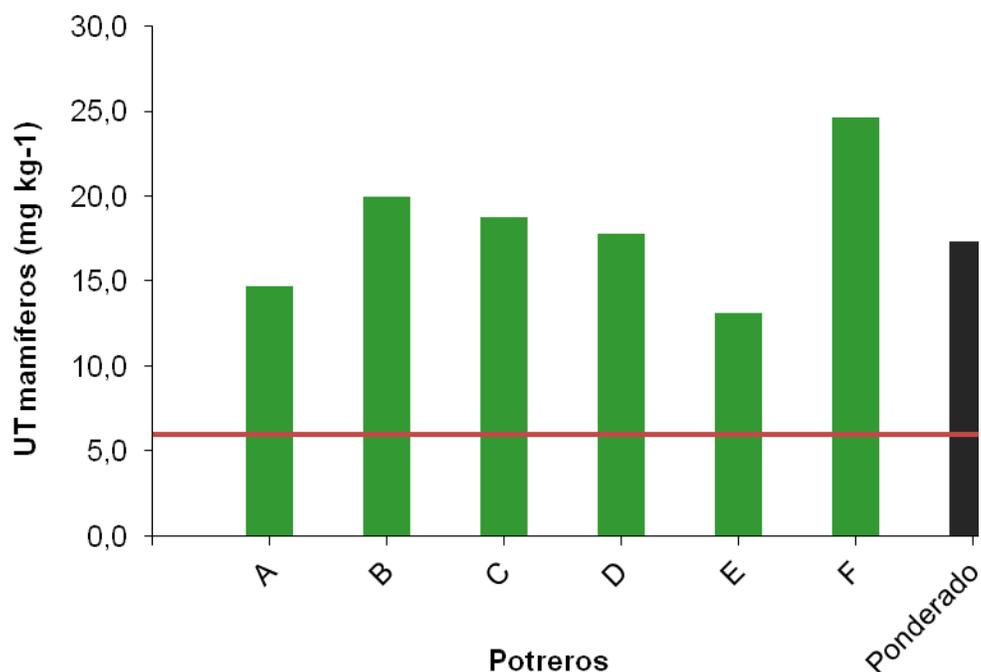


Figura 20. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

La contribución relativa de los componentes herbicidas, insecticidas y fungicidas en la sumatoria de UT, muestra que la aplicación de insecticidas es la principal responsable de que los valores se encuentren en todos los casos, incluido el valor promedio del predio, por encima del valor de referencia (Cuadro 13).

Cuadro 13. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para mamíferos, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.

Unidad de manejo	UT herb.	%	UT insect.	%	UT fung.	%	UT mam
A	5,8	39,5	8,8	59,8	0,1	0,7	14,7
B	5,5	27,7	14,3	71,6	0,2	0,8	20
C	4,7	25,1	13,9	74,2	0,1	0,7	18,8
D	5,9	33	11,9	66,5	0,1	0,5	17,8
E	4	30,1	9,1	69,4	0,1	0,5	13,1

F	4,9	19,8	19,6	79,5	0,2	0,8	24,6
Ponderado	5,3	30,8	11,9	68,6	0,1	0,6	17,3

Abejas

Por otro lado, las unidades toxicológicas generadas para abejas superan el valor de referencia de 1900 UT (Figura 21), tanto en cada unidad de manejo como en el valor del predio (cinco veces el valor de referencia).

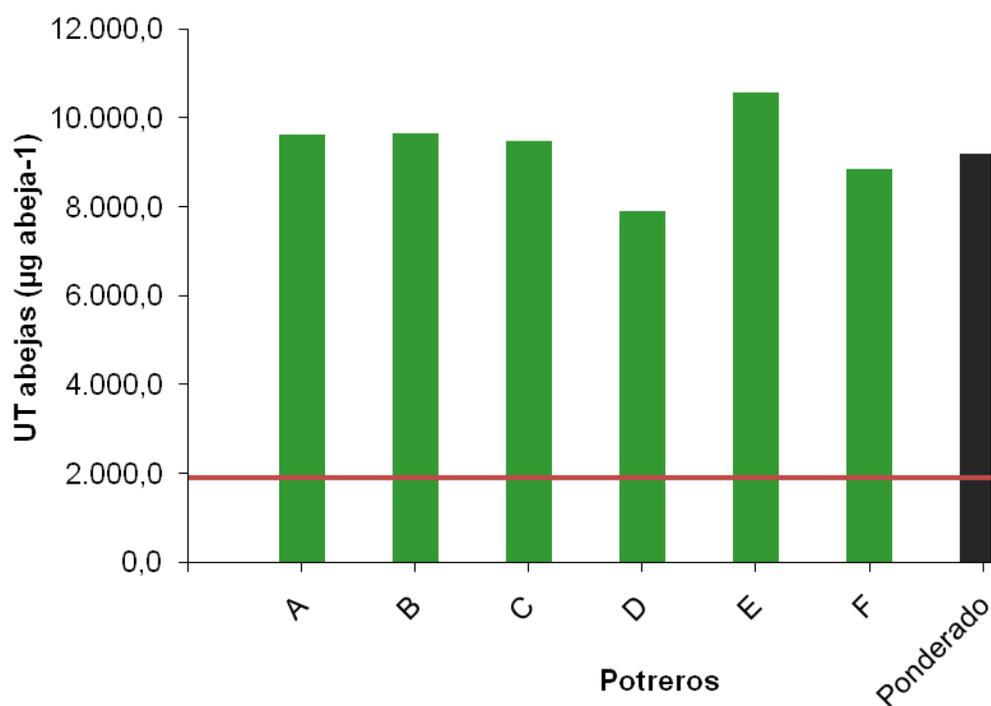


Figura 21. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Cuadro 14. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para abejas, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 3.

Unidad de manejo	UT herb.	%	UT insect.	%	UT fung.	%	UT abejas
A	8,4	0,1	9612,6	99,9	0,9	0,0	9622
B	8,9	0,1	9636,2	99,9	1,5	0,0	9646,6
C	7,5	0,1	9472,1	99,9	1,3	0,0	9480,8
D	8,4	0,1	7877,1	99,9	0,8	0,0	7886,3
E	4,1	0	10573,7	100	0,6	0,0	10578,4
F	5	0,1	8851,6	99,9	1,9	0,0	8858,5
Ponderado	7,5	0,1	9171,1	99,9	1,0	0,0	9179,7

Queda explícita la importancia del uso de insecticidas en la generación de unidades toxicológicas para abejas (Cuadro 14). Los insecticidas con amplio espectro de acción, son los principales causantes de esta situación.

4.1.4 Predio 4

El establecimiento se ubica en el departamento de Soriano. Combina el rubro agrícola con el ganadero en un total de 535 ha, de las cuales el 77% son destinadas a la agricultura durante el período 2009 hasta 2012 (Cuadro 15).

Cuadro 15. Superficies según unidad de manejo para el predio 4.

Unidad de manejo	Superficie (ha)
A	27
B	18
C	12
D	28
E	13
F	30,5
G	7
H	20,5
I	30
J	30

K	11
L	30
M	17
N	36
O	8
P	15
Q	28
R	8
S	45,5
Total	414,5

Los cultivos invernales utilizados fueron trigo y cebada, mientras que los estivales son soja, maíz y sorgo, con sus respectivos cultivos de primera y segunda. Se detectaron tres rotaciones agrícolas predominantes:

cebada/soja 2- trigo/soja 2 – BQ/soja 1
trigo/soja 2 – BQ/sorgo 1 – BQ/soja 1
trigo/soja 2 – BQ/sorgo 1 – cebada/soja 2

A continuación se muestra una caracterización de la variabilidad de los rendimientos en los cultivos para la totalidad de los datos (Cuadro 16).

Cuadro 16. Caracterización de los rendimientos para el predio 4 (base 14% humedad).

Cultivo	Rendimiento	E.E.*	Mín.	Máx.
	Kg ha ⁻¹			
Cebada	2812	213	1919	3928
Maíz 1	4121	712	3400	6258
Maíz 2	5065	-	-	-
Soja 1	2607	169	1621	3359
Soja 2	2382	169	975	3564
Sorgo 1	4448	216	4048	4787
Sorgo 2	3003	328	2118	3699
Trigo	3868	227	2348	5840

* Error estándar.

4.1.4.1 Productividad

Sólo 15 ha del total del área bajo agricultura, son las que no superan el valor de referencia (Figura 22). La razón es su baja intensidad de uso del suelo de solamente un cultivo por año. De todas formas, vale mencionar que la información que genera este valor corresponde a un año de registros de la fase agrícola, por lo que sería prudente tener tal consideración a la hora de realizar la caracterización del predio. En el resto de las situaciones, ya sea por mayor intensidad de uso o por buenos rendimientos, los valores se encuentran muy por encima de la referencia.

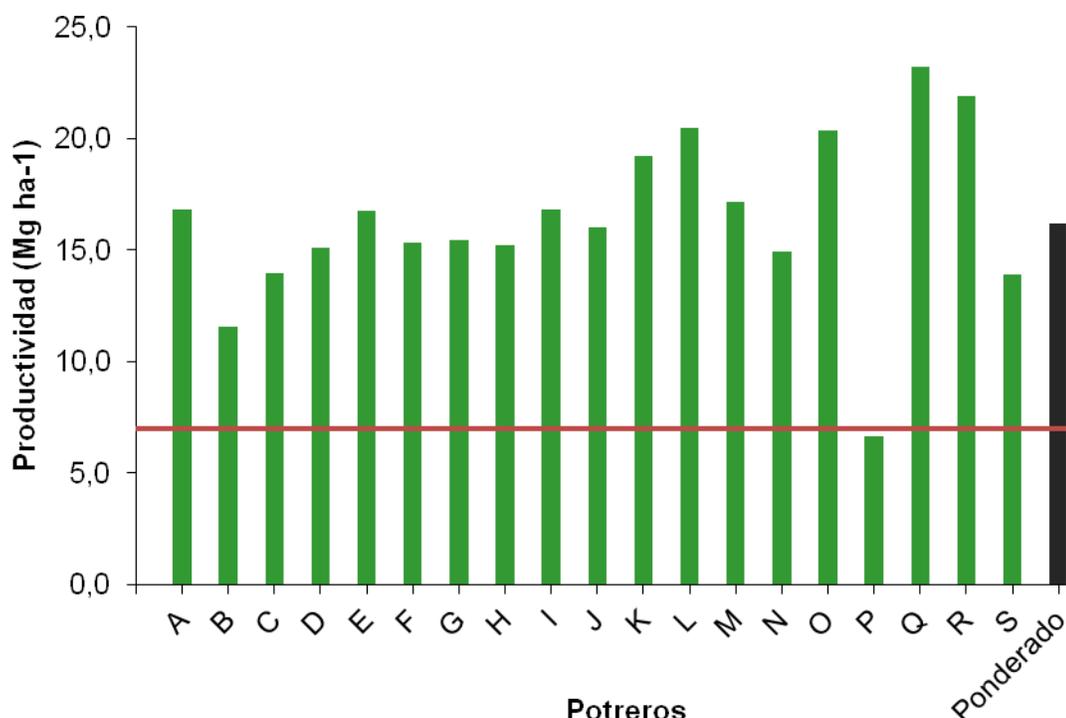


Figura 22. Productividad para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Se observa que no todos los potreros aportan suficientes residuos que se dejan en el suelo (Figura 23). A nivel general del predio, la situación se considera no sustentable, ya que los valores se encuentran por debajo del nivel de referencia ($7 \text{ Mg MS residuo ha}^{-1}$). Como consecuencia, no está aportando suficientes residuos al suelo como para protegerlo de la erosión, factor decisivo para evitar la pérdida de suelo.

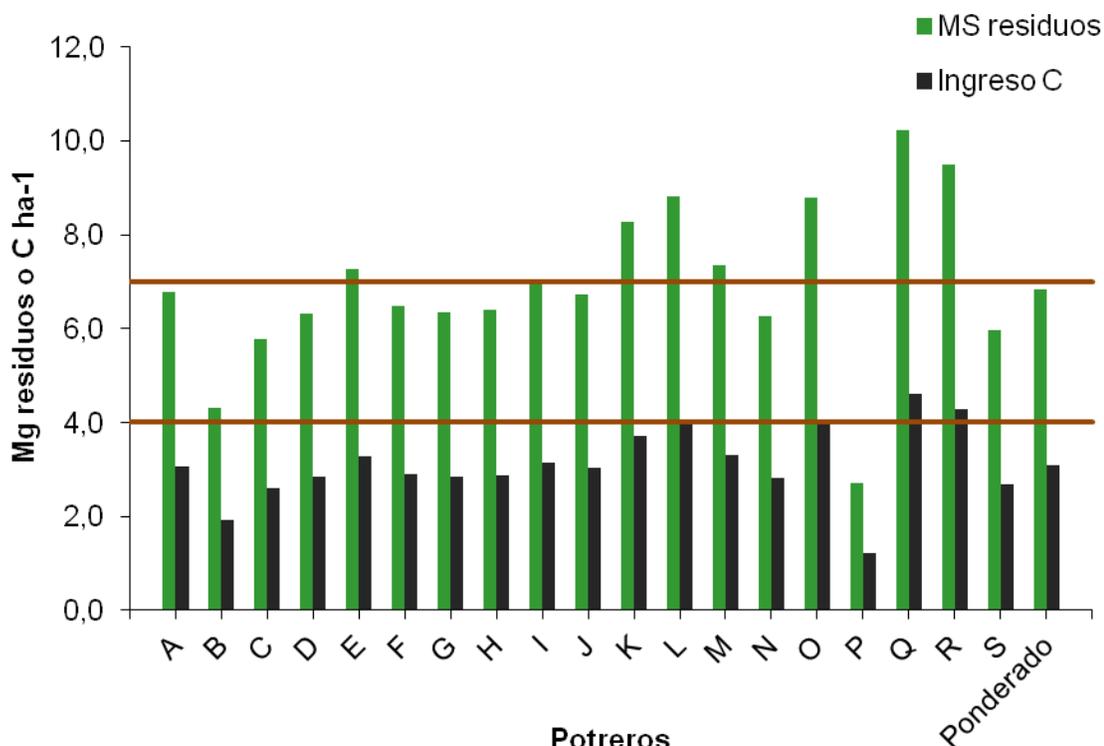


Figura 23. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Cuando se analiza la cantidad de carbono que ingresa al suelo (Figura 23), es aún menor la cantidad de potreros que superan el valor de 4 Mg C ha⁻¹ establecido como referencia. Esto significa, que a una proporción fija de carbono en la MS que se deja, no se está cumpliendo con el aporte necesario de residuos luego de la cosecha para cubrir las necesidades del suelo. La combinación de altos rendimientos de cultivos junto con altas intensidades de uso del suelo, generan los valores más altos de residuos y carbono que ingresa al suelo. Es suficiente observar el valor del predio, determinado por la contribución relativa de cada unidad de manejo según su superficie, para apreciar que se necesitan mejores resultados productivos en esas unidades para que la actividad sea más sustentable.

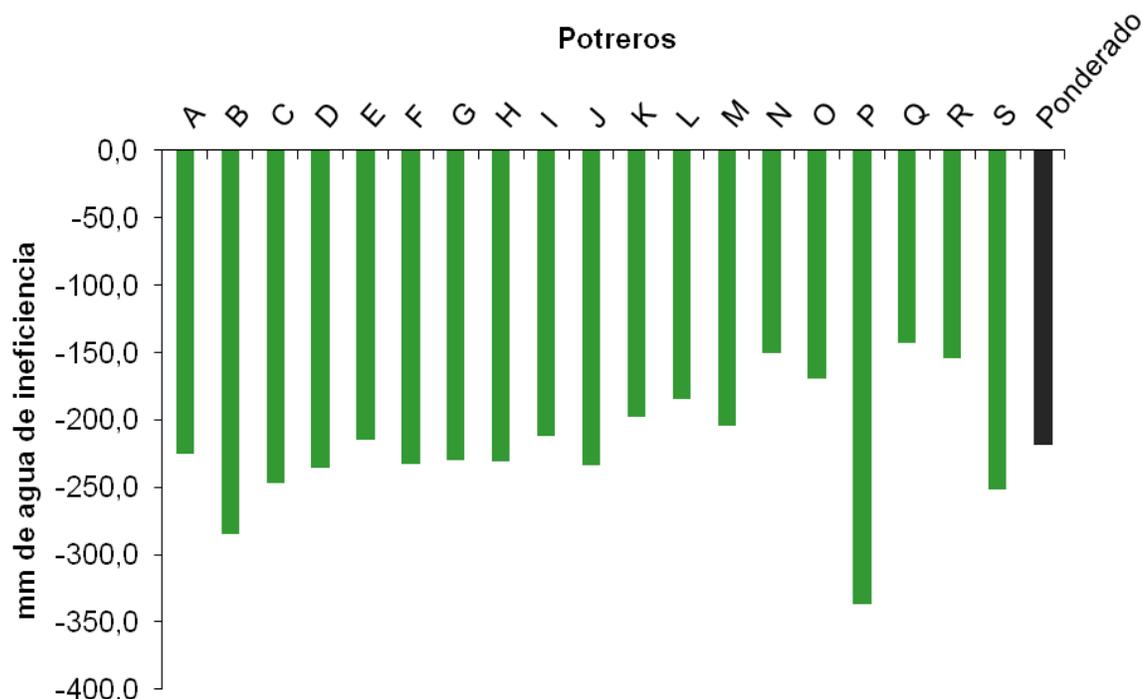


Figura 24. EUA para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.

Los potreros con mayor intensidad de uso del suelo son los que presentan mejores valores del indicador EUA para la serie de años estudiada, implicando un mejor aprovechamiento de los recursos (Figura 24). Las unidades de manejo más ineficientes se caracterizan por tener rendimientos en los cultivos –principalmente soja- menores al promedio del predio. Esto, sumado a la no producción en invierno para la mayoría de los casos, genera que sean las unidades de manejo que pueden presentar problemas en el indicador. El valor general del predio determina que aún es posible mejorar este indicador, haciendo un mejor uso del agua en los potreros donde las eficiencias son menores.

4.1.4.2 Balances de nutrientes

Para nitrógeno, el balance relativo en la mayoría de los casos es mayor a la referencia, lo que indica que el ingreso de N por fertilización más la fijación biológica supera la extracción y las pérdidas potenciales, determinando posibles

excesos del nutriente en el sistema y por tanto riesgo de contaminación (Figura 25).

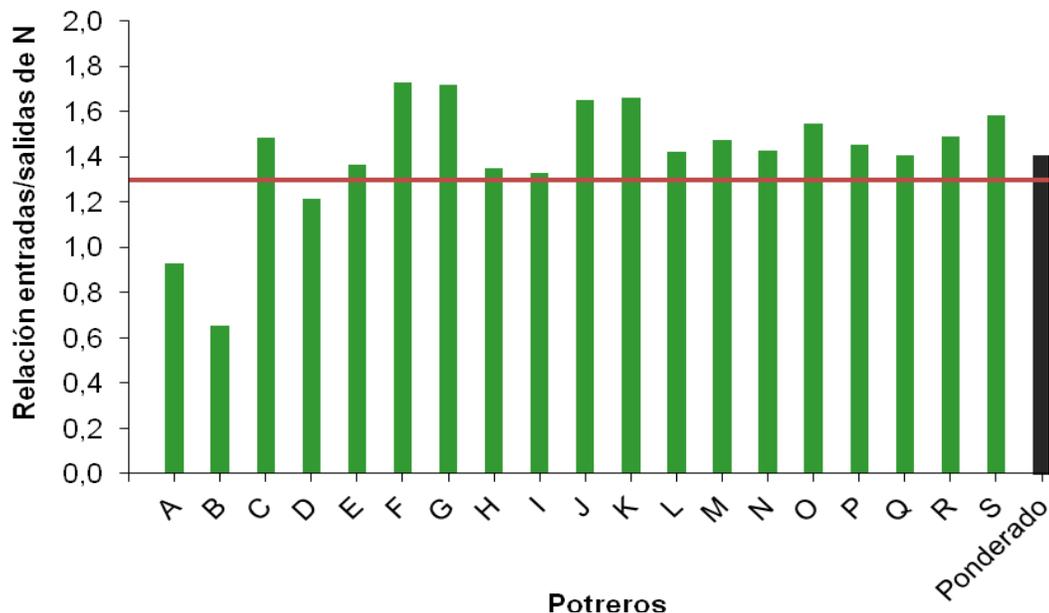


Figura 25. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

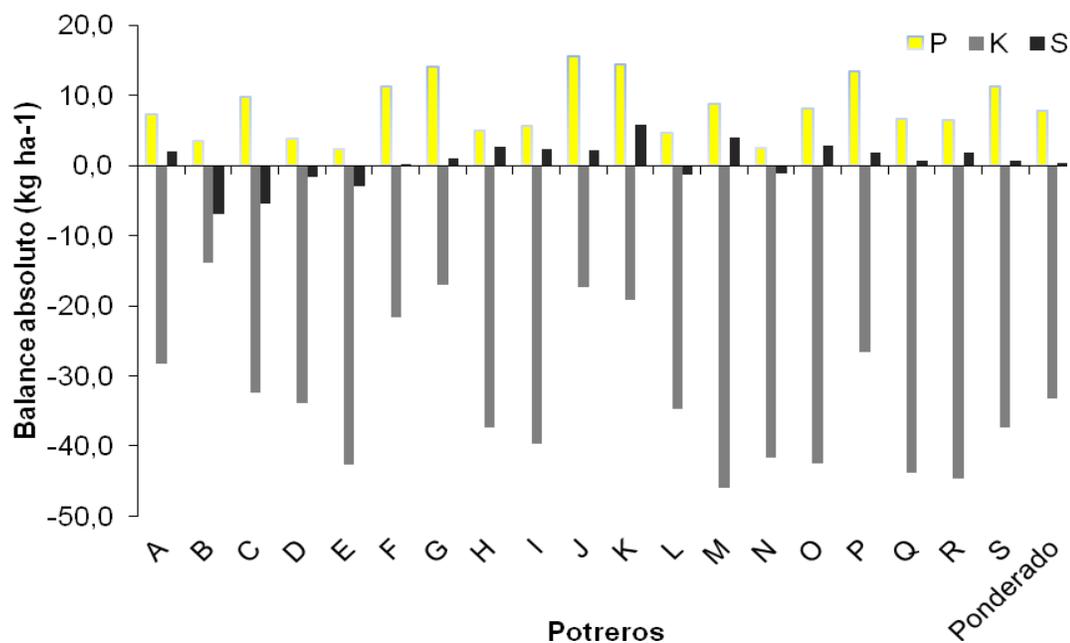


Figura 26. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.

El manejo del nutriente potasio (K), determina que no se llegue en ninguna de las situaciones a cubrir las cantidades que se exportan del lugar por medio del grano cosechado (Figura 26). Este manejo implica pérdidas año tras año y una consecuente disminución de la fertilidad natural, que pueden no estar comprometiendo los rendimientos si el aporte del suelo es suficiente, pero probablemente tengan consecuencias en el mediano plazo si no se toman medidas correctivas.

Si bien los balances absolutos de fósforo y azufre muestran valores positivos, no se alejan mucho de la neutralidad, significando que se está fertilizando muy cerca de lo que se exporta, sin comprometer el medio ambiente.

4.1.4.3 Unidades toxicológicas

Mamíferos

Para todos los casos, la aplicación de agroquímicos hace que se acumulen más unidades toxicológicas que las establecidas como de referencia para considerar una actividad sustentable. Sólo existe un valor por debajo del nivel de referencia y donde el cultivo sorgo es el único representante del potrero, ya que el resto del tiempo analizado estaba bajo pasturas. El valor que toma el indicador es explicado por la no aplicación de insecticidas y fungicidas durante esa fase de cultivos (Cuadro 17).

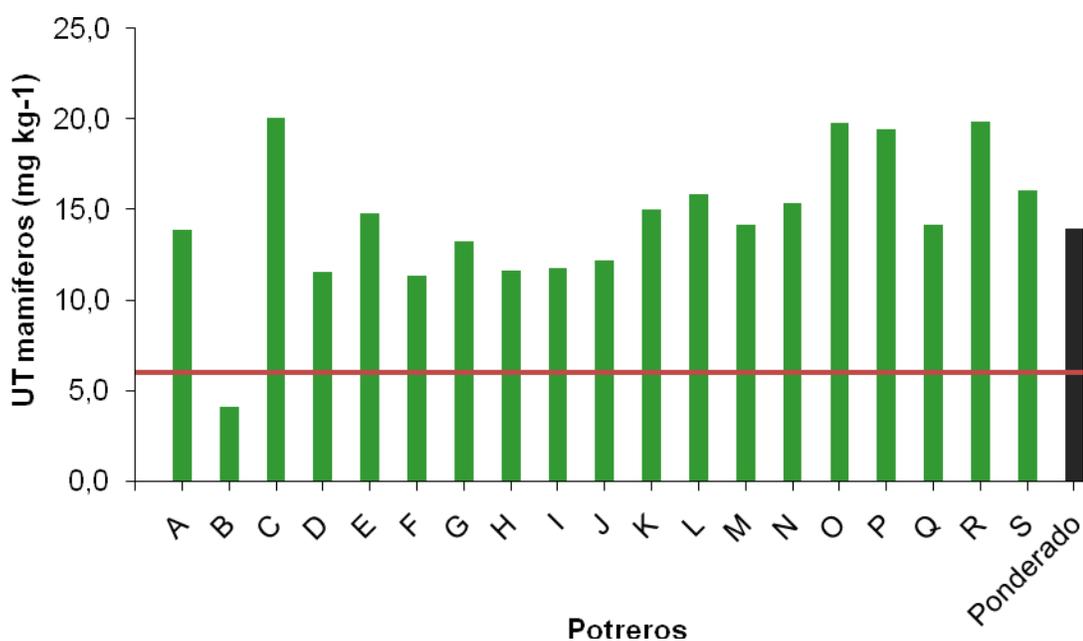


Figura 27. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Los dos principales contribuyentes a la generación de unidades toxicológicas para mamíferos son los herbicidas e insecticidas, con una casi nula participación de los fungicidas en este predio (Cuadro 17).

Cuadro 17. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para mamíferos, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.

Unidad de manejo	UT herb.	%	UT insect.	%	UT fung.	%	UT mam
A	3,53	25,4	10,30	74,1	0,08	0,5	13,90
B	4,12	100,0	0,00	0,0	0,00	0,0	4,12
C	4,88	24,3	15,17	75,5	0,04	0,2	20,09
D	4,74	40,9	6,77	58,5	0,07	0,6	11,58
E	4,54	30,7	10,16	68,6	0,10	0,7	14,80
F	5,50	48,5	5,65	49,9	0,18	1,6	11,33
G	5,62	42,4	7,54	56,9	0,10	0,7	13,26
H	5,02	43,3	6,53	56,3	0,05	0,4	11,59

I	5,21	44,2	6,53	55,4	0,05	0,4	11,78
J	5,55	45,6	6,55	53,8	0,07	0,6	12,17
K	5,08	33,9	9,83	65,5	0,10	0,7	15,01
L	4,70	29,7	11,02	69,6	0,10	0,6	15,82
M	4,01	28,4	10,06	71,1	0,07	0,5	14,14
N	5,26	34,2	10,04	65,3	0,08	0,5	15,37
O	4,23	21,4	15,46	78,1	0,11	0,6	19,81
P	8,07	41,5	11,34	58,4	0,02	0,1	19,43
Q	3,68	26,0	10,31	73,0	0,14	1,0	14,13
R	4,23	21,3	15,46	77,8	0,17	0,9	19,87
S	5,66	35,3	10,25	63,8	0,15	1,0	16,06
Ponderado	4,96	35,6	8,87	63,7	0,09	0,7	13,92

Abejas

Para abejas (Figura 28), en todos los potreros y por lo tanto también en el valor del predio, se supera ampliamente el valor de 1900 UT ha⁻¹ establecido como de referencia (7200 UT ha⁻¹). La explicación de lo que ocurre en el potrero B es la misma que para el indicador UT mam (Cuadro 18).

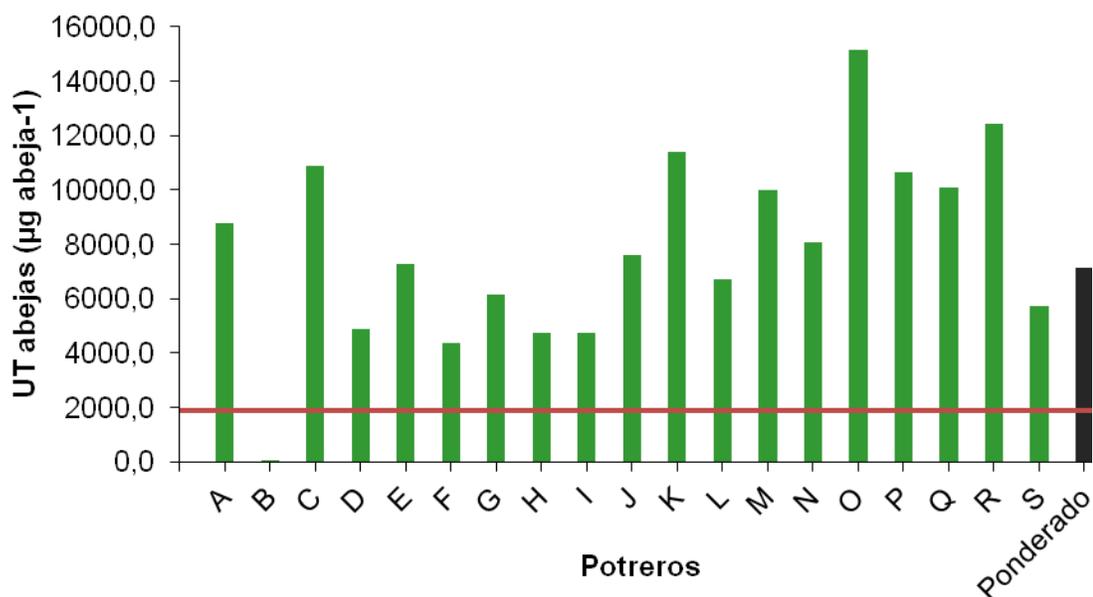


Figura 28. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Por otra parte es clara la insignificancia del aporte de herbicidas y fungicidas en la generación de unidades toxicológicas para abejas, siendo los insecticidas los principales determinantes (Cuadro 18).

Cuadro 18. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para abejas, para el período 2009 a 2012, por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 4.

Unidad de manejo	UT herb.	%	UT insect.	%	UT fung.	%	UT abejas
A	7,08	0,1	8758,71	99,9	0,96	0,0	8766,74
B	15,47	100,0	0,00	0,0	0,00	0,0	15,47
C	4,79	0,0	10892,10	100,0	0,49	0,0	10897,38
D	9,18	0,2	4853,12	99,8	0,88	0,0	4863,18
E	6,69	0,1	7279,67	99,9	1,32	0,0	7287,68
F	10,02	0,2	4360,83	99,7	1,64	0,0	4372,49
G	12,57	0,2	6130,98	99,8	1,06	0,0	6144,61
H	10,53	0,2	4743,73	99,8	0,56	0,0	4754,82
I	10,15	0,2	4743,73	99,8	0,56	0,0	4754,44
J	12,72	0,2	7592,42	99,8	0,73	0,0	7605,86
K	10,17	0,1	11388,63	99,9	1,09	0,0	11399,90
L	7,24	0,1	6712,95	99,9	1,02	0,0	6721,21
M	3,40	0,0	9978,71	100,0	0,92	0,0	9983,03
N	8,01	0,1	8079,57	99,9	0,96	0,0	8088,54
O	6,06	0,0	15132,16	100,0	1,44	0,0	15139,66
P	11,88	0,1	10620,97	99,9	0,19	0,0	10633,04
Q	4,68	0,0	10088,13	99,9	1,50	0,0	10094,32
R	6,06	0,0	12425,89	99,9	1,98	0,0	12433,94
S	6,38	0,1	5694,75	99,9	1,60	0,0	5702,72
Pond.	8,54	0,1	7115,78	99,9	1,01	0,0	7125,32

Sólo existe una vía para disminuir el daño hacia las abejas y es a través del uso de los insecticidas. Utilizar los de menor espectro de acción y sólo cuando sea necesario, parecen ser las primeras medidas a tomar para influir sobre estos resultados y hacer a esta actividad más sustentable.

4.1.5 Predio 5

Este predio, al igual que el resto de los analizados, es agrícola-ganadero y está ubicado en el departamento de Soriano. De la totalidad de 751,4 ha, el 49,3% corresponde al rubro agrícola, durante el período 2009 a 2012 (Cuadro 19).

Cuadro 19. Superficies según unidad de manejo para el predio 5.

Unidad de manejo	Superficie (ha)
A	13,2
B	60,1
C	2,6
D	10,8
E	28,8
F	0,9
G	13,5
H	25,5
I	33,2
J	14
K	18,3
L	41
M	37,1
N	16,5
O	44,5
P	10,7
Total	370,7

Los cultivos sembrados en la zafra de invierno fueron trigo y cebada, seguidos por sorgo o soja. En ocasiones el suelo permaneció bajo barbecho químico para la posterior siembra de soja o sorgo de primera. La rotación predominante para el tiempo estudiado fue la siguiente:

trigo/sorgo 2 – BQ/soja 1 – cebada/soja 2

A continuación se muestra una caracterización de la variabilidad de los rendimientos en los cultivos para la totalidad de los datos (Cuadro 20).

Cuadro 20. Caracterización de los rendimientos para el predio 5 (base 14% humedad).

Cultivo	Rendimiento	E.E.*	Mín	Máx
	Kg ha ⁻¹			
Cebada	3829	233	1942	5165
Soja 1	2834	142	2100	4300
Soja 2	2351	324	911	5515
Sorgo 1	3767	-	-	-
Sorgo 2	4488	255	2529	6335
Trigo	3886	201	2537	5049

* Error estándar.

4.1.5.1 Productividad

El valor del indicador a nivel predial para la serie de años 2009-2012 se sitúa en 21 Mg glucosa ha⁻¹ año⁻¹, superando el valor tomado como referencia para todas las unidades de manejo (Figura 29).

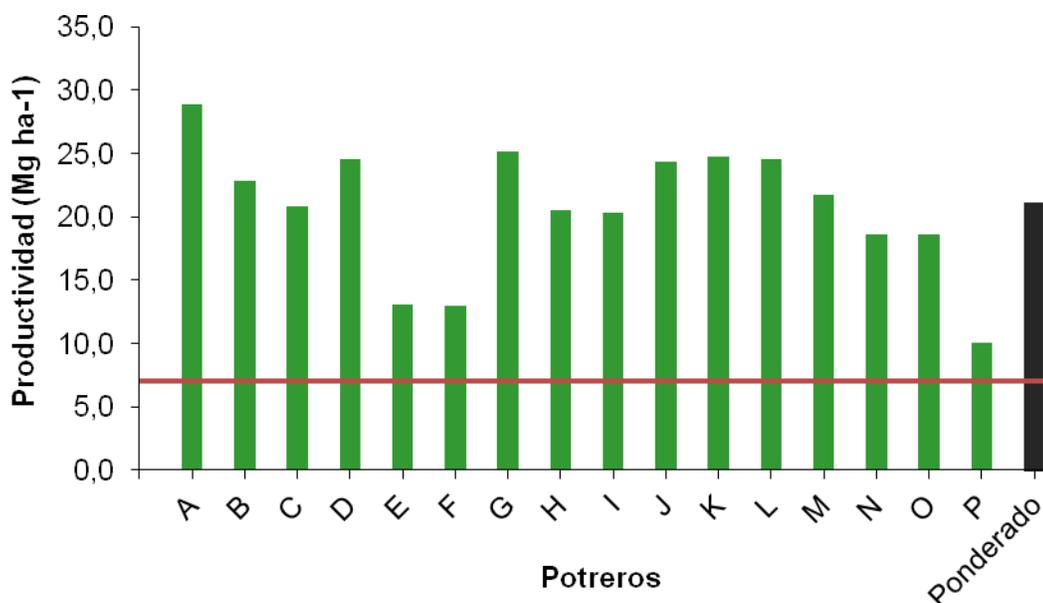


Figura 29. Productividad para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Los casos en donde el indicador tiene los valores más bajos, se dan en potreros que presentan intensidad de cultivos igual a 1, por lo cual el tiempo en

donde no hay producción explica el valor que toma el indicador para esas situaciones. El caso contrario ocurre en potreros donde la media se ubica en torno a los 25 Mg glucosa ha^{-1} año^{-1} , la intensidad del uso del suelo es 1,7 o superior y los rendimientos obtenidos hacen que los valores por potrero tomen los máximos registros en el predio.

Para el indicador residuos que se dejan en el suelo se supera en términos medios el valor de referencia, pero con una alta variabilidad entre potreros. Las entradas de carbono no superan la referencia propuesta a nivel predial de 4 Mg C ha^{-1} año^{-1} (Figura 30).

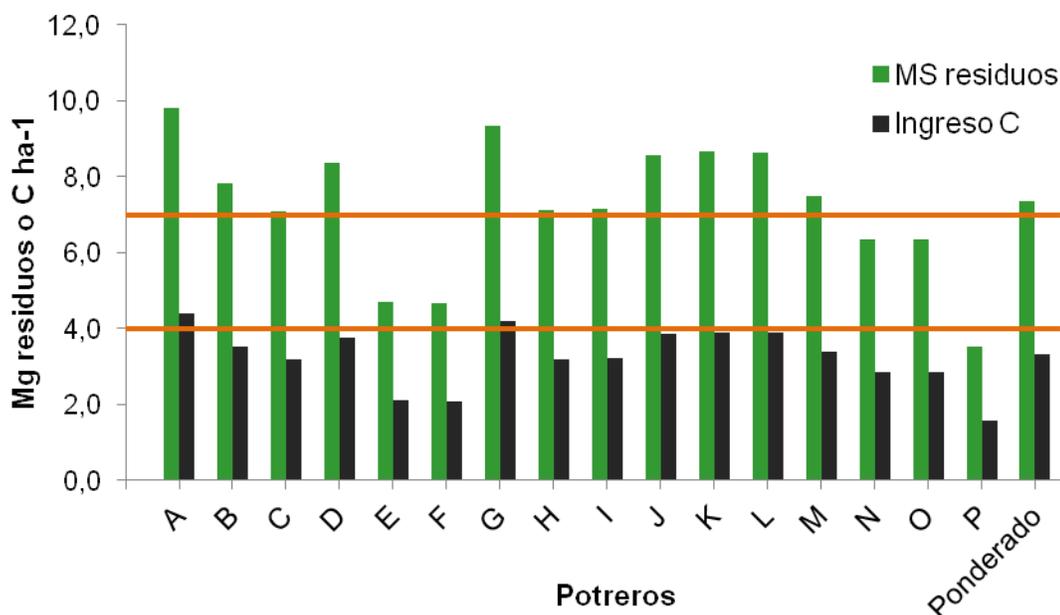


Figura 30. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Los potreros en donde existen zafras sin sembrar para los años evaluados, son los que presentan valores de estos indicadores que comprometen la sustentabilidad, tanto a nivel del potrero como a nivel predio. La alta frecuencia de soja con rendimientos bajos determina problemas para acumular residuos en superficie y, en consecuencia, aportar carbono al suelo. Sumado a esto, los períodos de barbecho químico invernal, contribuyen a que los valores de residuos y carbono aportados al suelo por año agrícola no sean suficientes para alcanzar la referencia propuesta.

Al igual que para el resto de los indicadores, potreros con alta frecuencia de doble cultivo son los que presentan valores del indicador eficiencia en uso del agua más cercanos a la referencia propuesta (Figura 31).

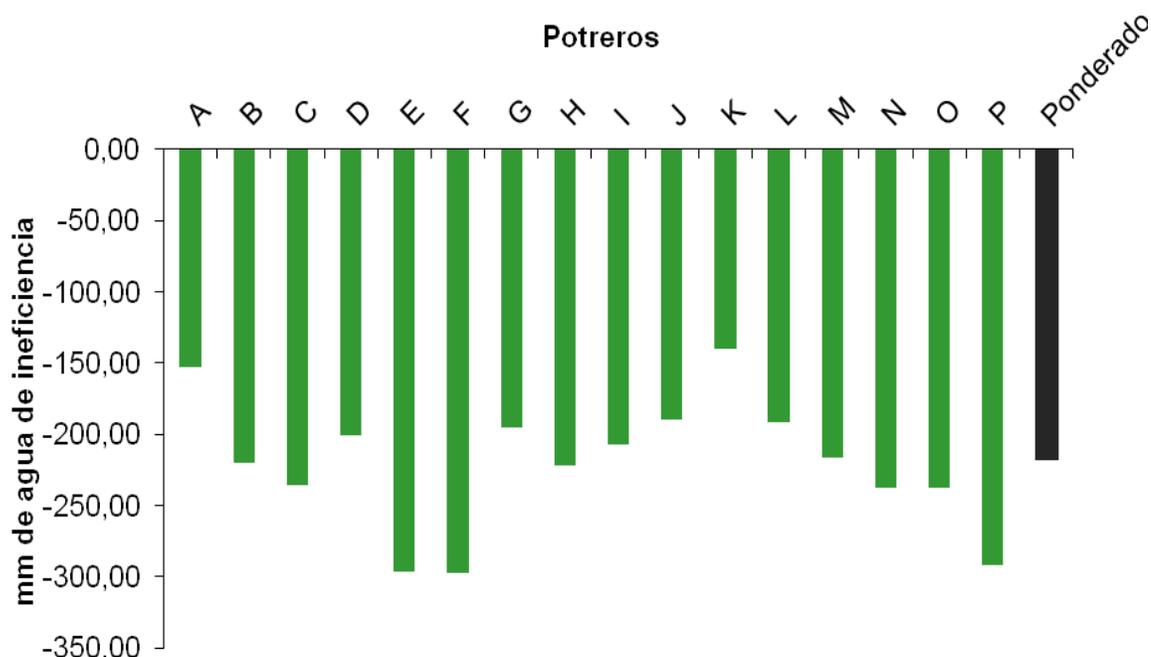


Figura 31. EUA para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5.

La eficiencia en el uso del agua considera rendimiento de los cultivos y el tiempo en que estos permanecen instalados. Cuando las unidades de producción con menor intensidad de cultivos obtienen bajos rendimientos, el agua disponible para generar biomasa no es utilizada con tal fin, llevando a que el valor del indicador se aleje de reflejar un uso eficiente. La combinación de un uso intenso del suelo junto con altos rendimientos, logra disminuir la diferencia entre la transpiración de los cultivos y el agua que potencialmente podría ser transpirada por éstos.

4.1.5.3 Balances de nutrientes

En términos generales, el balance relativo para nitrógeno se encuentra próximo al valor de referencia a nivel predial (Figura 32). El valor ponderado del predio lo evidencia, indicando que no existirían problemas con este nutriente.

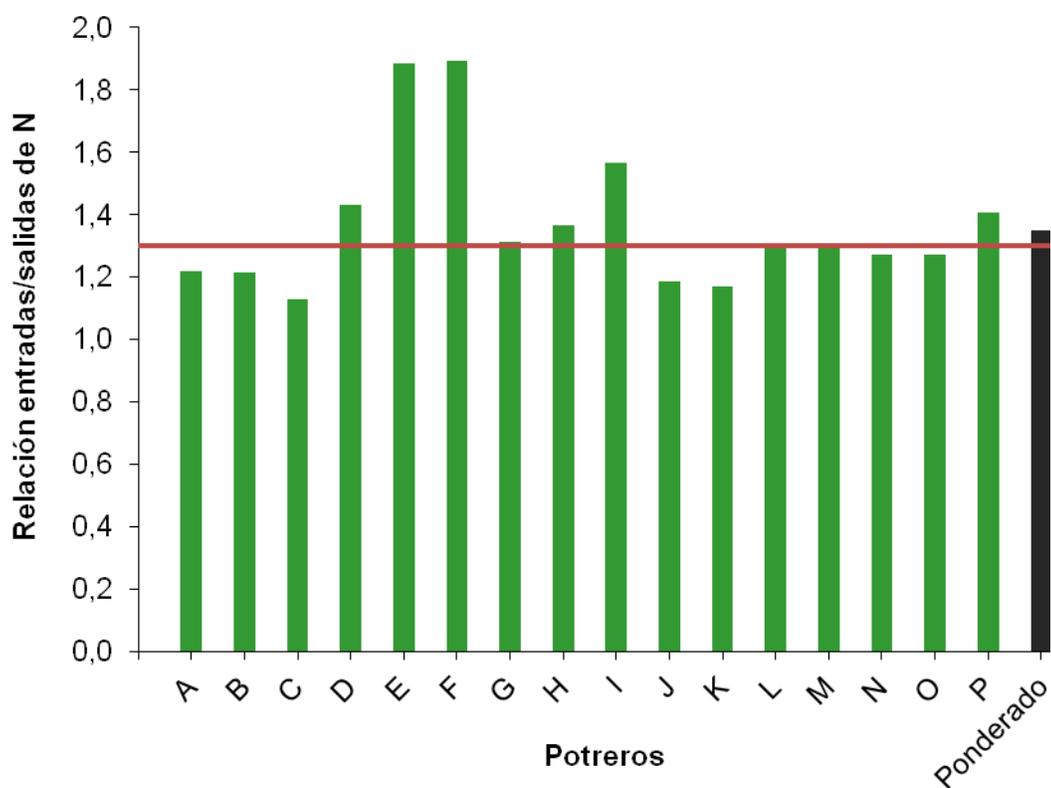


Figura 32. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Se observa en líneas generales, que para fósforo y azufre, la estrategia de fertilización consiste en agregar por lo menos lo que los cultivos se llevan de estos nutrientes en el grano (Figura 33). Para potasio, la diferencia entre la fertilización y lo que se exporta en grano debe ser aportado por el suelo, teniendo como probable consecuencia la pérdida de fertilidad natural de éste, en el mediano y largo plazo.

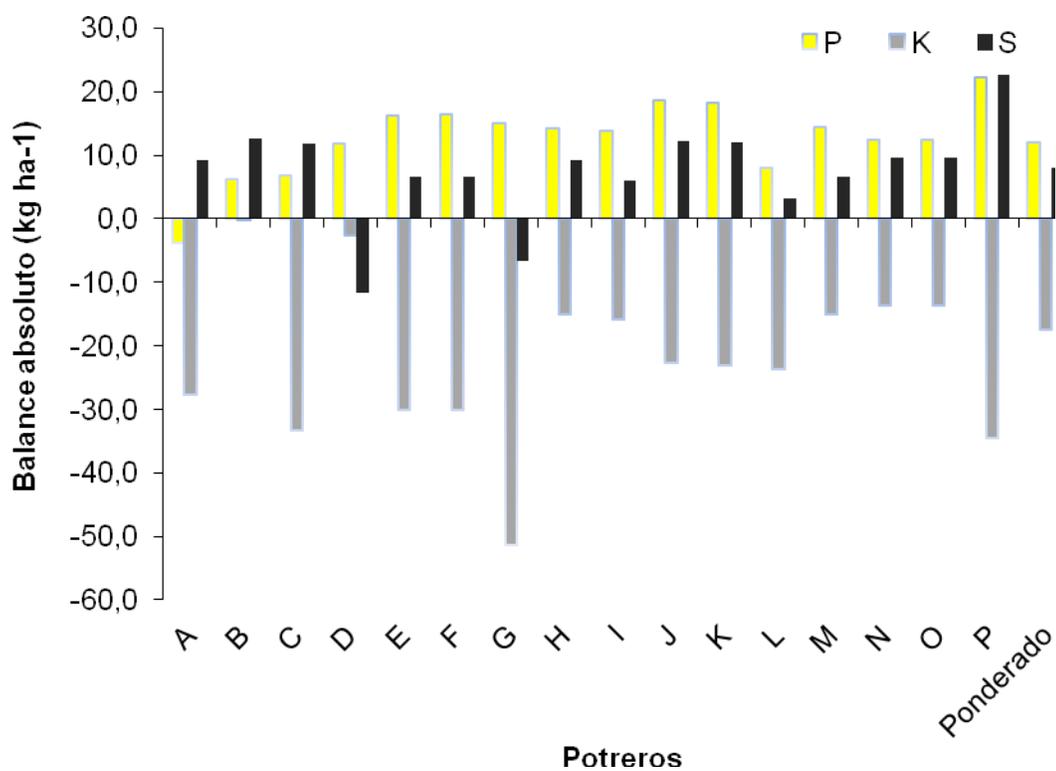


Figura 33. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5.

4.1.5.3 Unidades toxicológicas

Mamíferos

La aplicación de agroquímicos hace que en todos los potreros se acumulen más unidades toxicológicas que el valor de referencia establecido para mamíferos (Figura 34).

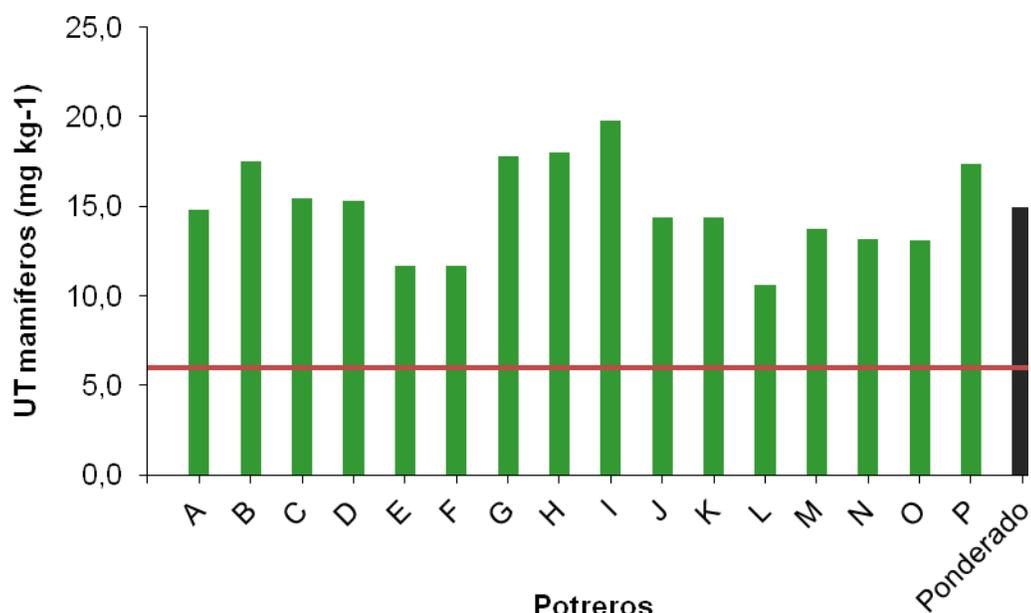


Figura 34. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

La contribución relativa en la construcción del indicador en promedio, se comparte entre las unidades toxicológicas que acumulan los herbicidas y los insecticidas, siendo menor el peso del componente fungicidas (Cuadro 21). Cualquiera de estos componentes por sí solos acumulan más unidades toxicológicas de lo que establece la referencia, por lo cual la toxicidad de los ingredientes activos usados junto con las dosis, son amenazas para la sustentabilidad en este predio.

Cuadro 21. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para mamíferos, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio.

Unidad de manejo	UT herb.	%	UT insect.	%	UT fung.	%	UT mam
A	8,0	54,0	6,5	44,1	0,3	1,9	14,8
B	6,8	39,0	10,4	59,1	0,3	1,9	17,5
C	8,0	51,7	7,2	47,0	0,2	1,3	15,4
D	7,1	46,4	8,0	52,0	0,3	1,7	15,3

E	5,1	44,2	6,4	54,5	0,1	1,3	11,7
F	5,1	44,2	6,4	54,5	0,1	1,3	11,7
G	7,7	43,3	9,7	54,8	0,3	1,9	17,8
H	8,6	47,7	9,1	50,7	0,3	1,5	18,0
I	6,4	32,1	13,1	66,0	0,4	1,9	19,8
J	7,9	54,5	6,3	43,5	0,3	1,9	14,4
K	7,9	54,5	6,3	43,5	0,3	1,9	14,4
L	6,6	61,8	3,8	36,2	0,2	1,9	10,6
M	5,0	36,2	8,5	62,1	0,2	1,7	13,7
N	7,3	55,2	5,7	43,2	0,2	1,6	13,2
O	7,3	55,3	5,7	43,3	0,2	1,4	13,1
P	8,7	49,9	8,5	48,9	0,2	1,1	17,3
Ponderado	6,9	45,8	7,9	52,5	0,3	1,7	15,0

Abejas

Las unidades toxicológicas acumuladas en promedio para este predio superan 5,6 veces el nivel de referencia propuesto para el indicador (Figura 35).

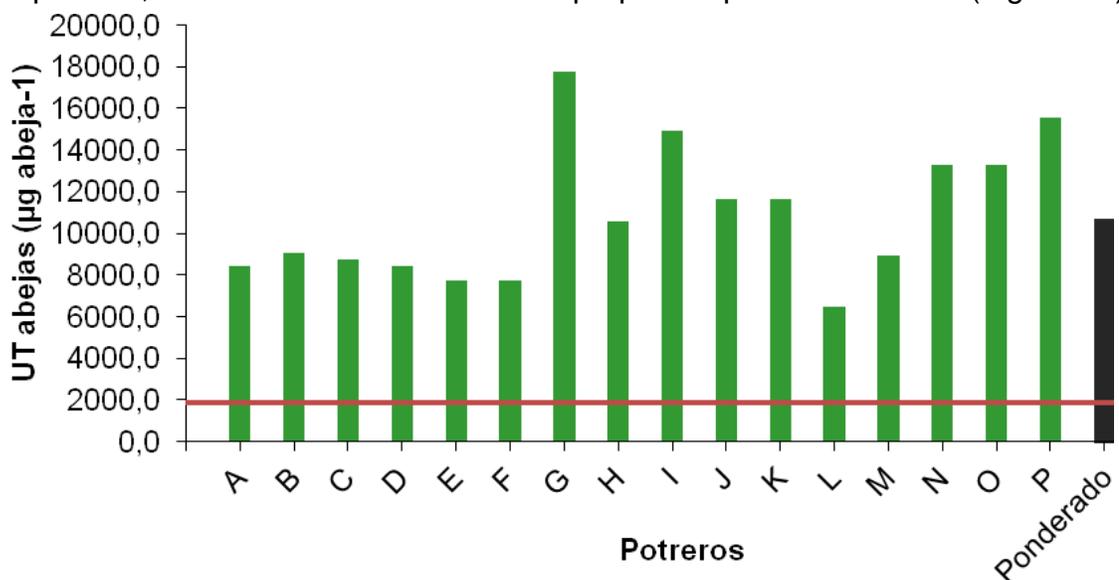


Figura 35. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Los insecticidas son los responsables de las UT que se acumulan para abejas (Cuadro 22). Los potreros que presentan valores en el orden de 14000 UT por año tienen alta frecuencia de soja en el período evaluado, por lo que los insecticidas de amplio espectro utilizados en dicho cultivo, con sus respectivas dosis recomendadas, son los responsables del valor que toma el indicador. Además, en los potreros que se repite la soja como cultivo estival para los años evaluados, se presenta alta acumulación de unidades toxicológicas por el uso generalizado de ingredientes activos muy agresivos para abejas, como son clorpirifos, cipermetrina y endosulfan. Por el contrario, en potreros donde se diversifican los cultivos estivales, el valor del indicador es menor por un efecto de “dilución”, de lo que representan las aplicaciones en soja para el indicador.

Cuadro 22. Contribución de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la determinación de las unidades toxicológicas para abejas, para el período 2009 a 2012 por unidad de manejo y ponderado de todo el predio 5.

Unidad de manejo	UT Herb.	%	UT Insect.	%	UT Fung.	%	UT abejas
A	13,1	0,2	8412,0	99,8	4,4	0,1	8429,5
B	13,1	0,1	9061,3	99,8	4,8	0,1	9079,2
C	10,3	0,1	8715,5	99,8	3,5	0,0	8729,3
D	105,4	1,3	8293,2	98,7	4,0	0,0	8402,6
E	4,0	0,1	7714,3	99,9	2,1	0,0	7720,4
F	4,0	0,1	7714,3	99,9	2,1	0,0	7720,4
G	5,9	0,0	17751,2	99,9	6,5	0,0	17763,5
H	95,2	0,9	10455,1	99,1	4,1	0,0	10554,5
I	92,4	0,6	14840,6	99,3	4,9	0,0	14937,9
J	140,9	1,2	11517,4	98,7	5,5	0,0	11663,8
K	140,9	1,2	11517,4	98,7	5,5	0,0	11663,8
L	107,3	1,7	6351,0	98,3	2,6	0,0	6460,9
M	204,3	2,3	8740,0	97,7	3,1	0,0	8947,4
N	184,9	1,4	13083,5	98,6	4,1	0,0	13272,5
O	191,9	1,4	13083,5	98,5	3,3	0,0	13278,8
P	7,4	0,0	15518,1	99,9	5,2	0,0	15530,7
Ponderado	97,2	0,9	10547,0	99,0	4,0	0,0	10648,2

4.2 ANÁLISIS POR SECUENCIAS

Dado que la serie de años evaluada no es lo suficientemente apropiada para analizar las rotaciones que cada predio hace, se analizan las principales secuencias de cultivos y cuáles son sus impactos en el suelo y en el ambiente, mostrado a través de los indicadores.

4.2.1 Análisis por secuencia

Se identificaron las secuencias utilizadas en el período 2009-2012. Se analizan para éstas, los valores que reflejan los indicadores, considerando el promedio ponderado de la secuencia.

4.2.1.1 Productividad

Todas las secuencias superan el valor de 7 Mg glucosa ha⁻¹ considerado como referencia (Figura 36). Es suficiente con tener altas producciones en un cultivo de primera, para llegar a alcanzar ese nivel. Considerando que la biomasa equivalente no sólo depende de la producción de materia seca, sino también del coste de biosíntesis de ella, se observa para los cultivos de primera, cómo la soja con un coste de biosíntesis de grano superior al sorgo y maíz, prácticamente los equipara a la hora de comparar cuanta glucosa produjo cada uno para su producción de biomasa total y por tanto las diferencias en rendimiento a favor de las gramíneas de verano se diluyen cuando se considera el coste energético.

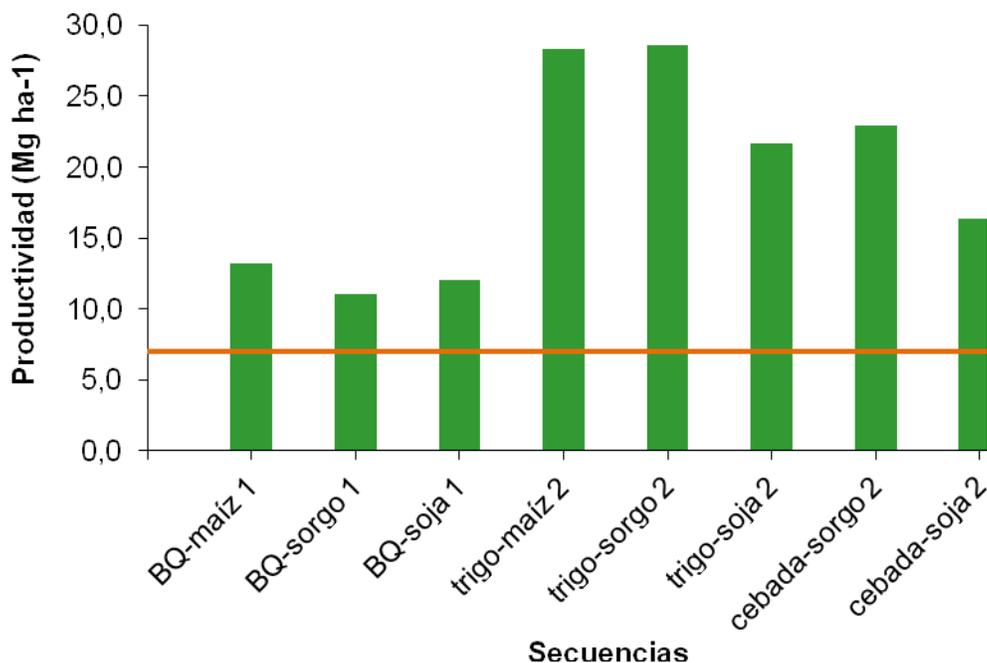


Figura 36. Productividad para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Sólo las secuencias de doble cultivo anual superan los valores establecidos como de referencia, tanto para los aportes de residuos de materia seca como para el carbono que ingresa al suelo (Figura 37). La excepción ocurre con la secuencia cebada-soja 2, donde los rendimientos medios, y por ende los residuos del cultivo de invierno, no son suficientes para que la secuencia logre la referencia planteada (Anexo 1).

Los mejores valores de producción ocurren cuando se juntan trigo en el invierno más un cultivo de verano de segunda (Figura 37). Desde el punto de vista de la sustentabilidad, resulta indiferente cuál de las mejores opciones se tomen, pero sí resulta importante decidir la cantidad de cultivos por año se decidan realizar.

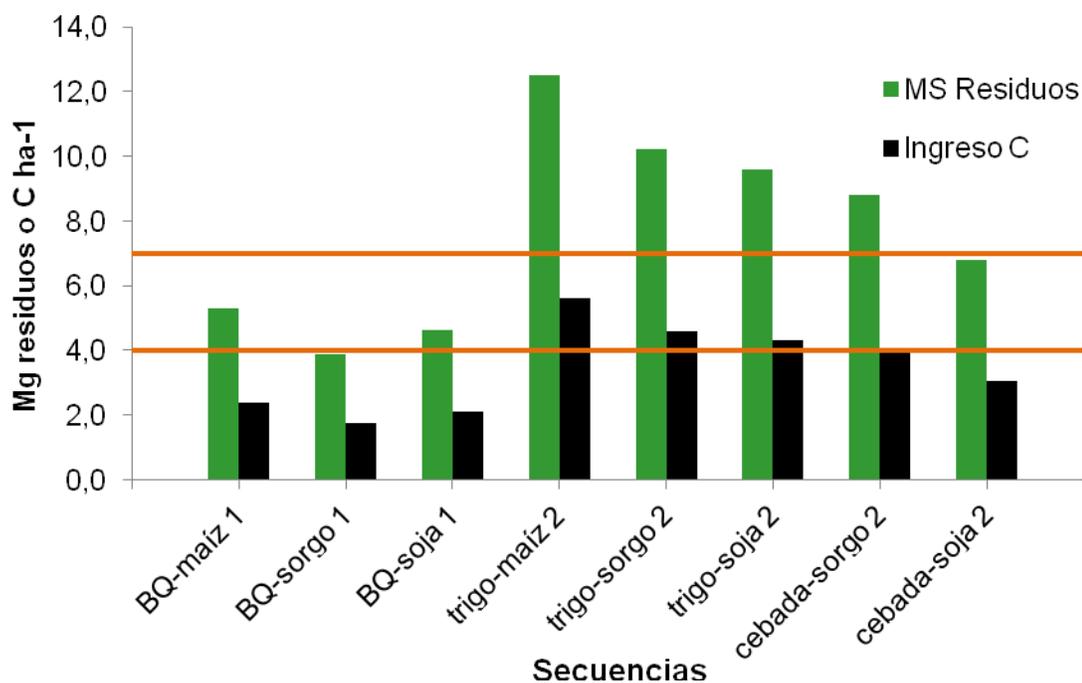


Figura 37. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Si los valores de EUA de la secuencia “trigo-maíz 2” (Figura 38), se mantuvieran en el tiempo, sería la mejor opción a tener en cuenta para hacer un mejor aprovechamiento de este recurso, transformándolo en biomasa y posible mayor concreción de potencial de rendimiento. Los peores valores se dan, según la misma figura, cuando aparecen cultivos de primera. Significa que sólo en una de las dos partes del año se aprovecha el agua disponible.

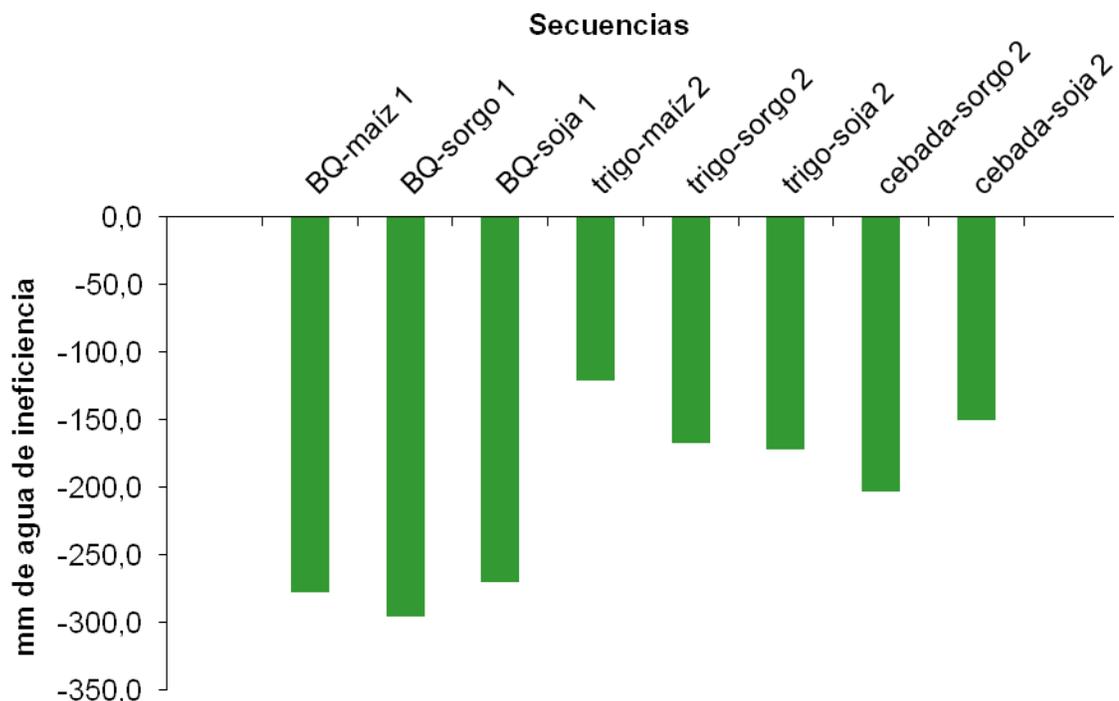


Figura 38. EUA para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo.

La secuencia de doble cultivo que con mayor frecuencia aparece, es la de trigo seguido por soja en verano. Trigo seguido por sorgo y cebada-soja 2, son las otras dos que presentan buenos resultados de EUA durante sus ciclos de producción.

4.2.1.2 Balances de nutrientes

Dentro de las secuencias analizadas, sólo los casos que tienen soja durante el verano se encuentran por encima del valor de referencia (Figura 39), es decir que aportan más nitrógeno que la suma de salida en grano más pérdidas. Se explica por el aporte de nitrógeno de la fijación biológica.

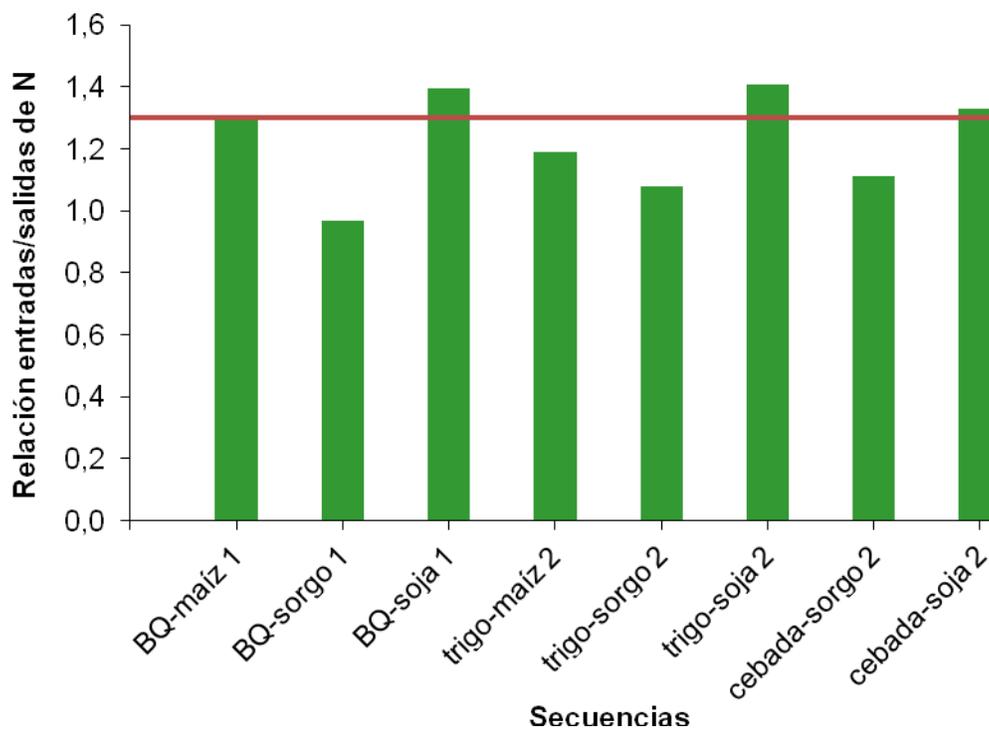


Figura 39. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo.

La extracción de potasio en soja de primera en valores absolutos (Figura 40), muestra que el cultivo extrae por encima de lo que recibe por fertilización. En todos los casos que esté la soja presente, ocurren pérdidas, según la base de datos utilizada. Si en algunas de las secuencias que conforman esta base se realiza fertilización potásica, no sería suficiente para equiparar la magnitud de la salida mediante el grano de soja cosechado (Anexo 3). Las secuencias que tienen componente sorgo, también extraen potasio por encima de lo aplicado vía fertilizante, excepto para el caso de trigo-sorgo de segunda.

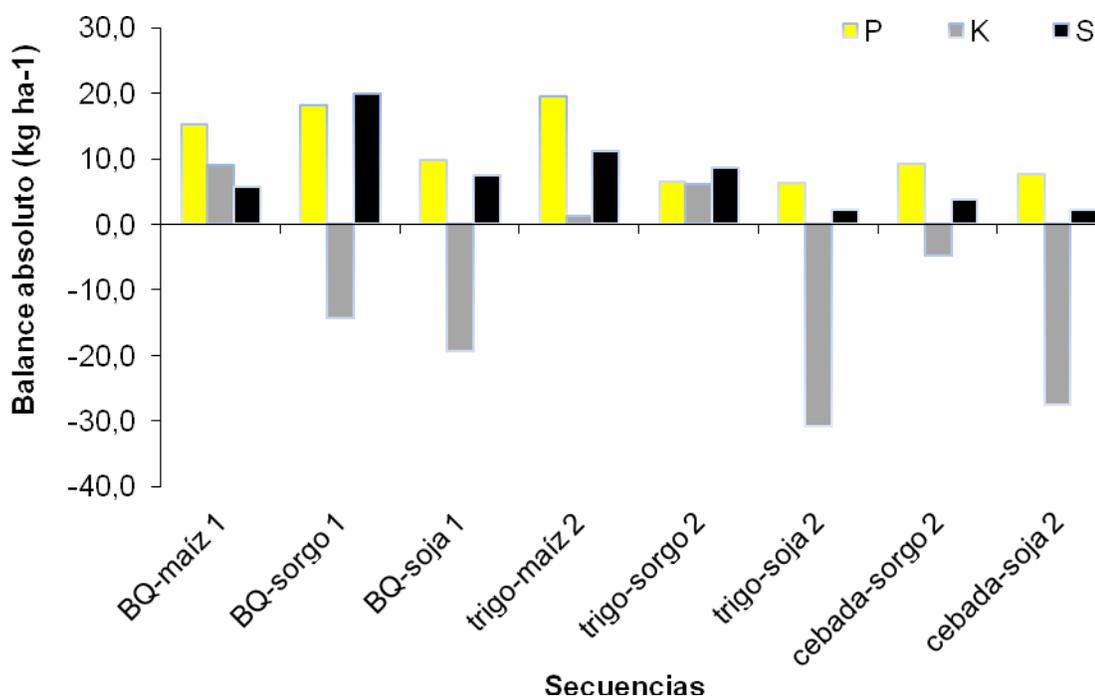


Figura 40. Balances absolutos P-K-S para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo.

En cada cultivo de la serie de datos analizada, con excepción de soja y sorgo de segunda, se agrega más fósforo del que sale en el grano cosechado (Anexo 3).

4.2.1.3 Unidades toxicológicas

Todas las secuencias se encuentran por encima de las 6 UT ha⁻¹ año⁻¹, establecidas como referencia para mamíferos (Figura 41). Sin embargo, existen variaciones en la proporción de los componentes que definen el indicador, siendo los herbicidas los principales contribuyentes en determinar el valor en las secuencias con gramíneas estivales para la mayoría de los casos. Por otro lado, los insecticidas son los principales responsables en la determinación de UT en los casos de secuencias con soja, seguido por los herbicidas. Los fungicidas no tienen relevancia en la determinación del valor final de unidades toxicológicas para mamíferos.

En cereales de invierno, si bien se realizan aplicaciones de insecticidas, no representan peligro para los mamíferos, siendo los herbicidas los que cobran mayor relevancia en la determinación del valor de UT final generado (Anexo 4).

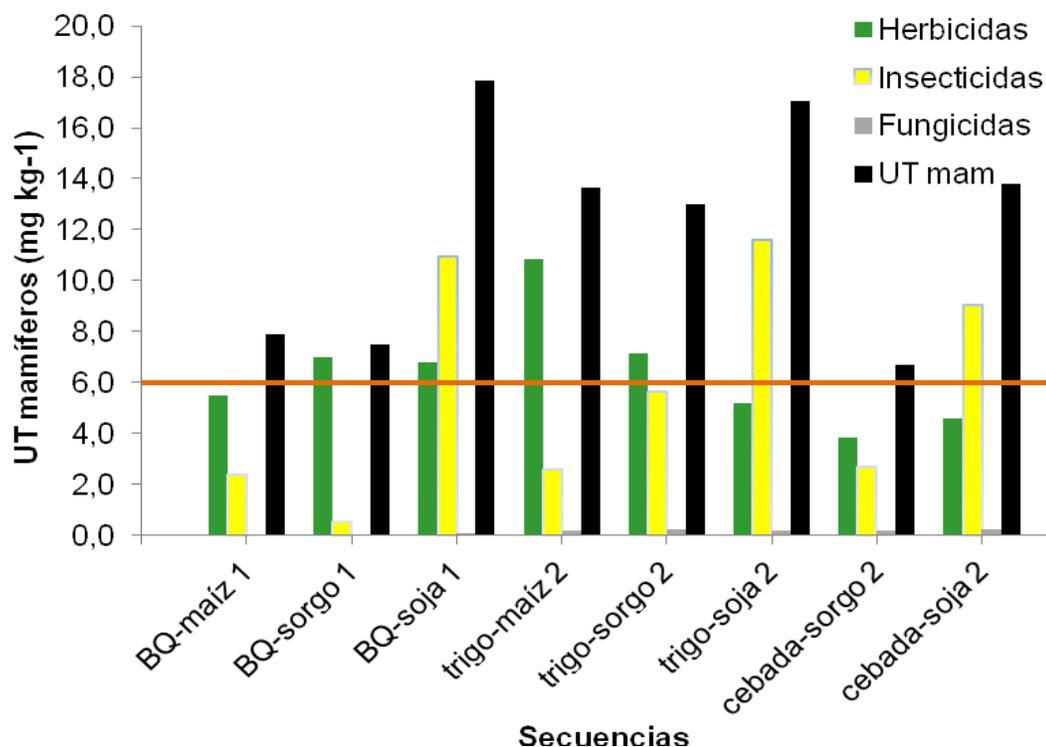


Figura 41. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

En todas las secuencias donde el cultivo soja está incluido, el valor de unidades toxicológicas para abejas supera el nivel de referencia de $1900 \text{ UT ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Figura 42), donde el uso de insecticidas es el responsable de tal comportamiento. La elección de insecticidas más selectivos en la leguminosa, sólo cuando sea necesario, parece ser la primera medida a tomar cuando se piensa en cómo disminuir los niveles totales.

Los restantes cultivos de verano, si bien no se asemejan a lo que sucede con los de crecimiento invernal, están más cerca que la soja de lo necesario para que se considere sustentable (Anexo 5).

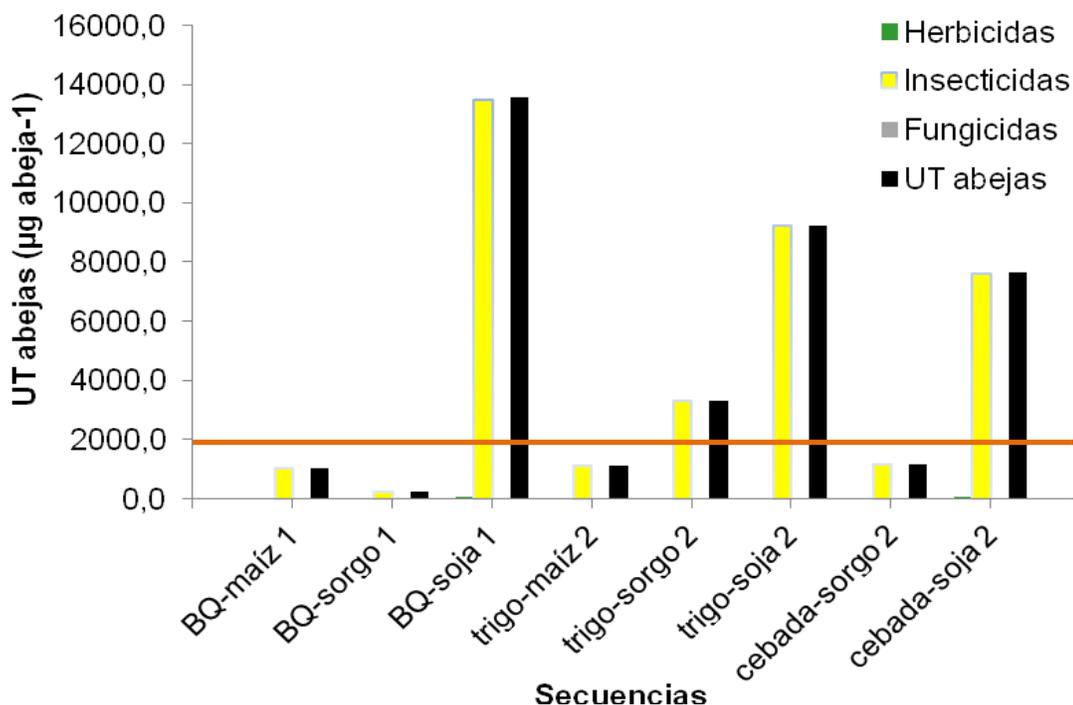


Figura 42. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por secuencia de cultivo. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

4.2.2 Análisis inter-predial

No todos los predios se comportan de igual manera, más allá de las similitudes que pueden existir entre ellos, tales como cercanía, área agrícola explotada y grupo CREA al que pertenecen.

En este sentido, manejando una visión comparativa sobre la sustentabilidad, se agrupan los predios de acuerdo a su nivel de producción de biomasa equivalente, con el fin de determinar cuál o cuáles son más o menos sustentables. Se clasifican en alta producción de biomasa equivalente (alta) y en baja producción (baja) (Cuadro 23). Predios con un bajo valor de este indicador, presentan resultados inferiores en los indicadores de residuos de materia seca, carbono que ingresa al suelo y eficiencia del uso del agua. Sin embargo, los que presentan alto valor de biomasa equivalente no necesariamente están mejor posicionados en el resto de los indicadores. Este es el caso del Predio 5, que si bien se encuentra dentro del grupo “alta”, presenta valores de carbono que ingresa al suelo y eficiencia al uso del agua,

similares a los predios ubicados en el grupo “baja”. Se explica por la alta proporción del componente soja de primera durante los veranos, que por su eficiencia de conversión determina un alto valor de producción de biomasa equivalente, pero es deficiente en los restantes tres debido a la menor proporción de cultivos invernales, con un menor aprovechamiento de los recursos. Los predios 1 y 2 pertenecientes al grupo “alta”, presentan altos valores de biomasa equivalente como de los restantes tres indicadores, producto de la alta proporción de soja de segunda precedida por cultivos de invierno.

En este escenario y según los indicadores en cuestión, los predios 1 y 2 serían los que de mantener estos valores en el tiempo, estarían garantizando la sustentabilidad del sistema de producción.

Cuadro 23. Promedios ponderados de los indicadores de productividad para el período 2009 a 2012 y por predio.

	Grupo	Biomasa equivalente	MS residuo	Entradas de C	EUA
		Mg ha ⁻¹ año ⁻¹	Mg MS ha ⁻¹ año ⁻¹	Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹	mm ha ⁻¹ año ⁻¹
Predio 5	Alta	21,16	7,36	3,31	-217,68
Predio 2		20,76	9,41	4,23	-180,56
Predio 1		20,69	8,99	4,05	-180,9
Predio 4	Baja	16,20	6,85	3,08	-217,24
Predio 3		15,51	6,62	2,98	-238,09

Una visión de los balances de nutrientes (Cuadro 24), muestra que se tiende a agregar más de lo que se exporta para todos los nutrientes y para todos los predios, excepto para potasio. En este último caso, los niveles de extracción son muy altos y las fertilizaciones, si se hacen, no alcanzan a igualar las salidas. Según Barbazán et al. (2011), las zonas donde se ubican los predios potencialmente podrían tener, según las unidades de suelo sobre las que se encuentran, más de 0,40 meq K 100 g de suelo⁻¹ y en algunos casos hasta más de 0,60 meq K 100 g de suelo⁻¹ intercambiable en los primeros 20 cm de suelo. Este tipo de situación puede garantizar la producción sin agregado de fertilizante potásico en el corto y mediano plazo. De seguir así en el largo plazo, seguramente se vea comprometida la sustentabilidad del sistema de

producción, llevando a tener respuestas en rendimiento de los cultivos al agregado de este nutriente y por ende, a un sistema más dependiente de la fertilización, cuando naturalmente no lo era.

Cuadro 24. Promedios ponderados de balances absolutos para el período 2009 a 2012 y por predio.

	Balance relativo	Balance absoluto		
	N	P	K	S
	Kg ha⁻¹ año⁻¹			
Predio 1	1,2	28,5	6,2	22,5
Predio 2	1,40	8,02	-27,56	0,69
Predio 3	1,45	2,04	-20,51	2,61
Predio 4	1,41	7,81	-33,18	0,31
Predio 5	1,35	11,89	-17,50	7,91

Para las unidades toxicológicas, los cinco predios superan, en promedio, 2,5 y 4,3 veces el valor de referencia para mamíferos y para abejas, respectivamente (Cuadro 25). Si bien las unidades toxicológicas generadas para mamíferos son similares entre predios, no sucede así con las generadas para abejas, donde los que menor y mayor cantidad generan, superan 3,5 y 5,6 veces el nivel de referencia, respectivamente. La diferencia se explica por el uso de insecticidas menos específicos y más agresivos para las abejas, en el caso del menos sustentable.

Cuadro 25. Promedios ponderados unidades toxicológicas generadas para el período 2009 a 2012 y por predio.

	UT mam	UT abejas
	UT ha⁻¹ año⁻¹	
Predio 1	12,06	6624,47
Predio 2	16,91	7754,53
Predio 3	17,34	9179,65
Predio 4	13,92	7125,32
Predio 5	14,98	10648,20

4.3 DISCUSIÓN

Los resultados hasta aquí muestran la variabilidad existente entre predios y los impactos de las diferentes secuencias en los indicadores. Un detalle a tener en cuenta, es que en los primeros años del período analizado no estaban operativos los planes de uso y manejo de suelos, por tanto muchos lugares que no tenían producción invernal, hoy deberían presentar algún cultivo creciendo activamente, pudiendo modificar de forma importante y positiva los resultados. A continuación se presenta una breve discusión de los datos en su conjunto.

4.3.1 Productividad, masa de residuos, ingreso de C al sistema y eficiencia de uso del agua

Este grupo de indicadores se relacionan directamente con la producción total, por lo tanto analizar el comportamiento de cada uno implica trabajar sobre todos a la vez, estudiando y explicando las razones de tales comportamientos.

La **productividad**, medida como biomasa equivalente promedio de cada predio, así como la de las secuencias identificadas, superan en amplio margen en todos los casos los $7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ establecidos como de referencia. Esto supone que el indicador no es suficientemente exigente como para discriminar entre una situación de productividad alta y una de productividad baja, que sean más o menos sustentables en el largo plazo, respectivamente. Pese a esto, es de suma importancia en este capítulo realizar una evaluación comparativa, que permita evaluar cada alternativa contra otra y suponer así, según el concepto de sustentabilidad relativa, cuál de ellas es más sustentable.

Considerando la totalidad de los cultivos estivales e invernales, realizados en el período que va desde el 2009 hasta el 2012 y evaluando las posibles secuencias anuales existentes, es claro que con una alta intensidad de cultivos, se realiza un uso más eficiente de los recursos disponibles como agua, radiación y temperatura, derivando en indicadores mejor posicionados y que caracterizarían a una producción como más sustentable. Esto refleja la ventaja que tiene realizar una rotación con mayor intensidad de cultivos por sobre una con menor intensidad. Para estos últimos, una limitante del análisis es no considerar el crecimiento de cultivos de cobertura y/o malezas durante los

inviernos tomados como barbecho, por lo que a efectos del análisis, no se les reconoce aporte alguno a la construcción del valor de los indicadores.

Por otro lado, más allá de la decisión de con qué intensidad de cultivos trabajar, es muy importante considerar los resultados productivos individuales de cada cultivo que se obtienen o que es posible obtener. Los mejores valores de indicadores se dan, para cada cultivo, cuando sus rendimientos son mayores. Sin embargo, para el indicador de productividad, la respuesta no se debe solamente al rendimiento del cultivo, sino que también juega un rol muy importante la composición energética de ese rendimiento, así como también del resto de la biomasa producida, es decir el residuo aéreo y bajo tierra que queda en el campo.

Promedios obtenidos a partir de la base de datos, muestran que se dan similares resultados de producción de biomasa equivalente cuando el rendimiento de soja 1 (14% de humedad) representa aproximadamente la mitad del rendimiento en grano del maíz 1 (14% de humedad), 2748 kg ha⁻¹ y 4782 kg ha⁻¹, respectivamente. Se debe principalmente a que la soja tiene un mayor coste de biosíntesis de grano, obteniendo resultados similares de productividad aún cuando el rendimiento en grano es inferior, por lo que por unidad de biomasa producida, realiza un mejor aprovechamiento de los recursos que el ambiente ofrece en términos energéticos.

Al igual que para productividad, secuencias con doble cultivo anual garantizan una suficiente producción de residuos de materia seca, como de carbono que luego ingresa al suelo, asegurando en mayor medida la protección del suelo de la erosión y el ingreso de C. Realizar un cultivo estival de primera, sin ningún tipo de producción durante el invierno, no permite alcanzar los niveles establecidos como de referencia que caracterizan a una producción como sustentable. La mejor opción de doble cultivo anual a realizar, es la de trigo en invierno seguido de maíz en el verano (Figura 37). De todas formas, la mayoría de las opciones de doble cultivo superan los valores de referencia, no llegando a presentar inconvenientes de sustentabilidad si fueran llevadas a cabo una y otra vez, siempre que los resultados acompañen en el tiempo. Dado el caso de una situación promedio de producción de soja de primera, sería necesario durante la fase invernal el crecimiento de una cobertura, que permita alcanzar los niveles de referencia de **residuos e ingreso de C** de la secuencia.

Si bien el indicador de **ingreso de C** al suelo no tiene el mismo fin de análisis que el de ingreso de **residuos** al sistema, la fuerte relación que existe entre ellos de 0,45:1 implica que, para superar el valor de referencia de carbono de $4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, son necesarios aproximadamente $9 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Es por esto que tener valores de residuos de materia seca que rondan la igualdad con el valor de referencia, no es suficiente para garantizar un aporte de carbono al suelo que alcance su respectivo valor de referencia, con las desventajas que una deficiencia de carbono puede traer en cuanto al balance de C orgánico y sus implicancias en los servicios que da el suelo al sistema de cultivos (Morón 2003, Salvo et al. 2010).

Entendido esto y siguiendo con el razonamiento de la soja de primera, puede estimarse cuál debería ser la producción de materia seca de la cobertura para alcanzar los niveles ya mencionados. Entendiendo al ingreso de carbono como el limitante de los dos indicadores y dado un ingreso asegurado por parte de la soja de $2,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, sería necesario que la cobertura aporte otros $1,9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para alcanzar el nivel de $4,0 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, implicando una producción de residuos de MS de $4,4 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Ésta, sumada a las $4,6 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ que aporta la soja, completan los $9 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ que fueron mencionados como necesarios para que el aporte de residuos como el ingreso de carbono, sean suficientes para caracterizar a una secuencia cobertura-soja 1 como sustentable.

El sorgo es el segundo cultivo de verano más frecuente en la base de datos analizada. Sus características favorables como buena tolerancia a condiciones de sequía y ser una gramínea eficiente (C4), hacen que esté presente en el sistema. Sin embargo, para obtener buenos resultados productivos en este cultivo, es necesario un buen plan de fertilización y no manejarlo como un cultivo secundario sin posibilidad de aporte alguno al sistema. De lo contrario, pasa a convertirse en un pieza del mismo que no produce lo suficiente para alcanzar los niveles críticos de productividad y no aporta ningún valor para la concreción de una agricultura sustentable.

La información experimental, que cuantifica incrementos de la materia orgánica del suelo cuando no se laborea es abundante. Sin embargo, también existen situaciones en las que no se producen cambios e incluso muestran pérdidas (Ernst, s.f.). Además sostiene que estas dos últimas se asocian a

sistemas de producción que devuelven baja cantidad de rastrojo. Los cultivos de sorgo, tanto de primera como de segunda, para la base de datos utilizada, son los que menor cantidad de residuos de materia seca y carbono aportan al suelo (Anexo 1). De no recibir un mejor manejo para que realicen mayores aportes, pueden estar generando decrementos en la materia orgánica del suelo y consecuentemente en la fertilidad natural, comprometiendo la sustentabilidad del sistema.

Altos valores de producción de biomasa equivalente, de residuos de materia seca y de carbono que ingresa al suelo, están directamente relacionados con cultivos de rendimientos superiores y altas tasas de crecimiento durante los ciclos de producción. Todo esto en conjunto implica un aprovechamiento máximo de los recursos que el ambiente ofrece para la producción, incluidos entre ellos el agua. **La eficiencia de uso de agua**, muestra que los mejores resultados se dan cuando la utilización del tiempo es máxima y que los peores valores de eficiencia, cuando no se utiliza todo el tiempo disponible con cultivos en activo crecimiento, con valores de agua no utilizada que rondan los $170 \text{ mm ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y los $280 \text{ mm ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente.

Cuando el agua no utilizada aumenta, el suelo se satura por un mayor período de tiempo, por lo que luego de cada evento de lluvia aumenta el escurrimiento horizontal de ésta hacia zonas más bajas. Este escurrimiento, en la mayoría de los casos, implica un arrastre de sedimentos del suelo, que para la unidad de manejo significa erosión, mientras que para las zonas de destino de esos sedimentos implica contaminación. Estos últimos son, principalmente, las zonas bajas de los campos y los cursos de agua, tales como cañadas, arroyos y ríos.

4.3.2 Balances de nutrientes

El uso de balances de nutrientes para evaluar la sustentabilidad, muestra una relación favorable de las fertilizaciones con respecto a la extracción en grano para los cuatro nutrientes, en términos medios, excepto para potasio en varios cultivos. La premisa de aportar por lo menos lo que se extrae vía grano es de utilidad en el mediano y largo plazo si se apunta a mejorar las condiciones edáficas.

Para la base de datos utilizada, el cultivo soja muestra pérdidas reales de potasio. Si bien en la mayoría de los casos existe fertilización, no alcanza a compensar la alta proporción del nutriente que tiene el grano, y por lo tanto, sale del sistema.

El sorgo de primera extrae en grano más kg de potasio de lo que se aporta vía fertilizante (Anexo 3). Del mismo modo, si bien existe fertilización, el agregado de nitrógeno en cultivos de sorgo no es suficiente ni siquiera para igualar lo que se exporta en el grano (Anexo 2), aun cuando el rendimiento promedio no es cercano al potencial del cultivo. Una de las razones que puede explicar el porqué de los bajos rendimientos, que conllevan a menor aporte de materia orgánica al suelo y por lo tanto a una menor fertilidad natural, es la expectativa errada de buenos resultados productivos de este cultivo, cuando las cantidades de nutrientes agregados no son suficientes para que así sea. La diferencia en el aporte se le exige al suelo, que si bien lo puede dar, crea una situación donde cada vez se hace más dependiente del aporte de nutrientes del mismo, pudiendo ocasionar una amenaza para la sustentabilidad.

Una de las principales características del rastrojo de sorgo, es la inmovilización del nitrógeno que ocurre en el suelo por parte de los microorganismos para su descomposición, dada la alta relación carbono/nitrógeno (Morón, 2001), llevando a que la disponibilidad de este nutriente sea menor cuando aun exista rastrojo por descomponer. Si a esto se le suman los nutrientes que el cultivo extrae y no se reponen mediante las fertilizaciones, se puede suponer que se está ante una situación compleja en cuanto al manejo de nutrientes, que puede estar condicionando la productividad de los futuros cultivos.

Por otro lado, balances por encima de la referencia no garantizan sustentabilidad, dadas las externalidades que se pueden generar por las pérdidas de nutrientes fuera del sistema. Los destinos en el ambiente son dependientes de la naturaleza del nutriente, pero los problemas más significativos pueden darse por erosión laminar para nutrientes poco móviles (P y K) y lixiviación o volatilización para nitrógeno fundamentalmente. Que los resultados de los balances sean por encima de la referencia, puede deberse a una estrategia de fertilización que tienda a dejar nutriente por encima del máximo nivel de respuesta vegetal a modo de “reserva”, o a la expectativa de

rendimiento superior a lo que se obtiene, por lo que hay nutriente que no se utiliza para producir. Si se controlan los problemas como la erosión, los aportes por encima de la exportación en grano de nutrientes como P y K no resultarían ser problemas para la sustentabilidad ambiental, debiendo dejar aparte los aspectos económicos influyentes.

Para nutrientes con dinámica orgánica como N y S la interpretación cambia. Es poco estable la cantidad de nutriente disponible en solución de suelo y muy propensa a ocasionar pérdidas para el sistema. Una estrategia para mejorar el aporte de este tipo de nutrientes puede ser mejorar los contenidos de materia orgánica en el suelo, a través del incremento de la productividad. Para el caso de la fertilización nitrogenada, teniendo en cuenta los modelos de fertilización existentes, se puede decir que el indicador utilizado es un indicador de carácter global y no agronómico, dado que en ningún momento considera al vegetal y la respuesta que éste tiene al momento de aplicación y cantidad de fertilizante aplicado. Este mismo criterio puede ser usado para los indicadores de fósforo, potasio y azufre, donde también se asume un plan de fertilización por extracción para que el sistema sea sustentable en el tiempo, pero sin considerar la respuesta del vegetal.

En el caso de soja, aparte de la fertilización nitrogenada si hubiese, se consideran aportes provenientes de la fijación biológica de nitrógeno. Es un factor que incide en el valor que toma el balance del nutriente N, tanto así que las secuencias con soja muestran valores por encima de la referencia para el indicador. Resulta conveniente aclarar los resultados obtenidos donde, el balance promedio de nitrógeno de cada cultivo de soja sea de primera o segunda, tienen valor positivo, fundamentalmente cuando en el grano cosechado de la oleaginosa se exportan 55 kg N Mg^{-1} de materia seca de grano.

Existen antecedentes regionales que respaldan dicho comportamiento. Álvarez et al. (2014), con el fin de mostrar qué ha sucedido en los últimos 50 años con el balance de nitrógeno, dado un aumento de la superficie de soja sembrada en la Pampa Argentina, muestran que a pesar de haber perdido aportes de nitrógeno por fijación biológica con la reducción de pasturas leguminosas sembradas, principalmente alfalfa, los balances de nitrógeno se han mantenido cerca de la neutralidad y en algunos casos positivo. Se da

gracias a la fijación biológica de nitrógeno del cultivo soja que realiza durante la estación de crecimiento. Dicho balance se constituye de entradas que son por fijación, lluvia y fertilizantes, mientras que las salidas son vía grano cosechado. La tasa de fijación utilizada en éste trabajo fue de $52 \text{ kg N Mg}^{-1} \text{ MS grano}$, cuando en la presente tesis se utilizó una fijación de 25 kg N Mg^{-1} biomasa total producida. Álvarez et al. (2014) mencionan que la salida de nitrógeno en grano en áreas húmedas y altamente productivas, se equilibra por la fijación biológica de nitrógeno por parte de la soja y por fertilizaciones.

Si bien en nuestras condiciones no suelen realizarse fertilizaciones nitrogenadas en la soja, puede existir algo de nitrógeno aplicado en fertilizantes fosforados. De todas formas, sería fundamentalmente la fijación biológica por el cultivo la responsable de mantener el balance de nitrógeno positivo. Esto genera en nuestro país, al igual que en la región de la pampa según lo afirman Álvarez et al. (2014), una mejor eficiencia del uso del nitrógeno, medida como la materia seca de grano producida y cuánto nitrógeno se exporta en grano según la cantidad de nutriente agregado vía fertilizante, producto de altas salidas en grano y bajas fertilizaciones nitrogenadas.

La utilidad de usar balances de nutrientes permite conocer parte del riesgo ambiental en los sistemas de producción. Se considera riesgo cuando la extracción de nutrientes supera a los aportes, debilitando la fertilidad natural del suelo, así como también situaciones donde se acumula nutriente por encima de lo que el cultivo exporta. Los destinos de estas salidas no productivas de los nutrientes recaen en impactos para el ambiente, los cuales pueden darse en las inmediaciones del predio u ocasionar problemas para terceros, donde el impacto más allá de lo ambiental incluye otros aspectos. En este sentido existe información para externalidades en la aplicación de P, donde el lavado del nutriente fuera del área productiva puede ocasionar aumentos en la concentración de P en ríos, lo cual impacta en el agua que se suministra a otros sistemas de producción y principalmente a la población (Perdomo et al., 2015).

Según información reciente (Núñez, 2015), la eficiencia con la que la soja absorbe fósforo depende de la cantidad que el suelo tenga del nutriente, reflejado por los kilos de P que se necesitan para producir un Mg ante diferentes situaciones de disponibilidad. El mismo autor sostiene que en promedio se absorbe $8 \text{ kg de P Mg}^{-1}$ de grano (13% de humedad), teniendo

extremos en donde la absorción es de 4,4 y 12 kg de P Mg⁻¹ de grano. En sitios donde un Mg de grano se logró con 4,4 kg de P, quizás hubo limitantes en la cantidad disponible del nutriente, pudiendo haber afectado el rendimiento, más allá de la gran eficiencia obtenida. En donde el factor disponibilidad de fósforo en suelo no fue limitante para el rendimiento, se dieron casos de absorción de 12 kg de P Mg⁻¹ de grano, o sea que se dio una acumulación de nutriente en la planta -consumo de lujo- que no se tradujo en más rendimiento, tomando el valor medio de absorción de 8 kg de P Mg⁻¹ grano.

Cuando se fertiliza por suficiencia y hay valores muy bajos de fósforo en suelo, la dosis con la que se llega al nivel crítico puede ser mayor que los requerimientos de absorción del cultivo. Ese remanente sirve como fertilización al sistema, teniendo como desventaja la baja de la eficiencia, medida como el retorno por cada unidad de P aplicado para ese cultivo en específico. El principal problema ocurre con el fósforo que sale del sistema. En la presente tesis se utilizó un coeficiente fijo de extracción de P para soja de 5,4 kg P Mg⁻¹ grano (13% de humedad). Datos obtenidos en un ensayo nacional muestran que el promedio de extracción es 4 kg P Mg⁻¹ grano, con una variabilidad de entre 1 y 6 kg P Mg⁻¹ de grano (Núñez, 2015). El mismo autor menciona que hay un efecto en la concentración de fósforo en grano debido a fertilizar. Esto significa que en los casos en donde se aplicó P y no era esperable respuesta en rendimiento por superar el nivel crítico, se lograron las mayores extracciones del nutriente en grano. Esta situación amerita evaluar cuáles son los escenarios en donde se debería fertilizar y en cuáles no, si se piensa en lograr las mayores eficiencias en un cultivo. Debe considerarse que si se decide no fertilizar un cultivo tras usar el modelo de suficiencia, existe de todas formas la salida del nutriente del sistema, lo cual puede comprometer el suelo en el mediano y largo plazo, de no considerar devolver lo que se extrae en grano. Es por tal motivo que la estrategia de fertilizar por balances de nutrientes tiene un efecto en la sustentabilidad del recurso suelo, implicando no lograr las mayores eficiencias cultivo a cultivo.

En potasio, influye mucho el tipo de arcilla en la capacidad que tenga el suelo de aportar el nutriente. Tanto es así, que la disponibilidad de este nutriente para el cultivo puede estar limitada y no estar disponible en el corto plazo, dada la fijación por las fracciones minerales. A diferencia que en fósforo, la concentración de potasio en grano no tiene efecto a la fertilización, es decir

que ante aumentos en el aporte, la concentración en grano no aumenta, razón por lo cual el excedente de nutriente queda en el suelo a modo de reserva.

Puede asumirse un escenario para la serie de años utilizada, con niveles de P en suelos donde sería esperable respuesta a la fertilización. En cuanto a potasio, dados los resultados de los balances absolutos, quizás el modelo por suficiencia determinaba que no era necesaria la fertilización o simplemente no se le otorgaba importancia. Situaciones repetidas de extracción de K sin reponer fueron bajando los niveles en suelo hasta llegar a ser una limitante para la producción a nivel país (Barbazán et al., 2011).

Vistos los resultados obtenidos, en donde predomina el cultivo de soja y se prioriza no tener deficiencias en fósforo (incluso perdiendo eficiencia en la cantidad de nutriente exportado en grano) y teniendo grandes pérdidas por no fertilizar lo suficiente con potasio, queda planteada la posibilidad de redefinir la estrategia de fertilización. Balances positivos de K no serían tan propensos a ocasionar salidas no productivas del sistema, debiendo ajustar la cantidad de P agregado, considerando sólo la re-distribución de los recursos utilizados.

4.3.3 Unidades toxicológicas

Todos los datos de unidades toxicológicas fueron calculados en base a dosis letales 50 (DL50) de cada producto. No son tenidos en cuenta características como persistencia y difusión, que pueden hacer variar su peligrosidad, dependiendo de cómo se combinen estas características para cada producto. El valor de referencia utilizado en este trabajo para mamíferos como para insectos, es el que utilizan Ferraro et al. (2003) en base a la aplicación teórica de un insecticida organofosforado de alta toxicidad. Se considera que al alcanzar las unidades toxicológicas que acumula 1/3 de la dosis comercial recomendada de monocrotofos y clorpirifos -como referencia anual para mamíferos e insectos, respectivamente- se estaría poniendo en riesgo la sustentabilidad. Si bien el uso de monocrotofos se encuentra prohibido por su alta toxicidad, la aplicación acumulada de otros ingredientes activos menos tóxicos logra superar en la mayoría de los casos, la referencia anual establecida. El nivel de referencia para insectos se supera con facilidad en todas las secuencias analizadas. El uso generalizado de clorpirifos para controlar diversas plagas, genera un impacto muy importante por cada

aplicación, ya que es frecuente, dada la dosis recomendada, que en una aplicación se acumule un valor más alto de UT que el nivel de toxicidad anual permitido.

Los valores de referencia de estos indicadores son tentativos y no son objetivos. Encontrarse con situaciones por encima de éstos no significa estrictamente que se ponga en riesgo la sustentabilidad, ya que no es claro el problema que surge por superarlos. Sin embargo, sí tiene importancia como medida a tener en cuenta para controlar el uso indebido de fitosanitarios. A efectos de este trabajo, los valores utilizados establecen el límite entre sustentable y no sustentable.

Las unidades toxicológicas que acumulan los fitosanitarios para mamíferos superan, en términos medios, el valor de referencia establecido para todas las secuencias de la base de datos. No hay diferencias claras en el indicador entre secuencias con un cultivo al año y doble cultivo, tal como se observa para otros indicadores. El factor que más influye en el valor obtenido es qué cultivos se realizan en la secuencia y el manejo realizado para cada uno de ellos. Es así que los cultivos de invierno, como componentes individuales, son menos tóxicos para mamíferos con respecto a cualquiera de verano (Anexo 4). El valor que toma el indicador para trigo o cebada depende casi exclusivamente de los herbicidas aplicados.

En los cultivos de verano, el componente insecticidas tiene mayor aporte al indicador, siendo para soja y sorgo de segunda, el principal responsable de las UT acumuladas. Son insignificantes las UT que se acumulan por consecuencia de aplicar fungicidas, ya que presentan baja toxicidad tanto para mamíferos como abejas. Por el lado del sorgo, el uso de atrazina parece ser el principal responsable de que los valores de unidades toxicológicas estén por encima del valor de referencia. Sin embargo, para este cultivo, actualmente no existen alternativas al uso de este herbicida, que controlen malezas gramíneas con igual eficiencia que la atrazina, ya que su uso está limitado.

La utilización de ingredientes activos con alta toxicidad para mamíferos, como el caso de los herbicidas 2,4-D o alfa metolaclor, el uso frecuente de glifosato en distintas concentraciones y las repetidas aplicaciones por cultivo de insecticidas como clorpirifos, alfa cipermetrina y endosulfan -hoy prohibido-,

hacen que el indicador tome valores muy por encima de lo establecido, para considerar sustentable la actividad agrícola.

Por el lado de las abejas, son los insecticidas y dentro de estos los menos específicos, los que ponen en riesgo la vida y permanencia de éstas en el lugar de producción. Es grande la importancia relativa de los insecticidas en la generación de unidades toxicológicas para abejas, además de que el cultivo soja, ya sea de primera o de segunda, junto con el sorgo de segunda en menor medida, son los principales y casi únicos responsables de todas las aplicaciones riesgosas para este tipo de insecto (Anexo 5).

En general, para todas las secuencias consideradas, es mayor la cantidad de unidades toxicológicas generadas por aplicación de insecticidas en una soja de primera, que en el caso de la suma de una soja de segunda más su antecesor de invierno, trigo o cebada. La razón de este comportamiento no es clara, pero existe la posibilidad de que se deba a un tema de manejo, en donde se haya priorizado el control de insectos plagas en sojas de primera por sobre sojas de segunda, quizá con la premisa errónea de que indefectiblemente la primera tiene mayor expectativa de rendimiento que la segunda. Otra razón que puede explicar este comportamiento y quizás lo justifique, es la duración del ciclo de crecimiento de una soja de primera contra una soja de segunda. Por fecha de siembra y largo de ciclo, una soja de primera tiende a estar más tiempo instalada en el campo que la otra, por lo que es más susceptible al ataque de insectos y hace la necesidad de control. Si este control se realiza mediante aplicación de los fitosanitarios correspondientes, aumentan las unidades toxicológicas totales generadas.

A pesar de esto, parece importante trabajar para reducir el impacto de aplicación de fitosanitarios sobre las abejas. Algunas vías podrían ser elegir de mejor manera cuáles ingredientes activos utilizar, con que dosis y utilizarlos en el momento óptimo de control, con el objetivo de no tener que volver a aplicar, no generar resistencias y sólo controlar los insectos plaga, permitiendo que los enemigos naturales sean partícipes del sistema y, de esta manera, realizar un control integrado que permita seguir esta actividad en el tiempo sin dejar de ser sustentable.

La base de datos indica que los insecticidas más utilizados y a la vez más agresivos para las abejas son clorpirifos, cipermetrina y endosulfan, todos de amplio espectro. Este último hoy se encuentra prohibido por la alta toxicidad que presenta. Por otro lado, el triflumurón es también de los más aplicados, pero a diferencia de los primeros tres, tiene un muy bajo aporte a la generación de unidades toxicológicas.

Vale mencionar que no todos los insecticidas se aplican justo al momento exacto del vuelo de las abejas, por lo que el daño que les pueden generar es relativo a la exposición.

5. CONCLUSIONES

La evaluación de la sustentabilidad mediante el uso de indicadores a partir de registros de producción es una herramienta de uso simple.

Para el indicador de producción de biomasa equivalente, todos los predios así como secuencias identificadas superan el nivel de referencia, pudiendo significar que el valor utilizado en este indicador no es lo suficientemente exigente como para discriminar entre situaciones sustentables y las que no lo son. Es un indicador que considera la eficiencia en la captura de recursos, pero no valora directamente el impacto en la calidad del suelo. El cultivo de soja logra similares valores de producción de biomasa equivalente con respecto a cereales ante diferencias en el rendimiento obtenido, explicado por la alta concentración energética en el grano de la oleaginosa.

Los predios con mayor intensidad de uso del suelo son, en la mayoría de los casos, los mejor posicionados al momento de considerar los residuos y el carbono que ingresa al suelo. Se debe a un uso más eficiente de los recursos que el ambiente ofrece, incluido entre ellos el del agua. La mejor eficiencia de uso del agua se da cuando el suelo está con cultivos en activo crecimiento por un mayor período de tiempo, que aprovechan el recurso para transformarlo en biomasa.

Se detecta el manejo del sorgo como potencial problema para la sustentabilidad de los sistemas. Los resultados productivos de la base de datos muestran que se obtienen los menores valores de indicadores de residuos e ingreso de carbono cuando se considera el sorgo de forma individual y no dentro de una secuencia. Esto implica necesariamente un cambio en el paradigma de cómo manejar este cultivo, ya que los beneficios que puede aportar al sistema solo son reales si tanto el plan de fertilización como otras decisiones de manejo son las adecuadas.

Los balances de nutrientes a nivel predio muestran pérdidas reales de potasio, caso en el que existen altas extracciones y los aportes del nutriente no llegan a equipararlas. Según los datos analizados el manejo realizado al cultivo soja es el principal responsable, explicado por las altas tasas de extracción en el grano cosechado. El manejo incorrecto del cultivo sorgo determina que en

algunos casos también se evidencien resultados negativos en el balance. Para el resto de los nutrientes en balance absoluto -fósforo y azufre- la situación es diferente, en mayor o en menor medida se asemejan más al valor de referencia.

El comportamiento del nitrógeno es diferente. A nivel predial en la mayoría de los casos se fertiliza contemplando las necesidades del cultivo y las pérdidas, dada la naturaleza del nitrógeno. Cuando se analizan las secuencias, siempre que la soja estuvo presente en ellas el balance relativo supera el valor de referencia de 1,3. Se explica en única medida por la fijación biológica de nitrógeno, dada la ausencia de fertilizaciones nitrogenadas a este cultivo. Maíz también presenta valores de balance de nitrógeno similares a la referencia, el cual se debe a un ajustado plan de fertilización. Se puede ver cómo, a diferencia del sorgo, a esta gramínea estival se le realiza un manejo adecuado, cuando a nivel productivo y de potenciales aportes al sistema no existen diferencias entre ellos.

Todos los predios y todas las secuencias superan el valor de referencia para el indicador de unidades toxicológicas para mamíferos propuesto por Ferraro et al. (2003) pero se encuentran por debajo del propuesto por Ferraro (2015). Los componentes de mayor peso en la generación de estos valores son los herbicidas e insecticidas, sucediendo que en los cultivos de verano se den los mayores valores para este indicador. En presencia de soja los insecticidas cobran mayor relevancia, mientras que en cereales de verano lo hacen los herbicidas. Cuando se trata de abejas, el valor correspondiente de unidades toxicológicas es superado en todos los predios pero no para todas las secuencias identificadas. Siempre que la soja aparezca en la secuencia, la referencia es superada. El principal y único responsable de la generación de estos valores es el uso de insecticidas.

Ingredientes activos con mayor espectro de acción resultan ser más agresivos para abejas.

Tanto para mamíferos como para abejas, no existen diferencias entre secuencias de doble cultivo anual y de un cultivo anual en la generación de sus respectivas unidades toxicológicas. El factor determinante en la generación del valor del indicador es el cultivo realizado y no la cantidad de cultivos que se realizan por año.

6. RESUMEN

El uso de indicadores calculados con información de manejo es un método eficaz para evaluar la sustentabilidad ambiental. Se utilizaron datos de manejo de la fase agrícola para 5 predios pertenecientes a FUCREA, ubicados en el departamento de Soriano. La información se evaluó en tres escalas: unidad de manejo, predio y secuencias de cultivos. Como criterio para establecer si la actividad es sustentable o no, se comparó con un valor de referencia anual establecido previamente para cada indicador. Los resultados muestran situaciones contrastantes entre predios y entre secuencias de cultivos que se realizan en la totalidad de la base de datos. Más allá de considerarse el valor de referencia como límite entre lo sustentable o no de la actividad, cuando se encontraban en una misma categorización, se evaluó comparativamente entre situaciones, ya que las diferencias en algunos casos eran de consideración. Es el caso del indicador Productividad, en todos los predios y secuencias se supera el valor de referencia pero queda marcada una clara diferencia entre el doble cultivo anual frente a un cultivo por secuencia agrícola. Además, el cultivo soja dada su alta concentración energética en el grano, prácticamente equipara los valores del indicador obtenidos en cereales de verano, cuando las diferencias en rendimiento son 1:2 aprox. La intensidad de cultivos en primer orden, en conjunto con el tipo de cultivo realizado, son los que determinan que se alcance o no la suficiente masa de residuos y carbono que se aportan al sistema, siendo que la mayoría de las secuencias con doble cultivo anual se encuentran por encima de los niveles de referencia. Se encontró que secuencias con soja generan balances relativos positivos de nitrógeno, aun con altas tasas de extracción en grano y explicado por la fijación biológica de la oleaginosa. Por otro lado, para los indicadores de unidades toxicológicas, se encontraron diferencias en los valores generados, principalmente en función del tipo de cultivo llevado a cabo y no dependiendo tanto de la cantidad cultivos por secuencia agrícola. Sin embargo, los valores de referencia establecidos para éstos deben seguir siendo estudiados, ya que aun no es claro el efecto sobre mamíferos y abejas que implica generar valores de UT que superen ese valor de referencia. El uso de la información permitiría evaluar cambios e incluso tomar decisiones en base al análisis de la trayectoria de los indicadores. Este trabajo es un ejemplo del camino a seguir para evaluar la sustentabilidad en los sistemas de producción, sin embargo es necesario seguir trabajando a fin de mejorar y ajustar esos indicadores.

Palabras clave: Sustentabilidad; Secuencia; Indicadores; Productividad; Balance de nutrientes; Carbono; Unidades Toxicológicas; Soja.

7. SUMMARY

The use of indicators calculated with management information is an effective method to evaluate environmental sustainability. Management data of grain crops phase of 5 farms belonging to FUCREA located in the Province of Soriano, Uruguay were used. Information was evaluated in 3 scales: field, farm and crop sequence. As a standard to establish if the activity is sustainable or not, the information was compared with an annual reference value previously established for each indicator. The results show contrasting situations between farms and between crops sequences belonging to the entire database. Beyond the reference value considered as the limit between what is sustainable or not if they were categorized as the same, whatever were compared between situations because differences were considerable in some ones. This happens with the Productivity indicator where every farm and crop sequence is exceeded but it is marked a difference between double annual crop compared to one crop in the annual crop sequence. Related to this, the soybean crops because of its high energy grain concentration equate the indicator values obtained in cereals summer crops, when differences in yield performances are 1:2 approximately. Crop intensity first order together with the type of crop done are the determinants that biomass residue and carbon is enough or not, that most of the double annual crop sequences are over the reference values. The study found that sequences that contain soybean crop generate positive nitrogen budget, even with high levels of extraction in grain and explained by biological fixation by this crop. On the other hand, differences for the toxicological units indicator were found in the values generated mainly depending on the crop and less depending on the annual crop sequence. However, the reference values established for these indicators must still be studied because it is not yet clear what effect on mammals and bees toxicological units involves generating values above this reference value. The use of information will evaluate changes and even take decisions based on the analysis of the indicators trajectory. This work is an example of the way forward to assess the sustainability of production systems, however it is necessary to continue working to improve and adjust them.

Keywords: Sustainability; Crop sequence; Indicators; Productivity; Nutrient budgets; Carbon; Toxicological units; Soybean.

8. BIBLIOGRAFÍA

1. Ackermann, P.; Gasparri, N. 2011. Efecto de la intensidad de uso agrícola del suelo sobre el balance de nitrógeno, fósforo y potasio. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 86 p.
2. Álvarez, R.; Steinbach, H. S.; De Paepe, J. L. 2014. A regional audit of nitrogen fluxes in pampean agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 184: 1–8.
3. Barbazán, M.; Del Pino, A.; Bordoli, J.; Califra, A.; Mazzilli, S.; Ernst, O. 2011. La problemática del K en Uruguay: situación actual y perspectivas de corto y mediano plazo. *In: Simposio Nacional de Agricultura (2°. 2011. Paysandú)*. No se llega si no se sabe a dónde ir. Paysandú, Hemisferio Sur. pp. 21-33.
4. 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*. (Montevideo). 5 (1): 92-103.
5. _____; Hill, M. 2013. Avances en políticas de manejo y conservación de suelos en Uruguay. (en línea). Anuario OPYPA 2013: s.p. Consultado 26 oct. 2015. Disponible en <http://www.mgap.gub.uy/opypapublicaciones/ANUARIOS/Anuario2013/material/pdf/31.pdf>
6. Ernst, O. s.f. Sorgo granífero en sistemas de producción sin laboreo. s.n.t. 6 p.
7. _____. 2004. Sistemas agrícolas pastoriles: determinantes de su sustentabilidad biológica, económica y social. *In: Reunión del Grupo Técnico Regional del Cono Sur en Mejoramiento y Utilización de los Recursos Forrajeros del Área Tropical y Subtropical (2004, Salto)*. Trabajos presentados. Salto, Grupo Campos. pp. 47-51.

8. _____.; Siri-Prieto, G. 2011. La agricultura en Uruguay: su trayectoria y consecuencias. *In*: Simposio Nacional de Agricultura (2°. 2011. Paysandú). No se llega si no se sabe a dónde ir. Paysandú, Hemisferio Sur. pp. 149-163.
9. _____. 2013a. Denunciando el presente, imaginando el futuro. Cangüé. no. 34: 2-11.
10. _____.; Siri-Prieto, G. 2013b. Pérdida de calidad del suelo como factor limitante del rendimiento en el largo plazo. *In*: Simposio Nacional de Agricultura (3°. 2013. Paysandú). No se llega si no se sabe a dónde ir; pensar en las causas y no sólo medir las consecuencias. Paysandú, Hemisferio Sur. pp. 157-166.
11. FAO. 2014. Agenda de desarrollo post-2015. (en línea). Roma. s.p. Consultado 26 oct. 2015. Disponible en <http://www.fao.org/post-2015-mdg/14-themes/sustainable-agriculture/es/>
12. Ferraro, D. O.; Ghera, C. M.; Sznajder, G. A. 2003. Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 96: 1-18.
13. _____. 2015. Modelos de riesgo ambiental del uso de productos fitosanitarios: integraciones de escalas y desarrollo de herramientas para la toma de decisión en sistemas agrícolas extensivos. *In*: Simposio Nacional de Agricultura (4°. 2015, Paysandú, Uruguay). Buscando el camino de la intensificación sostenible para la agricultura. Paysandú, Hemisferio Sur. pp. 95-106.
14. Field to Market. 2012. Environmental and socioeconomic indicators for measuring outcomes of on-farm. Agricultural production in the United States; second report. (en línea). Washington, D. C. 164 p. Consultado 26 oct. 2015. Disponible en https://www.fieldtomarket.org/report/national-2/PNT_NatReport_A27.pdf

15. Ghera, C. M.; Omacini, M.; Ferraro, D.; Martínez-Ghera, M. A.; Perelman, S.; Satorre, E. H.; Soriano, A. 2000. Estimación de indicadores de sustentabilidad de los sistemas mixtos de producción en la Pampa Interior. *Revista Argentina de Producción Animal*. 20 (1): 49-66.
16. González, J. 2013. Análisis de las variables ambientales y de manejo vinculadas a las variaciones de rendimiento en grano en cultivos agrícolas de secano, a partir de datos de chacras de agricultores CREA. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 404 p.
17. Haynes R. J. 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil, Biology and Biochemistry*. 32: 211-219.
18. Hill, M.; Clérico, C. 2011. Planes de uso y manejo del suelo. *Revista INIA*. no. 26: 65-69.
19. Kemanian, A.; Mazzilli, S. 2014. Indicadores de sostenibilidad para campos agrícolas del Uruguay. (en línea). s.n.t. 10 p. Consultado 26 oct. 2015. Disponible en <http://www.fucraa.org/userfiles/informacion/items/1436.pdf>
20. López-Ridaura, S.; Maser, O.; Astier, M. 2001. Evaluando la sostenibilidad de los sistemas integrados: el marco MESMIS. *LEISA Revista Agroecológica*. 16: 25-27.
21. McBride, A. C., Dale, V.H.; Baskaran L. M.; Downing, M. E.; Eaton, L. M.; Efronson, 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.
22. MGAP. DIEA (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Investigaciones Estadísticas Agropecuarias, UY). 2014. Anuario estadístico 2014. Montevideo. 243 p.

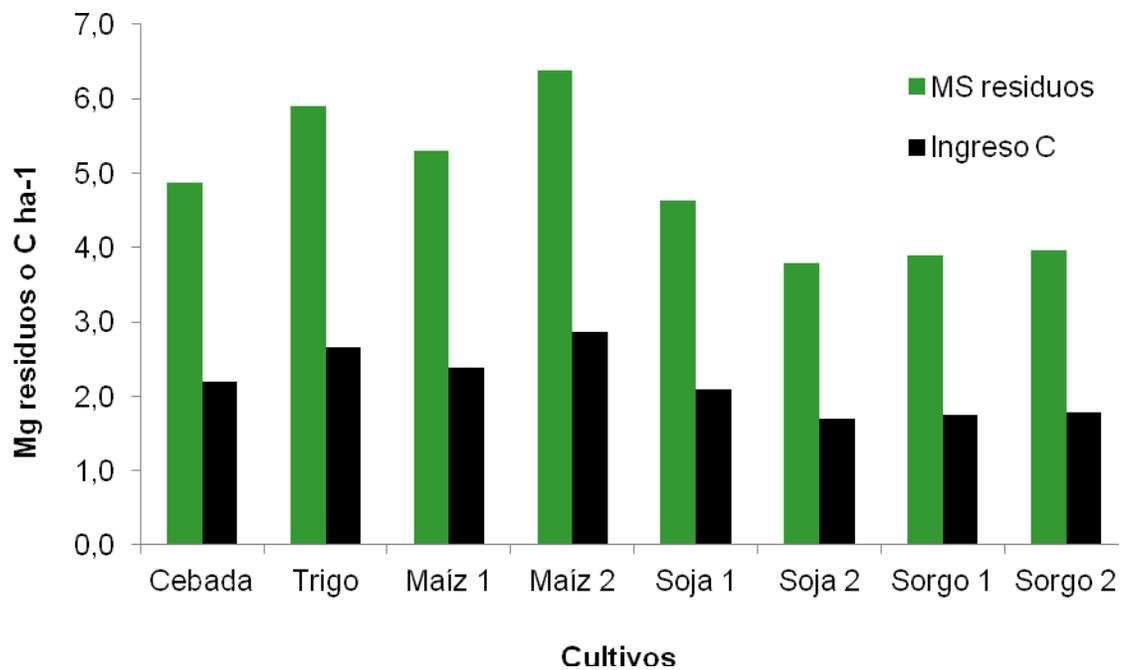
23. Morón, A. 2001. El rol de los rastrojos en la fertilidad del suelo. In: Díaz Rossello, R. coord. Siembra directa en el cono Sur. Montevideo UY, PROCISUR. pp. 387-405.
24. _____. 2003. Principales contribuciones del experimento de rotaciones cultivos y pasturas de INIA La Estanzuela en el área de fertilidad de suelos (1963-2003). In: Simposio 40 Años de Rotaciones Agrícolas-Ganaderas (2003, La Estanzuela, Colonia). Trabajos presentados. Montevideo, INIA. pp. 1-8 (Serie Técnica no. 134).
25. Núñez, A. 2015. Manejo de la fertilización en soja como parte de una estrategia rentable. (en línea). In: Jornada de Cultivos de Verano, FUCREA-FOMIN (2015, Mercedes). Charlas. Montevideo, s.e. s.p. Consultado 26 oct. 2015. Disponible en <http://www.fucrea.org/userfiles/informacion/items/1497.pdf>
26. Perdomo, C. H.; Barreto, P.; Piñeiro, V. 2015. Pérdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. In: Simposio Nacional de Agricultura (4°. 2015. Paysandú, Uruguay). Buscando el camino de la intensificación sostenible para la agricultura. Paysandú, Hemisferio Sur. pp. 77-94.
27. Pérez Bidegain, M.; García Préchac, F.; Hill, M.; Clérici, C. 2010. La erosión de suelos en sistemas agrícolas. In: García Préchac, F.; Ernst, O.; Arbeletche, P.; Bidegain, M. P.; Pritsch, C.; Ferenczi, A.; Rivas, M. eds. Intensificación agrícola; oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. Montevideo, UdelaR. CSIC. pp. 67-88.
28. Salvo, L.; Hernández, J.; Ernst, O. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. Soil and Tillage Research. 109: 116–122.
29. Sarandón, S. J. 2002. La agricultura como actividad transformadora del ambiente. El impacto de la agricultura intensiva de la revolución verde. In: Sarandón, S. J. ed. Agroecología; el camino hacia una

agricultura sustentable. La Plata, Ediciones Científicas Americanas. pp. 393-414.

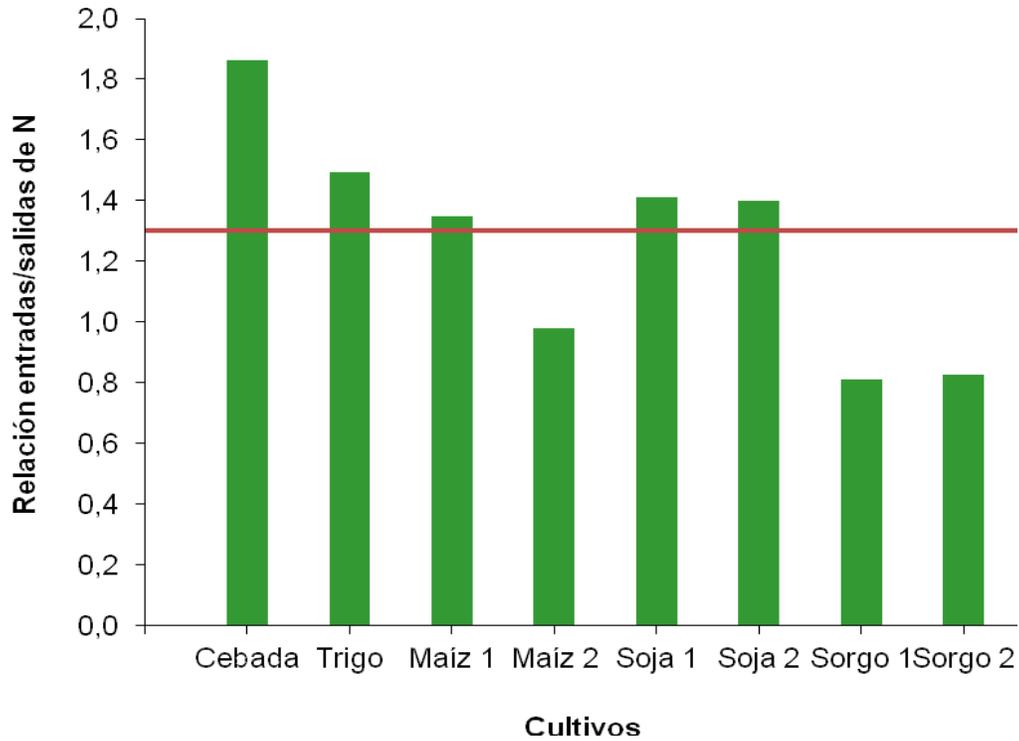
30. _____.; Flores, C. 2009. Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas; una propuesta metodológica. *Agroecología*. 4: 19-28.
31. Smyth, A. J.; Dumanski, J. 1995. A framework for evaluating sustainable land management. *Canadian Journal of Soil Science*. 75: 401-406.
32. Viglizzo, E. 1996. La sustentabilidad en la agricultura ¿Cómo evaluar y medir? *RIA*. 26: 1-15.
33. _____.; Lértora, F.; Pordomingo, A. J.; Bernardos, J. N.; Roberto, Z. E.; Del Valle, H. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 83: 65–81.

9. ANEXOS

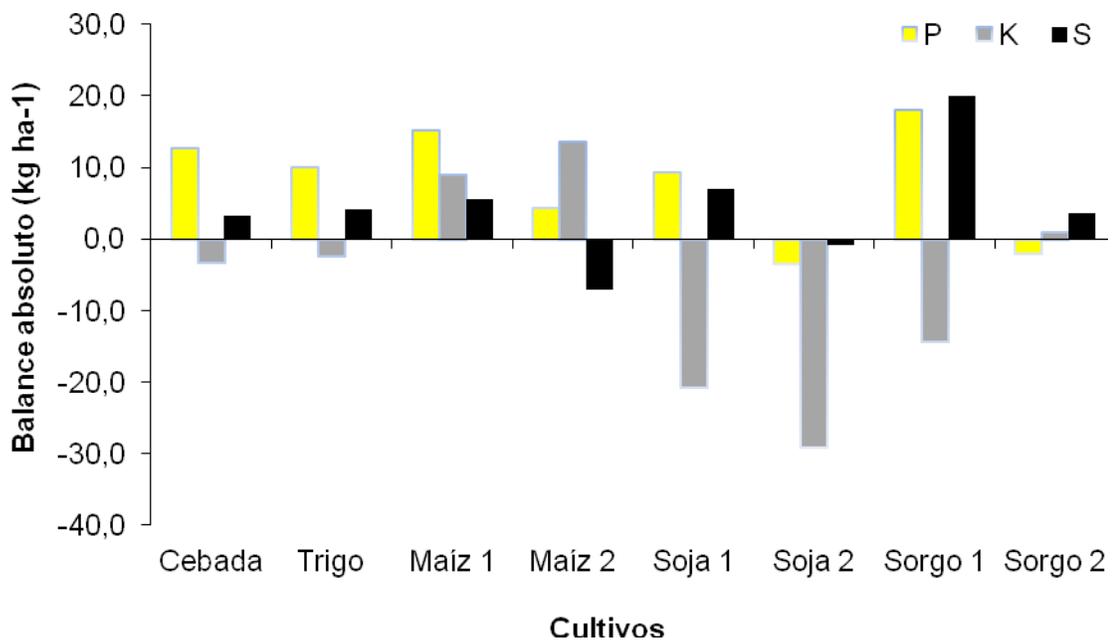
Anexo 1. Materia seca de los residuos y entradas de carbono al sistema para el período 2009 a 2012 por cultivo.



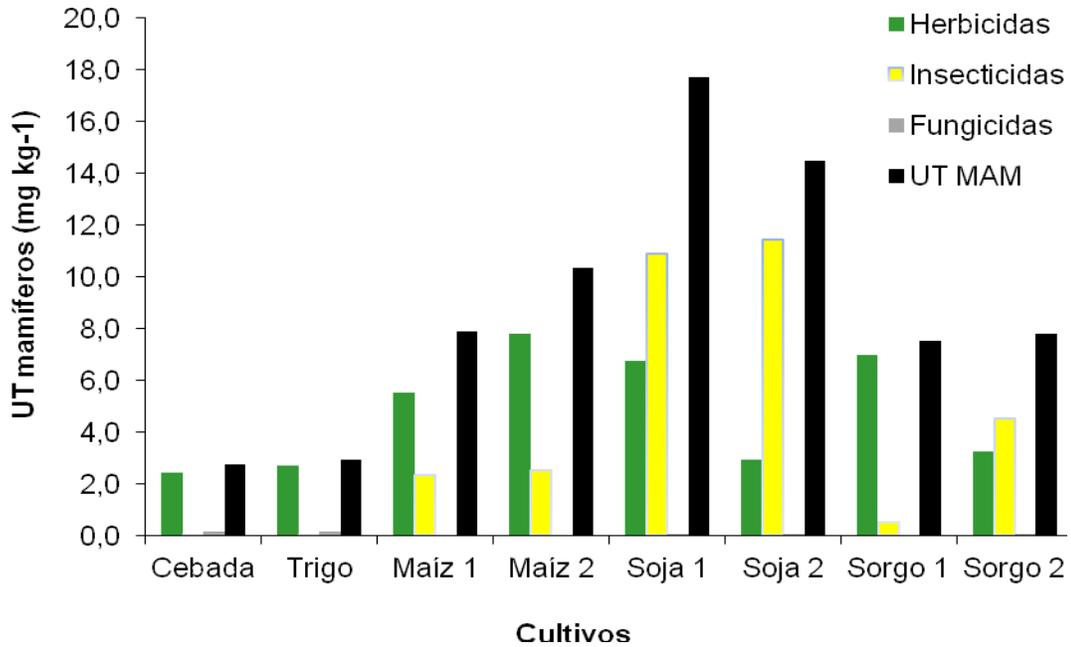
Anexo 2. Balance relativo de nitrógeno para el período 2009 a 2012 por cultivo. La línea horizontal indica el valor de referencia.



Anexo 3. Balances absolutos para el período 2009 a 2012 por cultivo.



Anexo 4. Unidades toxicológicas para mamíferos para el período 2009 a 2012 por cultivo.



Anexo 5. Unidades toxicológicas para abejas para el período 2009 a 2012 por cultivo.

