

USO DE LA BIODIVERSIDAD PARA LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA Y EL DISEÑO DE AGROECOSISTEMAS SUSTENTABLES

Seminario de Cierre del PROYECTO INIA SA04

14 de marzo de 2012

USO DE LA BIODIVERSIDAD PARA LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA Y EL DISEÑO DE AGROECOSISTEMAS SUSTENTABLES

Seminario de Cierre del PROYECTO INIA SA04.

CONTENIDO PUBLICACIÓN

1- Importancia de la Biodiversidad para el funcionamiento de los agroecosistemas - Marco teórico

2- Importancia de la Biodiversidad para la evaluación del impacto de la intensificación de los agroecosistemas - Aportes del proyecto

1. Factor de intensificación: Glifosato – Siembra Directa.
 - 1.1. Comunidades florísticas asociadas a los sistemas de siembra directa en Uruguay
 - 1.2. Efecto del glifosato sobre comunidades microbianas benéficas y patógenas del suelo en Uruguay
 - 1.3. Intensificación en las rotaciones forrajeras bajo siembra directa y sus efectos sobre la productividad de las pasturas, en sistemas lecheros del litoral
2. Factor de intensificación: transgénicos.
 - 2.1. Impacto del uso de maíz Bt en las comunidades de insectos plaga y benéficos
 - 2.2. Determinación de las curvas de descomposición a campo de residuos de maíces Bt y convencionales
3. Indicadores biológicos para evaluar los agroecosistemas
 - 3.1. Macrofauna del suelo
 - 3.2. Actividad microbiana del suelo – respiración.
 - 3.3. Comunidades microbianas - Índice de patogenicidad del suelo - Ejemplo para secuencias con leguminosas forrajeras
 - 3.4. Comunidades microbianas - Índice de patogenicidad del suelo – Ejemplo para secuencias hortícolas con aliáceas.
 - 3.5. Integración de indicadores para la evaluación de la sostenibilidad de AE. Un ejemplo en sistemas lecheros del litoral oeste

3- Importancia de la Biodiversidad para el diseño de agroecosistemas sustentables - Aportes del proyecto

1. Efecto de las estructuras ecológicas en la dinámica poblacional de insectos plaga y de los reguladores naturales
2. Efecto de la biodiversidad vegetal sobre la dinámica poblacional de patógenos de suelo en sistemas hortícolas
3. Efecto de la biodiversidad vegetal (secuencias de cultivos) sobre la dinámica poblacional de patógenos dependientes del rastrojo y comunidades benéficas en sistemas agrícolas bajo siembra directa

ANEXOS

1. Comunidades de malezas asociadas a los sistemas de siembra directa en Uruguay
A. Rios; G.Fernández; L.Collares; A.García
2. Susceptibilidad de raigrás (*Lolium multiflorum*) a glifosato en sistemas de siembra directa de Uruguay.
Francisco A. Formoso Rios; Amalia Rios; Grisel Fernández
3. Weed communities related to no-tillage systems in the crop belt on the north coast of Uruguay.
Amalia Rios; Virginia Mailhos; Gabriela San Román, Alejandro García.
4. Weed communities related to no-tillage systems in agricultural center area of Uruguay.
Amalia Rios; Amalia Belgeri; Pía Caullin; Alejandro García
5. Factores determinantes de la evolución florística en sistemas de rotación
Amalia Rios
6. Preventing resistance in Uruguay
Amalia Rios, Roberto Fontaina.
7. Efecto de rotaciones cultivos-pasturas en siembra directa y con pastoreo sobre comunidades de Oligochaeta
Stella Zerbino

LISTA DE AUTORES – Publicación Seminario Cierre SA04

Nora Altier

Ing. Agr., MSc. PhD. - Protección Vegetal (fitopatología) - INIA Las Brujas
Programa Nacional Investigación Producción y Sustentabilidad Ambiental y Programa
Nacional de Investigación Pasturas y Forrajes

Amalia Belgeri

School of Land, Crop and Food Sciences, The University of Queensland, Australia

Flavia S. Cloquet

Dra. Investigador EMBRAPA Soja. Londrina, PR, Brasil.

Paula Conde

Ing. Agr. MSc. - INIA Las Brujas
Programa Nacional Investigación Producción Frutícola.

Maria de Vries

Bióloga. MSc. Groningen University, Países Bajos.

Henry Durán

Ing. Agr., MSc. - Investigador (retirado) - INIA La Estanzuela
Programa Nacional de Investigación Producción de Leche

Milton Alejandro García

Ing. Agr. MSc. - Protección Vegetal (malezas) – INIA La Estanzuela
Programa Nacional Investigación Producción y Sustentabilidad Ambiental y Programa
Nacional de Investigación Pasturas y Forrajes

Juan Carlos Gilsanz

Ing. Agr., MSc. - Manejo de suelos y cultivos. – INIA Las Brujas
Programa Nacional Investigación Producción y Sustentabilidad Ambiental y Programa
Nacional Investigación Hortícola.

Carolina Leoni

Ing. Agr. MSc. - Protección Vegetal (fitopatología) – INIA Las Brujas
Programa Nacional Investigación Producción y Sustentabilidad Ambiental; Programa
Nacional Investigación Producción Frutícola y Programa Nacional Investigación Producción
Familiar

Antonio Panizzi

Ing. Agr PhD. EMBRAPA Soja, Londrina, PR, Brasil.

Silvia Pereyra

Ing. Agr., MSc. PhD. - Protección Vegetal (fitopatología) - INIA La Estanzuela
Programa Nacional Investigación Cultivos de Secano y Programa Nacional Investigación
Producción y Sustentabilidad Ambiental

Amalia Ríos

Ing. Agr., Dra.– Protección vegetal (malezas) – INIA La Estanzuela
Programa Nacional Investigación Producción y Sustentabilidad Ambiental y Programa
Nacional de Investigación Pasturas y Forrajes

Walter Rossing

PhD. Organic Farming Systems, Wageningen University. The Netherlands

Ariena van Bruggen

PhD. Emerging Pathogens Institute, University of Florida. USA

Rodrigo Zarza

Ing. Agr. MSc. - Manejo Agronómico - INIA La Estanzuela
Programa Nacional de Investigación Pasturas y Forrajes

Stella Zerbino

Ing. Agr., MSc. – Protección vegetal (entomología) - INIA La Estanzuela
Programa Nacional Investigación Producción y Sustentabilidad Ambiental y Programa
Nacional Investigación Cultivos de Secano

1. IMPORTANCIA DE LA BIODIVERSIDAD PARA EL FUNCIONAMIENTO DE LOS AGROECOSISTEMAS.

Stella Zerbino, Carolina Leoni

Introducción

Durante los últimos años, el sector agropecuario de nuestro país ha estado sujeto a importantes procesos de intensificación y especialización, cambios que levantan interrogantes sobre la sustentabilidad social, económica y ambiental en el mediano y largo plazo. Si bien estos procesos han contribuido al aumento considerable de la productividad, desde el punto de vista ambiental, conducen a la degradación de los recursos naturales, entre ellos la biodiversidad.

La biodiversidad presente en los sistemas de producción, a través de flujos de energía y nutrientes y de sinergias biológicas, cumple funciones en el reciclaje de nutrientes, en la regulación de procesos hidrológicos locales, en la regulación de la abundancia de organismos indeseables y en la detoxificación de productos químicos nocivos, brindando productos y servicios ecosistémicos. La intensificación y la simplificación del sistema hacen que las funciones antes descritas, se pierdan progresivamente, por lo que deben ser sustituidas por insumos químicos con los consecuentes incrementos en los costos económicos y ambientales. Por lo tanto la reducción en la biodiversidad de plantas y los efectos epidémicos resultantes pueden afectar adversamente el funcionamiento de los agroecosistemas con consecuencias graves sobre la productividad y sustentabilidad agrícola (Andow, 1991; Altieri, 1999b).

Agroecosistema: definición y características

Los agroecosistemas son unidades geográficas más o menos complejas, donde se manejan recursos naturales, ingresan insumos y dan como resultados productos, y que en ellos, al igual que en cualquier ecosistemas terrestre se producen los procesos del flujo de energía, el ciclo de nutrientes, el ciclo hidrológico, procesos sucesionales de vegetación y de regulación biótica (Figura 1).

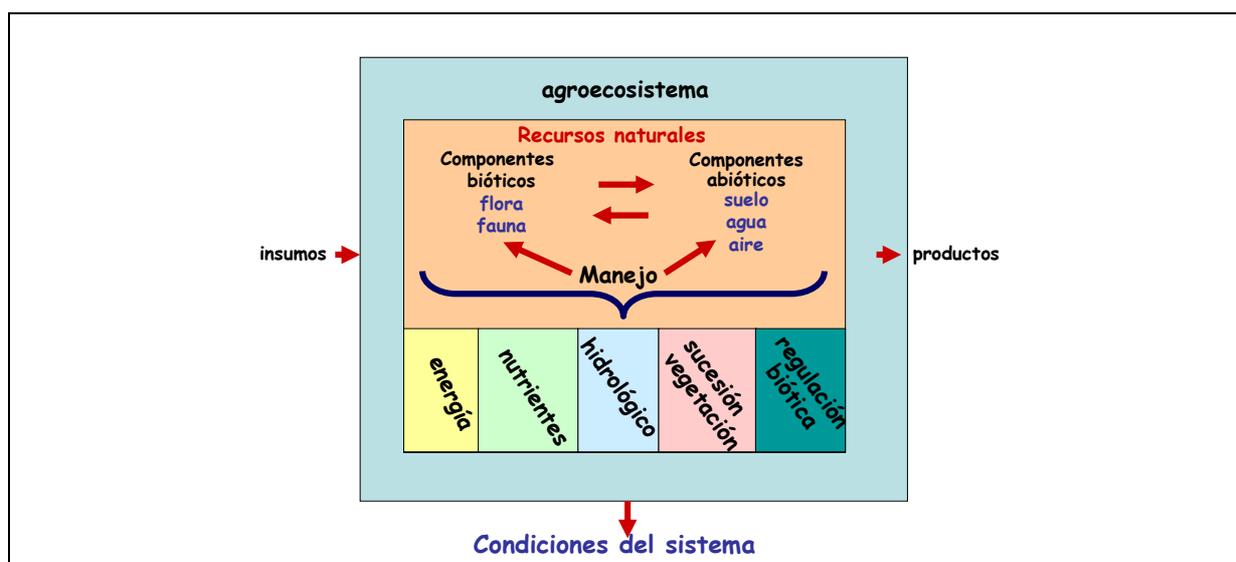


Figura 1. Modelo conceptual de un agroecosistema (Zerbino, 2004)

En estos procesos que están relacionados entre sí, los componentes bióticos tienen un rol fundamental, por lo que su persistencia en el tiempo depende del mantenimiento de la diversidad biológica (figura 2). Por lo tanto aquellas prácticas de manejo que afectan la diversidad, tendrán consecuencias en los cinco procesos ecosistémicos fundamentales (ciclos de la energía, hidrológico, biogeoquímicos, sucesionales de vegetación y de regulación biótica). A través de los procesos, los agroecosistemas brindan servicios ecosistémicos de mucha importancia para el mantenimiento de la calidad y salud de los mismos y en consecuencia de las sociedades humanas, los cuales pueden ser agrupados en cuatro categorías: aprovisionamiento (alimentos, medicinas, madera, fibra y otros productos útiles), regulación (clima, inundaciones, enfermedades, etc), de soporte como polinización, formación del suelo, purificación del agua, y culturales o estéticos (Kremen y Ostfeld, 2005; Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

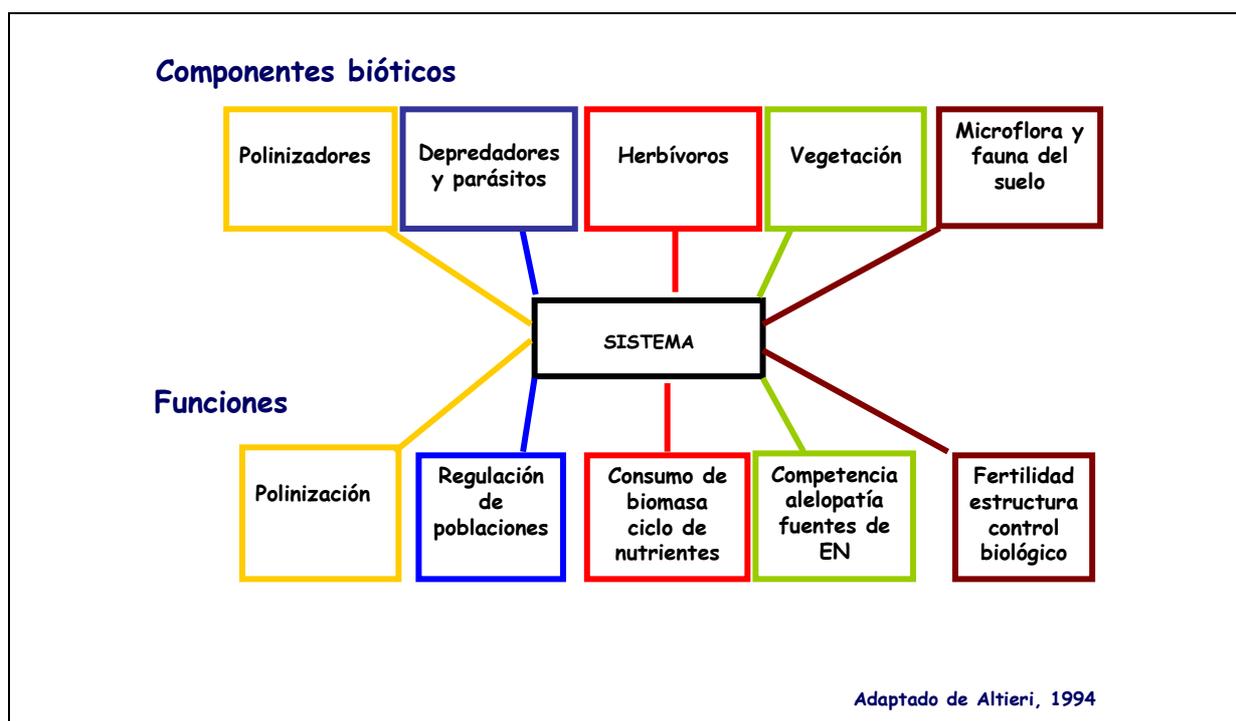


Figura 2. Componentes bióticos de un sistema y sus funciones (Adaptado de: Altieri, 1994)

En los agroecosistemas co-existen dos subsistemas: el productivo y el seminatural, los cuales interactúan entre sí (Vandermeer y Perfecto, 1995; Moonen y Barberi, 2008). El grado de diversidad de los mismos depende principalmente de cuatro características (Southwood y Way, 1970): la diversidad de la vegetación dentro y alrededor del predio; la permanencia de varios cultivos dentro de predio; la intensidad de manejo; y la distancia entre el agroecosistema y áreas naturales

Multi funciones de la biodiversidad: procesos ecológicos en un agroecosistema

Procesos energéticos (flujo de la energía)

La fijación de carbono es la base de toda la producción primaria de los ecosistemas, tal producción es regulada por la temperatura, por el agua fisiológicamente disponible y por los nutrientes (Harper, 1977). En una agroecosistema hay un permanente flujo de materia y

energía. El ingreso de energía, al igual que en los ecosistemas naturales, se produce fundamentalmente por la captura de energía solar y su pasaje a través de los sucesivos grupos de consumidores, con la consiguiente pérdida de entropía. Los agroecosistemas para aumentar la productividad además necesitan fuentes auxiliares de energía como la fuerza de trabajo humano, animal y de maquinaria, combustibles fósiles e insumos. El control del agroecosistema es externo, en contraste con el control interno de retroalimentación de los ecosistemas naturales.

Durante milenios, la agricultura y la ganadería fueron eficientes sistemas de captación de energía solar; pero hoy se basan esencialmente en los recursos del subsuelo. En la agricultura preindustrial los aportes energéticos externos al agroecosistema se limitaban al trabajo humano o animal (energía endosomática). En cualquier caso, las energías renovables (viento y agua) tenían una participación prácticamente exclusiva en las labores agrícolas tradicionales. El carbón era la única fuente de energía no renovable.

En la actualidad el flujo de energía fue alterado significativamente. Las entradas al sistema provienen fundamentalmente de fuentes manufacturadas por el ser humano. La producción de cultivos moderna está caracterizada por la importación al sistema de cantidades considerables de energía fósil en forma de: 1) energía directa (combustibles y electricidad usada en las explotaciones), 2) energía indirecta (energía usada fuera para producir fertilizantes, maquinaria, etc.) y 3) energía de soporte (otras fuentes con excepción de la radiación solar, vientos, etc.) (Odum, 1971; Spedding y Walsingham, 1975).

Esto plantea graves interrogantes sobre la eficiencia y la viabilidad de nuestros actuales sistemas agropecuarios industriales. Además estos elevados niveles de uso de energía en los agroecosistemas modernos tienen importantes consecuencias ambientales, sociales y económicas. Por ejemplo: la emisión de altas cantidades de CO₂ a la atmósfera es la causa de un gran número de problemas ambientales, explicitados en el Protocolo de Kyoto.

Bayliss-Smith (1982) hizo un análisis comparativo de siete tipos de sistemas agrícolas y encontró que la eficiencia de la utilización de la energía disminuye a medida que la dependencia de los combustibles fósiles aumenta. David Pimentel (1993) realizó un estudio donde comparó un sistema convencional de maíz con otro orgánico (ecológico) de los Estados Unidos, y las relaciones obtenidas fueron de 3,21 para la producción convencional y de 5,90 para la orgánica. El sistema agroalimentario en EEUU funciona en promedio con un rendimiento de 1:10, es decir para poner una caloría sobre la mesa se invierten diez calorías petrolíferas, y en el cultivo de verduras de invernadero se alcanzan valores extremos de 1:575. Altieri (1995) y Lampkin (1988) también estudiaron la eficiencia energética de diferentes sistemas de producción (Cuadros 1 y 2).

Cuadro 1. Eficiencia energética de varios sistemas de producción de maíz (en miles de Kcal/ha/año) ¹

	Sistema manual	Tracción animal	Convencional mecanizado	Agricultura ecológica	En rotación con soja - trigo - alfalfa
A= Insumo total	228	665	2.285		
B= Salida total	6.962	3.352	7.636		
Razón energética (A/B)	30,5	5	3,3	6,7	8,3

¹ Fuente: Altieri, M. El estado del arte de la agroecología y su contribución al desarrollo rural de América Latina. En: Alfredo Cadenas Marín (ed.), *Agricultura y Desarrollo Sostenible*; Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación; Madrid, 1995. p. 172.

Cuadro 2. Requerimientos relativos de energía fósil en sistemas agrícolas ecológicos y convencionales (ecológico como % del convencional)¹

Producción	Total	Trigo	Trigo	Cereales	Todos los cultivos	Todos los cultivos
Países	Gran Bretaña	Alemania	Francia	EE.UU	EE.UU	EE.UU
Autores	Vine y Bateman	Kaffka	Mercier y Crouau	USDA	Klepper et.al.	Harwood
Fecha	1981	1984	1976/78	1980	1977	1985
Uso de energía /ha	25-100	20	50	42-85		50-90
Uso de energía / unidad de producción	50-100	26	55-60	50-87	40	50-80

¹ Fuente: Nicolas Lampkin, *Agricultura ecológica*, Mundi-Prensa, Madrid 1988. p. 587

Procesos biogeoquímicos

Los principales insumos biogeoquímicos de los agroecosistemas provienen de varias fuentes: los nutrientes liberados del suelo, la fijación del nitrógeno atmosférico por las leguminosas, la fijación de nitrógeno no simbiótico, los nutrientes contenidos en la lluvia y en las aguas, los fertilizantes y del abono animal.

En la mayoría de los agroecosistemas el reciclaje de nutrientes es mínimo porque una cantidad considerable de los mismos abandona el sistema con la producción de cultivos y ganado. A esto hay que agregarle las pérdidas por lixiviación, denitrificación y volatilización del nitrógeno, pérdidas de nitrógeno y azufre a la atmósfera por la quema de la vegetación, pérdidas de nutrientes por erosión, todo lo cual sucede por la ausencia de una biomasa permanente en el sistema (Altieri, 1999a). Por otra parte hay que considerar que el fertilizante almacenado y al abono acumulado pasan a integrar los ciclos biogeoquímicos.

La optimización de estos ciclos requiere el desarrollo de la estructura del suelo y de una fertilidad adecuada, lo cual depende de: a) la adición regular de residuos orgánicos, b) tener actividad microbiana adecuada de modo que se produzca la descomposición de los residuos, c) condiciones que aseguren la actividad permanente de la macrofauna del suelo y d) la protección del suelo con vegetación. El incremento de la diversidad en los sistemas de cultivo, se asocia generalmente con mayor biomasa radicular, y con una presencia de exudados radiculares más variada.

Procesos hidrológicos

El ciclo del agua es el regulador fundamental del desarrollo de las plantas y la productividad de los agroecosistemas. El Ingreso se registra por las precipitaciones, por los cursos de agua y por el riego y las salidas por la evaporación, la transpiración, el escurrimiento y el drenaje y por los productos cosechados.

Para que el agua llegue a estar disponible para las plantas se debe infiltrar en el suelo, este no es un proceso simple, el agua se puede perder por escorrentía o evaporar si no penetra rápidamente. La disponibilidad de agua en un agroecosistema es afectada por el uso del suelo y la vegetación, porque la infiltración depende de la textura y estructura del suelo, de la pendiente, de la cobertura vegetal y de las características de la precipitación. Uno de los controles principales en la acumulación de humedad en el suelo es ejercido por la cobertura

vegetal, que influye en los insumos y en las pérdidas ejercidas hacia y desde la humedad del suelo.

Procesos de regulación biótica

La competencia intraespecífica e interespecífica por recursos limitados como la luz, el espacio, agua y nutrientes puede significar el daño o eliminación de una especie por otra en un área dada, y para una misma especie la sobrevivencia de los individuos genéticamente más adaptados (Thomas y Kevan, 1993).

Debido a la simplificación del ambiente y a la reducción de los niveles tróficos los organismos presentes en el agroecosistema raramente se autorregulan, las poblaciones son reguladas por los insumos que ingresa el hombre y que normalmente dependen de grandes subsidios de energía. Cuando la diversidad biológica es reducida, la estructura trófica tiende a ser simplificada y muchos nichos no son ocupados. El peligro de las invasiones de organismos no deseados está siempre presente a pesar de la intensa interferencia que realiza el hombre para controlarlos (Gliessman, 2002). La susceptibilidad a las invasiones por especies exóticas está fuertemente influenciada por la composición de especies y en condiciones ambientales similares generalmente disminuye con el incremento de la riqueza de especies. Sin embargo otros factores como el régimen de perturbación, disponibilidad de recursos tienen grandes efectos en el éxito de la invasión de especies y a menudo superan los efectos de la riqueza de especies (Hooper et al, 2005).

La simbiosis se refiere a las interacciones entre dos o más especies con un rango desde la promoción de su mutua existencia a causar efectos adversos (Ahmadjian y Paracer, 1986). Algunas relaciones de simbiosis benefician a uno de los componentes y son neutras o negativas para el otro. Si los componentes son mutuamente beneficiados, se dice que la simbiosis es efectiva (Boucher, 1985). Otros procesos en el cual la biota interactúa son la promoci3n en el cual un organismo desarrolla un estado favorable para otro, y la alelopatía en el cual un organismo inhibe al otro químicamente, y las ramificaciones del mantenimiento de los procesos de las comunidades en los ecosistemas.

Procesos sucesionales

La sucesión es el proceso por el cual los organismos ocupan un sitio y modifican gradualmente el ambiente de manera tal que otras especies lo puedan habitar. Entonces en un área dada hay un flujo de especies de plantas, animales, microorganismos con el correspondiente flujo de nutrientes y energía (Margalef, 1968; Odum, 1983).

El control de la sucesión (invasión de plantas y competencia) y la protección de las plantas de insectos y enfermedades son los principales problemas en el mantenimiento de la producción de los agroecosistemas. En la agricultura moderna, estos procesos están totalmente alterados, la tendencia natural hacia la complejidad se detienen como consecuencia del uso de agroquímicos. En los agroecosistemas diversos la estrategia agrícola es acompañar la tendencia natural hacia la complejidad.

Biodiversidad en los agroecosistemas

El término biodiversidad hace referencia al conjunto de plantas, animales y microorganismo que interaccionan en un ecosistema, y está constituida por un mosaico de elementos relacionados por una serie de flujos horizontales y verticales. Su rol en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos es indiscutible, y en ella se basa la complejidad y estabilidad de los sistemas agrícolas. Sin embargo es un término abstracto, que no

distingue atributos específicos de los organismos que integran la comunidad (Swift et al., 2004). La clave es identificar el tipo de biodiversidad que se requiere tanto a escala de predio o de paisaje, con el objetivo de que llegar al equilibrio ecológico y de esta manera poder proponer prácticas agrícolas que favorezcan a la diversidad.

Existen múltiples interpretaciones y objetivos en el concepto de conservación de la biodiversidad. En los agroecosistemas tiene un alcance diferente que el que tiene en ecosistemas naturales, los servicios ecosistémicos de interés principal son aquellos que proporcionan beneficios a los procesos de producción primaria (Moonen y Barberi, 2008).

Tipos de biodiversidad

La biodiversidad puede ser considerada a nivel genético, de especies y de ecosistemas. Noss (1990) describió un marco conceptual en el cual los principales componentes de biodiversidad son caracterizados en distintos niveles de organización. Los tres aspectos de biodiversidad que consideró fueron composición (identidad y variedad de los elementos), estructura (organización física o patrones) y función (procesos ecológicos y de evolución), y los tres se encuentran anidados jerárquicamente desde lo genético hasta el nivel de paisaje (Figura 3).

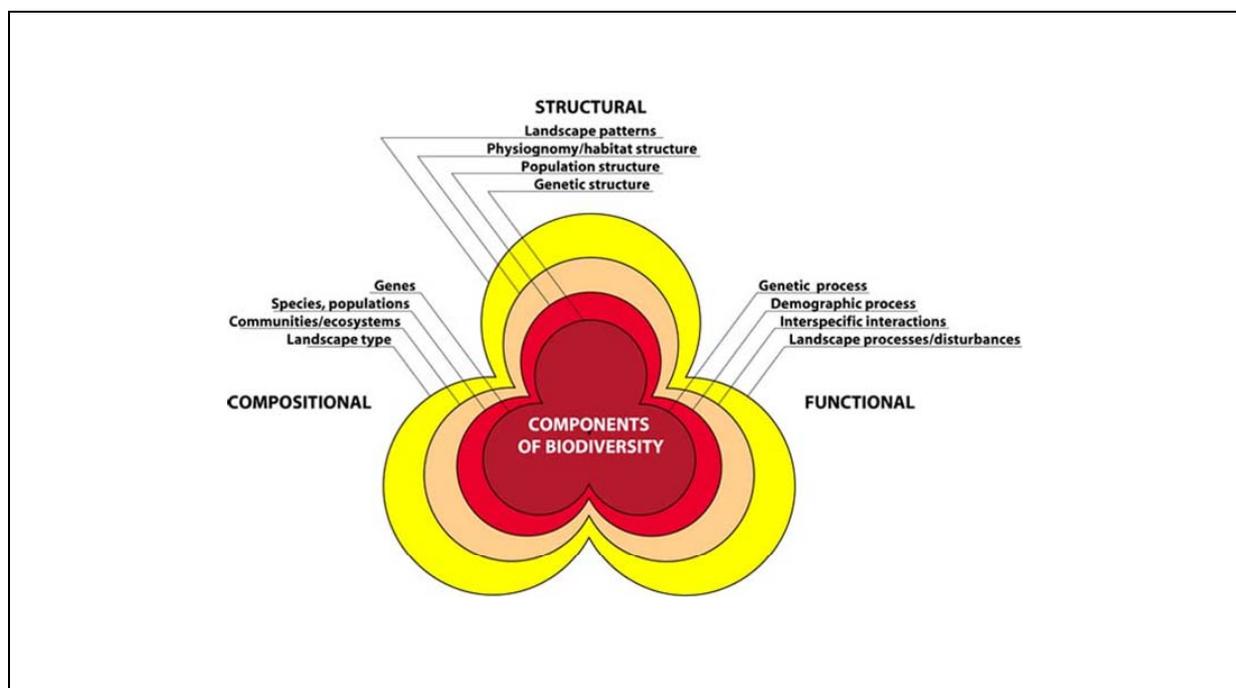


Figura 3. Niveles de organización de la biodiversidad (Noss, 1990).

En la agricultura, estos niveles de organización pueden ser expresados como biodiversidad planificada (agrícola) y biodiversidad asociada, lo cual refleja diferentes funciones de las plantas, animales y microorganismos en los agroecosistemas. La planificada está representada por el sistema de producción (cultivos, animales, etc.) y la asociada incluye la flora y fauna, biota del suelo, los herbívoros, descomponedores y depredadores, que colonizan desde los ambientes circundantes y que su permanencia en el sistema depende del manejo agronómico adoptado (Vandermeer y Perfecto, 1995).

La biodiversidad planificada es deliberadamente incorporada al sistema (Vandermeer et al., 1998). La diversidad genética y de especies vegetales y animales asegura el mantenimiento de la producción y mejora la estabilidad del agroecosistema, haciéndolo menos susceptible

a las explosiones poblacionales de plagas (malezas, enfermedades, insectos, mamíferos) y a las condiciones ambientales adversas. Esta diversidad, a nivel de paisaje proporciona mayor variedad de hábitats e incrementa el efecto del ecotono permitiendo la existencia de fauna, flora y microorganismos que incrementan la biodiversidad asociada.

La biodiversidad asociada está integrada por los organismos que se encuentran en los ambientes que rodean al sistema de producción y cuya diversidad y abundancia es influenciada fuertemente por las prácticas de manejo. Algunas de estas especies tienen un rol muy importante en los procesos ecosistémicos fundamentales, tal es el caso de los microorganismos que descomponen la materia orgánica o los que fijan el nitrógeno, los parasitoides y predadores de insectos plaga, los polinizadores y las lombrices de tierra. Por lo tanto los hábitats seminaturales son un componente extremadamente importante en los agroecosistemas ya que son el sustento de los servicios ecosistémicos.

La relación entre los dos componentes de la biodiversidad se ilustra en la Figura 4, donde se observa que la biodiversidad planificada tiene efectos directos sobre las funciones del agroecosistema y que la biodiversidad asociada, que está determinada por la primera, cumple importantes funciones ecológicas en el sistema al intervenir en procesos como la introgresión genética, el control natural, el reciclaje de nutrientes, la descomposición etc. Ejemplo de esto podría ser un sistema agrícola ganadero, en el que la pastura tiene la función de producir alimento para el ganado pero a su vez brinda alimento y refugio para los enemigos naturales que controlan insectos plaga de un cultivo adyacente, por lo que esta es una función indirecta de la diversidad planificada a través de la diversidad asociada. La biodiversidad asociada, se puede convertir en planificada cuando se realizan medidas de manejo que la favorezcan. Este manejo es dirigido a la eliminación o promoción de procesos (ej: control de plagas, fijación de N, promoción de antagonistas, etc.) los cuales están asociados con la diversidad de especies y de grupos funcionales respectivamente (Brussaard et al., 2007)

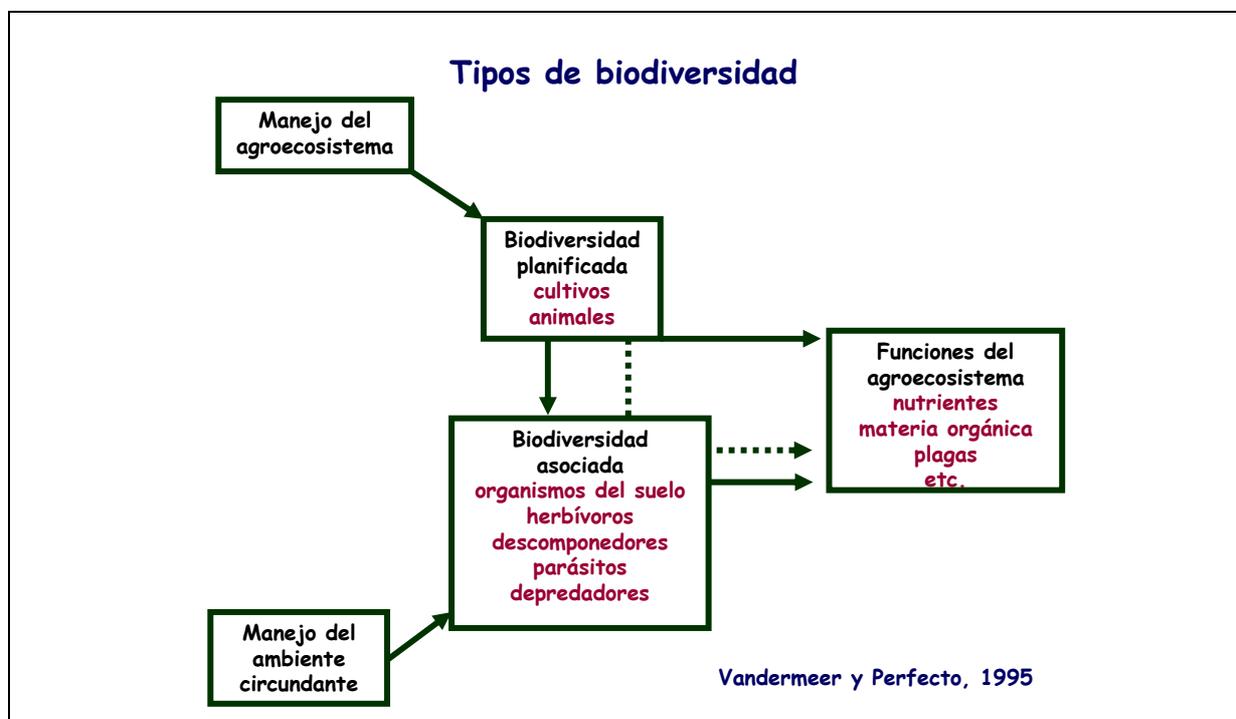


Figura. 4. Relación entre los diferentes tipos de biodiversidad y el funcionamiento de agroecosistemas (adaptado de: Vandermeer y Perfecto, 1995)

De acuerdo con Moonen y Barberi (2008) en un agroecosistema existen cinco grupos de especies: 1) cultivadas o criadas, que producen ; 2) auxiliares, espontáneas o introducidas, que sostienen los procesos de producción o proporcionan hábitat auxiliares; 3) plagas, espontáneas que afectan negativamente la producción y que para ser controladas es necesario manejarlas o contaminar el hábitat; 4) silvestres, con o sin manejo, que pueden proporcionar materia prima y hábitat y 5) neutrales, cuya presencia no afecta la producción de servicios. Mientras que los cuatro primeros grupos están principalmente relacionados a la producción de materias primas, el último a la producción de servicios ecosistémicos vinculados a la protección ambiental. Los tres primeros grupos comúnmente están presentes en el sub sistema productivo y los tres últimos en el sub sistema seminatural.

Altieri (1993) define a la diversidad funcional como los componentes bióticos que estimulan procesos ecológicos en los agroecosistemas y que proporcionan servicios. Esta definición está más relacionada con la biofuncionalidad porque no toma en cuenta la importancia de tener diversidad intra grupo. Moonen y Barberi (2008) consideran que la diversidad funcional deriva de los conceptos “grupo funcional” y “biodiversidad”.

En el contexto de agroecosistemas, los “grupos funcionales” están integrados por aquellas especies que proporcionan un mismo servicio ecosistémico. Los servicios agroecosistémicos proporcionados por grupos funcionales cuyo destino es la producción, pueden ser divididos en aquellos relacionados a los procesos del suelo (mejora de los ciclos de nutrientes, descomposición, estabilidad de los agregados, formación de materia orgánica y regulación del agua), a la trama trófica, al flujo de genes y servicios directos de producción. Este último estrictamente hablando, es el resultado de los tres primeros. Los servicios de la trama trófica consisten en aquellos organismos que son fuente de alimento para la biota auxiliar en los dos sub sistemas (servicio positivo), o para la biota que se alimenta de antagonistas (servicio positivo) y para biota que se alimenta de los cultivos (servicio negativo) (Moonen y Barberi, 2008).

Para determinar la funcionalidad es necesario, primero definir los grupos funcionales que contribuyen con determinado proceso, aspecto que puede ser denominado biofuncionalidad; y segundo, determinar la composición del grupo funcional para alcanzar el servicio agroecosistémico deseado, es decir lo que se conoce como diversidad funcional. En particular los servicios agroecosistémicos de producción o protección del ambiente están basados en procesos conducidos por varios grupos funcionales. Al mismo tiempo una gran diversidad de un grupo funcional puede afectar la magnitud y la calidad de estos procesos. En general se puede establecer que para caracterizar la funcionalidad de la diversidad se necesitan medidas de composición (densidad, abundancia, biomasa) en relación a la función principal, mientras que la caracterización de la biofuncionalidad necesita medidas de estructura y de función.

Entre las especies integrantes de un grupo funcional existen cuatro relaciones principales: la complementariedad, redundancia, identidad de especies e idiosincrasia. En los agroecosistemas las de mayor importancia son las dos primeras.

La biodiversidad de especies complementarias puede mejorar el funcionamiento adicionando especies a la función. Cada especie o grupo de especies puede focalizarse en distintas partes del recurso o promover interacciones intragremios. Esta estrategia ha sido muy utilizada en control biológico (Tschardt et al 2005). Las especies complementarias

son consideradas como uno de los aspectos más importante de la diversidad (Loreau et al., 2001). En sistemas pobres de especies, cada nueva especie que se incorpora tiene una alta probabilidad de ser complementaria, mientras que en sistemas ricos en especies las nuevas especies tienen gran probabilidad de tener características de redundante, porque las funciones ya están desarrolladas por otras especies.

La redundancia significa que la adición de nuevas especies no mejora la función. Las especies redundantes generalmente tienen poca importancia funcional en escalas cortas de tiempo, sin embargo son las responsables del “efecto asegurado”. Agroecosistemas con grupos funcionales de alta diversidad de especies redundantes tienen capacidad de reorganización después de una perturbación ambiental (Tscharrntke et al 2005). Los organismos del suelo son reconocidos por su alta redundancia. Por ejemplo, la tasa de descomposición de la materia orgánica se mantiene ante la pérdida de especies o cambios en la composición de las comunidades.

Algunos de los beneficios de la diversidad funcional en los agroecosistemas son:

1. Prevenir y controlar las especies invasoras. El manejo adecuado de las interacciones entre la vegetación espontánea, los cultivos y otra biota disminuye la incidencia de plagas (Anderson 2005; Bàrberi 2002; Norris 2005; Norris y Kogan 2005; Shennan et al., 2006; Westerman et al., 2005).
2. Incrementar la resiliencia y estabilidad. La “redundancia” de especies adquiere importancia ante cambios y/o perturbaciones ambientales. Tener un rango de especies que responda en forma diferente a las distintas perturbaciones ambientales puede estabilizar las tasas de los procesos ecosistémicos sin que sean mayormente afectados por las perturbaciones y/o variaciones de condiciones abióticas (Hooper et al, 2005).
3. Incrementar el funcionamiento de los agroecosistemas poco diversos en escalas cortas de tiempo. La “complementariedad” de especies dentro de los grupos funcionales permite aumentar los procesos en cantidad y/o magnitud.

Para determinar los grupos funcionales de interés es necesario establecer los principales servicios ecosistémicos que el agroecosistema debe proporcionar. Los estudios de biodiversidad en relación al funcionamiento de los agroecosistemas son solo útiles cuando el rol de los grupos está relacionado con la funcionalidad en las escalas espaciales y temporales claramente definidas, y cuando es considerada la resiliencia y estabilidad de los procesos.

Usos de la diversidad en el diseño de los agroecosistemas para el manejo de plagas.

El objetivo del diseño agroecológico es integrar los componentes de manera tal de mantener la capacidad productiva y autosuficiente del agroecosistema. Para ellos es necesario diseñar una trama de agroecosistemas dentro de una unidad de paisaje, con una estructura y función similar a la de los ecosistemas naturales.

La sustentabilidad de largo plazo de los agroecosistemas depende de la conservación de la biodiversidad en el tiempo y el espacio a escala del paisaje. Los paisajes agrícolas deben ser un mosaico de hábitats en estados tempranos y tardíos de la sucesión, y deben estar correctamente conectados. De esta manera, ante perturbaciones de pequeña, mediana o gran escala se pueden recuperar. En paisajes agrícolas dominados por cultivos, barbechos

en estado tempranos de sucesión y pequeñas áreas de vegetación espontánea, la extinción local es un proceso común y la inmigración es un proceso frecuente (Bengtsson et al, 2003).

La complejidad del paisaje es un aspecto muy importante para determinar la diversidad de especies a nivel local. La interrelación del conjunto de especies del paisaje afecta la diversidad local y el funcionamiento de los organismos. En paisajes simples, los organismos altamente móviles afectan las interacciones de las tramas tróficas locales más que los organismos de pequeña escala caracterizados por una baja dispersión. En paisajes complejos con alta diversidad de especies, la colonización de los nuevos hábitats creados y los intercambios de poblaciones son facilitados. Mientras que en paisajes complejos es más adecuada la preservación de áreas naturales, en los paisajes simples es aconsejable la creación de hábitats y disminución de la intensidad de uso.

Formas de incremento de la biodiversidad

Para mantener y mejorar los servicios ecológicos es necesario conocer cuáles son las prácticas de manejo que afectan positiva y negativamente a la diversidad funcional. La idea es diseñar agroecosistemas que apliquen prácticas de manejo que permitan incrementar la biodiversidad deseada, de manera de explotar las complementariedades y los sinergismos (Altieri, 1999b). En general, aquellas prácticas agronómicas que proporcionan un ambiente más diverso, con mayores recursos de hábitat y de alimento y en consecuencia ambientes más estables, favorecen los procesos de regulación del sistema y presentan menos problemas sanitarios (Figura 5). Todo lo contrario ocurre con las prácticas que conducen a la simplificación del ambiente, que favorece el surgimiento violento de organismos plaga debido a que encuentran los recursos concentrados y hay una mínima exposición a factores adversos, porque la colonización de los organismos benéficos es más lenta y su multiplicación y sobrevivencia es menor.

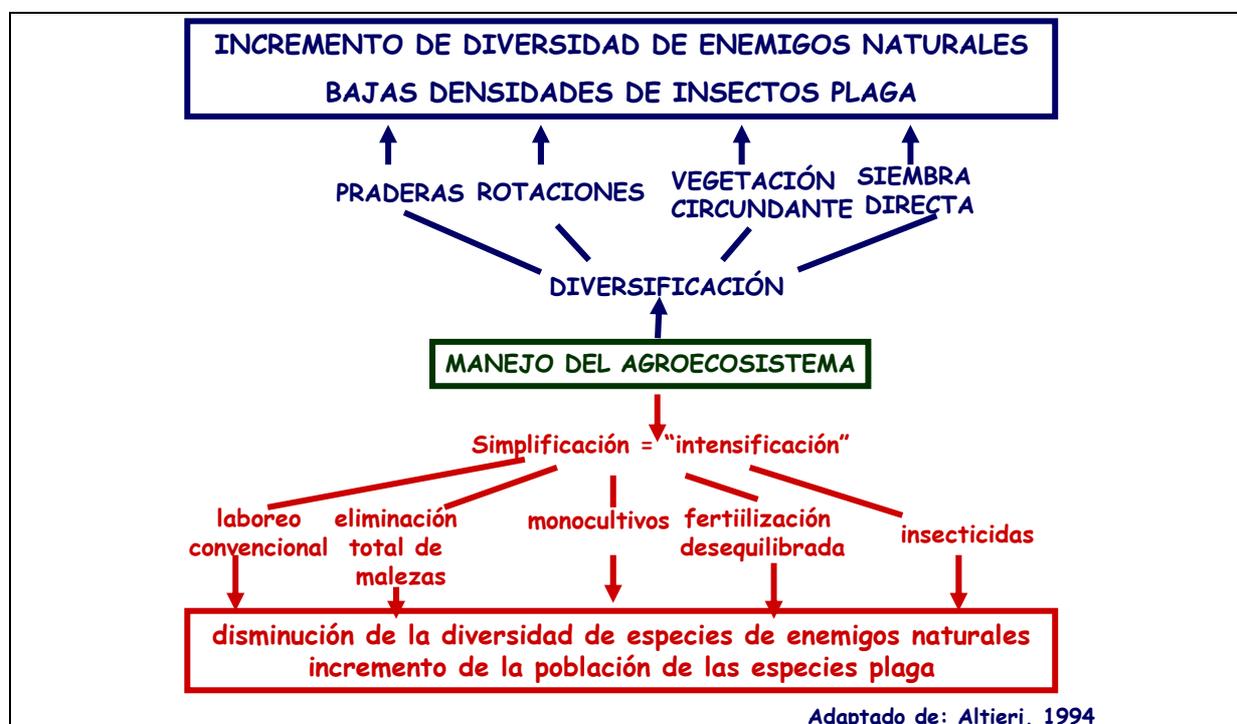


Figura 5. Prácticas de manejo que afectan la diversidad de enemigos naturales (Altieri, 1994)

La presencia de praderas en los agroecosistemas es un factor con efecto positivo en su estabilidad. La menor abundancia de herbívoros puede ser el resultado de una menor colonización y reproducción ya sea por repelencia química, camuflaje o inhibición de alimentación por parte de plantas no-hospederas, prevención de inmigración o alternativamente consecuencia de una mayor depredación y parasitismo. En los policultivos (las praderas son un caso particular) el incremento de la población de enemigos naturales se debe a las mejores condiciones de supervivencia pues ofrece mayor diversidad de hábitat y alimento, hay más fuentes de néctar y polen y ello aumenta su potencial reproductivo.

Las rotaciones tienen principalmente dos efectos sobre los insectos y microorganismos patógenos del suelo: interrumpen los ciclos biológicos y además proporcionan recursos permanentes de alimento y hábitat a los enemigos naturales. La inclusión de especies con alto contenido de taninos y compuestos fenólicos contribuye a la creación de microhábitats que permiten el establecimiento de comunidades complejas con funciones ecológicas diferentes (complementarias), que inducen la supresión de enfermedades. Cuando las rotaciones se complementan con prácticas que mantienen la cobertura vegetal del suelo, como la siembra directa o el uso de coberturas vivas (cultivos de cobertura) o muertas (“mulch” orgánico), ofrecen un ambiente más ameno y estable, con menores oscilaciones de temperatura y humedad, condiciones que favorecen la sobrevivencia y multiplicación de los organismos benéficos (Scholberg et al., 2010).

La vegetación circundante, incluyendo las malezas, influyen en la diversidad y abundancia de organismos plaga y benéficos asociados a los sistemas productivos. A modo de ejemplo, ciertas especies vegetales de las familias de las umbelíferas, de las compuestas y de las crucíferas favorecen la acción de enemigos naturales de insectos plaga, porque brindan refugio y/o complementan su alimentación.

Al diseñar agroecosistemas más estables, es importante considerar las escalas temporales y espaciales de los cultivos y de la vegetación circundante. La literatura disponible sugiere que el diseño de estrategias de manejo de la vegetación circundante debe incluir conocimientos acerca de: el arreglo de cultivos en el tiempo y espacio; composición y abundancia de áreas con vegetación cuyo destino no es la producción, alrededor y dentro de los cultivos; el tipo de suelo; el ambiente adyacente; y el tipo e intensidad de manejo (Boller et al., 2004).

Mediante el diseño de rotaciones y cultivos escalonados, se promueve la biodiversidad en escala temporal. El uso de distintas infraestructuras ecológicas que proporcionen hábitat, alimento a los organismos benéficos y que sirvan de corredores biológicos a los antagonistas es una manera de promover la biodiversidad en escala espacial (Altieri, 1999a). Ejemplo de esto incluyen las cabeceras los corta vientos, la restauración de humedales y áreas riparias, fajas de vegetación buffer y el uso de plantaciones para el desarrollo de poblaciones de insectos (Shennan et al. 2004; Lovell y Sullivan 2006). En paisajes de mosaicos agrícolas los enemigos naturales se pueden movilizar de un hábitat a otro, creando la dinámica de fuente-sumidero (Pulliam, 1988). Algunos pueden encontrar las presas dentro del cultivo, pero son incapaces de desarrollar una población en ese hábitat, en este caso la persistencia dentro del cultivo depende de una fuente constante desde áreas no cultivadas. Otros tienen movimientos bidireccionales dependiendo de las necesidades de recursos y su disponibilidad. Ambos fuente-sumidero y movimiento bidireccional puede resultar en un efecto espacial y temporal de desparramo en el cual los recursos disponibles dentro de un tipo de hábitat sostienen las poblaciones de enemigos naturales los cuales se desparraman en otro tipo de hábitat donde explotan los recursos. La proximidad al hábitat natural puede resultar en un aumento de la abundancia, diversidad y

de las tasas predador/presas. Muchas especies de enemigos naturales se benefician con los movimientos entre el cultivo y el área no cultivada aun dentro de la estación de desarrollo, porque encuentran alimento como néctar de flores y entonces los adultos tienen mayor longevidad y fecundidad.

Bibliografía

- Ahmadjian, V. y Paracer. S. 1986. *Symbiosis: An introduction to Biological Associations*. Hanover, N. H., University Press of New England, 212 p.
- Altieri, M. A. 1993. Sustainability and the rural poor: A Latin American perspective. En: P. Allen (Ed.), *Food for the future: Conditions and contradictions of sustainability*, (pp. 193-209). New York: John Wiley & Sons.
- Altieri, M.A. 1994. *Biodiversity and pest management in agroecosystems*. Food Products Press, New York.
- Altieri, M. 1999 a. *Agroecología: Bases científicas para una agricultura sustentable*. Ed. Nordan Comunidad, Montevideo. 338p.
- Altieri, M. 1999 b. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:19-31.
- Anderson, R.L. 2005 A multi-tactic approach to manage weed population dynamics in crop rotations, *Agronomy Journal* 97: 1579-1583.
- Andow, D. 1991. Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology* 36: 561-586.
- Bàrberi, P. 2002. Weed management in organic agriculture: are we addressing the right issues? *Weed Research* 42:177–193.
- Bayliss-Smith T.P. 1982. *The ecology of agricultural systems*. Cambridge University Press. Cambridge 1982.
- Bengtsson, J.; Angelstam, P.; Elmquist, T.; Emanuelsson, U.; Forbes, C. Ihse, M. et al. 2003. Reserves, resiliencie and dynamic landscapes. *Ambio*, 32:389-396.
- Boller, E.f.; Häni, F.; Poehling, H.M. 2004. *Ecological Infrastructures: Ideabook on functional biodiversity at the farm level*. Temperates Zones of Europe. IOBCwprs Commission on Integrated production Guidelines and Endorsement.
- Boucher, D. H. 1985. *The Biology of Mutualism: Ecology and Evolution*. London: Croom Helm 388 p.
- Brussaard, L.; de Ruiter, P.; Brown, G. 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 121:233-244
- Ekschmitt, K.; Bakonyi, G.; Bongers, M.; Bongers, T.; Boström, S.; Dogan, H.; Harrison, A. ; NagY, P.; O'Donnell, A.G.; Papatheodorou, E.M.; Sohlenius, B.; Stamou, G.P. ; Wolters, V. 2001. Nematode community structure as indicator of soil functioning in European grassland soils. *European Journal of Soil Biology* 37: 263-268.
- Gliessman, 2002. *Agroecología: Procesos ecológicos en agricultura sostenible*. 349p.
- Harper, J.L. (1977). *Plant Population Biology*. Academic Press, London.
- Hooper, D. U.; Chapin, III. F. S.; Ewel, J. J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J. H.; Lodge, D. M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A. J.; Vandermeer, J.; Wardle, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* Vol. 75: 3–35
- Kremen, C.; R. S. Ostfeld. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:540-548.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A. et al. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294: 804–808.
- Loreau, M.; Mouquet, N.; Holt, R.D. 2003. Meta-ecosystems: a theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. *Ecology Letters*, 6: 673-679.

- Lovell, S. T. ; Sullivan, W. C. 2006 Environmental benefits of conservation buffers in the United States, evidence, promise, and open questions. *Agriculture Ecosystem and Environment* 112: 249–260.
- Margalef, R. 1968. *Perspectives in ecological theory*. Chicago, IL: The University of Chicago Press.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2005. Accessed on July, 30th 2009 at <http://www.maweb.org/en/index.aspx>
- Moonen, A.C.; Bàrberi, P. 2008. Functional diversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127:7-21.
- Norris, R. E. 2005. Ecological bases of interactions between weeds and organisms in other pest categories. *Weed Science* 53:909–913.
- Norris, R. F.; Kogan, M. 2005. Ecology of interactions between weeds and arthropods. *Annual Review of Entomology* 50: 479–503.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.
- Odum, H.T. 1983. *Ecology; Biotic communities; Bioenergetics; Biological models; System theory; Simulation methods*. Wiley (New York).
- Odum, E.P. 1971. *Fundamentals of Ecology*. Sanders College Publications, Philadelphia, 3rd ed.
- Pimentel, D. 1993. Economics and energetics of organic and conventional farming. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 6:53-60.
- Pulliam, R.H. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist* 132:652-661.
- Scholberg, J.M.S.; Dogliotti, S.; Leoni, C.; Cherr, C.M.; Zotarelli, L.; Rossing, W.A.H. 2010. Cover Crops for Sustainable Agrosystems in the Americas. *En: Lichtfouse, E. (ed.), Genetic Engineering, Biofertilisation, Soil Quality and Organic Farming, Sustainable Agriculture Reviews 4*. DOI 10.1007/978-90-481-8741-6_2. p. 23-58
- Shennan, C. 2008. Biotic interactions in agroecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. B* 363: 717–739
- Shennan, C.; Pisani Gareau; T.; Surrine, J.R. 2004 Agroecological approaches to pest management in the US. In *The pesticide detox, solutions for safe agriculture* (ed. J. Pretty), pp. 193–211. London, UK: Earthscan Publications Ltd.
- Spedding, C.R.W. ; Walsingham, J.M. 1975. Energy use in agricultural systems. *Span*. 18:7-9.
- Southwood, R.E; Way, M.J. 1970. Ecological background to pest management. In Rabb, R.C.; Guthrie, F.E. (eds). *Concepts of Pest Management*. North Carolina State University. Raleigh, NC. Pp 6-29.
- Swift, M.J.; Izac, A.M.N.; van Noordwijk, M. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes, are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:113-134.
- Thomas, V. G.; Kevan, P. G. 1993. Basic Principles of Agroecology and Sustainable Agriculture. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 6:1-19
- Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80:1455-1474.
- Tscharntke, T.; Klei, A.M.; Krues, A.; Steffan-Dewenter, I.; Thies, C. 2005. Landscapes perspectives on agricultural intensificación and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters* 8:857-874.
- Vandermeer, J; Perfecto, I. 1995. *Breakfast of Biodiversity: the truth about rainforest destruction*. Oakland, FFB. sp.
- Westerman, P., Liebman, M., Menalled, F.D., Heggenstaller, A. H., Hartzler, R. G.; Dixon, P. M. 2005 Are many little hammers effective?—velvetleaf (*Abutilon theophrasti*) population dynamics in two- and four-year crop rotation systems. *Weed Science*. 53, 382–392.

Zerbino, 2004. Intensificación agrícola: efecto sobre la biodiversidad y la incidencia de insectos plaga. In: Simposio: Sustentabilidad de la intensificación agrícola en el Uruguay, 2004 Mercedes Actividades de Difusión N° 365. 2004. p. 25-30.

2.1. FACTOR DE INTENSIFICACIÓN: GLIFOSATO – SIEMBRA DIRECTA

2.1.1 COMUNIDADES FLORISTICAS ASOCIADAS A LOS SISTEMAS DE SIEMBRA DIRECTA EN URUGUAY

Amalia Ríos, M. Alejandro García, Amalia Belgeri

Introducción

En Uruguay, la producción de granos se ha desarrollado tradicionalmente en sistemas de rotación agrícola-pastoril. Sin embargo en los últimos años se ha evidenciado un proceso de agriculturización creciente con una tendencia a la separación, a nivel predio, de las áreas dedicadas a la ganadería y a la agricultura. Estos cambios han sido incentivados principalmente por los altos precios internacionales de los granos. La siembra directa comenzó su expansión a inicios de la década del 90, dadas las ventajas que presenta esta tecnología y se encuentra ampliamente difundida en el litoral agrícola del país. En la última zafra 2009/2010 el área estimada de siembra de soja fue de 863.200 ha, (URUGUAY. MGAP. DIEA, 2011). Los herbicidas junto con el laboreo son determinantes de la dinámica poblacional de malezas. En siembra directa, la dependencia de la utilización de glifosato, así como también la aparición de cultivares resistentes a este herbicida y su rápida adopción, han aumentado inevitablemente la frecuencia de las aplicaciones de este agroquímico, lo que ejerce una presión de selección a favor de las especies de malezas más tolerantes. Es así que considerando la experiencia en otros países la inversión de la flora de malezas hacia las especies tolerantes a glifosato puede ser un problema a corto plazo. A mediano plazo se suma el riesgo de aparición de biotipos de malezas resistentes al herbicida, lo que puede condicionar tanto la productividad como la rentabilidad económica de los cultivos e incluso condicionar la viabilidad de esta tecnología. En este contexto a partir del año 2005 se comienza a realizar un relevamiento de malezas en chacras con historia de siembra directa en la zona agrícola del litoral de Uruguay con el objetivo general de caracterizar las comunidades florísticas, analizar su diversidad y diagnosticar eventuales procesos de inversión de flora

Materiales y métodos

El trabajo de relevamiento de las comunidades florísticas presentes en las chacras se realizó en forma conjunta con distintas Instituciones y Empresas Agropecuarias que apoyaron este Proyecto. Con ellas se procedió a la selección de las chacras para relevar en el Litoral agrícola del país donde históricamente se concentra el mayor número de establecimientos que han adoptado la tecnología de siembra directa. Se seleccionaron para su evaluación, todas aquellas chacras que estuvieran en régimen de cero laboreo y de las que se pudiera disponer de información relativa a la rotación de cultivos utilizada, años sin laboreos, frecuencia de las aplicaciones y cantidad de glifosato utilizado.

En el año 2005 durante el invierno entre los meses mayo y junio, y durante la primavera en noviembre y diciembre se relevaron 135 y 62 chacras, respectivamente, totalizando un área de 6791 hectáreas (Ríos et al., 2007). En el año 2006, durante la primavera, se relevaron 70 chacras en el litoral centro norte (Mailhos y San Román, 2008) y 77 en el litoral centro sur (Belgeri y Caulin, 2008), abarcando un área 8377 hectáreas.

El relevamiento se realizó tomándose fotografías, de cuadros de 50 x 50 cm, a intervalos regulares cada 20 o 30 metros, siguiendo una transecta que intenta representar el

enmalezamiento presente en la chacra. Cada una de las fotos fueron georeferenciadas a efectos de estudiar la evolución del enmalezamiento en años posteriores. En las fotografías se identificaron las especies presentes y se cuantificó el número de individuos de las distintas poblaciones que integraban la comunidad de malezas de cada chacra. Con esta información se calcularon para todas las especies de malezas las siguientes variables: Presencia = (n° de chacras en que se encuentra la especie/número total de chacras)x100 y Frecuencia = (n° de fotos en que se encuentra la especie/número de fotos tomadas en la chacra)x100. A los efectos de analizar posibles asociaciones entre las especies de malezas y los distintos manejos, se registró para cada chacra, los años bajo siembra directa, litros de glifosato acumulados, cultivo anterior al relevamiento y última dosis de glifosato aplicada.

Resultados y discusión

Relevamiento año 2005.

Caracterización del área evaluada

El tiempo promedio bajo siembra directa, estimado para estas chacras fue de 4,5 años, con un mínimo de un año y máximo de diez. El total de glifosato utilizado por hectárea en el periodo de siembra directa para cada chacra resultó en un valor promedio de 30.8 litros y para el total por hectárea-año de 6.8 litros, con un mínimo de tres y un máximo de 19 litros. La presencia de enmalezamientos de difícil control así como de soja resistente a glifosato en la rotación puede ser la razón de la mayor utilización de este herbicida en algunas chacras y estarían explicando parte de la variabilidad en el área relevada.

Caracterización de las comunidades de malezas en el área

El número total de especies relevadas en invierno fue de 85, dejando en relevancia una riqueza general importante para el área estudiada (Cuadro1). A nivel de chacra individual, se constató una amplia variación en este indicador como era previsible considerando la variabilidad de ambientes evaluados, y fluctuó desde un mínimo de 3 especies hasta un máximo de 42. Estas 85 malezas pertenecen a 27 familias, siendo la familia de las *Asteraceae* la más representada con 18 especies, seguida de *Poaceae* y *Umbelliferae* con 10 y 6 especies respectivamente. La especie con mayor presencia en las chacras fue *Lolium multiflorum* (76,6 %). Esta gramínea anual invernal es muy utilizada durante la etapa pastoril en las rotaciones con cultivos en el país. Se caracteriza por una fácil resiembra resultado de su abundante producción de semilla, alto poder germinativo y muy buena implantación en superficie. Estas características le permiten generar flujos de germinación escalonados, secuenciales entre aplicaciones de glifosato y cooperan en su adaptabilidad a los ambientes generados por la siembra directa. Situación similar sucede con *Trifolium repens* (56%), la cual además, según Puricelli et al. (2005) no es controlada en su fase vegetativa ni en la reproductiva, aún a dosis de glifosato de 2400 g ia/ha. Con una presencia algo menor, pero importante también (42,2 %), aparece otra gramínea *Digitaria sanguinalis*, especie anual estival con muy buena adaptación a los sistemas conservacionistas. En lo que respecta a las latifoliadas las familias con mayor representación fueron *Asteraceae*, *Umbelliferae*, *Caryophyllaceae* y *Solanaceae*. *Asteraceae* estuvo representada por 18 especies, todas ellas de diseminación anemófila, hecho que es coincidente con numerosas referencias que señalan el aumento de las especies que utilizan al viento como método de dispersión de sus semillas, en los sistemas conservacionistas. La barrera formada por los restos de cultivo generaría un efecto de “peinado”, reteniendo las semillas de dispersión anemófila, además de proveer sitios seguros para su germinación (Tuesca y Puricelli, 2001). Dentro de esta familia las representantes con mayor presencia son *Conyza spp.* (73,3 %), *Cirsium vulgare* (57 %), y *Carduus nutans*, (49,6 %). En cuanto a la familia *Caryophyllaceae* cabe destacar que si bien se ubicó en el cuarto lugar, tres de las especies representadas, *Silene gallica*, *Stelaria*

media y *Cerastium glomeratum* tienen una muy alta presencia en el área muestreada. Otra especie que aparece con una alta presencia es *Trifolium repens*. Es una situación similar a la diagnosticada para *L. multiflorum*, siendo que ambas especies son integrantes sistemáticos de las mezclas forrajeras que se siembran en los predios. Se observan en la lista con relativa importancia otras especies tolerantes a dosis corrientes de uso de glifosato, entre las que se destacan *Sida rhombifolia* y *Cyperus spp.* Asimismo en consideración de los valores de presencia relevados, resultan destacables especies como *Tragia volubilis*, *Verbena montevidensis* y *Polycarpon tetraphyllum*, de las que no se encontraron referencias previas de presencia en campos de cultivos en el país.

Cuadro 1. Presencia y frecuencia de las malezas relevadas en el invierno de 2005.

Nombre científico	Pres.(%)	Frec.(%)	Nombre científico	Pres.(%)	Frec.(%)
<i>Lolium multiflorum</i>	76	8,60	<i>Eryngium horridum</i>	15	0,67
<i>Conyza spp.</i>	73	5,65	<i>Centaureum pulchellum</i>	13	0,53
<i>Silene gallica</i>	71	5,37	<i>Senecio madagascariensis</i>	13	0,53
<i>Stellaria media</i>	65	5,43	<i>Oxalis sp.</i>	13	0,53
<i>Anagallis arvensis</i>	61	3,43	<i>Ammi visnaga</i>	13	0,23
<i>Cirsium vulgare</i>	57	2,41	<i>Geranium molle</i>	13	0,34
<i>Trifolium repens</i>	56	3,99	<i>Oenothera sp.</i>	13	0,24
<i>Cerastium glomeratum</i>	54	3,51	<i>Elatine sp.</i>	12	0,28
<i>Dichondra microrcalyx</i>	53	4,03	<i>Lamium amplexicaule</i>	12	0,41
<i>Anagallis minima</i>	50	3,14	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	11	0,13
<i>Carduus nutans</i>	50	1,96	<i>Facelis retusa</i>	10	0,17
<i>Sida rhombifolia</i>	49	3,91	<i>Lepidium bonariensis</i>	10	0,22
<i>Coronopus didymus</i>	47	1,97	<i>Physalis angulata</i>	10	0,27
<i>Sonchus oleraceus</i>	46	1,50	<i>Plantago coronopus</i>	10	0,22
<i>Digitaria sanguinalis</i>	42	4,35	<i>Richardia brasiliensis</i>	10	0,51
<i>Solanum sisymbriifolium</i>	42	2,29	<i>Polygonum aviculare</i>	10	0,27
<i>Apium leptophyllum</i>	40	1,27	<i>Senecio grisebachii</i>	10	0,15
<i>Cyperus spp.</i>	39	1,87	<i>Urtica urens</i>	10	0,27
<i>Gamochaeta sp.</i>	39	1,41	<i>Chaptalia arechavaletai</i>	7	0,15
<i>Anthemis cotula</i>	39	1,52	<i>Convolvulus arvensis</i>	7	0,14
<i>Ammi majus</i>	38	2,22	<i>Spergula arvensis</i>	7	0,30
<i>Bowlesia incana</i>	33	1,51	<i>Euphorbia sp.</i>	6	0,21
<i>Tragia volubilis</i>	33	0,63	<i>Poa annua</i>	6	0,22
<i>Verbena montevidensis</i>	32	1,57	<i>Setaria geniculata</i>	6	0,21
<i>Echium plantagineum</i>	30	1,14	<i>Bidens pilosa</i>	5	0,38
<i>Veronica peregrina</i>	29	1,35	<i>Pfaffia sp.</i>	5	0,17
<i>Avena sp.</i>	28	0,85	<i>Galinsoga parviflora</i>	4	0,08
<i>Cynodon dactylon</i>	27	1,06	<i>Piptochaetium sp.</i>	4	0,06
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	27	0,81	<i>Rhynchosia sp.</i>	4	0,07
<i>Amaranthus quitensis</i>	27	1,50	<i>Fumaria officinalis</i>	3	0,15
<i>Rumex longifolius</i>	27	2,07	<i>Solanum nigrum</i>	3	0,07
<i>Lotus corniculatus</i>	27	0,49	<i>Chenopodium ambrosoides</i>	2	0,05
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	25	1,15	<i>Paspalum dilatatum</i>	2	0,03
<i>Relbunium richardianum</i>	24	0,68	<i>Cichorium intybus</i>	1	0,02
<i>Solanum comersonii</i>	24	0,75	<i>Datura feroz</i>	1	0,04
<i>Rumex crispus</i>	21	0,63	<i>Verbena sp.</i>	1	0,08
<i>Ambrosia tenuifolia</i>	21	0,93	<i>Aspilia montevidensis.</i>	1	0,01
<i>Echinochloa spp.</i>	21	0,81	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	1	0,01
<i>Stachys arvensis</i>	20	0,93	<i>Ipomoea grandifolia</i>	1	0,03
<i>Portulaca oleracea</i>	19	0,49	<i>Picris echioides</i>	1	0,01

<i>Raphanus sp.</i>	19	0,76	<i>Soliva anthemifolia</i>	1	0,02
<i>Hypochoeris sp.</i>	18	0,82	<i>Xanthium spinosum</i>	1	0,01
<i>Veronica persica</i>	17	0,67			

En el relevamiento de primavera el número total de especies fue de 74 (Cuadro 2), con un mínimo de 4 especies y un máximo de 18, siendo la especie con mayor presencia *Digitaria sanguinalis* (72 %). seguida de *Echinochloa spp.* (41 %). *Asteraceae* fue la familia representada por el mayor número de especies (10 en total), destacándose la presencia de *Bidens pilosa* (23 %), *Conyza bonariensis* (21 %), *Carduus nutans* (21 %), *Ambrosia tenuifolia* (15 %), *Cirsium vulgare* (15 %), *Senecio madagascariensis* (15). *Poaceae*, vuelve a ser la segunda familia en importancia en cuanto a número de especies se refiere, con 9 especies relevadas; reafirmando el comportamiento mostrado por este grupo en este tipo de sistemas de producción, al igual que se en los enmalezamientos invernales.

Sida rhombifolia con 54 % (*Malvaceae*) y *Cyperus spp.* con 49 % (*Cyperaceae*), se encontraron en segundo y tercer lugar en cuanto a su presencia. Esta última poniendo de manifiesto su alta tolerancia a las aplicaciones de glifosato. Las umbelíferas (*Apiaceae*) fueron el tercer grupo en importancia, encontrándose 6 especies, y *Eryngium horridum*, fue la especie más observada, estando presente en el 21 % de las chacras relevadas. En presencia considerable, podríamos mencionar al género *Ammi*, determinándose 10 % de presencia para *A. majus* y *A. visnaga*. De la familia *Fabaceae*, dos especies con un alto porcentaje de presencia, muy utilizadas durante la fase de pasturas en nuestro país y de reconocida tolerancia al glifosato, fueron el *Trifolium repens* (44 %) y el *Lotus corniculatus* (28 %).

Cuadro 2. Presencia y frecuencia de las malezas relevadas en la primavera de 2005.

Nombre científico	Pres.(%)	Frec.(%)	Nombre científico	Pres.(%)	Frec.(%)
<i>Digitaria sanguinalis</i>	72	25,73	<i>Polygonum aviculare</i>	10	0,86
<i>Sida rhombifolia</i>	54	12,52	<i>Lolium multiflorum</i>	10	2,23
<i>Cyperus sp.</i>	49	10,12	<i>Ammi visnaga</i>	8	1,03
<i>Centaureum pulchellum</i>	46	15,95	<i>Geranium molle</i>	8	0,69
<i>Trifolium repens</i>	44	10,63	<i>Cynodon dactylon</i>	8	1,37
<i>Echinochloa sp.</i>	41	10,46	<i>Lamium amplexicaule</i>	8	0,86
<i>Tragia volubilis</i>	41	5,66	<i>Modiola caroliniana</i>	8	0,51
<i>Amaranthus quitensis</i>	41	4,80	<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	8	1,03
<i>Dichondra microrachis</i>	31	7,38	<i>Raphanus sp.</i>	8	2,23
<i>Portulaca oleracea</i>	31	7,89	<i>Alternanthera piloxeroides</i>	5	0,34
<i>Anagallis arvensis</i>	28	6,00	<i>Apium leptophyllum</i>	5	0,34
<i>Stellaria media</i>	28	7,55	<i>Anthemis cotula</i>	5	0,34
<i>Lotus corniculatus</i>	28	5,49	<i>Oxypetalum solanoides</i>	5	0,34
<i>Solanum sisymbriifolium</i>	26	2,92	<i>Setaria geniculata</i>	5	0,34
<i>Bidens pilosa</i>	23	3,95	<i>Stachys arvensis</i>	5	0,34
<i>Conyza bonariensis</i>	23	5,49	<i>Xanthium spinosum</i>	5	0,69
<i>Eryngium horridum</i>	21	1,72	<i>Bowlesia incana</i>	3	0,34
<i>Carduus nutans</i>	21	2,23	<i>Silene gallica</i>	3	0,34
<i>Richardia brasiliensis</i>	21	1,37	<i>Convolvulus arvensis</i>	3	0,69
<i>Verbena sp.</i>	18	3,60	<i>Chenopodium album</i>	3	0,17
<i>Ambrosia tenuifolia</i>	15	1,89	<i>Galinsoga parviflora</i>	3	0,17
<i>Cirsium vulgare</i>	15	1,54	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	3	0,17
<i>Coronopus didymus</i>	15	1,89	<i>Rumex crispus</i>	3	0,34
<i>Paspalum dilatatum</i>	15	1,37	<i>Cerastium glomeratum</i>	3	0,17
<i>Senecio madagascariensis</i>	15	4,97	<i>Oxalis sp.</i>	3	0,17

<i>Ammi majus</i>	10	0,86	<i>Eragrostis lugens</i>	3	0,34
<i>Hordeum vulgare</i>	10	2,40	<i>Solanum nigrum</i>	3	0,17
<i>Ipomoea grandifolia</i>	10	0,86	<i>Trifolium pratense</i>	3	0,34

En el relevamiento realizado se diagnosticó que las comunidades de malezas se caracterizaron por la riqueza de especies presentes, a pesar de los años de cultivos sucesivos y la aplicación sistemática de glifosato.

Relevamiento año 2006 (primavera) - Zona Litoral Centro Norte

Caracterización del área evaluada

El relevamiento se realizó en los departamentos de Paysandú y Río Negro, en chacras pertenecientes a la empresa “El Tejar Uruguay” y a la Sociedad Rural de Río Negro respectivamente. Comprendió 70 chacras y abarcó una superficie de 3760 ha. El conjunto de chacras relevadas en esta zona presentaban al momento del estudio un promedio de 3 años bajo sistema de siembra directa, siendo el mínimo de 2 años y el máximo de 8 años. El total de litros de glifosato utilizado por hectárea en el periodo de siembra directa para cada chacra resultó en un valor promedio de 26 litros y para el total por hectárea-año de 8,6 litros, con un mínimo valor de 4,12 y el máximo de 13,76 litros. En lo que respecta a secuencia de cultivos, se observó una mayor proporción del cultivo soja dentro de las diferentes rotaciones, estando la mayoría de las chacras bajo agricultura continua.

Caracterización de las comunidades de malezas en el área

Se identificaron 75 especies, valor que se coincide con el relevamiento del año 2005 para la misma época. De las 75 especies determinadas, 11 representan el 52% de la presencia en el área relevada. Se registró una gran variación entre las chacras analizadas, desde un mínimo de 3 hasta un máximo de 24 especies por chacra. Un total de 30 familias botánicas contienen las 75 malezas identificadas, siendo *Asteraceae* la más representada con 14 especies, y las especies de mayor presencia *Carduus sp.* (37,1%), *Conyza sp.* (17,1%), y *Bidens sp.* (15,7%) y *Senecio sp.* (15,7%). La familia *Poaceae* resultó la segunda en importancia con 10 especies determinadas. Además de contener a la maleza con mayor presencia, *Digitaria sanguinalis* (Cuadro 3), se destacan: *Echinochloa sp.* (32,9%), *Sorghum halepense* (17,1%) y *Setaria geniculata* (14,3%). Cabe resaltar la importancia de la familia *Fabaceae*, ubicándose en el tercer lugar en cuanto a variedad de especies que la componen (7 especies), siendo la de mayor presencia *Trifolium repens* con 48,6%, seguida por *Rynchosia sp.* y *Lotus corniculatus* con 34,3% y 32,9% respectivamente; y *Medicago sp.* con 24,3%. *Digitaria sanguinalis* (75,7%) fue la especie con mayor presencia en las chacras, seguida por *Sida rhombifolia* (65,7%) de la familia *Malvaceae* y *Tragia sp.*, perteneciente a la familia *Euphorbaceae*.

Una mención importante merecen, *Cyperus sp.* (35,7%) perteneciente a la familia *Cyperaceae*, *Eryngium horridum* (40,0%) de las umbelíferas, además de las ya nombradas: *Sida rhombifolia* (65,7%) y *Trifolium repens* (48,6%), por ser especies cuya alta presencia posiblemente esté relacionada a su tolerancia a dosis de uso corriente de glifosato.

Cuadro 3. Presencia y frecuencia de las malezas relevadas en la primavera de 2006.

Nombre científico	Pres. (%)	Frec. (%)	Nombre científico	Pres. (%)	Frec. (%)
<i>Digitaria sanguinalis</i>	75,7	25,31	<i>Piptochaetium sp.</i>	5,7	0,30
<i>Sida rhombifolia</i>	65,7	14,21	<i>Verbena litorales</i>	5,7	0,37
<i>Tragia sp.</i>	60,0	10,51	<i>Anoda cristata</i>	4,3	0,22
<i>Trifolium repens</i>	48,6	8,14	<i>Brassica sp.</i>	4,3	0,22
<i>Eryngium horridum</i>	40,0	4,07	<i>Oxypetalum solanoides</i>	4,3	0,22
<i>Carduus sp.</i>	37,1	3,48	<i>Paspalum dilatatum</i>	4,3	0,37
<i>Cyperus sp.</i>	35,7	4,07	<i>Sonchus sp.</i>	4,3	0,30
<i>Solanum sisymbriifolium</i>	35,7	3,55	<i>Ambrosia tenuifolia</i>	2,9	0,15
<i>Rhynchosia sp.</i>	34,3	3,03	<i>Conyza bonariensis</i>	2,9	0,22
<i>Echinochloa sp.</i>	32,9	6,74	<i>Eleusine indica</i>	2,9	0,22
<i>Lotus corniculatus</i>	32,9	4,59	<i>Ibicella lutea</i>	2,9	0,15
<i>Ammi sp.</i>	30,0	4,44	<i>Mcroptilium sp.</i>	2,9	0,15
<i>Portulaca oleracea</i>	29,0	2,59	<i>Rumex longifolius</i>	2,9	0,15
<i>Anagallis arvensis</i>	24,3	2,44	<i>Solanum sp.</i>	2,9	0,30
<i>Medicago sp.</i>	24,3	2,00	<i>Stemodia verticillata</i>	2,9	0,15
<i>Amaranthus quitensis</i>	21,4	1,70	<i>Vernonia sp.</i>	2,9	0,15
<i>Conyza sp.</i>	17,1	1,63	<i>Verónica pérsica</i>	2,9	0,52
<i>Sorghum halepense</i>	17,1	1,48	<i>Xanthium cavanillesii</i>	2,9	0,37
<i>Richardia brasiliensis</i>	17,0	1,41	<i>Apium leptophyllum</i>	1,4	0,07
<i>Bidens sp.</i>	15,7	2,15	<i>Axonopus compressus</i>	1,4	0,07
<i>Raphanus sp.</i>	15,7	2,74	<i>Commelina erecta</i>	1,4	0,07
<i>Senecio sp.</i>	15,7	0,96	<i>Convolvulus arvensis</i>	1,4	0,07
<i>Commelina sp.</i>	14,3	1,33	<i>Cynodon dactylon</i>	1,4	0,37
<i>Euphorbia sp.</i>	14,3	0,89	<i>Desmanthus sp.</i>	1,4	0,07
<i>Setaria geniculata</i>	14,3	1,33	<i>Glandularia sp.</i>	1,4	0,07
<i>Dichondra microrcalyx</i>	11,4	1,18	<i>Gomphrena celosioides</i>	1,4	0,07
<i>Centaureum pulchellum</i>	10,0	0,74	<i>Hybanthus parviflorus</i>	1,4	0,07
<i>Pfaffia gnaphalioides</i>	10,0	0,52	<i>Hypochaeris sp.</i>	1,4	0,07
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	8,6	0,52	<i>Lepidium bonariensis</i>	1,4	0,07
<i>Desmodium sp.</i>	8,6	0,81	<i>Lolium multiflorum</i>	1,4	0,07
<i>Ipomoea sp.</i>	8,6	1,26	<i>Melochia sp.</i>	1,4	0,07
<i>Oenothera sp.</i>	7,1	0,44	<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	1,4	0,07
<i>Polygonum aviculare</i>	7,1	0,44	<i>Soliva anthemifolia</i>	1,4	0,07
<i>Xanthium spinosum</i>	7,1	0,37	<i>Sonchus asper</i>	1,4	0,07
<i>Coronopus didymus</i>	7,0	0,74	<i>Stachys arvensis</i>	1,4	0,07
<i>Acacia caven</i>	5,7	0,22	<i>Stellaria media</i>	1,4	0,07
<i>Croton sp.</i>	5,7	0,30	<i>Wissadula glehomifolium</i>	1,4	0,15
<i>Helianthus agnus</i>	5,7	0,52			

Caracterización de malezas en función de la historia de chacra

Las comunidades de malezas de chacras con más de 2 años de historia de siembra directa se caracterizaron previo agrupamiento según el número de aplicaciones de glifosato: de 10 a 15 y de 15 a 20 aplicaciones (Cuadro 4). El número de especies identificadas fue similar en ambos grupos con 45 y 46 especies. Al analizar el orden de importancia de las especies presentes en las chacras con 10 a 15 aplicaciones de glifosato, se dan tres grupos de especies bien diferenciados. El primer grupo corresponde a *Digitaria sanguinalis* y *Sida rhombifolia*. El segundo grupo está representado por tres especies con 42% de presencia: *Carduus sp.*, *Sorghum halepense* y *Trifolium repens*. Por último, el tercer grupo está compuesto por *Ammi sp.*, *Echinochloa sp.*, *Lotus corniculatus*, *Tragia sp.* y *Amaranthus quitensis*, todas ellas con un 33% de presencia. Al analizar la secuencia de malezas en las chacras con 15 a 20 aplicaciones, a excepción de *Digitaria sanguinalis* y *Sida rhombifolia*, las restantes especies no coinciden en orden de importancia con las especies del otro

grupo. Sumado a esto se observa que entre las especies con mayor presencia aparecen *Eryngium horridum* en el 65% de las chacras y *Cyperus sp.* en 53%, especies no presentes en altos porcentajes en el grupo con 10 a 15 aplicaciones. Los resultados corresponden a chacras con un promedio de tres años de siembra directa, con un mínimo de 2 y un máximo de 8, los cuales son pocos años de historia y se estaría en una fase transitoria en la evolución de los sistemas. Considerando la riqueza de las comunidades vegetales determinada, su evolución podrá ser mejor analizada si se continúan los relevamientos.

Cuadro 4. Presencia de las principales malezas según número de aplicaciones de glifosato.

10 a 15 aplicaciones*		15 a 20 aplicaciones**	
Nombre científico	Pres.(%)	Nombre científico	Pres.(%)
<i>Digitaria sanguinalis</i>	83	<i>Digitaria sanguinalis</i>	71
<i>Sida rhombifolia</i>	83	<i>Sida rhombifolia</i>	71
<i>Carduus sp.</i>	42	<i>Eryngium horridum</i>	65
<i>Sorghum halepense</i>	42	<i>Tragia sp.</i>	59
<i>Trifolium repens</i>	42	<i>Cyperus sp.</i>	53
<i>Ammi sp.</i>	33	<i>Echinochloa sp.</i>	53
<i>Echinochloa sp.</i>	33	<i>Lotus corniculatus</i>	41
<i>Lotus corniculatus</i>	33	<i>Trifolium sp.</i>	41
<i>Tragia sp.</i>	33	<i>Amaranthus quitensis</i>	29
<i>Amaranthus quitensis</i>	33	<i>Conyza sp.</i>	29
<i>Eryngium horridum</i>	25	<i>Rhynchosia sp.</i>	29
<i>Euphorbia sp.</i>	25	<i>Portulaca olerácea</i>	24
<i>Helianthus annuus</i>	25	<i>Ammi sp.</i>	24
<i>Portulaca olerácea</i>	25	<i>Carduus sp.</i>	24
<i>Raphanus sp.</i>	25	<i>Medicago sp.</i>	24
<i>Xanthium spinosum</i>	25	<i>Raphanus sp.</i>	24
<i>Anagallis arvensis</i>	17	<i>Solanum sisymbriifolium</i>	24
<i>Commelina sp.</i>	17	<i>Oenothera sp.</i>	18
<i>Conyza sp.</i>	17	<i>Polygonum aviculare</i>	18
<i>Coronopus didymus</i>	17	<i>Richardia brasiliensis</i>	18
<i>Piptochaetium sp.</i>	17	<i>Senecio sp.</i>	18
<i>Rhynchosia sp.</i>	17	<i>Setaria geniculata</i>	18
<i>Setaria geniculata</i>	17	<i>Sonchus sp.</i>	18
<i>Solanum sisymbriifolium</i>	17	<i>Bidens sp.</i>	12
<i>Xanthium cavanillesii</i>	17	<i>Dichondra micromcalyx</i>	12
<i>Ambrosia tenuifolia</i>	8	<i>Eleusine indica</i>	12
<i>Bidens sp.</i>	8	<i>Euphorbia sp.</i>	12
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	8	<i>Piptochaetium sp.</i>	12
<i>Commelina erecta</i>	8	<i>Sorghum halepense</i>	12

<i>Convolvulus arvensis</i>	8	<i>Acacia caven</i>	6
<i>Cyperus sp.</i>	8	<i>Anagallis arvensis</i>	6
<i>Dichondra micročalyx</i>	8	<i>Anoda cristata</i>	6
<i>Cynodon dactylon</i>	8	<i>Centaureum pulchellum</i>	6
<i>Ibicella lutea</i>	8	<i>Commelina sp.</i>	6
<i>Ipomoea sp.</i>	8	<i>Hybanthus parviflorus</i>	6
<i>Lepidium bonariensis</i>	8	<i>Ipomoea sp.</i>	6
<i>Medicago sp.</i>	8	<i>Lolium multiflorum</i>	6
<i>Melochia sp.</i>	8	<i>Mcroptilium sp.</i>	6
<i>Oenothera sp.</i>	8	<i>Paspalum dilatatum</i>	6
<i>Polygonum aviculare</i>	8	<i>Pfaffia gnaphalioides</i>	6
<i>Rumex longifolius</i>	8	<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	6
<i>Soliva anthemifolia</i>	8	<i>Sonchus asper</i>	6
<i>Stellaria media</i>	8	<i>Stemodia verticillata</i>	6
<i>Verbena litoralis</i>	8	<i>Vernonia sp.</i>	6
		<i>Wissadula glehomifolium</i>	6

Relevamiento año 2006 (primavera) - Zona Litoral Centro Sur

Caracterización del área evaluada

En esta zona, cuyo epicentro es el departamento de Soriano, se concentra el mayor número de establecimientos con una mayor historia en la adopción de la tecnología de siembra directa. Se presentan los resultados de 77 chacras pertenecientes a productores que integran la Asociación Uruguaya Pro Siembra Directa (AUSID), y totalizaron un área de 4617 ha. En relación al relevamiento anterior, realizado en el invierno y primavera de 2005, se integraron chacras nuevas ya que aquellas bajo la fase de pasturas al momento del relevamiento debieron excluirse. En el cuadro 5 se presenta la información de las chacras evaluadas.

Cuadro 5. Caracterización de las chacras relevadas.

	Promedio	Rango
Años en siembra directa	6,12	1,5 – 12
Litros glifosato/chacra	40,8	10 – 77,8
Litros glifosato ha/año	6,6	1,2 - 17,3
Nº de aplicaciones	13,1	3 – 23

Previsiblemente, el menor número de aplicaciones se da en las chacras que incluyeron pasturas durante la secuencia, ya que durante la etapa pasturas el herbicida no se aplica. En las chacras en agricultura continua el menor número de aplicaciones coincide con una menor historia de siembra directa. Sin embargo, hay situaciones en que el menor número de aplicaciones es consecuencia de que los cultivos que predominan en la rotación no son resistentes a glifosato por lo tanto su uso se limita a la preparación del barbecho. Como es de suponer, dentro de las chacras con alto número de años en siembra directa, las que presentan soja como cultivo dominante son las que tienen mayor presión de uso del glifosato. En esta zona, la inclusión de este cultivo es notoria en los últimos años.

Caracterización de las comunidades de malezas

El número total de especies relevadas fue de 94, lo que pone en evidencia una mayor riqueza general en referencia a los relevamientos realizados en el año 2005 en chacras semejantes (Rios et al., 2007). A nivel de chacra individual se constató un mínimo de 6 especies y un máximo de 24. La totalidad de especies encontradas pertenecen a 32 familias botánicas, siendo las familias *Asteraceae* y *Poaceae* las más representadas con 11 especies, seguidas por *Fabaceae* y *Apiaceae* con 7 y 4 especies respectivamente. En lo que concierne a las latifoliadas, las familias con mayor representación fueron *Asteraceae*, *Apiaceae*, *Caryophyllaceae* y *Solanaceae*. Dentro de la primera, las malezas con mayor presencia son *Gamochaeta sp.* (24,32%) y *Carduus sp.* (22,97%). La predominancia de la familia *Poaceae* no es inusual en estos sistemas. Las gramíneas anuales son en general favorecidas por los sistemas conservacionistas, en comparación con sistemas con alto disturbio del suelo (Staniforth y Wiese, 1985; Hurle 1993). Respecto a la presencia y frecuencia de las especies encontradas, la especie con mayor presencia fue *Digitaria sanguinalis* (96%) (Cuadro 6). También presentaron alta presencia otras gramíneas anuales estivales como las pertenecientes al género *Echinochloa spp.* La predominancia de estas especies, en este régimen de siembra, se adjudica a la capacidad que tienen sus radículas para establecerse y prosperar a pesar de la presencia del rastrojo. Los altos niveles de residuos en siembra directa mantienen humedad en la superficie del suelo y protegen a las plántulas en la emergencia.

Cuadro 6. Presencia y frecuencia de las malezas relevadas en la primavera de 2006.

Nombre científico	Pres.(%)	Frec.(%)	Nombre científico	Pres.(%)	Frec.(%)
<i>Digitaria sanguinalis</i>	96	44,64	<i>Oxypetalum sp.</i>	8	0,37
<i>Sida rhombifolia</i>	88	17,51	<i>Physalis sp.</i>	8	0,63
<i>Echinochloa spp.</i>	69	17,67	<i>Apium leptophyllum</i>	5	0,31
<i>Portulaca oleracea</i>	66	14,69	<i>Raphanus sp.</i>	5	0,26
<i>Amaranthus quitensis</i>	62	13,17	<i>Datura feroz</i>	5	0,63
<i>Tragia volúbilis</i>	59	8,52	<i>Gleditsia triacanthos</i>	5	0,21
<i>Euphorbia sp.</i>	54	9,62	<i>Lepidium bonariensis</i>	5	0,42
<i>Cyperus spp.</i>	50	6,17	<i>Portulaca lanceolata</i>	5	0,31
<i>Solanum sisymbriifolium</i>	50	5,02	<i>Senecio spp.</i>	5	1,10
<i>Lotus corniculatus</i>	46	6,12	<i>Stipa sp.</i>	5	0,42
<i>Setaria geniculata</i>	46	7,95	<i>Echium plantagineum</i>	4	0,16
<i>Dichondra microrcalyx</i>	42	4,81	<i>Plantago coronopus</i>	4	0,42
<i>Cynodon dactylon</i>	36	3,76	<i>Tagetes minuta</i>	4	0,52
<i>Trifolium spp.</i>	30	4,29	<i>Acicarpa tribuloides</i>	3	0,16
<i>Gamochaeta sp.</i>	24	3,92	<i>Apodanthera sp.</i>	3	0,10
<i>Carduus sp.</i>	23	1,57	<i>Chaptalia arechavaletai</i>	3	0,10
<i>Anagallis arvensis</i>	22	3,61	<i>Eleusine sp.</i>	3	0,21
<i>Eryngium horridum</i>	22	1,15	<i>Heliotropium amplexicaule</i>	3	0,10
<i>Xanthium spinosum</i>	20	1,41	<i>Hydrocotyle leucocephala</i>	3	0,10
<i>Ammi sp.</i>	19	2,46	<i>Ipomoea grandifolia</i>	3	0,10
<i>Centaureum pulchellum</i>	18	0,99	<i>Polygonum sp.</i>	3	0,16
<i>Conyza spp.</i>	18	1,78	<i>Rynchosia senna</i>	3	0,16
<i>Medicago sp.</i>	18	1,67	<i>Stachys arvensis</i>	3	0,16
<i>Juncus sp.</i>	16	1,83	<i>Verónica persica</i>	3	0,73
<i>Sorghum halepense</i>	16	2,77	<i>Wahlenbergia linarioides</i>	3	0,10
<i>Ambrosia tenuifolia</i>	15	2,61	<i>Acacia caven</i>	1	0,10
<i>Commelina spp.</i>	15	2,61	<i>Stellaria media</i>	1	0,37
<i>Anoda sp.</i>	14	0,78	<i>Bromus sp.</i>	1	0,05
<i>Verbena sp.</i>	14	1,52	<i>Evolvulus sericius</i>	1	0,05
<i>Amaranthus albus</i>	12	1,31	<i>Hypericum sp.</i>	1	0,05
<i>Richardia sp.</i>	12	0,94	<i>Ibicella lutea</i>	1	0,05

<i>Lamium amplexicaule</i>	11	0,84	<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	1	0,05
<i>Bidens sp.</i>	9	1,88	<i>Lolium multiflorum</i>	1	0,05
<i>Sonchus oleraceus</i>	9	0,58	<i>Raphanus sp.</i>	1	0,05
<i>Panicum sp.</i>	9	0,73	<i>Stemodia verticillata</i>	1	0,10
<i>Pfaffia sp.</i>	9	0,42	<i>Vigna luteola</i>	1	0,05
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	8	1,31	<i>Wedelia glauca</i>	1	0,05
<i>Chenopodium ambrosoides</i>	8	0,73			

Siguiendo en importancia se encuentran especies como *Sida rhombifolia* (88%), *Portulaca oleracea* (66%) y *Amaranthus quitensis* (62%). Con respecto a la primera especie posee una fácil dispersión ya que su semilla se adhiere fácilmente y además es de difícil control químico cuando la planta madura por su hábito sub-leñoso. En relación a *Amaranthus quitensis* ya existen reportes de resistencia a glifosato en otros países. Al igual que las gramíneas anuales, ésta presenta flujos escalonados de emergencia por lo que su alta presencia resulta ineludible en las zafras de verano cuando se utiliza glifosato como único principio activo. El valor de la presencia de especies como *Tragia volúbilis* (59%) y *Eryngium horridum* (22%) pudieran estar relacionados con el cambio en el sistema de producción, ya que su presencia no se visualizaba en las áreas agrícolas del litoral cuando se laboreaba, y podría estar evidenciando que los sistemas en siembra directa estabilizados evolucionarían hacia enmalezamientos de campo sucio característicos de los ambientes con menores disturbios como es el campo natural. También se destaca *Cyperus spp.* que aparece con elevada presencia a pesar de que la dispersión vegetativa por fragmentación no se vería favorecida como cuando se realiza laboreo. No obstante, esta especie presenta en sus tallos y hojas una cutícula de cera de difícil penetración por el herbicida, lo que disminuye la eficiencia del control. Además se trata de una especie adaptada a condiciones de alta humedad las cuales se ven favorecidas por la presencia de rastrojo. Del mismo modo, *Sorghum halepense* ha sido reportado en mayor abundancia en sistemas con siembra directa comparado con laboreo convencional (Sanford et al., 1973) debido a que sobrevive a los períodos desfavorables con yemas subterráneas. Las especies con mayor presencia también son las más frecuentes. Se destaca *Setaria geniculata*, una gramínea cuya incidencia se está tornando relevante en estos últimos años. Generalmente se la observa en chacras de cultivos de verano o en pasturas presentando un flujo de emergencia en primavera posterior a *Digitaria sanguinalis* y *Echinochloa crusgalli*. La elevada presencia y frecuencia de esta especie puede deberse a que presenta una alta proporción de cera en su cutícula lo que dificulta la retención y absorción del herbicida disminuyendo así la eficiencia de control.

Caracterización de malezas en función de la historia de chacra

Se realizó un agrupamiento con la presencia de las distintas especies combinando los años de siembra directa y los litros totales de glifosato aplicados. Del total de las chacras evaluadas 30 pertenecen al grupo de menos de 6 años de siembra directa y tienen menos de 38 litros aplicados, y 9 chacras tienen los mismos años de siembra directa pero más de 38 litros aplicados. Dentro de las de más de 6 años, 30 tienen como máximo 38 litros y 6 tienen más de 38 litros. El manejo con mayor número de presencia de especies fue el de más de 6 años de siembra directa y menos de 38 litros de glifosato, con 64 especies. Los manejos con más y menos de 6 años que aplican más de 38 litros presentaron 40 especies, mientras que en los manejos de menos de 6 años y menos de 38 litros tuvieron 56 especies presentes (Cuadro 7).

Cuadro 7. Presencia de malezas según años de siembra directa y litros de glifosato aplicados.

Chacras con: Litros / ha	Menos de 6 años		Más de 6 años	
	Menos de 38	Más de 38	Menos de 38	Más de 38
<i>Digitaria sanguinalis</i>	100	100	93	100
<i>Sida rhombifolia</i>	83	100	87	83
<i>Echinochloa spp.</i>	67	78	80	50
<i>Cyperus spp.</i>	57	33	40	83
<i>Setaria geniculata</i>	57	33	37	50
<i>Solanum sisymbriifolium</i>	57	33	40	50
<i>Portulaca oleracea</i>	57	33	73	100
<i>Lotus corniculatus</i>	50	22	47	33
<i>Trifolium spp.</i>	50	11	20	0
<i>Tragia volubilis</i>	40	5	70	67
<i>Amaranthus quitensis</i>	40	5	70	50
<i>Carduus sp.</i>	6	4	13	50
<i>Dichondra michrocalyx</i>	8	5	50	50
<i>Euphorbia sp.</i>	9	8	63	83
<i>Xanthium spinosum</i>	3	2	20	67

En cuadro anterior se observa que las diez primeras especies que tuvieron mayor presencia en el relevamiento general (cuadro 6) vuelven a tener similar protagonismo cambiando su orden de aparición. Independientemente del manejo las dos primeras especies mantienen su posición de alta presencia, lo que también coincide con el resultado del relevamiento general. Se destaca en las chacras con más de 6 años de siembra directa y más de 38 litros de glifosato la presencia de *Portulaca oleracea* (100%) y *Cyperus spp.* (83%). En relación a *Tragia volubilis* se presenta como una especie que se está adaptando a las condiciones sin laboreo tomando importancia en las chacras con larga historia de directa, como ya fue mencionado en párrafos anteriores. Las especies pertenecientes a la familia *Asteraceae* se ven claramente favorecidas con el tiempo de sistemas bajo cero laboreo, es el caso de *Carduus sp.* y *Xanthium spinosum* que aumentan mucho su presencia con más de 6 años de directa independientemente de los litros de glifosato aplicados. Lo mismo ocurre con *Dichondra michrocalyx* y *Euphorbia sp.* que aumentan un 42% y 74% respectivamente entre manejos. En el relevamiento realizado en la primavera del año 2006 en la zona litoral centro sur se determinó que independientemente de los años de siembra directa y la rotación la riqueza de las comunidades florísticas se mantiene, determinándose 94 especies en total, con chacras que presentan un mínimo de seis especies y máximo de 24.

Conclusiones

En el Litoral agrícola se encuentran chacras con sistemas con siembra directa recién instalados y otras con más de 10 años, donde se puede considerar que éste ya está establecido. En esa amplitud de situaciones, las comunidades de malezas se caracterizaron por la riqueza de especies presentes, independientemente de la rotación de cultivos y herbicidas, y de la secuencia de aplicaciones sistemáticas de glifosato. La realización periódica de relevamientos de malezas abarcando chacras con historias de manejos diferentes es una actividad que permite monitorear la evolución de las comunidades florísticas, siendo una herramienta clave para mantener la sustentabilidad de los sistemas bajo siembra directa y preservar la viabilidad del uso de glifosato para las condiciones de Uruguay.

Bibliografía

- Belgeri, A.; Caulin, M.P. 2008. Comunidades de malezas en siembra directa en el litoral agrícola centro. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay, Facultad de Agronomía.
- Hurle, K. 1993. Integrated management of grass weeds in arable crops. *In*: International Crop Protection Conference (1993, Brighton, UK). Proceedings. Farnham, BCPC. v.1, p. 81-88.
- Mailhos, V.; San Román, G. 2008. Comunidad de malezas asociados a los sistemas de siembra directa en el litoral agrícola oeste del Uruguay. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay, Facultad de Agronomía.
- Puricelli, E.; Tuesca, D.; Faccini, D.; Nisensohn, L.; Vitta, J. I. 2005. Análisis en los cambios de la densidad y diversidad de malezas en rotaciones con cultivos resistentes a glifosato en Argentina. *In*: Resistencia a Herbicidas y Cultivos Transgénicos: Seminario-Taller Iberoamericano (2005, Colonia del Sacramento, Uruguay). Ponencias. Rios, A., coord. La Estanzuela, INIA.1 CD-ROM, p. 92-104.
- Rios, A.; Fernandez, G.; Collares, L; Garcia, A. 2007. Comunidades de malezas asociadas a los sistemas de siembra directa en Uruguay. Congreso de la Sociedad Española de Malherbología (11., 2007, Albacete, ES). Albacete, SEMh. p. 135-142.
- Sandford, J.O.; Myhre, D.L.; Merwine, N.C. 1973. Double cropping systems involving no tillage and conventional tillage. *Agronomy Journal* 65: 978-982.
- Staniforth, D.H.; Wiese, A.F. 1985. Weed biology and its relationship to weed control in limited-tillage systems. *In*: Wiese, A. Weed control in limited tillage systems. Champaign, WSSA. Series of Weed Science Society no. 2.
- Tuesca, D.; Puricelli, E. 2001. Análisis de los cambios en las comunidades de malezas asociados a sistemas de labranza y al uso continuo del glifosato. *In*: Díaz Rosselló, R., coord. Siembra directa en el Cono Sur. Montevideo, PROCISUR. Documentos. p.183-201.
- Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Estadísticas Agropecuarias (DIEA). 2011. Encuesta Agrícola “Primavera 2010”. Serie encuestas no.301. 35p.

2.1. FACTOR DE INTENSIFICACIÓN: GLIFOSATO – SIEMBRA DIRECTA

2.1.2. EFECTO DEL GLIFOSATO SOBRE COMUNIDADES MICROBIANAS BENÉFICAS Y PATÓGENAS DEL SUELO EN URUGUAY

Paula Conde, Silvia Pereyra, Nora Altier

Introducción

Desde el año 2000 se ha dado una importante intensificación y especialización del sector agrícola, con un aumento del área sembrada del cultivo de soja que hoy supera las 800 mil hectáreas (MGAP-DIEA, 2010). La especialización del sector se ha visto favorecida por un aumento en la rentabilidad de los cultivos y por la adopción de la tecnología de producción bajo siembra directa (Díaz, 2003; García Préchac, 2003). Dicha tecnología intensifica el uso de herbicidas como el glifosato y puede impactar sobre el manejo sanitario de los cultivos. El rastreo en superficie modifica la temperatura y la humedad en los primeros centímetros de suelo, generando un microclima favorable al desarrollo de enfermedades, en función de su efecto sobre las comunidades microbianas patógenas y benéficas (Altman y Campbell, 1977).

Los cambios tecnológicos ocurridos en el sistema de producción agrícola del país han tenido un efecto diferencial sobre las principales enfermedades de los cultivos (Pérez y Villar, 2011). La intensificación de la producción agrícola junto con la reducida lista de cultivos aptos para las condiciones de Uruguay, han afectado la dinámica de los patógenos en dichos sistemas, entre otras razones, por la ocurrencia de una disminución de la biodiversidad asociada a incrementos en el uso de agroquímicos para el control de plagas, enfermedades y malezas (Ríos, 2004; Stewart *et al.*, 2004; Zerbino, 2004; Altier, 2003).

Existen tres factores principales e interrelacionados que básicamente definen los atributos de las comunidades microbianas edáficas: el tipo de suelo, la planta, y el manejo de ambos (Garbeva *et al.*, 2004). En este marco, los agroquímicos utilizados en la agricultura tienen la potencialidad de afectar las poblaciones microbianas del suelo. En el caso del glifosato, diversos autores mencionan que este herbicida es tóxico para muchos microorganismos edáficos. Se propone que causa una alteración en la composición de las comunidades microbianas del suelo y raíces, ya que selectivamente puede estimular componentes de la comunidad microbiana en detrimento de otras (Araujo *et al.*, 2003; Busse *et al.*, 2001; Wardle y Parkinson, 1992).

Johal y Huber (2009) argumentan sobre el efecto directo del glifosato sobre las comunidades de microorganismos benéficos y patógenos, así como sobre las interacciones microbianas. Sus estudios demostraron un efecto negativo sobre los microorganismos benéficos y una estimulación del desarrollo de patógenos. Varias enfermedades causadas por *Fusarium* spp. se ven incrementadas por el glifosato (Fernández *et al.*, 2005). Levesque *et al.* (1987) señalaron un incremento temporal de poblaciones de microorganismos, específicamente de *Pythium* y *Fusarium* al aumentar las concentraciones de glifosato. Krzysko-Lupicka y Sudol (2008) encontraron que aplicaciones sucesivas de glifosato resultaron en una comunidad de hongos dominada por *Fusarium* spp. Powell y Swanton (2008) señalan que el glifosato y la soja resistente al glifosato pueden promover la colonización de hongos en las raíces y potenciar la enfermedad no sólo estimulando el desarrollo de hongos patógenos sino también suprimiendo las bacterias antagonistas. El objetivo del presente trabajo fue evaluar *in vitro* el efecto de la molécula de glifosato sobre el crecimiento y la interacción de microorganismos del suelo, benéficos y patógenos.

Materiales y métodos

Los ensayos se realizaron en el Laboratorio de Protección Vegetal de INIA Las Brujas y en el Laboratorio de Ecología Microbiana del IIBCE. Se seleccionó la molécula ácida de glifosato y dos de sus sales neutralizadas, sal de potasio y sal de isopropilamina, cedidas por la compañía Cibeles S.A. de Uruguay. Las tres soluciones de glifosato fueron esterilizadas e incorporadas al medio de cultivo de modo de alcanzar las concentraciones 0, 20, 60, 100, 140 ppm i.a. Las características de los aislados microbianos utilizados en los experimentos se detallan en el Cuadro 1.

Cuadro 1: Características de los aislados microbianos evaluados.

Género	Especie	Código	Origen
<i>Fusarium</i>	<i>solani sensu lato</i> ¹		Corona de soja
<i>Fusarium</i>	<i>graminearum</i> ¹	224 a	Grano de trigo
<i>Fusarium</i>	<i>oxysporum</i> f.sp. <i>cepae</i> ²	17.8	Cebolla
<i>Fusarium</i>	<i>oxysporum</i> f.sp. <i>cepae</i> ²	17.8B8	Cebolla
<i>Fusarium</i>	<i>oxysporum</i> f.sp. <i>fragariae</i> ²		Frutilla
<i>Pythium</i>	<i>debaryanum</i> ³		Alfalfa
<i>Pseudomonas</i>	<i>fluorescens</i> ³	UP 61.2	Lotus
<i>Trichoderma</i>	<i>atroviride</i> ⁴	TME	Rastrojo de trigo
<i>Trichoderma</i>	<i>harzianum</i> ⁴	T35	Rastrojo de trigo

¹ INIA La Estanzuela, Sección Protección Vegetal. ² INIA Las Brujas, Sección Protección Vegetal. ³ IIBCE, Laboratorio de Ecología Microbiana. ⁴ Facultad de Química – UdelaR, Laboratorio de Microbiología.

Cultivos puros

Se evaluó el crecimiento de *Fusarium solani*, *F. oxysporum*, *F. graminearum*, *Pythium debaryanum*, *Trichoderma atroviride* y *T. harzianum* en medio PDA, conteniendo diferentes concentraciones de glifosato. De cada aislado se colocó un disco de micelio en activo crecimiento en el centro de la placa conteniendo PDA con glifosato. El diseño experimental fue de parcelas completas al azar con arreglo factorial de los tratamientos (tres moléculas x cinco dosis), con tres repeticiones simultaneas. Las placas se incubaron a 25 °C con fotoperíodo de 12 horas y se midió el crecimiento radial diario hasta alcanzar el máximo desarrollo en la placa de Petri (Meriles *et al.*, 2006). Cada ensayo fue repetido dos veces. Se calculó la variable área debajo de la curva (ADC) (Campbell y Madden, 1990).

La sensibilidad de *Ps. fluorescens* se evaluó en medio de cultivo King B (KB), conteniendo diferentes concentraciones de glifosato. Se suspendió una ansada de cultivo de *Ps. fluorescens* en tubos conteniendo 5 mL de caldo KB, los que se incubaron bajo agitación a 30 °C durante 24 horas, luego de lo cual se midió la absorbancia. Se colocó un mL de la suspensión (concentración de $1 \cdot 10^9$ UFC/mL) en 10 mL de agua deionizada estéril y se realizaron diluciones seriadas las cuales se sembraron en placas de KB conteniendo las diferentes concentraciones de las tres moléculas de glifosato. El diseño experimental fue de parcelas completas al azar, con tres repeticiones. Las placas se incubaron a 30°C y 48 horas después de la siembra se hizo el recuento de colonias en placa, bajo luz UV. Se calculó la variable unidades formadoras de colonias (UFC) (Quezado – Duval *et al.*, 2003). El ensayo fue repetido dos veces.

Los datos obtenidos fueron analizados por ANOVA, utilizando el programa PROC GLM de SAS System versión 9.2. Para los aislados *F. solani*, *F. oxysporum*, *F. graminearum*, *Py. debaryanum*, *T. atroviride* y *T. harzianum*, la variable analizada fue ADC. Para la cepa de *Ps. fluorescens* la variable analizada fue UFC/mL. Las medias de los tratamientos fueron

separadas por mínima diferencia significativa (MDS), mediante el test de Fisher protegido con $p= 0.05$.

Cultivo dual *Fusarium* spp. – *Trichoderma* spp.

Se realizaron cultivos duales de diferentes cepas de *F. oxysporum* f.sp. *cepae*, *F. oxysporum* f.sp. *fragariae* y *F. solani* con dos cepas de *Trichoderma*: *T. harzianum* y *T. atroviride* en placas con medio PDA enmendadas con dosis crecientes de glifosato. En cada placa de PDA conteniendo las diferentes concentraciones de las tres moléculas de glifosato se colocó en el centro un disco de *Fusarium* spp. y en un extremo un disco del hongo antagonista *T. harzianum* o *T. atroviride* de acuerdo a la metodología descrita por Cabrera (2006). El diseño experimental fue de parcelas completas al azar con arreglo factorial de los tratamientos (tres moléculas x cinco dosis). Se realizaron tres repeticiones de cada combinación de cepas de *Fusarium* y *Trichoderma*. Se incluyeron los testigos de crecimiento de la cepa patógena en ausencia del antagonista. Las placas se incubaron a 25°C con fotoperíodo 12 horas. Cada ensayo fue repetido dos veces. Para estimar el efecto de dosis crecientes de cada molécula de glifosato sobre la interacción de patógeno y antagonista se evaluó el área de crecimiento de cada aislado a través del Programa MAP Maker (<http://www.mapmaker.com/download.asp>). Asimismo, se calculó la variable relación área del antagonista / área del patógeno.

Cultivo dual *Pythium debaryanum* - *Pseudomonas fluorescens*

La actividad antagonista de *Ps. fluorescens* contra *Py. debaryanum* fue evaluada en un ensayo de inhibición *in vitro* mediante el método de cultivo dual en placa descrito por Geels y Schippers (1983). En placas con medio KB/2 (apto para el crecimiento tanto de *Py. debaryanum* como de *Ps. fluorescens*) enmendado con dosis crecientes de glifosato, se cultivaron en el centro de cada placa un disco de *Py. debaryanum* y en un extremo una estría de *Ps. fluorescens*. El diseño experimental fue de parcelas completas al azar con arreglo factorial de los tratamientos (tres moléculas x cinco dosis), con tres repeticiones. Las placas se incubaron a 25°C por cuatro días. Se incluyeron los testigos de crecimiento de la cepa patógena en ausencia del antagonista. El ensayo fue repetido dos veces. Se midió la zona de inhibición entre el antagonista y el patógeno, expresada en cm, tomando la menor distancia entre ambos.

Los datos obtenidos de los experimentos *in vitro* de cultivos duales fueron analizados por ANOVA, utilizando el programa PROC GLM de SAS System versión 9.2. Para los cultivos duales *Fusarium* spp. - *Trichoderma* spp., la variable analizada fue la relación área antagonista sobre área patógeno. Para los cultivos duales de *Ps. fluorescens* – *Py. debaryanum* la variable analizada fue cm de inhibición entre ambos. Las medias de los tratamientos fueron separadas por mínima diferencia significativa (MDS), mediante el test de Fisher protegido con $p= 0.05$

Resultados

Cultivos puros

El crecimiento de los aislados estudiados varió significativamente con el agregado de dosis crecientes de glifosato en sus tres fórmulas. En ningún caso la presencia de glifosato en el medio de cultivo estimuló el crecimiento. La molécula ácida demostró ser la que menos afectó el crecimiento de los aislados, en tanto la molécula sal de isopropilamina fue la que más lo afectó. En general, la concentración mínima de glifosato que generó diferencias significativas en el crecimiento fue 100 ppm de i.a. en algunos casos y siempre 140 ppm de i.a.

Los microorganismos estudiados vieron afectado su crecimiento en forma diferencial. Dosis crecientes de las tres moléculas de glifosato evaluadas no afectaron significativamente el crecimiento de *F. solani*. Por el contrario, resultaron en una reducción significativa del crecimiento de *F. graminearum*, de los tres aislados de *F. oxysporum* y de *Py. debaryanum*. El crecimiento de *F. graminearum* fue similar al usar la molécula ácida y la sal de potasio. Sin embargo, el agregado de la sal de isopropilamina redujo significativamente el crecimiento. Las dosis de 100 y 140 ppm afectaron por igual y se diferenciaron del resto (Figura 1).

El valor de ADC de *F. oxysporum* f.sp. *cepae* y de *F. oxysporum* f.sp. *fragariae* fue igual en las dos sales analizadas y difirieron con la molécula ácida, la cual resultó en un valor de ADC mayor. El crecimiento de *F. oxysporum* f.sp. *cepae* resistente a benomyl fue diferente ante el agregado de las tres moléculas evaluadas, siendo la molécula ácida la que más afectó y la sal de potasio la que menos afectó el crecimiento. Dosis crecientes de glifosato no afectaron el crecimiento de forma diferencial.

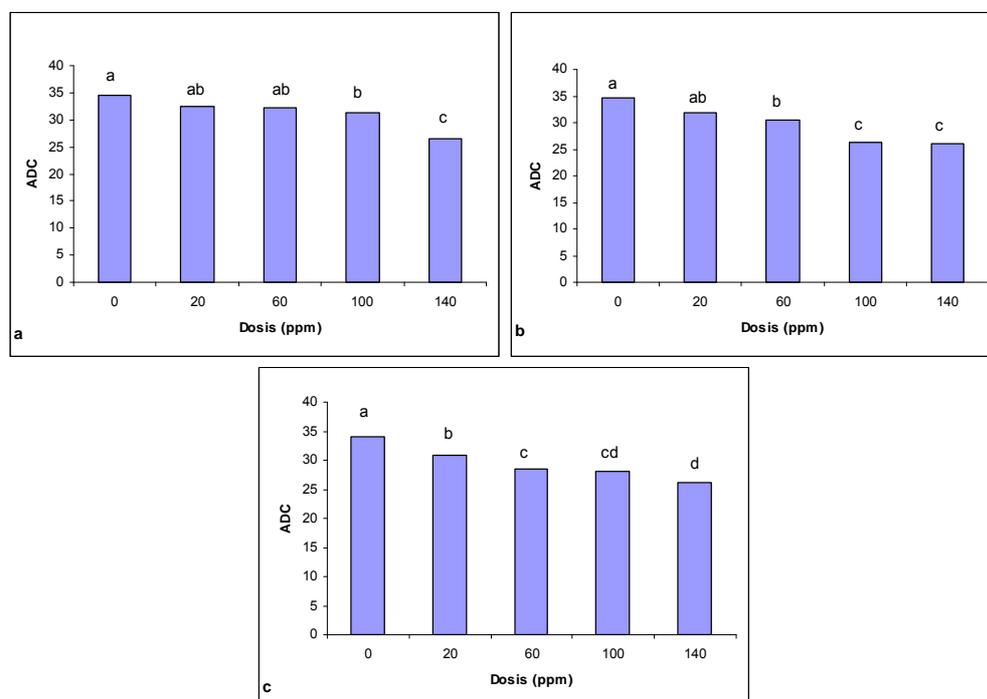


Figura 1: Área debajo de la curva del aislado *Fusarium graminearum* en función de dosis crecientes de las tres moléculas de glifosato: a) ácido, b) sal de potasio, c) sal de isopropilamina. Valores con letras distintas son significativamente diferentes según tests de MDS ($p = 0,05$).

Dosis crecientes de glifosato ácido y de sal de potasio resultaron en un enlentecimiento significativo del crecimiento del aislado de *Py. debaryanum* en el primer día evaluado, pero se igualaron los tratamientos al segundo día. En tanto dosis crecientes de sal de isopropilamina resultaron en una reducción significativa del crecimiento de *Py. debaryanum*, determinando un atraso en el número de días necesarios para completar la placa (Figura 2).

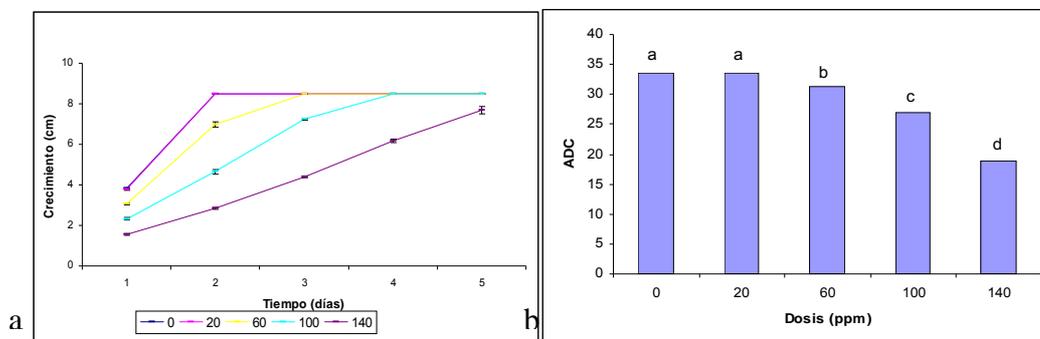


Figura 2: Crecimiento *in vitro* del aislado *Pythium debaryanum* según diferentes concentraciones de sal de isopropilamina. a) Crecimiento diario, las barras representan el error estándar de las medias y b) Área debajo de la curva, valores con letras distintas son significativamente diferentes según tests de MDS ($p= 0,05$).

Al igual que los resultados obtenidos para los aislados patógenos, la respuesta en el crecimiento de los aislados de *Trichoderma* spp. frente al agregado de dosis crecientes de glifosato varió significativamente. Hubo un efecto diferencial de las moléculas de glifosato, las dosis y su interacción en el valor de ADC de dos aislados de *Trichoderma* spp. El crecimiento de los aislados de *T. atroviride*-TME y *T. harzianum*-T35 no se vio afectado por el agregado del ácido ni de la sal de potasio, pero sí ante el agregado de la sal de isopropilamina, necesitando un tiempo mayor para completar la placa. A su vez, cuando se usó esta sal, la reducción del crecimiento fue más marcada para el aislado de *T. harzianum*-T35 respecto al aislado de *T. atroviride*-TME.

El área debajo de la curva de los aislados de *Trichoderma* spp. estudiados varió significativamente con el agregado de dosis crecientes de glifosato como sal de isopropilamina; sin embargo, no mostró diferencias frente al agregado de la molécula ácida. La sal de potasio tuvo efecto sobre el ADC del aislamiento de *T. atroviride* -TME, pero no sobre el ADC de *T. harzianum*-T35. Los valores de ADC de ambos aislados calculados para la dosis de 140 ppm., demostraron la mayor sensibilidad de *T. harzianum*-T35 con respecto a *T. atroviride*-TME, siendo 12.9 y 17.3, respectivamente (Figura 3).

Dosis crecientes de glifosato como ácido no afectaron significativamente el número de UFC de *Ps. fluorescens* ($p = 0,476$). En cambio dosis crecientes de sales de glifosato resultaron en una reducción significativa del número de UFC, siendo mayor en el caso de la sal de isopropilamina respecto a la sal de potasio ($p = 0.07$) (Figura 4).

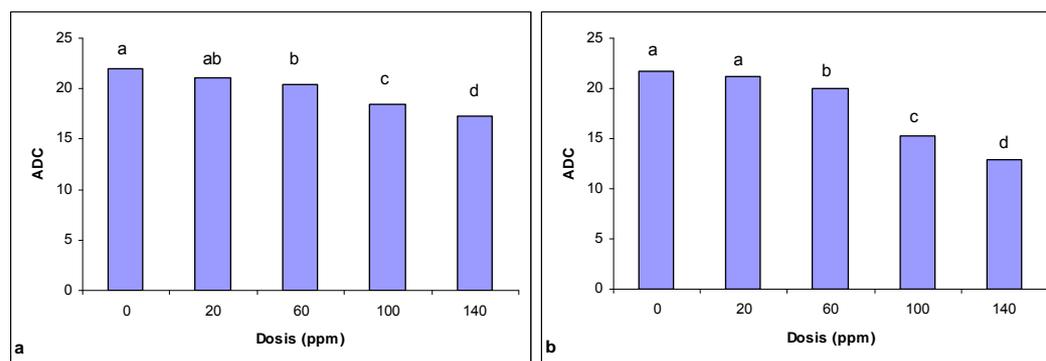


Figura 3: Área debajo de la curva de *Trichoderma* spp. en función de dosis crecientes de la sal de isopropilamina a) TME; b) T35. Valores con letras distintas son significativamente diferentes según tests de MDS ($p=0,05$).

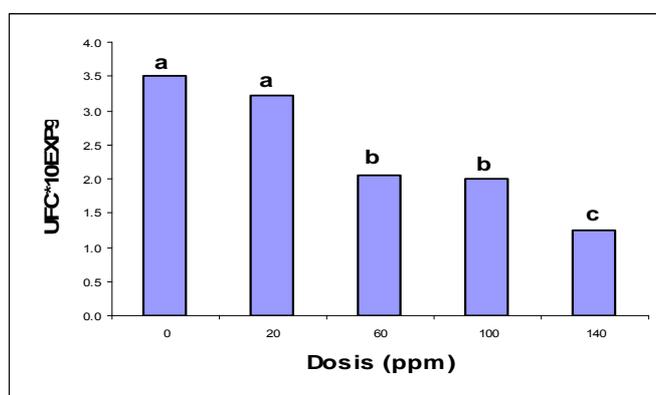


Figura 4: Unidades formadoras de colonias de *Pseudomonas fluorescens* en función de dosis crecientes de sal de isopropilamina. Valores con letras distintas son significativamente diferentes según tests de MDS ($p=0,05$).

Cultivo dual *Fusarium* spp. – *Trichoderma* spp.

La interacción de los antagonistas *T. atroviride*-TME y *T. harzianum*-T35 con los aislados de *Fusarium* spp fue diferente para las moléculas de glifosato empleadas.. La sal de isopropilamina fue la que más afectó la interacción, resultando en reducciones significativas de la variable relación área del antagonista / área del patógeno. La molécula ácida no afectó significativamente las interacciones entre *Trichoderma* spp y los patógenos *F. oxysporum* f.sp. *fragariae* y *F. solani*. El aislado T35 resultó más sensible que el TME a la aplicación de dosis crecientes de glifosato. Las dosis de 100 y 140 ppm de i.a. fueron las que más redujeron las variables analizadas.

La relación entre el área de las colonias del antagonista y el área de las colonias del patógeno se redujo con dosis crecientes de la sal de isopropilamina para los tres aislados de *Fusarium* spp., a excepción de la relación entre *T. atroviride*-TME y *F. oxysporum* f.sp. *fragariae*, que no se vio afectada (Figura 5). Esta reducción en la relación para el caso de *F. solani* se debe a una reducción inicial del área de crecimiento del antagonista y a un aumento en el área del patógeno. En tanto la reducción en la relación para el caso de *F. oxysporum* se debe a una reducción únicamente del área del antagonista.

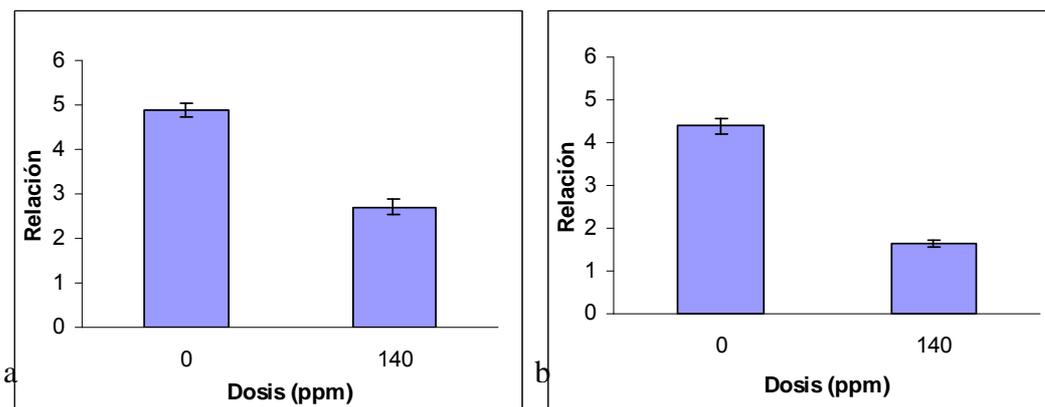


Figura 5: Relación de crecimiento del antagonista vs. el patógeno para la concentración máxima de 140 ppm de sal de isopropilamina vs. testigo sin glifosato. a) *F. solani* vs. *T. atroviride* y b) *F. solani* vs. *T. harzianum*.

Cultivo dual *Pythium debaryanum* – *Pseudomonas fluorescens*.

Las dosis mayores de glifosato ácido y de sal de isopropilamina no afectaron significativamente la interacción entre *Py. debaryanum* y *Ps. fluorescens*, medida en cm de inhibición. En contraste, dosis crecientes de sal de potasio afectaron la interacción entre *Py. debaryanum* y *Ps. fluorescens*. Los tratamientos testigo, 20 ppm y 60 ppm fueron iguales y se diferenciaron significativamente de las dosis 100 ppm y 140 ppm, las que resultaron en valores de inhibición mayores (Figura 6).

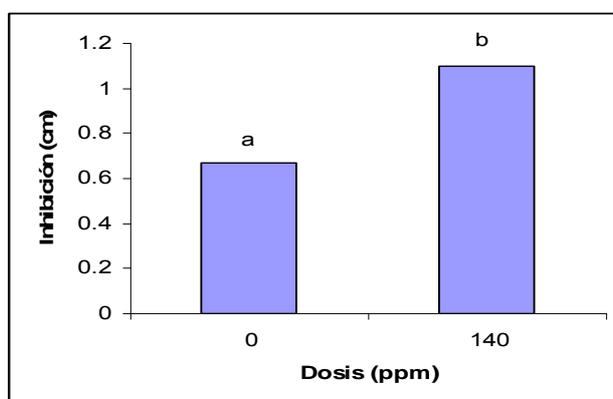


Figura 6. Interacción entre *Pythium debaryanum* y *Pseudomonas fluorescens* según tratamiento testigo y tratamiento con dosis de 140 ppm de sal de potasio. Valores con letras distintas son significativamente diferentes según tests de MDS ($p= 0,05$).

Discusión

En los experimentos descriptos, el glifosato afectó negativamente el crecimiento *in vitro* de los distintos microorganismos. Con excepción de *F. solani*, tanto el crecimiento de los patógenos como el de los antagonistas *Trichoderma* spp. se vio reducido ante el agregado de glifosato en el medio de cultivo. En ningún caso el glifosato estimuló el crecimiento radial de los aislados evaluados (fitopatógenos / benéficos). Estos resultados concuerdan con los encontrados por algunos autores que estudiaron el efecto sobre distintos hongos de suelo (Meriles *et al.*, 2006). El glifosato también afectó negativamente el número de UFC de *Ps.*

fluorescens. Kremer y Means (2009) mencionaron una disminución en las UFC de *Pseudomonas* fluorescentes de la rizósfera con el uso de glifosato.

Al comparar las tres moléculas de glifosato, se observó que la mayor reducción en el crecimiento microbiano ocurrió cuando se utilizó la sal de isopropilamina, y la menor con la molécula ácida. Cabe destacar que más del 50 % de los productos formulados contienen a la sal de isopropilamina como ingrediente activo (MGAP-DGSA, 2010). En todos los casos, las dosis que resultaron en una mayor inhibición fueron 100 y 140 ppm de i.a. El estudio del efecto directo del glifosato sobre el crecimiento microbiano no es suficiente para conocer la resultante en el estado sanitario de los cultivos. Toda práctica agronómica afecta a las comunidades microbianas del suelo y sus inter-relaciones (Garbeva *et al.*, 2004). En particular, el uso de herbicidas puede alterar el ecosistema del suelo a través de efectos directos sobre los microorganismos patógenos, antagonísticos o micorrízicos (Altman y Campbell, 1997). Por esta razón es de gran importancia no sólo determinar los efectos directos sobre cada uno de ellos, sino además sobre su interacción, para lograr una mejor estimación de lo que ocurriría en las comunidades edáficas.

Powell y Swanton (2008) propusieron posibles mecanismos directos e indirectos involucrados en promover la proliferación selectiva de algunos microorganismos patógenos en presencia del glifosato, que explican el aumento de ocurrencia de enfermedades. Los mecanismos directos incluyen la estimulación directa del crecimiento del hongo y/o la reducción en la efectividad de los antagonísticos y los mecanismos indirectos la estimulación por la alteración de los exudados radiculares y al incremento en la susceptibilidad del huésped, debida a la inhibición de la síntesis de fitoalexinas, compuestos asociados a los mecanismos de defensa de las plantas (Johal y Rahe, 1990).

La evaluación de cultivos duales *Fusarium* spp. - *Trichoderma* spp. permitió determinar un efecto inhibitorio mayor del glifosato sobre los aislados antagonísticos en relación a los patógenos. Esto se observa al analizar la caída en la variable “relación área antagonista / área patógeno”, cuando se empleó la dosis más alta de glifosato. Estos resultados sugieren que el uso del glifosato reduce la efectividad de los antagonísticos y podrían promover la ocurrencia de enfermedades causadas por *Fusarium* spp. (Powell y Swanton, 2008). Igualmente se observó una respuesta diferencial entre los dos aislados de *Trichoderma* spp. evaluados, siendo más sensible *T. harzianum* en la mayoría de los ensayos. Esta diversidad en la capacidad antagonística concuerda con la alta variabilidad inter e intra-específica encontrada en poblaciones de *Trichoderma* spp. evaluadas en sistemas de siembra directa (Perez *et al.*, 2011).

Conclusiones y perspectivas

Los resultados de este trabajo permiten establecer una relación entre el glifosato y dos de los factores primarios que determinan la sanidad de la planta: la estimulación de microorganismos fitopatógenos y la reducción en la efectividad de microorganismos antagonísticos. En ningún caso las moléculas de glifosato estimularon el crecimiento de los microorganismos evaluados patógenos y benéficos. En la mayoría de los casos dosis crecientes redujeron el crecimiento microbiano. El glifosato afectó la interacción entre *Fusarium* spp. y *Trichoderma* spp., observándose un efecto inhibitorio mayor sobre los aislados antagonísticos en relación a los patógenos. De las dos sales evaluadas, la sal de potasio fue la que menos afectó el crecimiento microbiano, existiendo un gradiente en función de la dosis utilizada.

De la discusión de los resultados obtenidos surge la necesidad de profundizar en el estudio del efecto del uso de glifosato sobre microorganismos patógenos y benéficos, así como sobre su interacción, en sistemas *in vivo*. Ello permitiría, estimar la resultante sobre el estado sanitario de los cultivos, así como definir estrategias de manejo. En futuros trabajos de investigación, será necesario estudiar el efecto de diferentes formulaciones comerciales de glifosato, incluyendo sus coadyuvantes, especialmente POEA, sobre las comunidades microbianas del suelo, particularmente sobre cultivos puros de aislados patógenos y benéficos, y su interacción. Será oportuno conducir experimentos que incluyan a la planta para evaluar los efectos indirectos del glifosato en la incidencia de enfermedades, a través de la alteración de los componentes de los exudados radiculares y del incremento en la susceptibilidad del huésped.

Bibliografía

- Altier, N. 2003. Caracterización de la población de *Fusarium oxysporum* y potencial patogénico del suelo bajo rotaciones agrícola ganaderas. Montevideo, INIA. Serie Técnica No.134:37-44.
- Altman, J.; Campbell, C.L. 1977. Effect of herbicides on plant diseases. *Annual Review of Phytopathology* 15:361–385.
- Araújo, A.; Monteiro, R.; Abarkeli, R. 2003. Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. *Chemosphere*, Oxford 52:799-804.
- Busse, M., Ratcliff, A.; Shestak, C.; Powers, R. 2001. Glyphosate toxicity and the effects of long-term vegetation control on soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry* 33:1777-1789.
- Cabrera, M. 2006. Control biológico de la fusariosis del trigo. In: Control Biológico de patógeno de plantas. Facultad de agronomía – Unidad de Educación Permanente. Uruguay Capítulo 8:115-126.
- Campbell, C.L.; Madden, L.V. 1990. Introduction to plant disease epidemiology. Wiley and Sons. USA. 532 pp.
- Díaz, R. 2003. 40 años de rotaciones: Introducción a la actividad experimental. Simposio 40 años de rotaciones agrícolas – ganaderas. INIA, Serie técnica N° 134.
- Fernández, M.R.; Selles, F.; Gehl, D.; DePauw, R.M.; Zentner, R.P. 2005. Crop Production Factors Associated with Fusarium Head Blight in Spring Wheat in Eastern Saskatchewan. *Crop Science* 45:1908-1916.
- Garbeva, P.; van Veen, J.A.; van Elsas, J.D. 2004. Microbial Diversity in Soil: Selection of microbial populations by plant and soil type and implications for disease suppressiveness. *Annual Review of Phytopathology* 42:243–70.
- García-Préchac, F.; Ernst, O.; Siri-Prieto, G.; Terra, J.A. 2004. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil Tillage Research* 77:1-13.
- Geels, F.; Schippers, B. 1983. Selection of antagonistic fluorescent *Pseudomonas* spp. and their root colonization and persistence following treatment of seed potatoes. *Phytopathologische Zeitschrift* 108:193-206.
- Johal, G.S.; Huber, D.M. 2009. Glyphosate effects on diseases of plants. *European Journal of Agronomy* 31:144–152.
- Johal, G.S.; Rahe, J.E. 1990. Role of phytoalexins in the suppression of resistance of *Phaseolus vulgaris* to *Colletotrichum lindemuthianum* by glyphosate. *Canadian Journal of Pathology* 12:225-235.
- Kremer, R.J.; Means, N.E. 2009. Glyphosate and glyphosate-resistant crop interactions with rhizosphere microorganisms. *European Journal of Agronomy* 31:153-161.
- Krzysko-Lupicka, T.; Sudol, T. 2008. Interactions between glyphosate and autochthonous soil fungi surviving in aqueous solution of glyphosate. *Chemosphere* 71:1386–1391.

- Lévesque, C.A.; Rahe, J.E.; Eaves, D.M. 1987. Effects of glyphosate on *Fusarium* spp.: its influence on root colonization of weeds, propagule density in the soil, and on crop emergence. *Canadian Journal of Microbiology* 33:354–360.
- MAP Maker. 2010. Disponible en: <http://www.mapmaker.com/download.asp>. Consultado en: agosto 2010.
- Meriles, J.; Vargas Gil, S.; Haro, R. ; March, G.; Guzmán, C. 2006. Glyphosate and Previous Crop Residue Effect on Deleterious and Beneficial Soil-borne Fungi from a Peanut – Corn – Soybean Rotations. *Journal of Phytopathology* 154:309–316.
- MGAP-DIEA. 2010. En línea: <http://www.mgap.gub.uy/Dieaanterior/Anuario2010/DIEA-Anuario-2010w.pdf>. Consultado en: abril 2011.
- MGAP – DGSA. 2010. División de Análisis y Diagnóstico. En línea: http://www.mgap.gub.uy/dgssaa/DivAnalisisDiagnostico/DAYD_PROFIT_ESTADISTI_CA.htm. Consultado en: abril 2011.
- Pérez, C.; Villar, A. 2011. Control biológico en cultivos extensivos: cuando el enfoque condiciona al éxito. Montevideo, INIA. Serie Técnica N° 189. pp. 49-62.
- Pérez, C.; De Lucca, F.; Villar, A.; Pereyra, S.; Vero, S.; Ernst, O.; Altier, N. 2011. Variabilidad inter e intraespecífica en la capacidad antagónica de cepas nativas de *Trichoderma* spp. ante *Pyrenophora tritici repentis* y *Cochliobolus sativus*. In: XXV Reunión Latinoamericana de Rizobiología. I Congreso Nacional de Microorganismos Promotores del Crecimiento Vegetal. Setiembre 4 – 9, 2011. Piriápolis, Uruguay. Libro de resúmenes. pp. 20.
- Powell, J.R., Swanton, C.J. 2008. A critique of studies evaluating glyphosate effects on diseases associated with *Fusarium* spp. *Weed Research* 48:307–318.
- Quezado-Duval, A.M.; Gazzoto Filho, A.; Leite Júnior, R.; Camargo, L.E. 2003. Sensibilidade a cobre, estreptomocina e oxitetraciclina em *Xanthomonas* spp. Asociadas à mancha-bacteriana do tomate para processamento industrial. *Horticultura Brasileira*, Brasilia. V. 21, n. 4:670-675.
- Ríos, A. 2004. Las comunidades florísticas y su comportamiento ante la intensificación agrícola. In: Resúmenes del Simposio Sustentabilidad de la intensificación agrícola en el Uruguay. INIA, Serie Actividades de Difusión 365.p. 31-38.
- Stewart, S.; Pereyra, S.; Díaz, M. 2004. El efecto de la intensificación agrícola en las enfermedades de los cultivos. In: Resúmenes del Simposio Sustentabilidad de la intensificación agrícola en el Uruguay. INIA, Serie Actividades de Difusión 365.p. 19-24.
- Wardle, D.; Parkinson, D. 1992. The influence of the herbicide glyphosate on interspecific interactions between four fungal species. *Mycology Research* 96:180–186.
- Zerbino, S. 2004. Intensificación agrícola: efecto sobre la biodiversidad y la incidencia de insectos plaga In: Resúmenes del Simposio Sustentabilidad de la intensificación agrícola en el Uruguay. INIA, Serie Actividades de Difusión 365. p. 25-30.

2.1. FACTOR DE INTENSIFICACIÓN: GLIFOSATO – SIEMBRA DIRECTA

2.1.3. INTENSIFICACION EN LAS ROTACIONES FORRAJERAS BAJO SIEMBRA DIRECTA Y SUS EFECTOS SOBRE LA PRODUCTIVIDAD DE LAS PASTURAS, EN SISTEMAS LECHEROS DEL LITORAL

Rodrigo Zarza, Henry Duran

Introducción

La lechería, en respuesta a la fuerte expansión agrícola y el sostenido crecimiento de la forestación, mantiene cierto dinamismo gracias a un creciente proceso de intensificación (Errea et al., 2011). Díaz y Durán (2011) sostienen que este proceso se ha caracterizado por la reducción del laboreo y adopción de la siembra directa, el aumento de la productividad de las pasturas y cultivos, y el aumento del ingreso de alimentos extraprediales para el rodeo lechero. Esta intensificación tecnológica necesariamente impacta sobre la sustentabilidad de los sistemas lecheros, y demanda nuevos modelos de producción basados en el conocimiento científico y local, que además de viables económicamente, reduzcan la degradación de los recursos naturales.

La siembra directa (SD) es una alternativa al excesivo laboreo del suelo, tradicionalmente empleado en la cuenca lechera, y contribuye a minimizar la degradación del mismo. En Uruguay la adopción de esta tecnología comenzó a fines de los 80, en el año 2005 el 46% de los productores la han adoptado, de los cuales el 58% la realiza sistemáticamente (nunca hacen laboreo). Los productores que realizan SD poseen mayor superficie lechera y productividad (Ernst et al., 2007).

La escasa persistencia de las leguminosas y el aumento de las malezas obligan a la inclusión de cultivos anuales en las rotaciones, aumentando los costos y reduciendo el área de pastoreo en cada estación (Durán, H. 1992). Las praderas viejas degradadas, constituyen una de las situaciones más comunes y difíciles para la reinstalación de praderas en SD. Esto se debe al alto volumen de materia seca de *Cynodon dactylon* presente durante el verano y a la compactación generada por el pisoteo de los animales (Lazbal, 2004). La situación anterior se ve agravada cuando se suma el factor alelopatía de alfalfa y se sugieren rotaciones o intervalos de al menos 12 meses entre dos siembras de la especie (Jennings y Nelson, 2002).

El objetivo de este trabajo fue evaluar en siembra directa, tres intensidades de manejos sobre la producción de forraje de dos mezclas tradicionales y estimar los costos de cada uno de los manejos propuestos.

Materiales y Métodos

El trabajo se realizó en la Unidad de Lechería de INIA La Estanzuela, Colonia, Uruguay (43°20'S, 57°41'W, 81 m.s.n.m) sobre un brunosol eutrítico típico (Cuadro 1). En el año 2006 (Experimento 1: E1) y en el año 2007 (Experimento 2: E2), sobre una pradera permanente de alfalfa, lotus, trébol blanco y dactylis, se definieron 3 manejos con grado creciente en la intensidad de uso del suelo: M1: mantener la pradera durante todo el 4to año, M2: mantener la pradera de cuarto año hasta el mes de agosto, quemar y sembrar un verdeo de verano en Octubre y M3: al inicio del cuarto año (febrero) quemar e instalar un verdeo de invierno en

abril, y en Octubre instalar un verdeo de verano. En el Cuadro 2 se presentan las especies y densidades de siembra empleadas.

Para determinar el efecto de la intensidad de los tres manejos, sobre cada uno se instaló una pradera bianual (P1) o una plurianual (P2). Al término del segundo año sobre la pradera corta se instaló una gramínea bianual para capitalizar el aporte de nitrógeno de P1 y permitir la evaluación sincrónica con la P2 al final del cuarto año. La siembra de las praderas se realizó durante el mes de mayo en forma asociada con trigo, que se cosechó en noviembre con destino a reservas. En cada combinación de manejo x pastura se determinó la productividad anual y total acumulada en durante 3 años, la composición botánica y los costos de producción.

La productividad se determinó sobre la fase de pastura (P1, P2), no se consideraron los verdeos ni el aporte de la pradera de cuarto año, y se iniciaron en el verano siguiente, luego de retirar el trigo. El forraje disponible se determinó mediante el corte de 3 áreas al azar de 1,6 m² cada una, con una cortadora experimental con bolsa colectora tipo Honda, dejando una altura de forraje remanente de 5 cm. La composición botánica del forraje disponible se efectuó a partir de una muestra compuesta de 3 cuadros de 20*50 cm cortados a tijera en la zona adyacente al corte con Honda, respetando la misma altura de remanente.

Los costos de producción por hectárea se estimaron en base a las labores realizadas y los insumos empleados, tomando como referencia los precios en dólares de DIEA-MGAP de julio de 2011 (Cuadro 3). Posteriormente se calculó el costo del kilo de materia seca producido en cada una de los manejos.

El diseño experimental fue de bloques completos al azar, con 6 tratamientos (3 manejos x 2 pasturas) y 4 repeticiones (Figura 1). Las parcelas fueron de 564 mts². Los cultivos forrajeros se instalaron bajo Siembra Directa en líneas con distancia entre surcos de 19 cm. El área experimental se manejo dentro del área de pastoreo de la unidad, por lo que luego de realizadas la evaluaciones el rodeo del tambo tenía acceso a las pasturas (carga: 60 a 80 vacas lecheras/ha).

Cuadro 1. Propiedades químicas del suelo al inicio del experimento.

Profundidad (cm)	C org (%)	N (%)	Bray I (mgP/g)	pH (H ₂ O)	PMN (mg/kg N-NH ₄)
Experimento 1					
0 - 7.5	2,31	0,25	26,4	5,3	108
7.5 – 15	1,65	0,17	4,0	5,4	4
Experimento 2					
0 - 7.5	2,89	0,28	35,7	5,5	201
7.5 – 15	2,00	0,19	8,2	5,8	25

Cuadro 2. Descripción de las pasturas sembradas y densidadde siembra empleada.

Tipo de Pastura	Especie-Cultivar	Densidad (kilos/ha)
Verdeo Invierno	<i>Avena byzavtina</i> ; Est. 1095	120
Verdeo Verano	Sudan grass; Est. COMIRAY	25
Pradera bianual (P1) asociada (trigo)+gramínea bianual	<i>Bromus catgarticus</i> ; INIA LEONA	15
	<i>Trifolium pratense</i> ; LE 116	18
	<i>Festulolium</i> INIA Merlín	20
Pradera plurianual (P2) asociada (trigo)	<i>Medicago Sativa</i> ; Crioula	12
	<i>Lotus corniculatus</i> ; San Gabriel	8
	<i>Trifolium repens</i> ; Est. Zapican	1
	<i>Dactylis</i> ; INIA LE OBERON	12

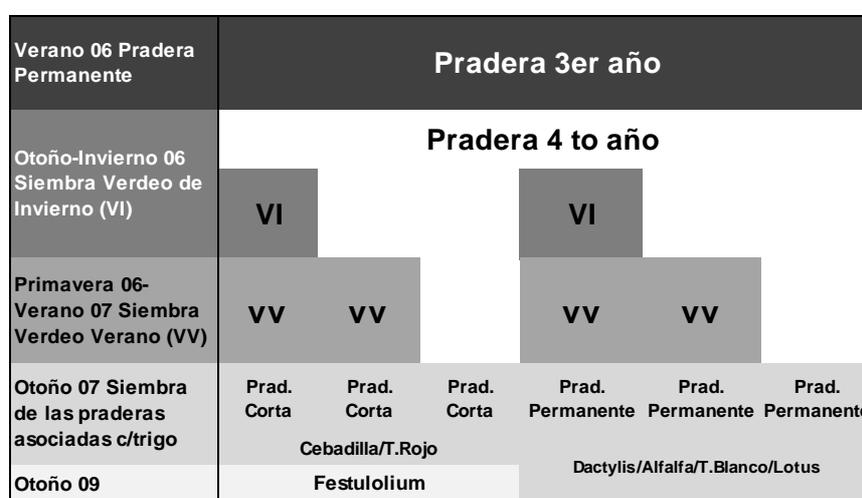


Figura 1. Detalle de los seis tratamientos (combinación de Manejo x Pastura) aplicados en los experimentos. Las fechas que se presentan corresponden al Experimento 1. (M1: mantener la pradera durante el 4to ; M2: quemar la pradera en julio y sembrar un verdeo de verano en setiembre, M3: quemar la pradera en febrero e instalar un verdeo de invierno en abril y luego un verdeo de verano en octubre; Pradera corta = P1: Pradera corta + gramínea bianual; Pradera permanente = P2)

Cuadro 3. Costo/ha de las diferentes opciones, donde se incluyen los insumos en kilos o litros/ha y el número de labores necesario para la instalación de los cultivos.

Id	Concepto	Etapa	Costo por unidad de U\$S	VIVVP2		VIVVP1		VVP2		VVP1		P2		P1	
				L/kg/n°	U\$S/ha										
Insumos	Glifosato	VI	5,1	6	30,5	6	30,5								
	Avena	VI	0,6	100	60,0	100	60,0								
	F.Amonio	VI	0,7	100	73,0	100	73,0								
Labores	Urea	VI	0,6	80	50,4	80	50,4								
	Pulverización	VI	10,0	2	20,0	2	20,0								
	Siembra	VI	50,0	1	50,0	1	50,0								
	Refertilización	VI	9,0	1	9,0	1	9,0								
Insumos	Glifosato	VV	5,1	3	15,3	3	15,3	6	30,5	6	30,5				
	Sudan	VV	1,5	20	29,0	20	29,0	20	29,0	20	29,0				
	F.Amonio	VV	0,7	100	73,0	100	73,0	100	73,0	100	73,0				
Labores	Urea	VV	0,6	60	37,8	60	37,8	60	37,8	60	37,8				
	Pulverización	VV	10,0	1	10,0	1	10,0	2	20,0	2	20,0				
	Siembra	VV	50,0	1	50,0	1	50,0	1	50,0	1	50,0				
	Refertilización	VV	9,0	1	9,0	1	9,0	1	9,0	1	9,0				
Insumos	Glifosato	PP / PC	5,1	3	15,3	3	15,3	3	15,3	3	15,3	6	30,5	6	30,5
	Trigo	PP / PC	0,6	70	38,5	70	38,5	70	38,5	70	38,5	70	38,5	70	38,5
	Dactylis	PP / PC	5,5	12	66,0		0,0	12	66,0		0,0	12	66,0		0,0
	Alfalfa	PP / PC	9,0	15	135,0		0,0	15	135,0		0,0	15	135,0		0,0
	Lotus Draco	PP / PC	10,0	8	80,0		0,0	8	80,0		0,0	8	80,0		0,0
	T.Blanco	PP / PC	6,7	2	13,4		0,0	2	13,4		0,0	2	13,4		0,0
	Cebadilla	PP / PC	2,4		0,0	20	48,0		0,0	20	48,0		0,0	20	48,0
	T.Rojo	PP / PC	7,0		0,0	8	56,0		0,0	8	56,0		0,0	8	56,0
	Inoculante	PP / PC		1	5,3	1	1,7	1	5,3	1	1,7	1	5,3	1	1,7
	F.Amonio	PP / PC	0,7	100	73,0	100	73,0	100	73,0	100	73,0	100	73,0	100	73,0
	Urea	PP / PC	0,6	50	31,5	50	31,5	50	31,5	50	31,5	50	31,5	50	31,5
	Preside	PP / PC	31,0	0,35	10,9	0,35	10,9	0,35	10,9	0,35	10,9	0,35	10,9	0,35	10,9
	Venceweed	PP / PC	14,5	0,8	11,6	0,8	11,6	0,8	11,6	0,8	11,6	0,8	11,6	0,8	11,6
Labores	Pulverización	PP / PC	10,0	2	20,0	2	20,0	2	20,0	2	20,0	3	30,0	3	30,0
	Siembra	PP / PC	50,0	1	50,0	1	50,0	1	50,0	1	50,0	1	50,0	1	50,0
	Ensilado (Todo Inc.)	PP / PC	230,0	1	230,0	1	230,0	1	230,0	1	230,0	1	230,0	1	230,0
	Refertilización	PP / PC	9,0	1	9,0	1	9,0	1	9,0	1	9,0	1	9,0	1	9,0
Insumos	Glifosato	GP	5,1		0,0	3	15,3		0,0	3	15,3		0,0	3	15,3
	Festulolium	GP	3,0		0,0	20	60,0		0,0	20	60,0		0,0	20	60,0
	Pulverización	GP	10,0		0,0	1	10,0		0,0	1	10,0		0,0	1	10,0
Labores	Siembra	GP	50,0		0,0	1	50,0		0,0	1	50,0		0,0	1	50,0
Total Rotación U\$S/ha				1307		1248		1039		980		815		756	
Glifosato aplicación fraccionada 4 + 2				1307		1248		1039		980		815		756	

Fuente: Boletín de precios e insumos agropecuarios DIEA-MGAP Julio 2011

Resultados y discusión

Producción de Forraje

En el Experimento 1 la mayor producción de forraje acumulada se obtuvo con los manejos que incluyeron verdeos (M2 y M3), los cuales que fueron similares entre sí y superiores en 15% al manejo que mantuvo la pradera durante el 4to año (M1). Al analizar la producción anual de forraje se ve que el efecto de los manejos M2 y M3 se mantiene durante los dos primeros años, no encontrándose diferencias en el tercer año de evaluación. En el Experimento 2 se mantienen las tendencias del E1, con una producción de forraje acumulada promedio de los manejos con verdeos 20% superior a la del M1, y con efectos que se atenúan al segundo y tercer año. En lo que se refiere a las pasturas (P1 y P2), en ambos experimentos la mayor productividad fue alcanzada por la pastura permanente (Cuadro 4).

Cuadro 4: Producción de forraje anual y acumulada para los tres manejos y las dos pasturas evaluadas en el experimento 1 (E1) y experimento 2 (E2).

E1 - Producción de forraje (kg MS / ha)				
	2008	2009	2010	Total
Manejo 1	5496	11727	6689	23912
Manejo 2	6102	13363	7119	26584
Manejo 3	7044	13575	7195	27814
<i>Pr>F</i>	0.0037	0.0069	ns	0.0004
<i>MDS</i>	816	1147	---	1605
<hr/>				
Pastura 1	4411	12198	7036	23645
Pastura 2	8017	13578	6966	28561
<i>Pr>F</i>	0.0001	0.0067	ns	0.0001
<i>MDS</i>	666	936	---	1311
<hr/>				
E2 - Producción de forraje (kg MS / ha)				
	2009	2010	2011	Total
Manejo 1	10062	6682	4074	20818
Manejo 2	11751	7319	4883	23953
Manejo 3	12612	7980	5323	25915
<i>Pr>F</i>	0,0383	0,0494	0,0258	0,0163
<i>MDS</i>	1934	1017	879	330
<hr/>				
Pastura 1	10347	4152	4198	18698
Pastura 2	12603	10502	5322	28426
<i>Pr>F</i>	0,0082	0,0001	0,0045	0,0001
<i>MDS</i>	1579	830	718	2701

El promedio de rendimiento acumulado para los experimentos (E1 y E2) considera para M2 y M3 un rendimiento 7500 kgMS/ha y 10500 kgMS/ha para los verdes de invierno y verano respectivamente. En M2 se estimó un rendimiento promedio de la pradera de cuarto año de 800 kgMS/ha y 2500 kgMS/ha en M1. En la fase de pastura con la pradera bianual (P1) y Festulolium, M3 y M2 lograron un 56% y 39% más de forraje en comparación con M1 respectivamente (Figura 2). Para la siembra de la pradera plurianual (P2), se da un comportamiento similar donde M3 y M2 alcanzaron producciones que superaron a M1 en 67% y 37% respectivamente.

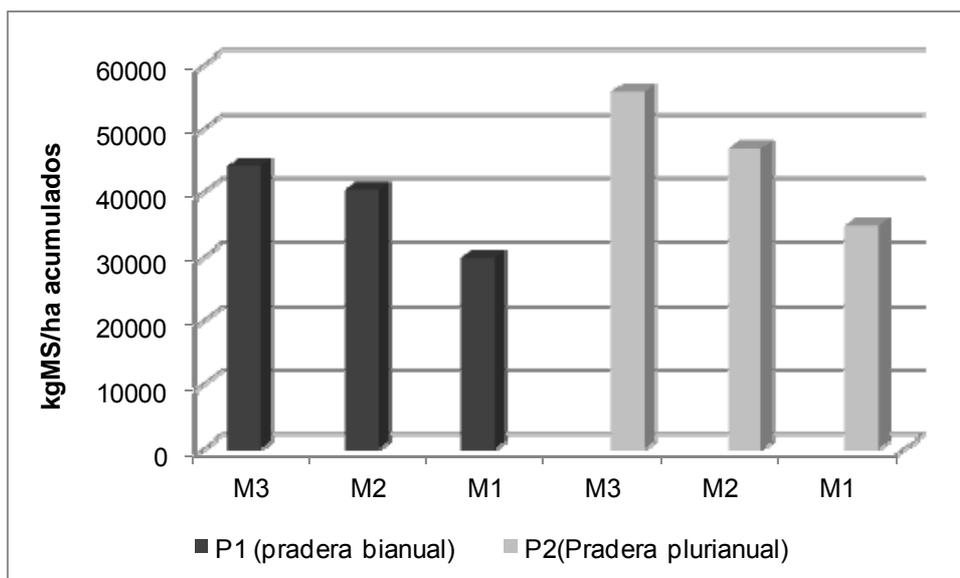


Figura 2. Producción de forraje acumulada (kgMS/ha) para cada manejo, considerando las dos praderas instaladas (bianual y plurianual).

Al comparar los rendimientos promedios de las praderas P1 y P2 de los dos experimentos con los descriptos por Formoso (2011) y Castro (2011), se observa que salvo para el segundo año de P1 donde se registro un 45 % menos de producción, el resto de los rendimientos son similares o mayores (Figura 3). Esta diferencia en P1 se debe al número de cortes realizados, en el E1 (2008) solo se evaluaron 4 cortes mientras que en el E2 (2009) fueron 6. Si solo se considera la producción de E2 para P1 la diferencia se reduce un 24%.

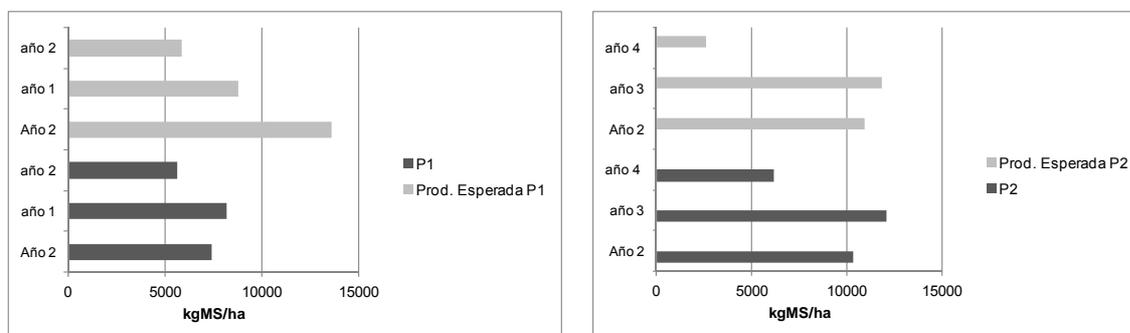


Figura 3. Producción de forraje (kgMS/ha) esperada y promedio real de E1y E2. Gráfica izquierda: segundo año de la pradera bianual (P1) y los 2 años de producción de Festulolium. Gráfica derecha: segundo, tercer y cuarto año de la pradera plurianual (P2).

Composición botánica.

La composición botánica de cada pastura (P1 y P2) se determinó simultáneamente a estimación de producción. En promedio las leguminosas representaron para los manejos M2 y M3 un 56% y las gramíneas 28 %; mientras que M1 presentó un 44% de leguminosas, y un 30% de gramíneas. En cuanto a las malezas el manejo 1 alcanzó niveles cercanos al 30%, mientras que M2 y M3 apenas superaron el 15%. (Figura 4).

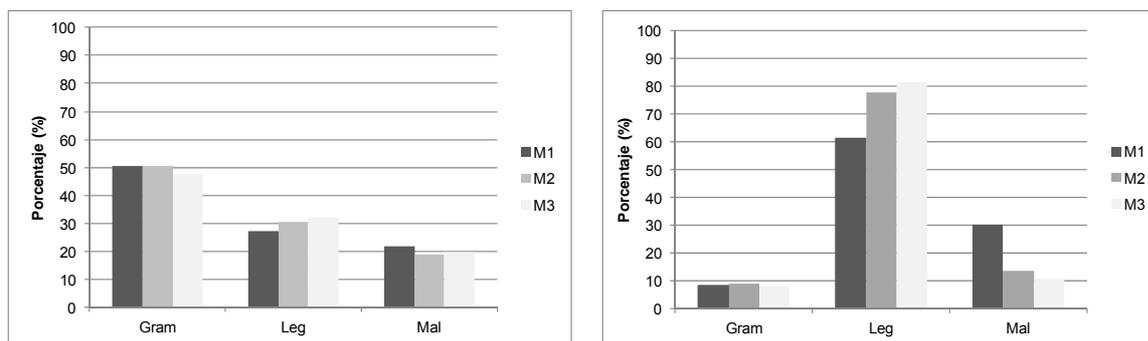


Figura 4. Composición botánica (%) promedio para E1 y E2 de la mezcla P1 (gráfica izquierda) y de la mezcla P2 (gráfica derecha). Gram: gramíneas, Leg: leguminosas, Mal: malezas.

Días aptos para el pastoreo

En la Figura 5, se observa que los manejos más intensivos tienen menos días de pastoreos efectivos al aumentar la superficie en barbecho, lo cual es importante en los sistemas de perfil más pastoril. La utilización de praderas de duración corta tipo P1, aumenta esta pérdida en comparación a las de mayor duración.

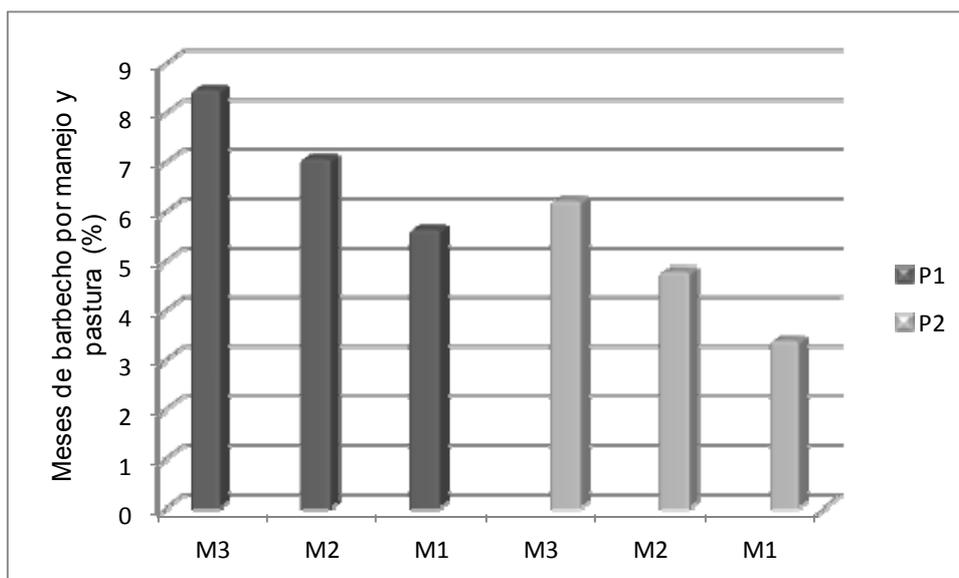


Figura 5. Disminución en el número de días aptos para pastoreo por manejo y tipo de pradera expresado como porcentaje en meses de barbecho.

Costos de producción

Los costos de producción de materia seca son similares para los distintos manejos, independientemente del tipo de mezcla evaluado (Cuadros 5 y 6).

Cuadro 5. Producción de forraje total acumulada, costo¹ por hectárea y costo del kilo de forraje producido/ha para el Experimento 1.

kg MS/ha producidos a partir de la instalación de los manejos: M1, M2 y M3	VI			VI		
	vv	vv	P4	vv	vv	P4
	P1	P1	P1	P2	P2	P2
	Cebadilla/T.Rojo Festulium			Dactylis/Alfalfa/T.Blanco/Lotus		
	47385	42198	30652	55243	45567	34173
Costo Rotación U\$/ha	1248	980	756	1307	1039	815
U\$/kg MS	0,026	0,023	0,024	0,024	0,022	0,023

¹ Costos calculados en base a la tabla 2 y rendimiento acumulado de cada manejo.

Cuadro 6. Producción de forraje total acumulada, costo¹ por hectárea y costo del kilo de forraje producido/ha para el Experimento 2.

kg MS/ha producidos a partir de la instalación de los manejos: M1, M2 y M3	VI			VI		
	vv	vv	P4	vv	vv	P4
	P1	P1	P1	P2	P2	P2
	Cebadilla/T.Rojo Festulium			Dactylis/Alfalfa/T.Blanco/Lotus		
	41146	36504	26146	56086	46003	32490
Costo Rotación U\$/ha	1248	980	756	1307	1039	815
U\$/kg MS	0,030	0,027	0,029	0,023	0,023	0,025

¹ Costos calculados en base a la tabla 2 y rendimiento acumulado de cada manejo.

Conclusiones

Los resultados obtenidos permiten establecer que la productividad de las pasturas fue sensible a los manejos impuestos, lográndose mayores producciones a medida que el nivel de intensificación aumentó independientemente de la mezcla utilizada. Sin embargo no se detectaron diferencias en el establecimiento del cultivo de trigo como acompañante.

El enmalezamiento, presentó un comportamiento inverso al de la producción de forraje, disminuyendo a medida que se aumenta el número de cultivos. Al considerar el volumen de glifosato utilizado en los distintos manejos, M3 y M2 utilizan 13,5 y 12,5 lts/ha mientras que M1 en promedio utilizó 10,5 lts/ha. Los manejos que incluyen praderas cortas tienen un mayor riesgo de enmalezamiento debido a que hacia finales del segundo año la estructura del tapiz se cambia debido a la muerte de plantas y queda más expuesta al ingreso de gramilla. Donde se manejan praderas de larga duración y especialmente en base a Alfalfa como leguminosa predominante, estos riesgos disminuyen por una mayor cobertura y competencia de los componentes sembrados frente a las malezas, principalmente durante el verano.

Los manejos M3 y M2 requieren una inversión de capital mayor respecto a M1 al momento de instalación, sin embargo la mayor producción de éstos permite que no existan diferencias en los costos del kilo de forraje producido. En términos generales, la inclusión de verdeos en la rotación es una alternativa productiva viable cuando la disponibilidad de tierra es escasa, generando un aumento en la producción de forraje, manteniendo el mismo costo que aquellos manejos menos intensivos.

Bibliografía

- Castro, M. 2012. Gramíneas bianuales: cultivares evaluados en Uruguay durante 2011. In: Resultados experimentales de la evaluación nacional de cultivares de especies forrajeras anuales, bianuales y perennes: período 2011. La Estanzuela, INASE/INIA. p.23-26
- DIEA-MGAP 2011. Boletín de precios, productos e insumos, bienes de capital y servicios del sector agropecuario. <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,56,O,S,0,MNU;E;2;16;10;6;MNU>
- Díaz, R.; Durán, H. 2011. Secuestro de carbono en suelos de sistemas agrícola-lecheros mixtos en Uruguay. *Agrociencia Uruguay - Volumen 15 2*:109-119.
- Durán, H. 1992. Productividad y alternativas de rotaciones forrajeras para producción de leche. *Investigaciones Agronómicas*, Número 1, Tomo II, 192.
- Ernst, O. 1, Siri-Prieto, G. 1, Bentancur, O. 2, Carballo, C. 3, Lazbal, E. 2007. Siembra directa en sistemas lecheros: evolución y situación actual en el Uruguay. *Agrociencia Vol XI N° 2* pág. 78 – 86
- Errea, E. Peyrou, J. Secco, J. Souto, G 2011. Transformaciones en el agro uruguayo: nuevas instituciones y modelos de organización empresarial. Montevideo: Universidad Católica del Uruguay, 204 p. ISBN 978-9974-631-35-9
- Formoso, F. 2011. Manejo de mezclas forrajeras y leguminosas puras. Producción y calidad de forraje. Efectos del estrés ambiental e interferencia de gramilla (*Cynodon dactylon*, (L) PERS.) Serie Técnica 188, 301p.
- Jennings J.A.; Nelson C.J.. 2002. Rotation interval and pesticide effects on establishment of Alfalfa after Alfalfa. *Agronomy Journal*, vol. 94, no4, 786-791
- Lazbal, E. (Ed) 2004. Siembra Directa en Lechería. Boletín de divulgación N° 86. INIA La Estanzuela, 32 p.

Palabras claves: intensificación, productividad, pasturas, sistemas lecheros

2.2. FACTOR DE INTENSIFICACIÓN: TRANSGÉNICOS

2.2.1. IMPACTO DEL USO DE MAÍZ Bt EN LAS COMUNIDADES DE INSECTOS PLAGA Y BENÉFICOS

Stella Zerbino

Introducción

En Uruguay, desde el año 2002 se ha desarrollado un proceso de intensificación y expansión agrícola. Uno de los cambios tecnológicos asociados a este proceso es el uso de cultivos transgénicos (García et al., 2010). El impacto potencial de tecnología transgénica en el ambiente hace necesario adoptar una actitud cautelosa. Los posibles efectos adversos están determinados por la combinación específica en el cultivo de: el transgén (o transgenes), la característica modificada (o características), la especie receptora, el ambiente dónde será liberado y el manejo del paquete tecnológico asociado al cultivo (Borsani et al., 2010).

Diferentes autores han discutido acerca de los riesgos potenciales que los cultivos transgénicos representan para los ambientes receptores. Se pueden establecer las siguientes subcategorías: i) riesgo de que el propio cultivo transgénico se transforme en una especie invasora o maleza, ii) riesgos derivados de la transferencia genética, y iii) riesgos sobre organismos no blanco.

Los riesgos sobre *organismos no blanco* (ONB) se refieren a los impactos potenciales no intencionales de la introducción de un cultivo transgénico en el ambiente receptor y sus componentes. En el caso particular de las plantas transformadas con genes de *Bacillus thuringiensis* (plantas Bt), se destacan: los efectos no previstos sobre insectos fitófagos no blanco, los efectos en la cadena trófica debido a efectos de las toxinas Bt en los enemigos naturales de las plagas que generan disrupción del control natural, los efectos de la acumulación de toxinas Bt en el suelo por fijación a arcillas y ácidos húmicos, y modificaciones en el valor adaptativo (*fitness*) de los organismos no blanco. Los efectos sobre ONB pueden ser por la transferencia de las toxinas Bt, ya sea desde las presas a sus predadores, o por su alimentación y la de los parasitoides con polen de las plantas que las contienen (Borsani et al., 2010).

Hasta el presente, la mayoría de los estudios de campo han demostrado pequeños o nulos efectos negativos de los cultivares transgénicos en los ONB (Sisterson et al, 2007). En un estudio sobre el impacto de cultivares Bt sobre predadores y parasitoides realizado por Fontes et al. (2002), los resultados indican que en su mayoría los efectos fueron neutros o positivos, aunque la existencia de algunos casos negativos alerta sobre la necesidad de incrementar el número y el rango de situaciones bajo análisis. Marvier *et al* (2007), de un análisis de 42 experimentos de campo concluyen que los ONB son generalmente más abundantes en los campos de algodón Bt y maíz Bt, en comparación con los correspondientes cultivos convencionales manejados con insecticidas, mientras que cuando el contraste se realiza entre algodón Bt y cultivos de algodón sin uso de insecticidas, algunas categorías taxonómicas son menos abundantes en el primero. En algunos casos, no ha sido posible explicar si la menor abundancia de artrópodos no blanco detectada en los cultivos Bt, en comparación con los cultivos convencionales, se debió a efectos tóxicos de los cultivos transgénicos o a la menor abundancia de sus presas. Mientras que la ausencia de diferencias en la abundancia de invertebrados se asume como señal de seguridad ambiental, cuando se encuentran diferencias significativas resulta difícil

interpretar si las mismos se traducen en cambios ecológicamente importantes (Marvier et al. 2007).

Para obtener adecuados niveles de control y un mayor espectro de acción, se buscan plantas transgénicas con altos niveles de expresión de las toxinas, lo cual expone las larvas a altas dosis tóxicas y aumenta el riesgo de desarrollo de resistencia (Lambert & Peferoen, 1992). La alta presión de selección ejercida por la expresión de la actividad de las toxinas incorporadas es una preocupación importante para los investigadores y las industrias involucradas (McGaughey & Whalon, 1992). En la actualidad, las investigaciones han buscado anticipar la aparición de la resistencia en el campo, desarrollando estrategias de manejo. La combinación de áreas de cultivos transgénicos con áreas de refugio, se presenta como la mejor táctica de manejo para la disminución de la evolución de la resistencia en el corto plazo (Whalon, 1995). Esta táctica tiene dos objetivos básicos: a) reducir la diferencia de valor adaptativo entre los insectos susceptibles y resistentes, b) reducir el grado en que el insecto resistente puede transmitir su característica fenotípica a la descendencia. En el cultivo de maíz Bt, la forma de la distribución del refugio en el campo puede afectar la eficiencia de la práctica en relación a la disminución de la evolución de la resistencia del insecto (Alstaad y Andow, 1995; Ives, 1996).

La instalación de áreas refugio junto a los cultivos de maíz Bt fue adoptada en Uruguay por resolución de la Dirección Nacional de Medio Ambiente, con posterioridad a la liberación de los eventos MON 810 y BT 11. En el país hasta el año 2006, la información proveniente de seguimientos sistemáticos de cultivos comerciales era escasa. Con el objetivo de generar información local de las poblaciones de insectos plagas, controladores naturales y fitófagos de importancia secundaria, se estableció un monitoreo de cultivos de maíz en el área transgénica y en el refugio.

Materiales y Métodos

Durante tres años se realizó el seguimiento periódico de cuatro cultivos en los departamentos de Colonia y San José, dos cultivos en siembra temprana y dos en tardía (Zerbino, 2006; 2007; 2008). En el cuarto año (2008-2009) se amplió el número de cultivos y los departamentos muestreados, reduciendo el número de visitas a dos: una en desarrollo vegetativo y otra en desarrollo reproductivo. Se muestrearon 26 cultivos: 17 en el departamento de Colonia, 3 en Flores y 6 en Durazno (Zerbino 2009).

Determinaciones a campo.

En cada cultivo se establecieron en 20 estaciones de muestreo determinadas al azar, mediante recorrido en zig-zag del área, se revisaron 20 plantas en cada una para determinar: estadio fenológico del cultivo e intensidad del daño durante el período vegetativo por escala visual, donde 0 - Plantas sin hojas dañadas, 1 - Plantas con cogollo destruido, y 5 - Plantas muertas (Carvalho, 1970). Adicionalmente, en cada una de esas estaciones de muestreo, se cortaron cinco plantas para la revisión completa, tomándose los siguientes registros: nº de larvas de *Spodoptera Frugiperda* / planta, estadio de desarrollo de las larvas, nº enemigos naturales / planta: Tijereta (Dermaptera, Forficulidae) y *Orius* sp (Hemiptera, Anthocoridae); nº fitófagos secundarios: Trips y *Diabrotica* sp (en el momento de la polinización), nº de cocones / planta (*Campoletis* sp, etc.).

Previo a cosecha se evaluó en 20 estaciones de muestreo el daño en las espigas (:0- sin daño, 1- daño en la punta, y longitud del daño (cm) en hileras), y el daño ocasionado por *Diatraea saccharalis* mediante el nº de galerías y el nº de larvas en galerías. El número de plantas evaluadas varió entre 5 a 10, dependiendo del año en que se realizó el muestreo.

Determinaciones en laboratorio.

De cada área de muestreo, se envió al laboratorio un máximo de 50 larvas para establecer el nivel de parasitismo. Se determinó: n° de larvas parasitadas, emergencia de parasitoides, viabilidad de parasitoides, estadio larval al momento de la muerte, porcentaje de parasitismo. Además se identificaron los parasitoides predominantes.

Principales resultados y conclusiones

La densidad poblacional de larvas y de depredadores totales varió entre localidades y épocas de siembra. Los mayores y menores valores de lectura de daño, porcentaje de plantas dañadas por *S. frugiperda* y daño en mazorca en los cultivos genéticamente se registraron respectivamente en Durazno y Colonia.

Durante el período vegetativo, la presencia de larvas de *S. frugiperda*, y en consecuencia la lectura de daño y el porcentaje de plantas atacadas por este insecto fue menor en los cultivares con evento Bt que en los correspondientes refugios. El número de larvas y los daños provocados en planta, fueron menores en siembras de época normal (octubre-noviembre) que en los de época tardía (fin de diciembre-enero). Las diferencias entre materiales transgénico y refugio, fueron menores en las siembras tardías respecto a las tempranas. El estadio de desarrollo de las larvas de *S. frugiperda* fue significativamente mayor en el área de refugio que en el área de maíz Bt.

Las evaluaciones durante la fase reproductiva indican que el número de larvas y el daño por mazorca fue significativamente menor en los cultivares genéticamente modificados. También el número de larvas de *D. saccharalis*, las de galerías por tallo, y el porcentaje de plantas con galerías fue significativamente menor en los cultivos genéticamente modificados.

El número de depredadores por planta en cultivares genéticamente modificados y refugios fue similar. Existieron diferencias entre localidades en cuanto a especies predominantes. Generalmente *Orius* sp. predominó en la fase vegetativa, mientras que en algunos casos *Doru* sp los hizo en la fase reproductiva.

De las especies plaga evaluadas, *S. frugiperda* fue la especie que registró la mayor cantidad de larvas parasitadas, si bien la incidencia de los parasitoides de *S. frugiperda* fue muy baja en la mayoría de las situaciones de muestreo. En los refugios se registró más parasitismo que en los materiales transgénicos. El porcentaje de parasitismo y el parasitoide predominante fue variable con las localidades.

Bibliografía

- Alstaad, D.N.; Andow, D.A. 1995. Managing the coevolution of insect resistance to transgenic plants. *Science*. 268:1394-1396.
- Borsani, O.; Castiglioni, E.; Chiappe, M.; Ferenczi, A.; García, F.; Pritsch, C.; Speranza, P. 2010. Biotecnología moderna, cultivares transgénicos y proceso de adopción en Uruguay. En: García Préchac, F.; Ernst, O.; Arbeletche, P.; Pérez Bidegain, M.; Pritch, C.; Ferenczi, A.; Rivas, M. Intensificación Agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. UdelaR. CSIC. Colección Art. 2. Cap. 2. p. 29-66.

- Carvalho, R.P.L. 1970. Danos, flutuação da população, controle e comportamento de *Spodoptera frugiperda* (J.E. Smith, 1797) e susceptibilidade de diferentes genótipos de milho, em condições de campo. Tese Doutorado. Piracicaba, ESALQ-USP, 170p.
- García Préchac, F.; Ernst, O.; Arbeletche, P.; Pérez Bidegain, M.; Pritch, c.; Ferenczi, A.; Rivas, M. 2010. Intensificación Agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. Introducción. UdelaR. CSIC. Colección Art. 2. p. 11-12.
- Fontes, E.M.G.; Pires, C.S.S; Sujii, E.R.; Panizzi, A.R. 2002. The environmental effects of genetically modified crops resistant to insects. *Neotropical Entomology* 31:497-513.
- Ives, A. R. 1996. Evolution of insect resistance to *Bacillus thuringiensis*-transformed plants. *Science*. 273:1412-1413.
- Lambert, B.; Peferoen, M. 1992. Insecticidal promise of *Bacillus thuringiensis*. Facts and mysteries about a successful biopesticide. *BioScience*. 42:112-122.
- Marvier, M.; McCreedy, Ch.; Regetz, J.; Kareiva, P. 2007. A meta-analysis of effects of Bt cotton and maize on nontarget invertebrates. *Science* 316:1475-1477.
- McGaughey, W.H.; Whalon, M.E. 1992. Managing insect resistance to *Bacillus thuringiensis* toxins. *Science*. 258:1451-1455.
- Sisterson, M.S.; Carrière, Y.; Dennehy, T.J.; Tabashnik, B.E. 2007 Nontarget effects of transgenic insecticidal crops: implications of source-sink population dynamics. *Environmental Entomology* 36(1):121-127.
- Whalon, M.E., Wierenga, J.M., Hokkanen, H.M.T. (ed.), Deacon, J. 1994. *Bacillus thuringiensis* resistant Colorado potato beetle and transgenic plants: some operational and ecological implications for deployment. *Biocontrol-Science-and-Technology*. 4:555-561.
- Zerbino, M.S. 2006. Informe del monitoreo de chacras comerciales con evento Bt. 14 p.
- Zerbino, M.S. 2007. Informe del monitoreo de chacras comerciales con evento Bt (2006/2007). 24 p.
- Zerbino, M.S. 2008. Informe del monitoreo de chacras comerciales con evento Bt (2007/2008). 13 p.
- Zerbino, M.S. 2009. Informe del monitoreo de chacras comerciales con evento Bt (2008/2009). 7p.

2.2. FACTOR DE INTENSIFICACIÓN: TRANSGÉNICOS

2.2.2. DETERMINACIÓN DE LAS CURVAS DE DESCOMPOSICIÓN A CAMPO DE RESIDUOS DE MAÍCES Bt Y CONVENCIONALES.

Stella Zerbino

Introducción

Luego de la cosecha del grano permanecen en el campo entre dos y seis toneladas de residuos del cultivo de maíz (Zwahlen et al., 2003). El incremento en el uso de maíz Bt ha generado preocupación por los posibles efectos en los procesos ecosistémicos del suelo, alteraciones en la descomposición de residuos y liberación de la toxina al ambiente, lo cual podría afectar a los organismos no blanco como los descomponedores del suelo, predadores y parasitoides (Motavalli et al., 2004).

La menor tasa de descomposición podría tener efectos benéficos pues habría una mayor acumulación de material orgánica en el suelo, el suelo permanecería protegido por más tiempo, mejorando su estructura y disminuyendo la erosión. Por otra parte, la mayor persistencia de la biomasa permitiría que las toxinas estuvieran presentes en el suelo por más tiempo, lo cual podría ser peligroso para los organismos no blanco (Koskella and Stotzky, 1997; Crecchio and Stotzky, 1998, 2001; Stotzky, 2000, 2002; Saxena y Stotzky, 2003, Flexner et al., 1986; Goldberg and Tjaden, 1990; Addison, 1993; James et al., 1993; Johnson et al., 1995; Hilbeck et al., 1998a,b.)

A nivel internacional fueron realizados estudios que comparan la curva de descomposición de los residuos de material genéticamente modificado (Bt) y convencional. Los resultados fueron variables, en algunos no hubo diferencia en la descomposición (Hopkins and Gregorich, 2003; Zwahlen, et al. 2003, 2007; Lehman et al. 2008 y Tarkalson et al. 2008); mientras que en otros se determinó que la biomasa de plantas Bt se descompone menos que la de maíz convencional (Flores et al., 2005).

Ante la ausencia de información nacional, el objetivo de este trabajo fue comparar la descomposición de la biomasa de plantas Bt y no Bt. Durante tres temporadas (2007/08; 2008/09; 2009/10), se evaluó la tasa de descomposición de los residuos de tres híbridos genéticamente modificados y sus respectivas isolíneas.

Materiales y Métodos

Luego de la cosecha del grano, se colectaron residuos del cultivo maíz (tallos, hojas), los cuales se secaron a estufa. En invierno se colocaron en el campo bolsas de descomposición con 12 gramos de material vegetal seco. Mensualmente, durante un año, se retiraron las bolsa,(entre 3 y 4 por cada material genético). Los residuos fueron llevados a estufa 60°C, para luego determinar el peso seco.

Resultados

Los resultados indican que no hubo diferencias en la tasa de descomposición entre el material genéticamente modificado y sus isolíneas (Figura 1), lo cual concuerda con los

resultados reportados por Hopkins y Gregorich (2003), Zwahlen, et al. (2003, 2007), Lehman et al. (2008) y Tarkalson et al. (2008).

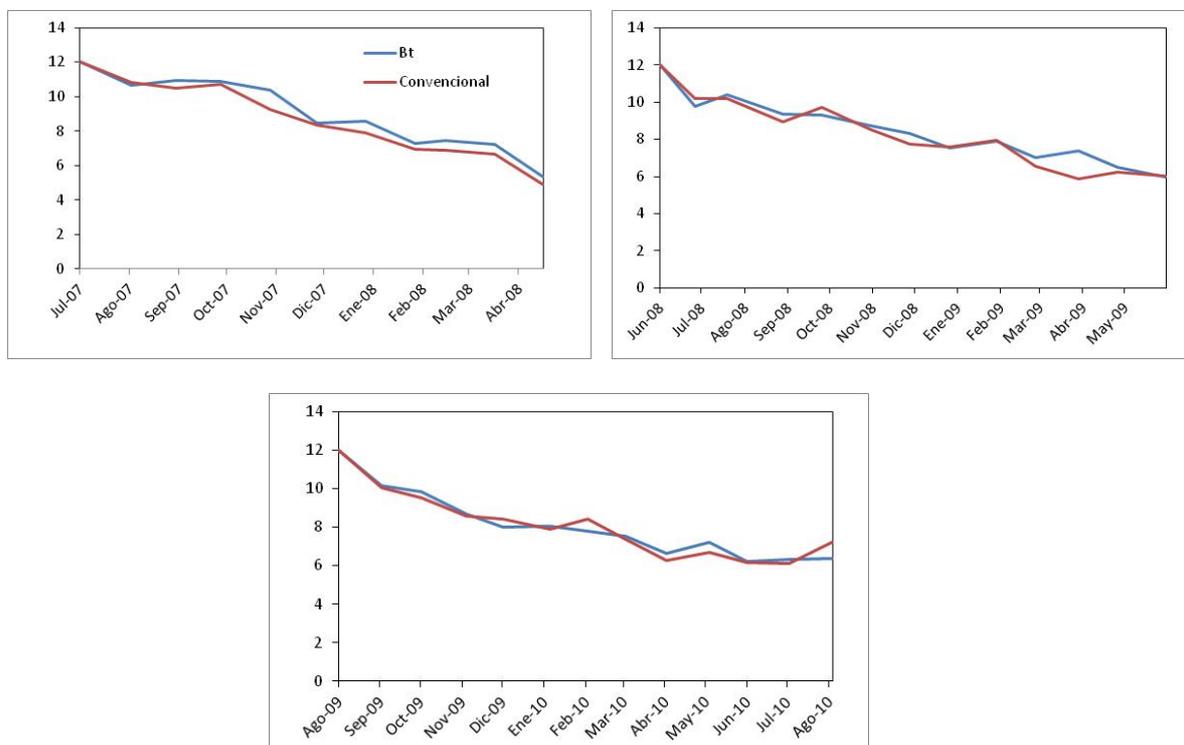


Figura 1. Curvas de descomposición de residuos para los años 2007/08; 2008/09 y 2009/10

Bibliografía

- Addison, J.A.. 1993. Persistence and nontarget effects of *Bacillus thuringiensis* in soil: a review. *Canadian Journal of Forest Research* 23, 2329–2342.
- Crecchio, C.; Stotzky, G. 1998. Insecticidal activity and biodegradation of the toxin from *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* bound to humic acids from soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 463–470.
- Crecchio, C.; Stotzky, G. 2001. Biodegradation and insecticidal activity of the toxin from *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* bound on complexes of montmorillonite–humic acids–Al hydroxypolymers. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 573–581.
- Flexner, J.L.; Lighthart, B.; Croft, B.A. 1986. The effects of microbial pesticides on nontarget, beneficial arthropods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 16, 203–254.
- Goldburg, R.J.; Tjaden, G. 1990. Are B.t.k. plants really safe to eat?. *Bio/Technology* 8, 1011–1015.
- Hilbeck, A.; Baumgartner, M.; Fried, P.M.; Bigler, F.; 1998a. Effects of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn-fed prey on mortality and development time of immature *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environmental Entomology* 27, 480–487.
- Hilbeck, A.; Moar, W.J.; Pusztai-Carey, M.; Filippini, A.; Bigler, F. 1998b. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* Cry1Ab toxin to the predator *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environmental Entomology* 27, 1255–1263.
- Hopkins D.W; Gregorich, E.G. 2003 Detection and decay of the Bt endotoxin in soil from a field trial with genetically modified maize. *European Journal Soil Science* 54:793–800

- James, R.R.; Miller, J.C.; Lighthart, B. 1993. *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* affects a beneficial insect, the Cinnabar moth (Lepidoptera: Arctiidae). *Journal of Economic Entomology* 86, 334–339.
- Johnson, K.S.; Scriber, J.M.; Nitas, J.K.; Smitley, D.R. 1995. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* to three nontarget lepidoptera in field studies. *Environmental Entomology* 24, 288–297.
- Koskella, J.; Stotzky, G. 1997. Microbial utilization of free and clay-bound insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* and their retention of insecticidal activity after incubation with microbes. *Applied and Environmental Microbiology* 63, 3561–3568.
- Lehman, M.R.; Osborne, S.L.; Rosentrater, K.A. 2008. No differences in decomposition rates observed between *Bacillus thuringiensis* and non-*Bacillus thuringiensis* corn residue incubated in the field. *Agronomy Journal* 100:163–168
- Motavalli, P.P.; Kremer, R.J.; Fang, M.; Means, N.E. 2004. Impact of genetically modified crops and their management on soil microbially mediated plant nutrient transformation. *Journal Environmental Quality* 33:816–824
- Saxena, D.; Stotzky, G. 2002. Bt toxin is not taken up from soil or hydroponic culture by corn, carrot, radish, or turnip. *Plant and Soil* 239, 165–172.
- Stotzky, G. 2000. Persistence and biological activity in soil of insecticidal proteins from *Bacillus thuringiensis* and of bacterial DNA bound on clays and humic acids. *Journal of Environmental Quality* 29, 691–705.
- Stotzky, G. 2002. Release, persistence, and biological activity in soil of insecticidal proteins from *Bacillus thuringiensis*. In: Letourneau, D.K., Burrows, B.E. (Eds.), *Genetically Engineered Organisms: Assessing Environmental and Human Health Effects*. CRC Press, Boca Raton, pp. 187–222.
- Tarkalson, D.D.; Kachman, S.D.; Knops, J.M.N.; Thies, J.E.; Wortmann, C.S. 2008. Decomposition of Bt and non-Bt corn hybrid residues in the field. *Nutr Cyc Agroecosys* 80:211–222
- Zwahlen, C.; Hilbeck, A.; Gugerli, P.; Nentwig, W. 2003. Degradation of the Cry1Ab protein within transgenic *Bacillus thuringiensis* corn tissue in the field. *Molecular Ecology* 12:765–775
- Zwahlen, C.; Hilbeck, A.; Nentwig, W. 2007. Field decomposition of transgenic Bt maize residue and the impact on nontarget soil invertebrates. *Plant Soil* 300:245–257

2.3. INDICADORES BIOLÓGICOS PARA EVALUAR LOS AGROECOSISTEMAS

2.3.1. MACROFAUNA DEL SUELO

Stella Zerbino

Introducción

En los sistemas pastoriles lecheros se registra un proceso de intensificación acelerado, caracterizado por la reducción del laboreo y adopción de la siembra directa, el aumento de la productividad de las pasturas y cultivos, y el aumento del ingreso de alimentos extraprediales para el rodeo lechero (Díaz y Durán, 2011). Esta intensificación tecnológica necesariamente impacta sobre la sustentabilidad y demanda nuevos modelos de producción basados en el conocimiento científico y local, que además de viables económicamente, reduzcan la degradación de los recursos naturales (suelo, agua, aire y biodiversidad).

Los diversos organismos que habitan en el suelo colectivamente contribuyen con un amplio rango de servicios esenciales para el funcionamiento sustentable de los ecosistemas: intervienen en los ciclos de nutrientes, regulan la dinámica de la materia orgánica y la emisión de gases invernadero, secuestran carbono, modifican la estructura física del suelo y actúan sobre el régimen del agua y la erosión. Las actividades humanas a través de las distintas prácticas de manejo y tecnologías aplicadas ejercen importantes efectos en los determinantes de la biota del suelo y sobre ella misma, lo que afecta la composición de las comunidades y su nivel de actividad (Lavelle *et al.*, 1993; citados por Lavelle, 2002). Entre los integrantes de la biota del suelo se destaca la macrofauna, porque directa o indirectamente afecta la estructura y la fertilidad del suelo y responde al manejo en escalas de tiempo de meses o años, por lo que tiene gran potencial para el uso como indicadores biológicos de la sostenibilidad de los sistemas productivos (Blair *et al.*, 1996; Pankhurst y Lynch, 1994). Los procesos que ocurren en el suelo son mediados por los organismos que lo habitan.

Materiales y Métodos

Los experimentos se realizaron en la Unidad de Lechería de INIA La Estanzuela, sobre un brunosol eutrítico típico, a partir de una pradera permanente sin laboreo de 4 años instalada en el año 2003 y 2004 se realizaron dos experimentos idénticos, el Experimento 1 (E1) se inició en invierno de 2007 y el Experimento 2 (E2) en el invierno de 2008. En estos experimentos fueron evaluados 3 manejos: Manejo 1 (M1): pradera; Manejo 2 (M2): verdeo verano; Manejo 3 (M3): verdeo invierno + verdeo verano. El diseño de estos ensayos fue de bloques completos al azar, con 8 repeticiones. El método de muestreo de la macrofauna del suelo utilizado fue similar al recomendado por el Tropical Soil Biology and Fertility Programme (TSBF) (Anderson y Ingram, 1993). El área de la unidad básica de muestreo fue de 25 cm x 25 cm x 20 cm de profundidad. En cada parcela se realizaron cuatro unidades básicas de muestreo.

Resultados

Para estudiar la relación entre los manejos y la macrofauna del suelo se realizó un análisis de correspondencia. En los dos años, el ordenamiento de los manejo fue similar. En la

figura 1 se aprecia que en los dos años, los coleópteros inmaduros estuvieron asociados a M1.

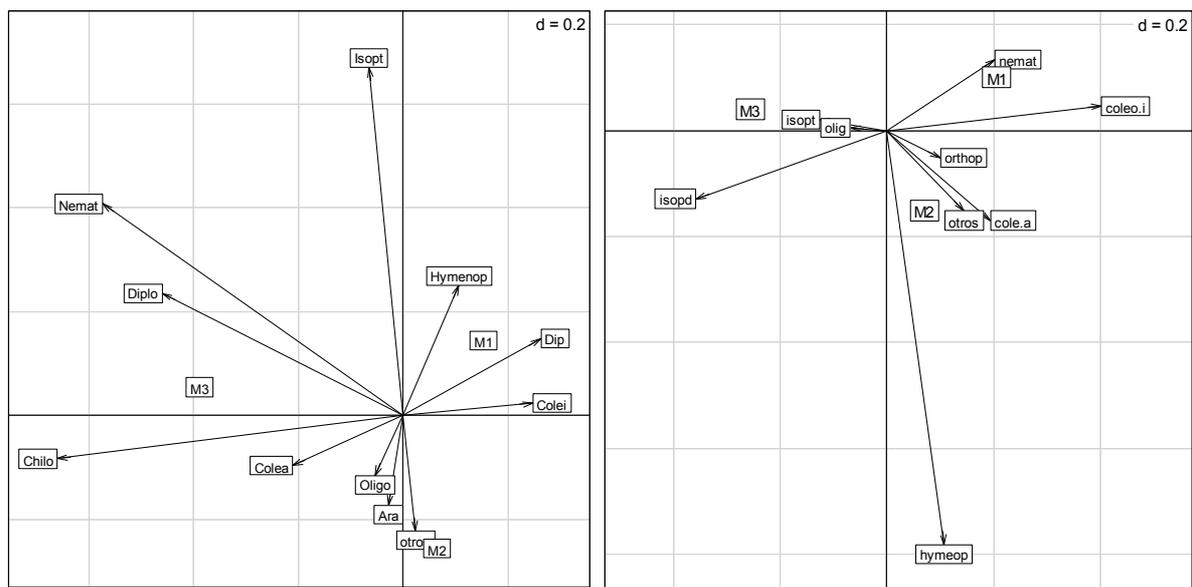


Figura 1. Resultados del análisis de Correspondencia. Ordenamiento de los manejos para la macrofauna del suelo (Izquierda año 2007, derecha año 2008)

Los diferentes manejos tuvieron efectos significativos en la densidad de coleópteros inmaduros (Figura 2). En ambos casos, este grupo fue más y menos abundante respectivamente en M1 y M3. Los factores que determinan su abundancia son la disponibilidad de alimento y el hábitat. Estos factores están relacionados con la cantidad y duración de los cultivos de cobertura, por lo que las acciones para que el cultivo se desarrolle son un factor clave para la sobrevivencia y reproducción de estos artrópodos. Estos resultados indican que este grupo responde a factores como la vegetación y el microclima, a las condiciones de suelo y características de los residuos (Baker, 2006).

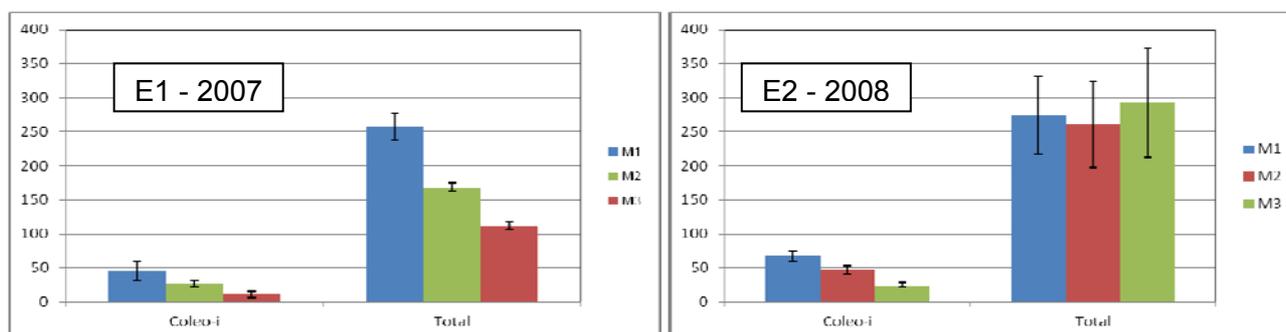


Figura 2. Número de de coleópteros inmaduros y total de individuos por metro cuadrado para los tres manejos evaluados. Manejo 1: Pradera de 4^{to} año; Manejo 2: Pradera de 4^{to} año + verdeo verano; Manejo 3: Pradera de 4^{to} año + verdeo invierno + verdeo verano. E1: Experimento 1, año 2007, E2: Experimento 2, año 2008. Coleo-i: N° coleópteros inmaduros / m², Total: total de individuos colectados

Las familias que manifestaron el efecto de los manejos fueron Chrysomelidae, Curculionidae en el 2007 y Carabidae, Chrysomelidae y Curculionidae en el 2008. Con excepción de Carabidae, el resto son herbívoros. En plantas perennes la defoliación generalmente incrementa el desarrollo de brotes, translocando desde las raíces los asimilados almacenados, razón por la cual se reduce la biomasa radicular. Esto puede producir una disminución en la relación Carbono/Nitrógeno y entonces mejorar la calidad del alimento de los herbívoros de raíces (Masters, 2004; Wardle y Bardgett, 2004).

El predominio de los herbívoros de raíces, estaría indicando la relevancia de esta actividad (Doblas et al, 2007). Su presencia puede tener efectos positivos en la producción primaria cuando se producen incrementos en la actividad microbiana del suelo, que redundan en un aumento de la tasa de descomposición y mineralización de nutrientes y como resultado hay una mayor disponibilidad de carbono y nitrógeno para las plantas (Masters, 2004). Algunos autores consideran que esta actividad es fundamental para la diversidad de plantas (Skalski y Pośpiech, 2006).

Conclusión

Para la macrofauna del suelo, los resultados obtenidos permiten establecer que los coleópteros fueron sensibles a los manejos impuestos, por lo que podrían ser utilizados como indicadores.

Bibliografía

- Anderson, J.M.; Ingram, J.S.I. 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. 2nd. Ed. Wallingford, CAB International. 221 p.
- Baker, S. C. 2006. A comparison of litter beetle assemblages (Coleoptera) in mature and recently clearfelled *Eucalyptus obliqua* forest. *Australian Journal of Entomology* 45, 130–136
- Blair, J.M.; Bohlen, P.J.; Freckman, D.W. 1996. Soil Invertebrates as indicators of soil quality. In Doran, J.W.; Jones, A.J. (Eds.). *Methods for Assessing Soil Quality Methods*. SSSA, Madison WI. Special Publication no. 49. p. 273-291.
- Díaz, R.; Durán, H. 2011. Secuestro de carbono en suelos de sistemas agrícola-lecheros mixtos en Uruguay. *Agrociencia Uruguay - Volumen 15 2*:109-119.
- Doblas, E.; Sánchez-Piñero F.; González-Megías, A. 2007. Soil macroinvertebrate fauna of a Mediterranean arid system: Composition and temporal changes in the assemblage. *Soil Biology & Biochemistry* 39 :1916–1925.
- Lavelle, P. 2002. Functional domains in soils. *Ecological Research* 17:441-450.
- Masters, G.J. 2004. Belowground herbivores and ecosystem processes. *Ecological Studies* 173:93-112.
- Pankhurst, C.E.; Lynch, J.M. 1994. The role of soil biota in sustainable agriculture. In Pankhurst, C.E.; Doube, B.M.; Gupta, V.V.R.S.; Grace, P.R. (Eds.). *Soil biota: Management in Sustainable Farming Systems*. Melbourne, CSIRO. p. 3-9.
- Skalski, T.; Pośpiech, N. 2006. Beetles community structures under different reclamation practices. *European Journal of Soil Biology* 42 (2006) S316–S320
- Wardle, D.A.; Bardgett, R.D. 2004. Indirect effects of invertebrate herbivory on the decomposer subsystem. *Ecological Studies* 173: 53:69.

Palabras claves: intensificación, suelo, macrofauna, coleópteros inmaduros

2.3. INDICADORES BIOLÓGICOS PARA EVALUAR LOS AGROECOSISTEMAS

2.3.2. ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO - RESPIRACIÓN

Carolina Leoni

Introducción

Los suelos son claves en el mantenimiento de los ecosistemas terrestres pues brindan productos y servicios esenciales para el soporte de la humanidad, y para ello es necesario mantener la calidad y salud del suelo. Las diversas intervenciones humanas, entre ellas la actividad agropecuaria, afectan la calidad y salud del suelo, por lo que es imprescindible monitorear permanentemente las propiedades del suelo para evaluar el impacto de las mismas.

Tradicionalmente se han evaluado las propiedades físico-químicas del suelo, pero el suelo es una entidad viva donde la biota juega un rol fundamental en los diferentes procesos que se dan en el suelo. El creciente interés por el desarrollo de sistemas sostenibles y el posible uso de los diferentes componentes de la biota y su actividad como indicadores biológicos, determinó la realización de estudios con el objetivo de evaluar su potencialidad como indicadores (Blair et al., 1996; Havlicek, 2012, Pankhurst y Lynch, 1994). Varios de ellos resumen la acción combinada de factores abióticos, fauna y microorganismos, como por ejemplo la respiración del suelo (Coleman et al., 2004; Ritz et al., 2009; Rutgers et al., 2009).

La respiración del suelo es un estimador de la actividad microbiana del suelo que refleja la actividad heterótrofa de las comunidades microbianas, y es un indicador del ciclo del C en el suelo. Ha sido empleada para caracterizar diferentes sistemas de producción y se incluye como un indicador más en la construcción de índices complejos (integrados por varios indicadores) de evaluación del suelo.

El objetivo de este trabajo fue determinar si la respiración del suelo es capaz de diferenciar entre manejos de suelo en diferentes sistemas de producción y definir el momento más adecuado de muestreo para realizar la evaluación.

Materiales y Métodos

Para la evaluación de la respiración se utilizó la técnica de Grisi (1978) modificada. En el campo se colectaron muestras compuestas de suelo (0 – 10 cm de profundidad) las cuales fueron enviadas al laboratorio para su procesamiento dentro de las 24 hs. siguientes. Para capturar el CO₂ liberado por la respiración microbiana, fueron colocados 100 g de suelo en un recipiente de 2 litros de capacidad junto a una solución de 10 ml de KOH 0,5N. Los recipientes se sellaron herméticamente y se incubaron durante 14 días a 25°C y oscuridad. Finalizado el período de incubación, se realizó la titulación del KOH con una solución de HCl 0,1N, para estimar la cantidad de CO₂ liberada.

Las muestras evaluadas procedían de sistemas de producción hortícola y lecheros, cada uno de ellos con manejos contrastantes, y en algunas fechas se tomaron muestras de una zona imperturbada cercana al sitio de muestreo. En el sistema hortícola se evaluó una misma secuencia de cultivos con dos sistemas de laboreo diferentes: M1: laboreo convencional + barbecho entre cultivos y M2: mínimo laboreo + abono verde entre cultivos.

En el sistema lechero se evaluó el efecto de tres manejos: M1: pradera corta sobre pradera de 4 años, M2: pradera corta sobre pradera de 3 años + 1 verdeo de verano y M3: pradera corta sobre pradera de 3 años + verdeo de invierno + verdeo de verano. En el Cuadro 1 se presenta el detalle de los sistemas evaluados y las fechas de muestreos. En ambos casos el diseño experimental fue de bloques completos al azar, y los datos de respiración se analizaron mediante análisis de varianza y posterior contraste de medias cuando éste fue significativo. Complementariamente se calculó el diferencial de respiración entre el suelo imperturbado y los diferentes manejos: Δr = respiración suelo imperturbado – respiración suelo bajo manejo.

Cuadro 1. Sistemas de producción y manejos asociados empleados para determinar la actividad microbiana de suelo mediante desprendimiento de CO₂.

Sistema de producción hortícola (Módulo Hortícola, INIA Las Brujas)	
Secuencia: Boniato (2007-08) – Barbecho/Avena negra (2008) – Zapallo (2008-09) – Barbecho/Avena negra (2009) – Repollo (2009) – Barbecho/Sorgo sudanense (2010) – Cebolla (2010) - Barbecho/Moha (2011) – Zanahoria (2011)	
Manejo 1: Laboreo convencional + barbecho	Otoño: 2009, 2011*
Manejo 2: Mínimo laboreo + abonos verdes	Primavera: 2008, 2009, 2011*
Sistema de producción lechero (Unidad Lechería, INIA La Estanzuela)	
La pradera corta (<i>Bromus catarticus</i> cv. INIA Leona + <i>Trifolium pratense</i> cv. LE 116 + <i>Festulolium</i> cv. INIA Merlin) fue instalada en otoño 2007, sobre una pradera permanente con alfalfa como especie forrajera dominante.	
Manejo 1: Pradera 4 años + Pradera*	Otoño 2007, 2009*, 2010*
Manejo 2: Pradera 3 años + Verdeo Verano + Pradera	
Manejo 3: Pradera 3 años + Verdeo Invierno + Verdeo Verano + Pradera	

*Muestreos de suelo en área imperutbada

Resultados

En los sistemas hortícolas, la actividad microbiana el suelo registrada en el manejo convencional fue inferior a la del manejo con mínimo laboreo y abonos verdes, en 4 de las 5 evaluaciones, si bien no siempre las diferencias fueron significativas (Cuadro 2). Las diferencias entre manejos encontradas en el otoño fueron mayores a las de primavera, lo que sugiere que el otoño es una mejor época para evaluar esta propiedad del suelo. Esto coincide con otros trabajos nacionales realizados sobre secuencias de cultivos y pasturas bajo siembra directa en la región este del país (Tesis de Maestría de A. Carbone, datos sin publicar), en donde las evaluaciones de primavera tienden a discriminar menos entre tratamientos.

En el sistema lechero, la actividad microbiana del suelo diferenció los manejos solamente al inicio del experimento (otoño 2007), destacándose el M1 (pradera sobre pradera de 4 años) con la mayor actividad, seguido de los manejos con uno y dos verdeos. Ya en el otoño 2009 y otoño 2010 no se observaron diferencias significativas entre manejos (Cuadro 3). Esto se

explica porque en esos años todas las parcelas están bajo igual manejo, y el efecto del manejo anterior tiende a perderse.

En ambos sistemas, la respiración del suelo de muestras provenientes de zonas imperturbadas siempre fue mayor a la registrada en cualquiera de los manejos evaluados, independientemente del año y/o temporada evaluada (Cuadros 2 y 3). Esto refleja parte del impacto de la actividad agrícola sobre los procesos del suelo, y nos da una idea de los desvíos que la misma inflige al suelo. Esto también se ve cuando se analizan los diferenciales de respiración Δr .

El diferencial de respiración Δr es una medida respecto al potencial de cada suelo, y nos permite comparar entre años, como se aprecia para los manejos del sistema lechero, donde los Δr de otoño 2009 y 2010 presentan valores semejantes cuando los valores absolutos promedio fueron en 253% superiores en 2010 respecto a 2009 (0.043 y 0.017 mg CO₂ / g suelo seco, en 2010 y 2009 respectivamente).

Cuadro 2. Actividad microbiana del suelo determinada mediante desprendimiento de CO₂ para manejos bajo laboreo convencional (LC) y mínimo laboreo (ML) del suelo en sistemas hortícolas, evaluados en el otoño 2009, 2011 y primavera de 2008, 2009, 2011.

Actividad microbiana del suelo (mg CO ₂ / g suelo seco)					
	Primavera 2008	Otoño 2009	Primavera 2009	Otoño 2011	Primavera 2011
LC	0.014	0.013	0.021	0.013	0.011
ML	0.018	0.031	0.017	0.024	0.019
<i>Pr(>F)</i>	<i>ns</i>	<i>0.078</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>0.007</i>
<i>MDS (α=0.05)</i>	----	<i>0.021</i>	---	----	
Imperturbado ¹	s/d	s/d	s/d	0.029	0.033
Δr LC ²	----	----	----	0.016	0.022
Δr ML	----	----	----	0.005	0.014

¹ Los datos de suelo imperturbado no se incluyen en el análisis estadístico.

² Δr : diferencial entre suelo imperturbado y suelo bajo manejo

Cuadro 3. Actividad microbiana del suelo determinada mediante desprendimiento de CO₂ para los tres manejos evaluados, en los otoños de 2007, 2009 y 2010.

Actividad microbiana del suelo (mg CO ₂ / g suelo seco)			
	Otoño 2007	Otoño 2009	Otoño 2010
Manejo 1:P4+P	0.061	0.018	0.045
Manejo 2:P3+VV+P	0.039	0.019	0.040
Manejo 3: P3+VI+VV+P	0.029	0.015	0.045
<i>Pr(>F)</i>	<i><0.0001</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
<i>MDS (α=0.05)</i>	<i>0.010</i>	---	----
Imperturbado ¹	s/d	0,040	0.068
Δr P4+P ²	----	0.022	0.023
Δr P3+VV+P	----	0.021	0.028
Δr P3+VI+VV+P	----	0.025	0.023

¹ Los datos de suelo imperturbado no se incluyen en el análisis estadístico.

² Δr : diferencial entre suelo imperturbado y suelo bajo manejo

Discusión y Conclusiones

La respiración del suelo fue capaz de diferenciar manejos, especialmente en el otoño, en el 40% de los casos analizados (Cuadros 2 y 3). Cuando la incubación del suelo se realiza luego de agregar sustratos con diferentes fuentes de carbono como por ejemplo glucosa (Multiple substrate induced respiration technique – MSIR, sistema MicroResp™), su capacidad de diferenciar se puede incrementar. El agregado de estos sustratos complejiza y encarece las evaluaciones, y puede llegar a limitar su aplicación en gran escala (Ritz et al. 2009).

Otra alternativa para mejorar la eficiencia de la evaluación de los sistemas de producción, es combinar varios indicadores, lo cual refleja mejor la extrema complejidad del suelo. La respiración del suelo ha sido incluida en varios sistemas de evaluación de calidad de suelo como European Thematic Strategy on Soil Protection (Rutgers et al, 2009), BISQ: Biological Indicator System for Soil Quality (Rutgers et al, 2009), GISQ: General Indicator of Soil Quality (Velasquez et al, 2007).

Para las condiciones agroecológicas de Uruguay, es necesario comenzar a desarrollar protocolos de evaluación de los diferentes sistemas productivos, que incluyan diversos indicadores biológicos además de los físico-químicos, seleccionados por su capacidad de reflejar los procesos que se desarrollan en el suelo y que soportan los servicios ecosistémicos. En particular, la respiración del suelo de muestras apareadas de suelo imperturbado y bajo manejo agronómico colectadas durante el otoño (valores absolutos de respiración y diferencial de respiración Δr), deberían ser considerada en dichas evaluaciones.

Bibliografía

- Blair, J.M.; Bohlen, P.J.; Freckman, D.W. 1996. Soil Invertebrates as indicators of soil quality. In Doran, J.W.; Jones, A.J. (Eds.). *Methods for Assessing Soil Quality Methods*. SSSA, Madison WI. Special Publication no. 49. p. 273-291.
- Campbell, C.D., Chapman, S.J., Cameron, C.M., Davidson, M.S., Potts, J.M. 2003. A rapid microtiter plate method to measure carbon dioxide evolved from carbon amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil. *Applied & Environmental Microbiology*, 69(6), 3593-3599.
- Coleman, D.C.; Crossley Jr, D.A.; Hendrix, P.F. 2004. *Fundamentals of soil ecology*. 2nd. Edition. Elsevier Academic Press. 408 p.
- Havklicek, E. 2012. Soil biodiversity and bioindication: from complex thinking to simple acting. *European Journal of Soil Biology* (2012, article in press). doi: 10.1016/j.ejsobi.2012.01.009
- Ritz, K.; Black, H.I.J.; Campbell, C.D.; Harris, J.A.; Wood, C. 2009. Selecting biological indicators for monitoring soils: a framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators* 9: 1212-1221.
- Rutgers, M.; Schouten, A.J.; Bloem, J.; van Eerkeren, N.; de Goede, R.G.M.; Jagers Op Akkerhuis, G.A.J.M.; van der Wal, A.; Mulder, C.; Brussard, L.; Breure, A.M. 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *European Journal of Soil Science* 60: 820 – 832.
- Grisi, B.M. 1978. Método químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. *Ciência e Cultura* 30(1): 82 – 88.
- Pankhurst, C.E.; Lynch, J.M. 1994. The role of soil biota in sustainable agriculture. In Pankhurst, C.E.; Doube, B.M.; Gupta, V.V.R.S.; Grace, P.R. (Eds.). *Soil biota: Management in Sustainable Farming Systems*. Melbourne, CSIRO. p. 3-9.

Velásquez, E.; Lavelle, P.; Andrade, M. 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 3066 – 3080.

Palabras claves: respiración del suelo, indicadores biológicos, sistemas de producción

3. INDICADORES BIOLÓGICOS PARA EVALUAR LA SUSTENTABILIDAD DE LOS AGROECOSISTEMAS

2.3.3. COMUNIDADES MICROBIANAS - ÍNDICE DE PATOGENICIDAD DEL SUELO - Ejemplo para secuencias hortícolas con aliáceas.

Carolina Leoni, Maria de Vries

Introducción

La sustentabilidad de un sistema de producción puede ser evaluada por su mayor o menor susceptibilidad al desarrollo de epidemias. En particular, la habilidad del suelo para suprimir el desarrollo de enfermedades en los cultivos (“supresividad del suelo”), ha sido mencionada como una medida de la calidad del suelo y del sistema (van Bruggen y Semenov, 2000).

La capacidad de un suelo para favorecer el desarrollo de una enfermedad (“conductividad del suelo”) puede ser evaluado mediante la determinación de la densidad de inóculo del patógeno (número de propágulos del patógeno presentes en el suelo) o mediante el potencial para favorecer el desarrollo del patógeno y/o la infección del huésped (van Bruggen y Grünwald, 1996). Para medir el potencial de patogenicidad del suelo, se han desarrollado diversos bioensayos, que pueden considerar o no la presencia del huésped. Su valor radica en que consideran la globalidad de las comunidades y no solo la/las especie/s patogénica/s de interés, brindando una mejor estimación a la realidad. El potencial de patogenicidad del suelo, puede ser considerado un indicador biológico en la medida que discrimine manejos y/o situaciones productivas.

Los objetivos de este trabajo fueron ajustar un bioensayo para estimar el potencial patogénico del suelo para la podredumbre basal de la cebolla ocasionada por *Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae*, y ver si dicho bioensayo es capaz de diferenciar manejos en sistemas de producción hortícola que incluyan cebolla como principal cultivo comercial.

Materiales y métodos

Se diseñó un bioensayo en base al desarrollado por Krueger *et al.* (1999) para evaluar variedades de cebolla por su resistencia / tolerancia a la podredumbre basal ocasionado por *Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae*, y al propuesto por Skipp *et al.* (1997) para especies forrajeras, y se determinó el “Índice de patogenicidad” para las diferentes variables según la ecuación: $IP = 1 - (\text{variable "suelo natural"} / \text{variable "suelo desinfestado"})$ (Skipp *et al.*, 1997).

La muestra de suelo (2 kg aprox., compuesta por varias tomas de suelo a 0-10 cm de profundidad) se secó al aire y tamizó por una malla de 1 cm. El suelo seco se humedeció y dividió en dos: una mitad se desinfestó en microondas (1 kg de suelo humedecido y expuesto por 5 minutos a 1250 W) y la otra mitad se dejó “natural”. Macetas de 300cc se llenaron con el suelo (natural o desinfestado) y se sembraron con 30 semillas de cebolla cv. Pantanoso del Sauce – CRS previamente desinfestadas y lavadas para retirar el fungicida presente en la semilla. Las macetas se incubaron en cámara de crecimiento a 21°C y oscuridad por 7 días, seguidas de 14 días a 28°C y fotoperíodo de 12hs luz / 12 hs oscuridad. El día 7 se determinó el número de plantas emergidas, y el día 21 el nº de plántulas total y por clase (1 = plantín sano, 2 = plantín con 1 hoja verdadera y cotiledón, 3 =

plantín sin hoja verdadera, 4 = plantín no desarrollado, 5 = planta muerta o sin germinar) y el peso fresco de las mismas. Finalmente se estimó el peso seco de los plantines luego de 72 hs en estufa a 60°C.

Se calculó el índice de patogenicidad para las variables: emergencia, n° de plantines, desarrollo de los plantines, peso fresco de los plantines, peso seco de los plantines. El desarrollo de los plantines se define para cada muestra de acuerdo a la siguiente fórmula: $((N^{\circ} \text{ plantas en clase 1} * 5) + (N^{\circ} \text{ plantas en clase 2} * 4) + (N^{\circ} \text{ plantas en clase 3} * 3) + (N^{\circ} \text{ plantas en clase 4} * 2) + (N^{\circ} \text{ plantas en clase 5} * 1))$.

Calibración del bioensayo

Para ver si existe una relación entre el IP y los niveles de *Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae* (*Foc*) presentes en el suelo, se inoculó un suelo sin historia de cebolla por más de 10 años, con una suspensión de conidios o con una suspensión de clamidosporas obtenidos a partir de un aislamiento de *Foc* marcado por sus resistencia al benomyl (*Foc* UR 17-8 B8). En la inoculación con conidios se definieron 8 niveles crecientes de inóculo, de 0 a $8,5 \times 10^7$ conidias / ml., mientras que para la inoculación con clamidosporas se definieron 4 (0 , $2,0 \times 10^2$, $2,0 \times 10^4$ y $3,3 \times 10^5$ clamidosporas/ ml). De cada suelo inoculado y posteriormente desinfectada o no, se tomó una muestra para determinar el nivel de *Foc*, mediante plaqueo de diluciones de suelo en medio Komada + benomyl (10 mg/lit). La relación entre los IP y los niveles de *Foc* en el suelo se determinaron mediante regresión lineal simple, previa transformación de las variables para cumplir con las exigencias de normalidad.

Complementariamente, en un experimento de microparcels inoculadas o no con *Foc* sobre el que se impusieron tres secuencias de cultivos con cebolla como cultivo principal, se tomaron muestras de suelos para determinar los IP y niveles de *Foc* en suelo al trasplante y cosecha de la cebolla en la temporada 2010. Los valores de IP obtenidos se graficaron junto con los valores de IP de la calibración y se estableció si se ubicaban dentro del intervalo de confianza (95%) de las ecuaciones de regresión ajustadas.

Uso del bioensayo como indicador del manejo del suelo

En el experimento de microparcels definido anteriormente se tomaron muestras de suelos para determinar los IP y niveles de *Foc* y *Fox* en suelo al trasplante y cosecha de la cebolla en las temporadas 2009, 2010 y 2011, y complementariamente se determinó el rendimiento y la severidad de podredumbre basal causada por *Fusarium*.

Los IP se emplearon para comparar tres secuencias de cultivos: A = cebolla-barbecho-cebolla, B = cebolla – abono verde (sudangras) – cebolla, C = cebolla – morrón – cebolla. Los datos se analizaron mediante ANOVA y cuando fueron significativos se realizó el contraste de medias para establecer las diferencias.

Por regresión lineal simple se evaluó la capacidad de los IP para estimar las poblaciones de *Foc* y *Fox* en el suelo y predecir la respuesta del cultivo (rendimiento y severidad de la podredumbre basal).

Resultados

Calibración del bioensayo

Los análisis de regresión realizados para los diferentes IP muestran que las variables emergencia, desarrollo, peso seco y peso fresco fueron significativas. Se observa que a medida que aumenta el nivel del patógeno (*Foc*) en el suelo, los índices de patogenicidad son mayores, salvo para el peso seco, que contrariamente a lo esperado disminuyó el IP con el aumento del inóculo en el suelo (Tabla 1).

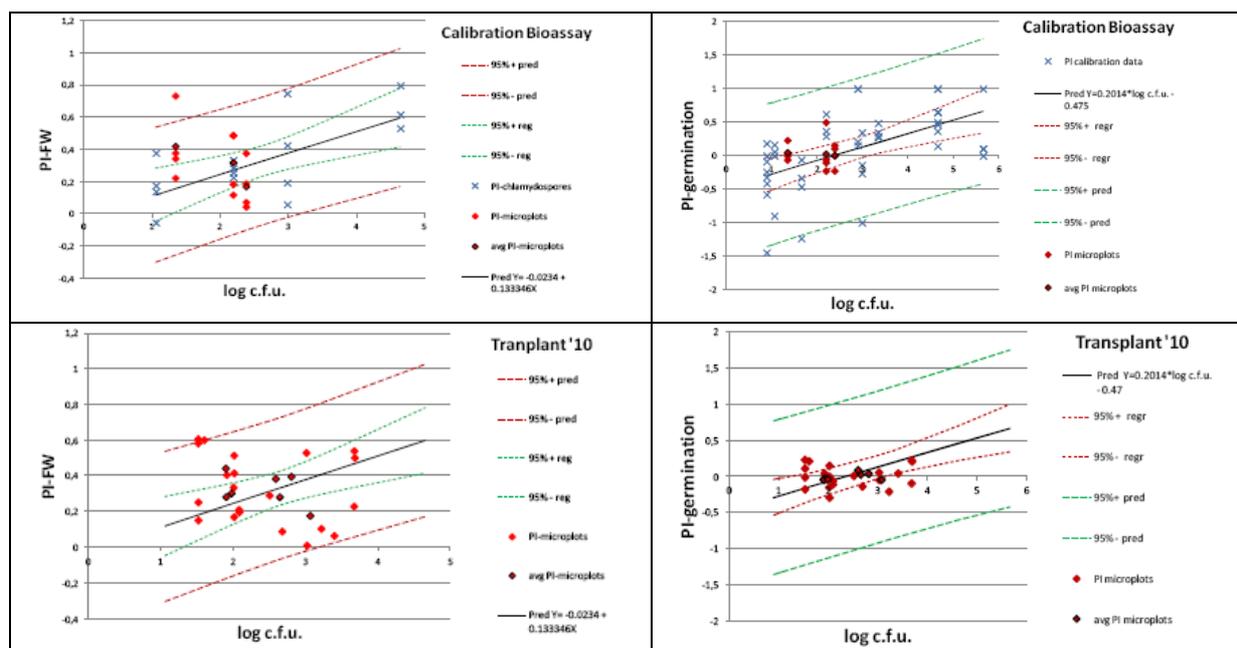
La inoculación con clamidosporas presentó un mejor ajuste que con microconidias (Tabla 1), si bien no hubo interacción significativa en el análisis de varianza realizado. Esto es esperable, pues las clamidosporas tienen un mayor potencial infectivo y capacidad de sobrevivencia en el suelo (Couteaudier y Alabouvette, 1990).

Tabla 1. Regresión lineal simple entre las variables inóculo (log *Foc*) y diferentes índices de patogenicidad (IP) determinados en el experimento de calibración del bioensayo.

IP-variable	Transformación IP ¹	Tipo de inóculo ²	F- test P-values	Ecuación de regresión
Emergencia	raíz cuadrada (IP)	Co	<0.001	y = -0.490 + 0.2033x
		Cl	0.083	y = -0.354 + 0.0921x
		Co + Cl	<0.001	y = -0.475 + 0.2014x
N° plantines	raíz cuadrada (IP)	Co	0.742	y = 0.1104 + 0.0063x
		Cl	0.164	y = 0.0370 + 0.0269x
		Co + Cl	0.647	y = 0.1079 + 0.0072x
Desarrollo	arcsine(IP/100)	Co	0.289	y = 0.2378 + 0.0343x
		Cl	0.014	y = 0.1010 + 0.0994x
		Co + Cl	0.130	y = 0.2446 + 0.0140x
Peso fresco	IP	Co	0.992	y = 0.3849 + 0.0002x
		Cl	0.003	y = -0.010 + 0.1348x
		Co + Cl	0.393	y = 0.3146 + 0.0178x
Peso seco	log(IP)	Co	0.782	y = -0.0551 – 0.0023x
		Cl	0.010	y = 0.0454 – 0.0390x
		Co + Cl	0.391	y = -0.0500 – 0.0066x

¹ Criterio de transformación de las variables dependientes IP, para cumplir con las exigencias de normalidad. ² Co= inoculación con microconidias de *Foc*, Cl= inoculación con clamidosporas de *Foc*.

Al analizar los valores de IP independientes de la temporada 2010, se observa que el 87,5% de los valores de IP-Peso fresco se ubicó dentro del intervalo de confianza de la regresión, y cuando se consideró el promedio de las repeticiones, el 97% de los mismos estuvo dentro de los límites. En el caso de IP-Emergencia, el 100% de los datos se ubicaron dentro del intervalo de confianza del 95% (Figura 1).



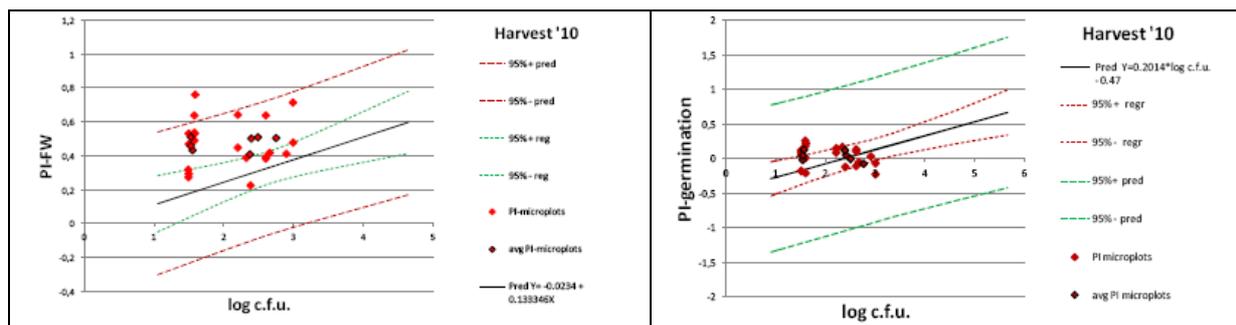


Figura 1. Ajuste de los valores de IP-peso fresco (PI-FW) e IP-emergencia (PI-germination) obtenidos para las muestras de suelo provenientes de las microparcelas, con los valores de la regresión del bioensayo de calibración.

95% reg: intervalo de confianza de la regresión, 95% pred: intervalo de confianza de la predicción (considera varianza de los puntos + varianza del modelo)

El bioensayo como indicador del manejo del suelo

Al analizar las ecuaciones de regresión vemos el IP-emergencia es capaz de predecir la población de *Foc* en el suelo, tanto al trasplante como a cosecha (Tabla 2). El IP- peso fresco al trasplante ajustó significativamente con la población de *Fox* en el suelo, donde a mayor nivel de *Fox* en el suelo menor es el IP obtenido. Esta relación sugiere un efecto benéfico de la población de *Fox*, posiblemente debido a la competencia entre cepas patogénicas y no patogénicas (Alabouvette, 1999, Edel et al., 1997).

El IP-emergencia al trasplante también predijo la respuesta del cultivo a la enfermedad (severidad de la podredumbre basal) pero no así al rendimiento. La falta de ajuste de los diferentes IP con el rendimiento no sorprende, pues varios factores además de la fusariosis, inciden en la determinación del mismo, entre ellos la disponibilidad de agua y nutrientes en el suelo.

Tabla 2. Regresión lineal simple entre los índices de patogenicidad IP-emergencia e IP-peso fresco y las variables inóculo (log *Foc*, log *Fox*), rendimiento y severidad de la podredumbre basal de la cebolla. Análisis conjunto de las temporadas 2009, 2010 y 2011.

	Trasplante		Cosecha	
	IP-emergencia	IP- peso fresco	IP-emergencia	IP- peso fresco
log (<i>Foc</i>) trasplante	$y = 5.72 + 1.39x^1$ $p = 0.036$	$p = 0.566$	$y = 5.68 + 1.78x$ $p = 0.008$	$y = 4.94 + 2.08x$ $p = 0.076$
log (<i>Fox</i>) trasplante	$p = 0.264$	$y = 8.32 - 2.09x$ $p = 0.004$	$p = 0.551$	$p = 0.410$
log (<i>Foc</i>) cosecha	$p = 0.518$	$p = 0.833$	$p = 0.513$	$y = 3.90 + 2.44x$ $p = 0.016$
log (<i>Fox</i>) cosecha	$p = 0.813$	$p = 0.422$	$p = 0.206$	$p = 0.656$
Rendimiento	$p = 0.220$	$y = 52895 + 18800x$ $p = 0.031$	$p = 0.471$	$p = 0.492$
Severidad	$y = 1.15 + 1.19x$ $p < 0.0001$	$y = 1.24 - 0.77x$ $p = 0.044$	$y = 1.05 - 0.74x$ $p = 0.013$	$p = 0.346$

¹ y: IP-emergencia, IP-peso fresco; x: log (*Foc*) (c.f.u. / g suelo seco), log (*Fox*) (c.f.u. / g suelo seco), Rendimiento (kg/ha), Severidad de la podredumbre basal de cebolla (escala 0-5, donde 0=sin daño y 5=más de 50% del disco basal afectado).

Solamente los IP determinados al trasplante permitieron diferenciar entre manejos (Tabla 3), mientras que los IP determinados a cosecha no. Cuando se consideró cada año por separado, solamente en tres situaciones los IP discriminaron entre manejos: IP-N plantines en la cosecha 2009, IP-emergencia al trasplante 2011 y IP-peso seco al trasplante 2011 (datos no presentados). En todos los casos, el manejo mas intensivo (secuencia: cebolla – morrón) fue el que presentó mayores IP.

Tabla 3. Índices de patogenicidad al trasplante de la cebolla para tres intensidades de uso del suelo, determinadas en el experimento de microparcels con suelo inoculado artificialmente con *Foc*. Datos combinados de los tres años evaluados (2009, 2010, 2011).

	IP – emergencia Trasplante	IP- N plantas Trasplante	IP - peso fresco Trasplante	IP - peso seco Trasplante
Cebolla – Barbecho	0.161	0.219 b	0.353	0.450 b
Cebolla – Sudangras	0.173	0.328 ab	0.458	0.547 ab
Cebolla – Morrón	0.290	0.408 a	0.486	0.602 a
$Pr(>F)^1$	0.045	0.046	0.078	0.017

¹ ANOVA, los análisis se realizaron con los datos transformados. ² Igual letra en la columna no difiere significativamente según Duncan 5%, se presentan las medias por manejo sin transformación.

Discusión y conclusiones

El bioensayo ajustado en el presente trabajo permitió identificar en una primera instancia dos indicadores: IP-emergencia y IP-peso fresco (Tabla 1). El IP-emergencia del bioensayo estaría asociado al potencial de *Foc* de causar muerte de semillas y el IP-peso fresco al potencial de infección en plántula, dos de los síntomas del “damping off”. Si bien el cultivo de cebolla se maneja en base a trasplante de mudas y éstas escapan a esos daños, el IP-emergencia evaluado tanto al trasplante como a la cosecha se asoció al nivel podredumbre

basal de la cebolla, mostrándose como un estimador del potencial de daño en el cultivo si se dan la condiciones para el desarrollo de la enfermedad (Tabla 2).

El IP-emergencia también fue capaz de predecir la población de *Foc* en el suelo, tanto al trasplante como a cosecha (Tabla 2). Esto es importante pues aún no hay disponibles medios de cultivo ni técnicas moleculares capaces de cuantificar las poblaciones de *Foc* en suelo. Para poder utilizar esta herramienta como estimador de la población de *Foc* en el suelo, se debería realizar una calibración para diferentes tipos de suelos, semejante a la ajustada en este trabajo, pues variables ambientales como tipo de suelo y en particular para el caso de *Fusarium oxysporum* la presencia y tipo de arcilla así como el pH del suelo, inciden fuertemente en la dinámica de los microorganismos (Alabouvette, 1999).

Solamente los IP determinados al trasplante permitieron diferenciar entre manejos (Tabla 3). Esto se explica pues a cosecha se impone el efecto del cultivo, que en todos los casos fue cebolla, mientras que al trasplante se ve el efecto del manejo, ya sea barbecho, sudangrass o morrón. Los IP ordenaron los manejos por intensidad de uso del suelo, con valores de IP menores para las secuencias menos intensivas. De todos modos hay que considerar que *Foc* es capaz de sobrevivir y multiplicarse en plantas no huésped (ver sección 3.2. de esta publicación) y las especies que se incluyen en la rotación imponen efectos diferentes a las comunidades microbianas del suelo, por tanto habría que evaluar la capacidad de los IP aquí definidos para discriminar manejos en un rango más amplio de situaciones productivas, con mas combinaciones de cultivos y tipos de suelo (Dhingra y Coelho Netto, 2001, Garbeva et al., 2004; Kaur y Singh, 2010).

El suelo es un sistema complejo donde coexisten varios procesos mediados por diversas comunidades (Havklicek, 2012). Si bien en el presente trabajo los IP determinados al trasplante no fueron muy “robustos” en su capacidad de separar intensidades de uso del suelo, igualmente podrían integrar el conjunto de indicadores biológicos, físicos y químicos que evalúen los sistemas de producción hortícola que incluyen aliáceas entre sus cultivos principales.

Bibliografía

- Alabouvette, C. 1999. Fusarium wilt suppressive soils: an example of disease-suppressive soils. *Australasian Plant Pathology* 28: 57-64.
- Couteaudier, Y.; Alabouvette, C. 1990. Survival and inoculum potential of conidia and chlamidospores of *Fusarium oxysporum* f.sp. *lini* in soil. *Canadian Journal of Microbiology* 36: 551 – 556.
- Dhingra, O.D. and Coelho Netto, R.A. 2001. Reservoir and non-reservoir hosts of bean-wilt pathogen, *Fusarium oxysporum* f.sp. *phaseoli*. *Journal of Phytopathology* 149; 463 – 467
- Edel, V., Steinberg, C., Gautheron, N., Alabouvette, C. 1997. Populations of nonpathogenic *Fusarium oxysporum* associated with roots of four plant species compared to soilborne populations. *Phytopathology* 87: 693-697.
- Garbeva, P., van Veen, J.A., van Elsas, J.D. 2004. Microbial diversity in soil: selection of microbial populations by plant and soil type and implications for disease suppressiveness. *Annual Review of Phytopathology* 42:243–70
- Havklicek, E. 2012. Soil biodiversity and bioindication: from complex thinking to simple acting. *European Journal of Soil Biology* (2012, article in press). doi: 10.1016/j.ejsobi.2012.01.009
- Krueger, S.K.; Weinman, A.A., Gabelman, W.H. 1989. Combining ability among inbred onions for resistance to *Fusarium* basal rot. *HortScience* 24 (6): 1021 – 1023.

- Skipp, R.A., Watson, R.N., Latch, G.C.M. 1997. Indicators of pathogen potential of pasture soils. En: International grassland congress, 18. Winnipeg & Saskatoon, Manitoba; Saskatchewan; Canada. ID N.1146. 1997. p. 13-14.
- van Bruggen, A.H.C., Grünwald, N.J. 1996. Test for risk assessment of root infection by plant pathogens. p 293 – 310. En: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.). Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publication 49.
- van Bruggen, A.H.C., Semenov, A.M. 2000. In search of biological indicators for soil health and disease suppression. Applied Soil Ecology 15:13–24

Palabras clave: bioensayo, índice de patogenicidad, *Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae*, *Allium* spp.

2.3. INDICADORES BIOLÓGICOS PARA EVALUAR LOS AGROECOSISTEMAS

2.3.4. COMUNIDADES MICROBIANAS - ÍNDICE DE PATOGENICIDAD DEL SUELO - Ejemplo para secuencias con leguminosas forrajeras

Nora Altier y Stella Zerbino

Introducción

Las comunidades microbianas del suelo juegan un rol fundamental en los procesos que ocurren en el suelo, entre otros en la expresión o supresión de enfermedades que afectan a los cultivos. Particularmente, la densidad y diversidad microbiana y la disponibilidad de nutrientes son factores determinantes del potencial de un suelo para inducir o suprimir la ocurrencia de enfermedad, y son afectados por diversas prácticas agronómicas como la secuencia de cultivos, el tipo de laboreo y el manejo de suelo (Kinkel et al., 2011; van Elsas et al., 2002).

Los microorganismos patógenos del suelo tienen mecanismos alternativos y eficientes de sobrevivencia y presentan una alta capacidad de competencia saprofitica, lo que dificulta su control. Por esta razón, las estrategias de manejo deben apuntar a la prevención de las enfermedades y a la minimización de las pérdidas que ellas ocasionan. El desarrollo de indicadores del potencial patogénico de un suelo puede realizar una contribución adicional para el manejo de sistemas de producción sustentables (Skipp et al., 1997).

Los objetivos de este trabajo fueron: 1. determinar si la densidad poblacional de microorganismos patógenos y antagonistas y el índice de patogenicidad del suelo (IPS) son adecuados para caracterizar y diferenciar distintas intensidades de uso del suelo, en un sistema de rotaciones de cultivos y pasturas bajo siembra directa y con pastoreo; 2. definir el momento más adecuado de muestreo y la especie indicadora más sensible para estimar el IPS mediante bioensayos; 3. explorar las relaciones de las variables biológicas estimadas con algunas propiedades físico-químicas del suelo.

Materiales y Métodos

Descripción del sitio experimental

Desde 2004 hasta 2007, en primavera y otoño se tomaron muestras de suelo en el experimento de rotaciones de INIA Treinta y Tres, instalado en 1995 sobre suelos Argisol y Planosol (Unidad Alférez). En este experimento se evalúan diferentes rotaciones de pasturas con cultivos forrajeros, que conforman cuatro intensidades de uso del suelo en siembra directa, sometidas a pastoreo: Mejoramiento permanente de campo (MP): pastura permanente de trébol blanco, lotus y raigrás renovada cada 3 o 4 años; Rotación larga (RL): dos años de cultivos forrajeros (avena y raigrás en invierno y sorgo o moha en verano) y 4 años de pastura (trébol blanco, lotus, festuca y dactylis) sembrada junto con un verdeo; Rotación corta (RC): dos años de cultivos forrajeros (avena y raigrás en invierno y sorgo o moha en verano) y 2 años de pastura (trébol rojo y raigrás); Cultivo continuo (CC): dos cultivos forrajeros por año en forma continua iguales a RC y RL.

El experimento se caracteriza por tener todos los componentes de las diferentes intensidades de uso del suelo al mismo tiempo, sin repeticiones; RL está compuesta por seis parcelas; RC por cuatro parcelas y CC y MP por una parcela respectivamente, por lo

que el ensayo consta de 12 parcelas de 6 ha cada una, que al inicio del experimento fueron asignadas en forma aleatoria a las distintas unidades experimentales (Terra y García Préchac, 2001). Todos los tratamientos están sometidos a pastoreo con las siguientes cargas animales: MP a 1,4 UG/ha, RC y RL a 1,9 UG/ha y CC a 2,5 UG/ha.

Determinación de la densidad de poblaciones microbianas

El muestreo de suelo se realizó con calador a 10 cm de profundidad, extrayéndose 45 tomas al azar para constituir una muestra compuesta, en cada unidad experimental. Las muestras fueron aireadas naturalmente y tamizadas para su homogenización.

Para el recuento de bacterias viables pertenecientes a los grupos *Pseudomonas* fluorescentes y esporulados aerobios, y actinomicetes, se suspendieron 5 g de suelo de cada muestra en 45 ml de pirofosfato de sodio 0.1% estéril y se agitaron vigorosamente durante 30 minutos. Se realizaron diluciones seriadas y se sembraron por duplicado en placas con medios semiselectivos. Para *Pseudomonas*, se usó King's B (KB, King et al., 1954) suplementado con ampicilina 50 µg/ml, cloramfenicol 12,5 µg/ml y cicloheximida 100 µg/ml (Geels y Schippers, 1983); para actinomicetes, Starch Casein Agar (SCA) suplementado con cicloheximida 100 µg/ml (Leoni y Ghini, 2003); para esporulados aerobios, TSA 1/10, incubando previamente las diluciones de suelo a 85 °C durante 30 minutos (Stevenson y Segner, 1992). Para la determinación de la densidad poblacional de *Fusarium oxysporum*, se utilizó el método de dilución en placa (1:150) sobre medio selectivo (Komada, 1975). El diseño experimental fue de BCA (bloques completos al azar) con 4 repeticiones. Todas las placas se incubaron en estufa a 25 °C y se determinó el número de colonias a las 48 h (*Pseudomonas* y esporulados) o a los 7 días (actinomicetes y *F. oxysporum*). Se determinó el porcentaje de humedad de cada muestra, para expresar los resultados como número de propágulos o UFC/g de suelo seco.

Potencial patogénico del suelo para el componente leguminosa

Una vez procesadas, aireadas y tamizadas en malla de 0.7mm, las muestras de suelo fueron divididas en dos bolsas de 1 kg. Una bolsa de cada tratamiento fue sometida a radiación de microondas (1250 w, 5 min, máxima potencia). Se utilizó la metodología propuesta por Skipp et al. (1997) y ajustada por Altier (2003) para estimar un índice de patogenicidad del suelo (IPS) mediante bioensayo con trébol rojo y lotus. Con el suelo tratado con microonda y no tratado se condujeron bioensayos maceteros en cámara de crecimiento bajo condiciones controladas de luz y temperatura; la unidad experimental consistió en una maceta con 20 semillas de trébol rojo o de lotus. El diseño experimental fue de BCA con 4 repeticiones: 12 parcelas x 2 tratamientos de suelo x 2 especies de leguminosas. Las variables medidas fueron: número de plantas a los 60 días expresado como % implantación, y peso seco de parte aérea y raíz a los 60 días expresado como biomasa seca total en g. Se calculó el IPS con las siguientes fórmulas:

$IPS-NP = 1 - (N^{\circ} \text{ plantas suelo sin tratar} / N^{\circ} \text{ plantas suelo tratado con MW})$

$IPS-PS = 1 - (\text{Peso seco plantas suelo sin tratar} / \text{Peso seco plantas suelo tratado MW})$

Análisis de las propiedades químicas y físicas

En cada unidad experimental se analizó una muestra compuesta por 45 tomas de suelo. Las muestras se tomaron a la profundidad de 10 cm. Las determinaciones realizadas fueron: densidad aparente, textura, C orgánico, N total, pH en agua, Capacidad de Intercambio Catiónico (Ca, Mg, K, Na), Fósforo disponible (Bray I), conductividad, materia orgánica particulada (POM), bases totales y acidez titulable.

Análisis estadístico

El análisis de las variables de densidad microbiana e IPS se realizó mediante el procedimiento GLM del SAS (1999) y las medias de los tratamientos fueron separadas

usando MDS de Fisher protegida ($P < 0.05$). Para los datos del año 2007, las diferencias entre tratamientos fueron determinadas mediante contrastes, de acuerdo a Zerbino et al. (2008). Para ordenar los tratamientos evaluados, las variables fueron sujetas a Análisis de Componentes Principales (ACP). La ordenación de la matriz de variables ambientales y la de variables biológicas se relacionó mediante un análisis de Colnercia (Dolédec y Chessel, 1994).

Resultados

Densidad de las poblaciones microbianas

De los grupos bacterianos estudiados, los actinomicetos fueron los más sensibles al manejo de suelo; su densidad poblacional fue mayor en los sistemas con mayor proporción de pastura. La densidad poblacional de *F. oxysporum* también varió de acuerdo a la intensidad de uso del suelo, siendo mayor en aquellos sistemas con mayor proporción de leguminosas. Sin embargo, la mayor densidad poblacional no siempre se correspondió con mayor IPS. Por tanto, no surge como un indicador sensible al uso del suelo, en cuanto a caracterizar la patogenicidad para el componente leguminosa.

Índice de patogenicidad del suelo

Las variables número de plantas y biomasa seca total registraron una respuesta significativa al tratamiento de suelo con microondas. Esto indica que ambas variables, así como las derivadas IPS-NP e IPS-PS, son discriminantes y sensibles para caracterizar las intensidades de uso del suelo y medir diferencias entre ellas. El muestreo de otoño permitió registrar mayores respuestas en ambas especies, con respecto al muestreo de primavera. A su vez, el trébol rojo fue la especie más sensible; por esta razón, para la matriz de datos del análisis multivariado y para la del análisis de contrastes del año 2007, sólo se utilizaron los resultados de los bioensayos de trébol rojo. Los valores de IPS-NP e IPS-PS fueron significativamente diferentes para los contrastes RL-RC y RC-CC. Así mismo, estos indicadores diferenciaron la fase pastura de la RC de la fase pastura de la RL.

Ordenación de los sistemas

El ACP se realizó integrando la matriz de datos de densidad microbiana e IPS utilizando trébol rojo como especie indicadora, para cuatro momentos de muestreo (primavera 2004, otoño 2005, primavera 2005 y otoño 2006). La Figura 1 muestra la ordenación de las cuatro intensidades de uso del suelo en función de los cuatro momentos de muestreo y las variables evaluadas. Los histogramas en el cuadrante inferior representan los porcentajes de la variación total explicados por los dos primeros ejes. En función del eje 1, en ambos otoños las variables permiten una mejor caracterización de los sistemas (Figura 1).

En otoño, el primer eje ordenó los sistemas según las variables estudiadas (Figura 2). No obstante, en el experimento de INIA Treinta y Tres, los resultados demuestran que El eje 1 separa los usos del suelo según intensidad, desde los más intervenidos (CC, RC) a los menos (RL y MP), que incluyen mayor proporción del tiempo con pastura y menor frecuencia de uso de glifosato. El mejoramiento permanente (MP) sostiene poblaciones más altas de microorganismos benéficos (*Pseudomonas*, actinomicetos, esporulados aerobios). El sistema de cultivo continuo (CC) se asocia a valores de IPS más altos; este sistema recibe dos aplicaciones por año de glifosato. La población de *Fusarium* no muestra una relación estrecha con los usos del suelo, concluyéndose que por sí sola no es adecuada como variable indicadora.

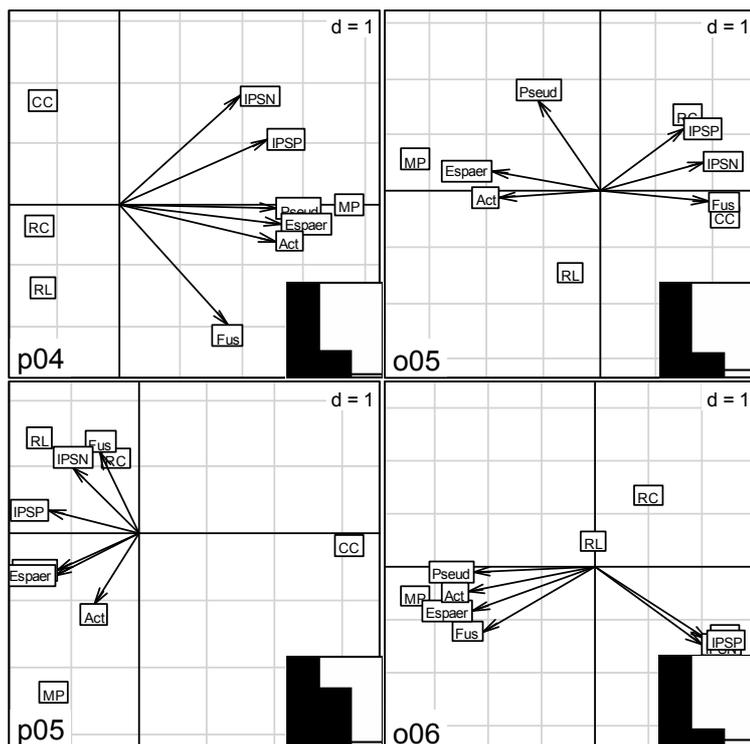


Figura 1. Análisis de Componentes Principales para las variables de densidad microbiana y potencial patógeno, en función de los usos del suelo en cuatro momentos de muestreo en el experimento de rotaciones de INIA Treinta y Tres.

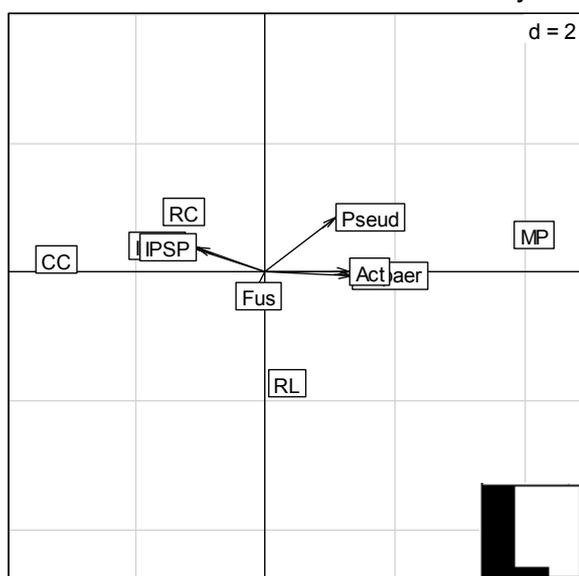


Figura 2. Resumen del Análisis de Componentes Principales para las variables de densidad microbiana y potencial patógeno, en función de los usos del suelo del experimento de rotaciones de INIA Treinta y Tres (valores promedio de otoño).

Relaciones entre variables biológicas y hábitat

Para la matriz de datos de 2006, el análisis de Colnercia fue significativo, mientras que para el 2005 no lo fue, si bien se mantuvieron las tendencias observadas. Para ambos años, los ejes principales explicaron el 73 y 82% de la variación, respectivamente. Respecto al eje principal, los tratamientos quedaron ordenados de acuerdo a la intensidad de uso del suelo.

En 2005, las densidades poblacionales de microorganismos antagónicos (*Pseudomonas*, actinomicetes y esporulados aerobios) se separaron de la densidad poblacional del *Fusarium oxysporum*. Las primeras se asociaron a ambientes con mayor contenido de Carbono orgánico, N, limo y Calcio; *F. oxysporum* se asoció a ambientes con arcilla. Las variables IPS-NP e IPS-PS se asociaron a ambientes con arena y alta densidad aparente, para el sistema con mayor intensidad de uso del suelo (CC). Cabe hacer notar que las poblaciones microbianas se asociaron a los sistemas con menor frecuencia de uso de glifosato.

En 2006, las variables IPS-NP e IPS-PS también se asociaron a ambientes con mayor densidad aparente y al sistema CC, mientras que las variables de densidad microbiana se asociaron a ambientes con mayor contenido de C orgánico y N que caracterizan a los sistemas de RL y MP.

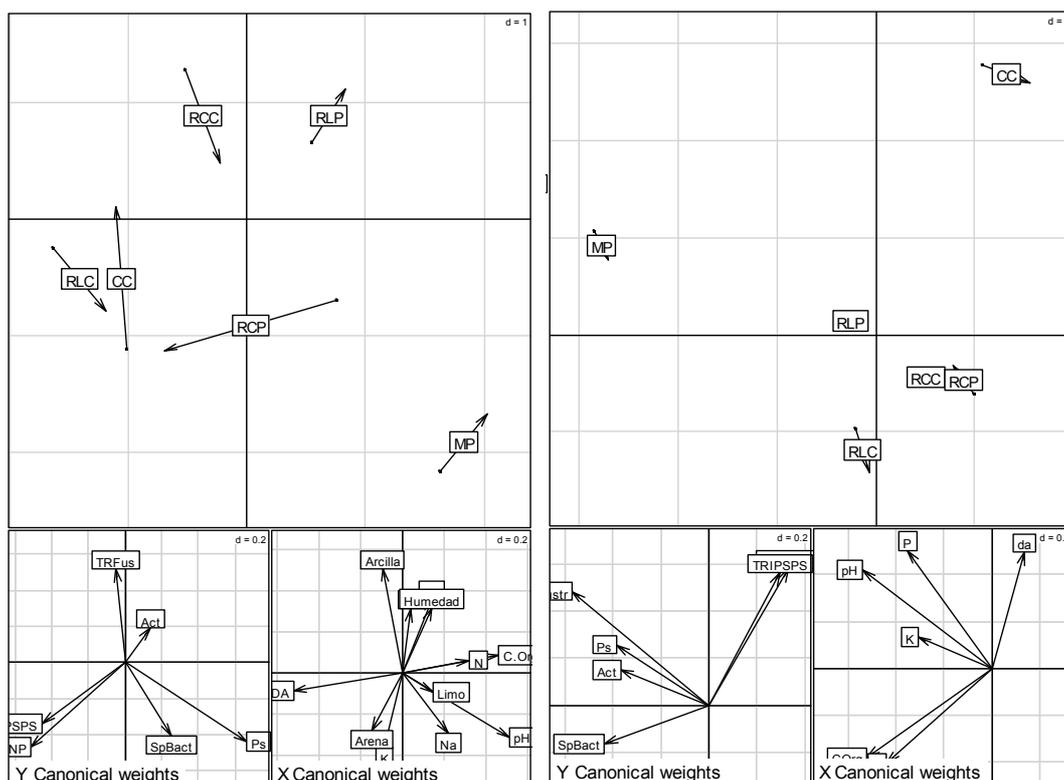


Figura 3. Análisis de coinercia para las variables de densidad microbiana y potencial patogénico, y propiedades físico-químicas del suelo, en el experimento de rotaciones de Treinta y Tres; muestreo de otoño 2005 (izquierda) y muestreo de otoño 2006 (derecha).

Discusión y Conclusiones

La intensidad de uso del suelo fue determinante de los resultados. El sistema de CC estuvo asociado a valores altos de IPS, mientras que los sistemas con pasturas (RL y MP) estuvieron asociados con valores altos de densidad poblacional microbiana. De los grupos bacterianos, los actinomicetes fueron los más sensibles a la intensidad de uso del suelo. La densidad poblacional de *F. oxysporum* no estuvo directamente asociada al potencial patogénico del suelo.

Las variables estudiadas permitieron expresar mayores diferencias cuando las muestras de suelo fueron colectadas en otoño. De las especies utilizadas en los bioensayos para determinar el índice de patogenicidad del suelo para el componente leguminosa, el trébol rojo fue más sensible que el lotus. Se puede concluir que el IPS es un buen indicador del potencial patogénico de diferentes ambientes y expresa una fuerte asociación con el nivel de perturbación en el sistema de producción.

El análisis de Colnercia demostró ser una herramienta útil para visualizar las relaciones entre las variables biológicas estudiadas y el hábitat, permitiendo evaluar el efecto de las distintas intensidades en el uso del suelo. Aquellos ambientes con Carbono orgánico y N que caracterizan a los sistemas con menor intensidad de uso del suelo (MP y RL), presentan valores altos de densidad microbiana y valores bajos de IPS. Los ambientes con bajo Carbono orgánico y alta densidad aparente que caracterizan al sistema con mayor intervención (CC), presentan altos valores de IPS. Debido a su sensibilidad a las prácticas agronómicas, algunas variables biológicas podrían ser consideradas como una herramienta adecuada para evaluar la sustentabilidad de diversas propuestas tecnológicas para el manejo de suelos y cultivos.

Bibliografía

- Altier, N. 2003. Caracterización de la población de *Fusarium oxysporum* y potencial patogénico del suelo bajo rotaciones agrícola ganaderas. Montevideo, INIA. Serie Técnica No.134:37-44.
- Dolédec, S., Chessel, D. 1994. Co-Inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* 31:277-294.
- Geels, F.P., Schippers, B. 1983. Selection of antagonistic fluorescent *Pseudomonas* spp. and their root colonization and persistence following treatment of seed potatoes. *Phytopathologische Zeitschrift* 108:193-206.
- King, E.O., Ward, M.K., Raney, D.E. 1954. Two simple media for the demonstration of pyocyanin and fluorescein. *Journal of Laboratory and Clinical Medicine* 44:301-307.
- Kinkel, L.L., Bakker, M.G., Schlatter, D.C. 2011. A coevolutionary framework for managing disease-suppressive soils. *Annual Review of Phytopathology* 49:47-67.
- Komada, H. 1975. Development of a selective medium for quantitative isolation of *Fusarium oxysporum* from natural soil. *Review Plant Protection Research* 8:114-125.
- Leoni, C., Ghini, R. 2003. Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade in vitro a *Phytophthora nicotianae*. *Fitopatologia Brasileira* 28:67-75.
- Skipp, R.A., Watson, R.N., Latch, G.C.M. 1997. Indicators of pathogen potential of pasture soils. In: *Proceedings of the XVIII International Grassland Congress*. Winnipeg, Manitoba; Saskatoon, Saskatchewan; Canada. ID No.1146. p.13-14.
- Stevenson, K.E., Segner, W.P. 1992. Mesophilic aerobic spore formers. In: C. Vanderzant, D.F. Splittstoesser (eds.). *Compendium of methods for the microbiological examination of foods*. 3rd Edition. American Public Health Association. p.265-274.

- Terra, J.A., García Préchac, F. 2001. Siembra directa y rotaciones forrajeras en las lomadas del este: Síntesis 1995 – 2000. Montevideo, INIA. Serie Técnica No.125. 100p.
- van Elsas, J.D., Garbeva, P., Salles, J. 2002. Effects of agronomical measures on the microbial diversity of soils as related to the suppression of soil-borne plant pathogens. *Biodegradation* 13:29-40.
- Zerbino, S., Altier, N., Morón, A., Rodríguez, C. 2008. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia* Vol XII:44-55.

Palabras claves: densidad microbiana, índice de patogenicidad del suelo, indicadores biológicos, sistemas de producción

2.3. INDICADORES BIOLÓGICOS PARA EVALUAR LOS AGROECOSISTEMAS

2.3.5. INTEGRACION DE INDICADORES PARA LA EVALUACION DE LA SUSTENTABILIDAD DE LOS AGROECOSISTEMAS. Un ejemplo en sistemas lecheros del litoral oeste.

Stella Zerbino, Carolina Leoni, Nora Altier, Rodrigo Zarza

Introducción

Durante los últimos años, el sector agropecuario de nuestro país ha estado sujeto a importantes procesos de intensificación y especialización, cambios que levantan interrogantes sobre la sustentabilidad social, económica y ambiental en el mediano y largo plazo. Si bien estos procesos han contribuido al aumento considerable de la productividad, desde el punto de vista ambiental, conducen a la degradación de los recursos naturales, entre ellos la biodiversidad.

Los suelos son claves en el mantenimiento de los ecosistemas terrestres pues brindan productos y servicios esenciales para el soporte de la humanidad. Las diversas intervenciones humanas, entre ellas la actividad agropecuaria, tienen efectos sobre la calidad y la salud del suelo (Havlicek, 2012; Kinkel et al., 2011).

El creciente interés por el desarrollo de sistemas sostenibles y el posible uso de los diferentes componentes de la biota y su actividad como indicadores biológicos del impacto de las actividades humanas, ha impulsado la realización de estudios con el objetivo de evaluar su potencialidad como indicadores (Blair et al., 1996; Havlicek, 2012, Pankhurst y Lynch, 1994, Ritz et al., 2009). La elección de un indicador debe responder a situaciones locales específicas (Elliot, 1997) y los indicadores básicos deben ser útiles en un rango amplio de situaciones ecológicas y socioeconómicas (Doran y Safley, 1997). Según estos autores, los indicadores deben: a) estar relacionados con los procesos ecosistémicos, b) integrar propiedades y procesos físicos, químicos y biológicos del suelo, los cuales son difíciles de medir directamente, c) ser relativamente fáciles de usar en condiciones de campo para poder ser evaluados por los productores y técnicos asesores, d) ser sensibles a las variaciones de manejo y climáticas.

En los sistemas pastoriles lecheros se registra un proceso de intensificación acelerado, caracterizado por la reducción del laboreo y adopción de la siembra directa, crecimiento en la productividad de las pasturas y cultivos, incrementos en el número de cultivos anuales y en el ingreso de alimentos extra-prediales para el rodeo lechero (Díaz y Durán, 2011). Esta intensificación tecnológica necesariamente impacta sobre la sustentabilidad de los sistemas lecheros, y demanda nuevos modelos de producción. El objetivo de este trabajo fue caracterizar tres intensidades de manejo del suelo para la producción de forraje en sistemas lecheros del litoral oeste, mediante la combinación de indicadores biológicos y físico-químicos.

Materiales y Métodos

Sitio experimental

El trabajo se realizó en la Unidad de Lechería de INIA La Estanzuela, Colonia, Uruguay (43°20´S, 57°41´W, 81 m.s.n.m) sobre un brunosol eutrítico típico. En el año 2006 sobre una pradera permanente de alfalfa (*Medicago Sativa*; cv.Crioula), lotus (*Lotus corniculatus*; cv.

San Gabriel), trébol blanco (*Trifolium repens*; cv. Est. Zapican) y dactylis (*Dactylis*; cv. INIA Oberón), se definieron 3 manejos con grado creciente en la intensidad de uso del suelo: M1: mantener la pradera durante todo el 4to año, M2: mantener la pradera de cuarto año hasta el mes de agosto, quemar y sembrar un verdeo de verano (Sudangrass; cv. INIA Comiray) en Octubre y M3: al inicio del cuarto año (febrero) quemar e instalar un verdeo de invierno (*Avena byzantina*; cv. INIA. 1095) en abril, y en Octubre instalar un verdeo de verano. Para determinar el efecto de la intensidad de los tres manejos, en el otoño del año 2007 sobre cada uno se instaló una pradera bianual (P1) compuesta por *Bromus catarticus* cv. INIA Leona y *Trifolium pratense* cv. INIA LE 116; o una pradera plurianual (P2) compuesta por alfalfa, lotus, trébol blanco y dactylis. Al término del segundo año sobre P1 se instaló una gramínea bianual (*Festulolium* cv. INIA Merlín) para capitalizar el aporte de nitrógeno de P1 y permitir la evaluación sincrónica con la P2 al final del cuarto año. La siembra de las praderas se realizó durante el mes de mayo en forma asociada con trigo, que se cosechó en noviembre con destino a reservas.

El diseño experimental fue de bloques completos al azar (BCA), con 6 tratamientos (3 manejos x 2 pasturas) y 4 repeticiones, con parcelas de 564 m². Los cultivos forrajeros se instalaron bajo siembra directa en líneas. En la Figura 1 se presenta el detalle de los tratamientos.

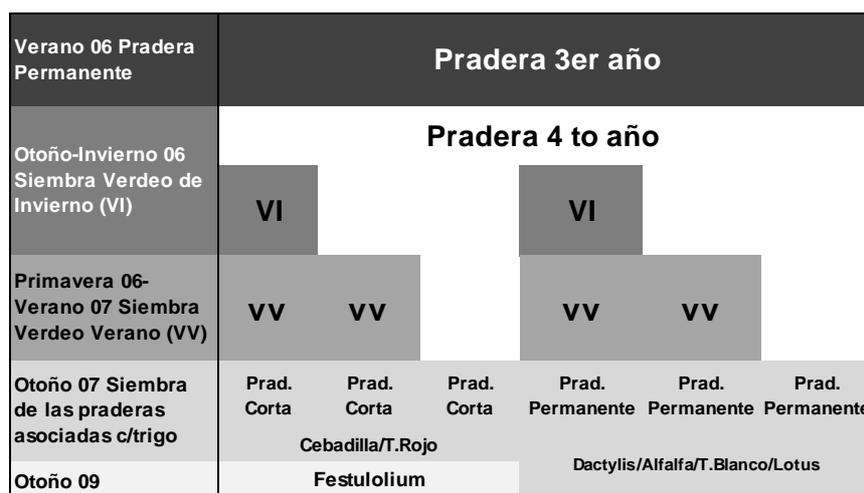


Figura 1. Detalle de los tratamientos (combinación de Manejo x Pastura) aplicados en el experimento. M1: mantener la pradera durante el 4to ; M2: quemar la pradera en julio y sembrar un verdeo de verano en setiembre, M3: quemar la pradera en febrero e instalar un verdeo de invierno en abril y luego un verdeo de verano en octubre; Pradera corta = P1; Pradera corta + gramínea bianual; Pradera permanente = P2

Propiedades físico-químicas del suelo

En otoño del 2007 se tomaron muestras de suelos de 0-15 cm de profundidad y se enviaron al Laboratorio de Suelos de INIA La Estanzuela para la determinación de: Carbono orgánico(C.Org.), contenido de nitrógeno (N), Fósforo (P), potasio (K), Sodio (Na), Magnesio (Mg) y Calcio (CA), capacidad de intercambio catiónico (CICpH7), acidez titulable (A.Tit), Porosidad total (PorTot), porcentaje de macroporosidad (macrop), densidad aparente (DA) y potencial de mineralización (PMN).

Variables biológicas

Se emplearon 4 variables biológicas del suelo para evaluar el efecto de los manejos: la densidad de la macrofauna, la respiración microbiana, la densidad poblacional de *Fusarium oxysporum* y el potencial patogénico para el componente leguminosa.

La densidad de macrofauna se determinó siguiendo el método de muestreo utilizado por el Tropical Soil Biology and Fertility Programme (TSBF) (Anderson y Ingram, 1993, citado por Zerbino, 2012). La respiración microbiana se determinó por desprendimiento de CO₂ según técnica propuesta por Grisi (1978) y modificada (Leoni, 2012). La densidad poblacional de *Fusarium oxysporum* se determinó por recuento en placa (Altier y Zerbino, 2012). El potencial patogénico para el componente leguminosas se determinó de acuerdo a la metodología propuesta por Skipp et al. (1997) y ajustada por Altier (2003) mediante bioensayo con trébol rojo, y se calculó el índice de patogenicidad del suelo (IPS) para número de plantas y peso seco de biomasa.

Análisis estadístico

Para explorar las relaciones entre las propiedades físicas y las variables biológicas en primer lugar se construyeron dos matrices una con las propiedades físicas y químicas del suelo y la otra con las variables biológicas que incluyen la respiración microbiana, el número de propágulos de *F. oxysporum*, el Índice de Patogenicidad para número de plantas y peso seco de planta (IPS-NP; IPS-PS) y la densidad de los distintos grupos taxonómicos de la macrofauna del suelo. Para ambas matrices el método de Ordenación utilizado fue el Análisis de Componentes Principales (ACP). En los dos casos, los datos fueron estandarizados dado que las variables tenían distinta magnitud. Posteriormente, los resultados de la ordenación de las dos matrices se conectaron mediante un análisis de Colnercia (COIA), el cual se utiliza como una técnica de ordenación que correlaciona los primeros ejes de ordenación de dos matrices. Este tipo de análisis de dos tablas trabaja en matriz de covarianza y es la única manera de explorar las relaciones entre variables de dos matrices, cuando se consideran muchas variables en pocos sitios de muestreo (Dolédéc y Chessel, 1994). Para determinar la significación de los valores de Colnercia se realizó un test de Monte Carlo. El software utilizado fue ADE-4 (Thioulouse et al., 1997) incluido en el paquete R1.9 (R Development Core Team, 2004).

Resultados

El análisis de coinercia (COIA) fue significativo al 0.014 %, lo que indica que la co-estructura descrita por los dos ejes de Colnercia es próxima a las estructuras descritas en los análisis individuales. El 100% de la variación de los datos se explica con dos ejes, y eje uno el 71%. El eje uno separó a los tratamientos de pradera (M1), de los que incluyeron verdeos; y el segundo eje separó al tratamiento con dos verdeos (M3), de la pradera (M1) y del que tuvo un solo verdeo en verano (M2) (Figura 1A).

Los valores de porosidad total (PorTot), porcentaje de macroporosidad (macrop), contenido de Carbono orgánico (C.Org.), potencial de mineralización (PMN), actividad microbiana (Resp), contenido de nitrógeno (N), potasio (K) y Sodio (Na), aumentaron hacia M1, mientras que la densidad aparente (DA) y el contenido de fósforo (P) lo hicieron hacia los tratamientos con verdeos (M2 y M3). Las variables responsables de ordenar los tratamientos en el eje dos, fueron la capacidad de intercambio catiónico (CIC-pH7) y contenido de Mg que incrementaron hacia M3 y acidez titulable (A.Tit) y contenido de nitrógeno (N) que crecieron hacia M1 y M2 (Figura 1B, Cuadro 2).

Por su parte, las variables biológicas responsables de la ordenación de los manejos en el eje uno fueron por un lado la densidad de los Coleopteros inmaduros (Colei) y de los Chilopodos (Chilo) y la respiración, que aumentaron hacia M1, y por otro el índice de patogenicidad para número de plantas y peso seco (IPS-NP e IPS-PS), *F. oxysporum* y densidad de Isoptera (Isopt) que incrementaron hacia M1 y M2. Las variables responsables de la ordenación de los sitios en el eje dos fueron la densidad de Diplopoda (Diplo), Hymenoptera (Hym) y Orthoptera (Orthop) que aumentaron hacia M3 y la densidad de Araneae (Ara) que creció hacia M1 y M2 (Figura 1C, Cuadro 1).

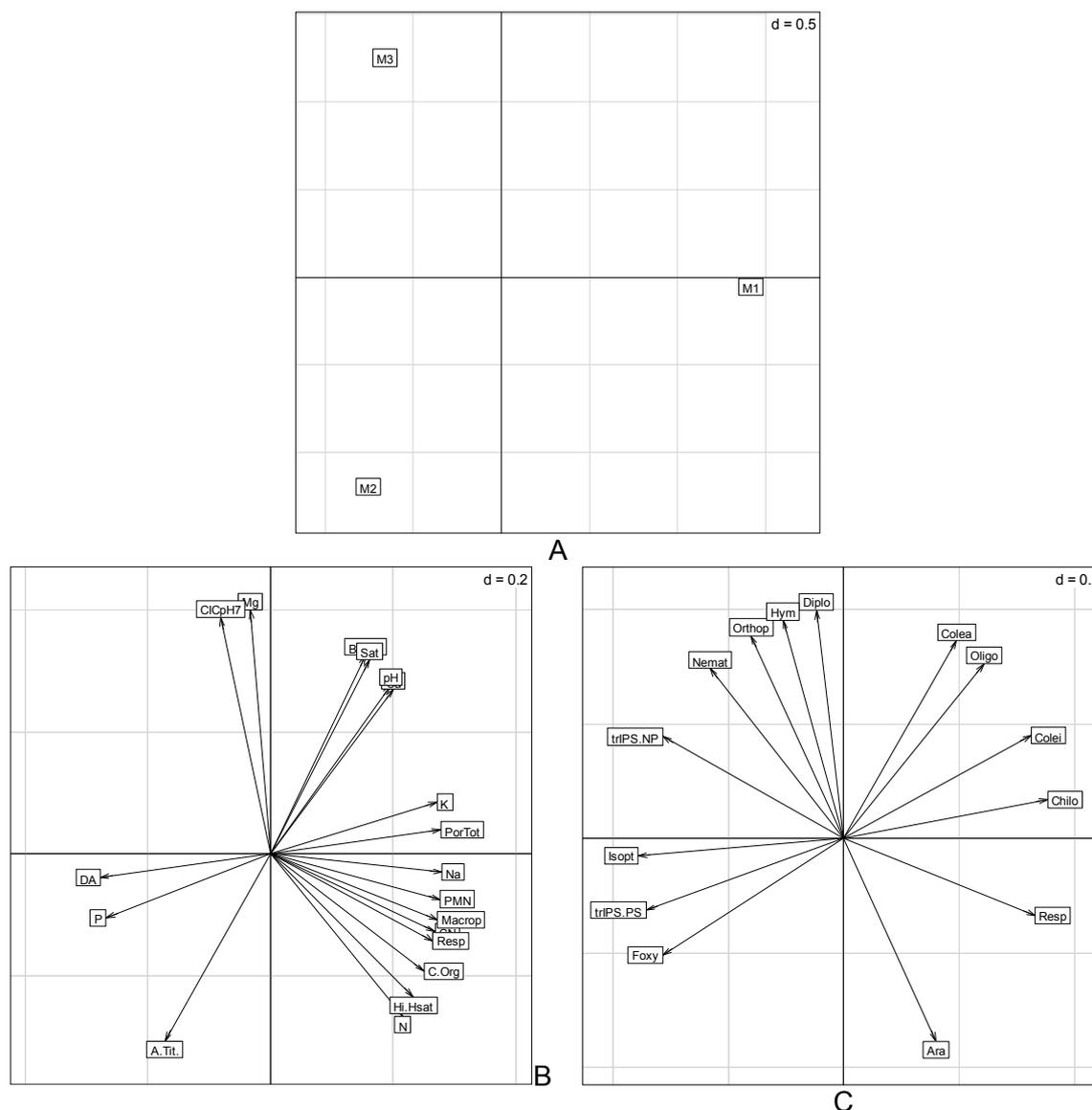


Figura 7. Resultado del análisis de coinerencia (COIA) de las variables ambientales y biológicas: A) plano factorial de coinerencia de los manejos, B) proyección de los vectores de las variables ambientales, C) proyección de los vectores de las variables biológicas.

Cuadro 1. Valores promedio por manejo de las variables biológicas seleccionadas por su capacidad de discriminante.

	Coleópteros inmaduros (n° individuos/m2)	Respiración microbiana (mg CO2/g suelo seco)	IPS- NP ²	IPS – PS ³
M1 ¹	46	0.061	0.591	0.572
M2	27	0.039	0.669	0.741
M3	11	0.029	0.726	0.684

¹ Manejo 1: Pradera de 4^{to} año; Manejo 2: Pradera de 4^{to} año + verdeo verano; Manejo 3: Pradera de 4^{to} año + verdeo invierno + verdeo verano. ²IPS-NP = 1 – (N° plantas suelo sin tratar/N° plantas suelo tratado con microondas), ³IPS-PS = 1 – (Peso seco plantas suelo sin tratar/Peso seco plantas suelo tratado microondas)

Cuadro 2. Valores promedio por manejo de las variables químicas del suelo seleccionadas por su capacidad discriminante.

	Carbono orgánico (%)	Macroporos totales (%)	PMN ² (mg N-NH4/Kg)	Densidad aparente
M1 ¹	2.32	5.96	43.9	1.45
M2	2.18	5.45	26.9	1.49
M3	2.06	5.30	24.1	1.48

¹ Manejo 1: Pradera de 4^{to} año; Manejo 2: Pradera de 4^{to} año + verdeo verano; Manejo 3: Pradera de 4^{to} año + verdeo invierno + verdeo verano. ² Potencial de mineralización del Nitrógeno

Discusión

La intensificación de las rotaciones forrajeras por la inclusión de los cultivos anuales, provocó cambios en algunas de las propiedades del suelo. El análisis de Coinercia entre las variables de propiedades químicas y físicas del suelo y las variables biológicas indicó que la co-estructura descrita por los dos primeros ejes del análisis fue próxima a las estructuras descritas en los análisis individuales. Los manejos se ubicaron según la intensidad del uso del suelo, donde el manejo menos intensivo (M1) se asoció a mayores valores de potencial de mineralización (PMIN), contenido de carbono orgánico (Corg), macroporosidad (Macrop), respiración microbiana (Resp) y densidad de coleópteros inmaduros (Coleoi); mientras que los manejos de mayor intensidad (M2 y M3) se asociaron a mayores valores de densidad aparente (DA), contenido de fósforo (P), índices de patogenicidad del suelo (IPS-NP, IPS-PS), número de propágulos de *F. oxysporum* y densidad de Isoptera.

Las variables densidad de coleópteros inmaduros (Coleoi) y respiración microbiana (Resp), así como potencial de mineralización y Carbono orgánico del suelo están relacionados al ciclo del carbono. La herbivoría de los coleópteros inmaduros conduce a incrementos en la actividad microbiana del suelo favoreciendo las tasas de mineralización y descomposición de nutrientes (Doblas et al. 2007). Por otra parte, las dos primeras variables biológicas mostraron ser consistentes entre años y sistemas de producción (Leoni, 2012, Zerbino, 2012).

Las variables IPS-NP e IPS-PS están relacionados a los procesos de regulación del agroecosistema. Mayores valores de IPS reflejan la predisposición del sistema a desarrollar procesos epidémicos, lo cual ha sido señalado por varios autores como un indicador negativo de la calidad del sistema (Kinkel et al., 2011; van Bruggen y Semenov, 2000, van

Elsas et al., 2002). La densidad poblacional de *F. oxysporum*, si bien acompañó los IPS, no ha mostrado ser un indicador consistente en otros ambientes (Altier y Zerbino, 2012).

Conclusiones

Los resultados obtenidos permiten establecer que la respiración del suelo, los coleópteros inmaduros y los IPS fueron sensibles a los manejos impuestos, por lo que podrían ser utilizados como indicadores. Estas variables deberían ser integradas en un índice y evaluar si el mismo es sensible y capaz de discriminar ambientes con diferencias en calidad del suelo y sistemas de producción.

Bibliografía

- Anderson, J.M.; Ingram, J.S.I. 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. 2nd. Ed. Wallingford, CAB International. 221 p.
- Altier, N. 2003. Caracterización de la población de *Fusarium oxysporum* y potencial patogénico del suelo bajo rotaciones agrícola ganaderas. Montevideo, INIA. Serie Técnica No.134:37-44.
- Altier, N. y Zerbino, S. 2012. Indicadores biológicos para evaluar los agroecosistemas. Comunidades microbianas - Índice de patogenidad del suelo - Ejemplo para secuencias con leguminosas forrajeras. (Sección 2.3.4 de esta publicación)
- Blair, J.M.; Bohlen, P.J.; Freckman, D.W. 1996. Soil Invertebrates as indicators of soil quality. In Doran, J.W.; Jones, A.J. (Eds.). Methods for Assessing Soil Quality Methods. SSSA, Madison WI. Special Publication no. 49. p. 273-291.
- Díaz, R.; Durán, H. 2011. Secuestro de carbono en suelos de sistemas agrícola-lecheros mixtos en Uruguay. *Agrociencia Uruguay - Volumen 15 2*:109-119.
- Doblas, E.; Sánchez-Piñero F.; González-Megías, A. 2007. Soil macroinvertebrate fauna of a Mediterranean arid system: Composition and temporal changes in the assemblage. *Soil Biology & Biochemistry* 39 :1916–1925.
- Doran, J.W.; Safley, M. 1997. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In Pankhurst, C.E.; Doube, B.M.; Gupta, V.V.S.R. (Eds.). Biological indicators of soil health. Wallingford, CAB International. p. 1-28.
- Dolédec, S.; Chessel, D. 1994. Co-Inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* 31:277-294.
- Elliot, L.F. 1997. Soil biodiversity and grass cropping systems. In International Grassland Congress (18., 1997, Canada). Session12- Biodiversity. p. 241- 248.
- Grisi, B.M. 1978. Metodo químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. *Ciência e Cultura* 30(1): 82 – 88.
- Havklicek, E. 2012. Soil biodiversity and bioindication: from complex thinking to simple acting. *European Journal of Soil Biology* (2012, article in press). doi: 10.1016/j.ejsobi.2012.01.009
- Kinkel, L.L., Bakker, M.G., Schlatter, D.C. 2011. A coevolutionary framework for managing disease-suppressive soils. *Annual Review of Phytopathology* 49:47-67.
- Leoni, C. 2012. Indicadores biológicos para evaluar los agroecosistemas. Actividad microbiana del suelo – Respiración. (Sección 2.3.2 de esta publicación)
- Pankhurst, C.E.; Lynch, J.M. 1994. The role of soil biota in sustainable agriculture. In Pankhurst, C.E.; Doube, B.M.; Gupta, V.V.R.S.; Grace, P.R. (Eds.). Soil biota: Management in Sustainable Farming Systems. Melbourne, CSIRO. p. 3-9.
- R Development Core Team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. Version 2.11.1 (2010-05-31). R Foundation for Statistical Computing, ISBN 3-900051-12-7, URL <http://www.R-project.org>.

- Ritz, K.; Black, H.I.J.; Campbell, C.D.; Harris, J.A.; Wood, C. 2009. Selecting biological indicators for monitoring soils: a framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators* 9: 1212-1221.
- Skipp, R.A., Watson, R.N., Latch, G.C.M. 1997. Indicators of pathogen potential of pasture soils. In: *Proceedings of the XVIII International Grassland Congress*. Winnipeg, Manitoba; Saskatoon, Saskatchewan; Canada. ID No.1146. p.13-14
- van Bruggen, A.H.C., Semenov, A.M. 2000. In search of biological indicators for soil health and disease suppression. *Applied Soil Ecology* 15:13–24
- van Elsas, J.D., Garbeva, P., Salles, J. 2002. Effects of agronomical measures on the microbial diversity of soils as related to the suppression of soil-borne plant pathogens. *Biodegradation* 13:29-40.
- Zerbino MS. 2005. Evaluación de la densidad, biomasa y diversidad de la macrofauna del suelo en diferentes sistemas de producción (Tesis Magíster). Montevideo : Facultad de Ciencias. 92p.
- Zerbino, S. 2012. Indicadores biológicos para evaluar los agroecosistemas. Macrofauna del suelo (Sección 2.3.1 de esta publicación)

Palabras claves: indicadores biológicos del suelo, análisis de coinercia, sistemas de producción, intensificación, pasturas

3.1. EFECTO DE LAS ESTRUCTURAS ECOLÓGICAS EN LA DINÁMICA POBLACIONAL DE INSECTOS PLAGA Y DE LOS REGULADORES NATURALES

Stella Zerbino, Antonio Panizzi, Flavia S. Clochet

Introducción

La estabilidad de un sistema de producción se manifiesta a través de la incidencia de insectos plaga (Altieri, 1999a). Algunos autores consideran que la densidad de insectos plaga es indicador de la sustentabilidad y de la contaminación de recursos naturales, mientras que la abundancia y diversidad de insectos benéficos son indicadores de sustentabilidad y de calidad del paisaje.

La vegetación adyacente tiene importantes efectos sobre los insectos plaga y sus antagonistas. Entender los mecanismos por los cuales la biodiversidad favorece el manejo de plagas es un paso muy importante. La diversificación vegetal puede beneficiar vía directa “botton up” en el primer nivel trófico de la plaga mediante la concentración de recursos y otros mecanismos. La supresión del insecto plaga puede resultar de “top down” vía mejora de enemigos naturales y conservación del control biológico (Smith y McSorely, 2000; Gurr et al., 2003).

En los agroecosistemas donde se produce un aumento de la biodiversidad vegetal hay un incremento de la abundancia de depredadores y parasitoides, como resultado de una mayor disponibilidad de presas alternativas, fuentes de polen y néctar; y microhábitats adecuados (Altieri y Nicholls, 2005). Estos beneficios se pueden extender espacialmente a otros cultivos y temporalmente a las producciones subsiguientes, y de esta manera incrementar la sustentabilidad del predio (Gurr et al., 2003).

El incremento de la biodiversidad vegetal se realiza a través de la construcción de infraestructuras ecológicas, que además de proporcionar alimento y hábitat a los antagonistas de los insectos plaga, sirven de corredores biológicos para la dispersión de depredadores y parasitoides (Altieri, 1999b). Las especies de insectos tienen diferentes requerimientos respecto al tamaño de la infraestructura y la distancia máxima como consecuencia de sus diferencias en el tamaño y movilidad. En términos generales el nivel de diversidad de insectos depende de cuatro características del sistema: la diversidad de la vegetación dentro y alrededor del predio, la durabilidad del cultivo, la intensidad de manejo y el aislamiento de la vegetación natural. Por lo tanto, para que las infraestructuras sean eficientes en la promoción de los antagonistas, es necesario tener en cuenta aspectos como el tamaño, la ubicación, el manejo y la intensidad que requieren, la diversidad de especies vegetales y la distribución (Cuadro 1). También es necesario conocer la vegetación adyacente y el arreglo de los cultivos en el tiempo y en el espacio.

Cuadro 1. Aspectos de diseño a tener en cuenta en la promoción de los antagonistas

Tamaño	<ul style="list-style-type: none"> • 5 – 10% del área
Ubicación	<ul style="list-style-type: none"> • Dentro del cultivo • Siembras no muy densas • Cultivos intercalados en línea (“intercropping”) • Fajas de conservación • Cultivos de borde
Estado de desarrollo	
Diversidad	<ul style="list-style-type: none"> • Coccinélidos y ácaros predadores son dependientes de los bordes y bordes forestados • Sífidos, arañas y carábidos prefieren praderas pobres, fajas de flores silvestres barbechos rotacionales y cabeceras de conservación
Distribución	<ul style="list-style-type: none"> • Una buena distribución es requisito previo para tener rápidos movimientos

El grado de complejidad de estas infraestructuras varía desde la mera diversificación de la estructura de edad de las plantas dentro de un monocultivo, hasta en el extremo opuesto a nivel del paisaje, dónde la diversificación incluye la vegetación perenne y toda la que no tiene su la producción como destino (Cuadro 2) (Gurr et al., 2003). Ejemplo de esto incluyen las cabeceras, los corta vientos, la restauración de humedales y áreas riparias, fajas de vegetación buffer y el uso de plantaciones para el desarrollo de poblaciones de insectos (Boller et al., 2004; Lovell y Sullivan 2006).

Cuadro 2. Ejemplos de mejora de la biodiversidad con niveles crecientes de complejidad (Gurr et al., 2003)

Nivel de complejidad	Naturaleza de la diversificación	Ejemplo
Diversificación dentro de un monocultivo	Hacer el cultivo estructuralmente mas diverso	Cosecha de alfalfa en fajas
Monocultivos “relax”	Mezcla de variedades o especies relacionadas	Enfermedades en cultivos extensivos, cultivos trampa en soja
Áreas con vegetación espontánea dentro del monocultivo	Desarrollo de vegetación espontánea dentro de áreas del cultivo	Fajas de vegetación espontánea incrementan la densidad de enemigos naturales
Diversificación del borde del monocultivo	Sembrar en el margen del cultivo con otras especies.	Especies que sean fuente de polen para enemigos naturales de pulgones
Policultivos	Desarrollo de dos o más cultivos en la misma chacra	Fajas alternadas que actúan como barreras vivas, trampas de plagas o hábitat para enemigos naturales
Diversificación de la vegetación más allá del borde	Sembrar o generar naturalmente vegetación en barbechos adyacentes al cultivo	Hábitat de antagonistas (ej: parasitoides)
Diversificación de predio	Integración de sistemas productivos (“sistemas mixtos”)	Incremento de las densidades de artrópodos
Cambios a nivel de paisaje	Paisajes con áreas arbóreas	Incrementa la tasas de parasitismo

Diversificación dentro del monocultivo: Un ejemplo es el corte en fajas de alfalfa, donde los enemigos naturales migran a las fajas no cortadas y cuando el cultivo rebrota se mudan nuevamente, de esta manera son controladas algunas especies de lepidópteros. La diversificación puede ser aplicada a cultivos perennes como frutales y viñas. Otras plantas que no sean malezas también pueden ser introducidas como fajas dentro de los cultivos.

Cultivos “Relax”. Consiste en la mezcla de variedades relacionadas. Esta estrategia ha sido muy utilizada para disminuir la incidencia de enfermedades, pero ha demostrado tener potencial para insectos plaga.

Vegetación espontánea dentro del cultivo. La eliminación de malezas puede ser contraria al manejo de artrópodos plaga. A menudo las áreas de vegetación espontánea contribuyen con la hipótesis de la concentración de recursos. También pueden favorecer a los enemigos naturales al proporcionar polen y néctar, o brindando hábitat a huéspedes alternativos o presas, y proporcionando hábitat o microclimas adecuados. Fajas de 1,5 m de ancho de malezas utilizadas a intervalos de 24 m dentro de áreas cultivadas favorecen a enemigos naturales tales como sírfidos, crisópidos y coccinélidos. Las cabeceras de los cuadros, donde la producción es menor a causa de la compactación del suelo, podrían ser utilizadas para estos propósitos.

Márgenes con vegetación espontánea en las adyacencias del cultivo. Se dispone de una extensión de vegetación integrada fundamentalmente por plantas ricas en polen que favorecen a los parasitoides y sírfidos. Cuando la vegetación circundante es alta impide la dispersión de los sírfidos al cultivo próximo, por lo tanto la estructura del hábitat puede restringir en el espacio los beneficios del agregado de recursos florales.

Rotaciones, cultivos intercalados, cultivos trampa, abonos verdes. Grandes niveles de complejidad pueden ser apreciados cuando se abandona el monocultivo y son aplicadas prácticas culturales en las cuales se desarrollan más de una especie vegetal dentro del predio. Esto puede tomar una variedad de formas con un rango de complejidad que va desde la discreta inclusión de un área de un cultivo secundario hasta patrones de policultivos espaciales y temporales.

Diversificación más allá de la escala del cultivo. Grandes niveles de complejidad pueden ser obtenidos fuera de los límites de las chacras. Áreas tales como bosques, cercos de vegetación que se extienden más allá del área del predio pueden tener un largo rango de efectos en la tasa de parasitismo de plagas de cultivos.

Estudio de caso sobre el uso de la diversidad vegetal para disminuir el impacto de las chinches en cultivo de soja

La naturaleza variable de los factores abióticos y bióticos determina que las condiciones adecuadas para el crecimiento, desarrollo y reproducción de los insectos no sean permanentes. Para superar los períodos adversos éstos poseen adaptaciones fisiológicas y de comportamiento que les permite explotar recursos estacionales fluctuantes y colonizar zonas que de otra manera les sería imposible habitar.

Los hemípteros fitófagos, exploran una variedad de plantas huéspedes dentro y entre generaciones. Las ninfas y adultos se movilizan en las mismas o diferentes especies de plantas, las cuales pueden ser colonizadas en secuencia. En primavera-verano, aproximadamente la tercera parte del año, se alimentan y crían en plantas cultivadas. Comienzan a colonizar el cultivo de soja cuando se inicia la formación de vainas; inicialmente por adultos (Costa y Link, 1982; Zerbino et al., 2010) y más tarde por las ninfas (Panizzi et al., 1980, Zerbino et al., 2010). Cuando el grano está maduro, se movilizan en busca de otras fuentes de alimento, cultivadas o silvestres que no son sus preferidas, y son capaces de obtener nutrientes de brotes o flores (Panizzi, 2000). Finalmente, en el invierno cuando el ambiente les es desfavorable pueden permanecer en ellas o ir a ocupar otros

hábitats, donde generalmente no se reproducen y tampoco generan descendencia (Panizzi, 2000; Panizzi y Parra, 2009).

Avances en el estudio de las interacciones de especies vegetales y chinches

Implementar programas de manejo de insectos holísticos, eficientes y ecológicamente compatibles, implica el desarrollo de tácticas de manejo que puedan ser aplicadas durante el otoño y el invierno, antes de que estos insectos colonicen el cultivo de soja. Uno de los aspectos a ser considerados es el manejo de las plantas que son utilizadas como hospederas alternativas. Para diseñar estas estrategias de manejo, es necesario conocer cuáles hospederas alternativas silvestres son explorados y en qué secuencia los utilizan las distintas generaciones, cuán adecuados son para el desarrollo de ninfas y/o la reproducción de adultos, y cuándo ocurre la dispersión desde y hacia las plantas cultivadas y silvestres respectivamente (Panizzi, 1997). Con estos estudios se puede establecer cuál es el huésped alternativo más importante en la biología del insecto y en cuáles especies vegetales se deben concentrar los esfuerzos para desarrollar tácticas de manejo que mitiguen el impacto de las chinches en los cultivos. Este es quizás uno de los mayores desafíos de los entomólogos, porque es necesario generar mucha información sobre su biología, ecología y comportamiento (Panizzi y Parra, 2009).

El conocimiento sobre la ecología de chinches a nivel nacional es reducido (Zerbino, 2010; Zerbino et al., 2010). Se desconoce la estrategia de sobrevivencia durante el período de ausencia del hospedero preferido y cuando los factores abióticos son desfavorables. Es necesario realizar estudios que aporten información para responder preguntas tales como: en qué momento los adultos se dispersan desde y hacia las especies cultivadas; cuál es la performance de las ninfas y los adultos cuando se alimentan de plantas hospederas alternativas y que estrategia utilizan para sobrevivir en condiciones ambientales desfavorables. Es así que en el año 2008 se inició un proyecto de cooperación técnica (Proyecto Prosul Edital CNPq No. 011/2008. Chamada I I – Projetos Conjuntos em C&T&I) sobre el uso y manejo de la biodiversidad vegetal para el manejo integrado de chinches fitófagas de la soja. En este trabajo, se presentan resultados de los estudios realizados que tienen como propósito: 1) determinar las especies vegetales y/o el hábitat donde son encontradas las chinches fitófagas en el período de la entre zafra; 2) conocer el estado fisiológico de las poblaciones de chinches fitófagas colectadas en las plantas hospederas alternativas; 3) estudiar el rol que las especies vegetales cumplen en la biología; y 4) determinar qué especies vegetales pueden ser eficientes como barreras vivas.

Materiales y métodos

Determinar las especies vegetales y/o el hábitat donde son encontradas las chinches fitófagas en el período de la entre zafra

Durante un año se realizaron muestreos periódicos de hemípteros en distintas especies vegetales, en la familia Leguminosae: alfalfa - *Medicago sativa*, trébol rojo- *Trifolium pratense*, trébol blanco-*Trifolium repens* y lotus- *Lotus corniculatus*; en la familia Pittosporaceae *Phytosporum undulatum*, en la familia Oleaceae *Ligustrum lucidum* y en la familia Myoporaceae transparente - *Myoporum laetums*. El material colectado fue separado por especie y sexo.

Conocer el estado fisiológico de las poblaciones de chinches fitófagas colectadas en las plantas hospederas alternativas

Se realizó la evaluación del grado de desarrollo de los órganos reproductivos mediante la disección de los insectos, los cuales fueron fijados con alfileres entomológicos en la región anterior del pronoto y se les retiró las alas, el escutelo y las placas que cubren la región dorsal del abdomen. La cavidad abdominal se limpió con alcohol 70 de manera de tener una

correcta visión de los órganos reproductivos, los cuales fueron categorizados, de acuerdo con Chocorosqui (2001) y Mourão y Panizzi (2002).

Rol que cumplen las especies vegetales en la biología de las chinches.

Se realizó la biología de ninfas alimentadas con soja, alfalfa, trébol rojo, trébol blanco, *Phytosporum undulatum*, *Ligustrum lucidum* y *Myoporum laetum*.

Determinar las especies vegetales con potencial como barreras vivas.

Se evaluó el potencial de uso del maíz, sorgo y girasol como barreras vivas. A partir del estado R1 del cultivo de soja, se realizaron muestreos semanales de los distintos tratamientos (Figura 1)

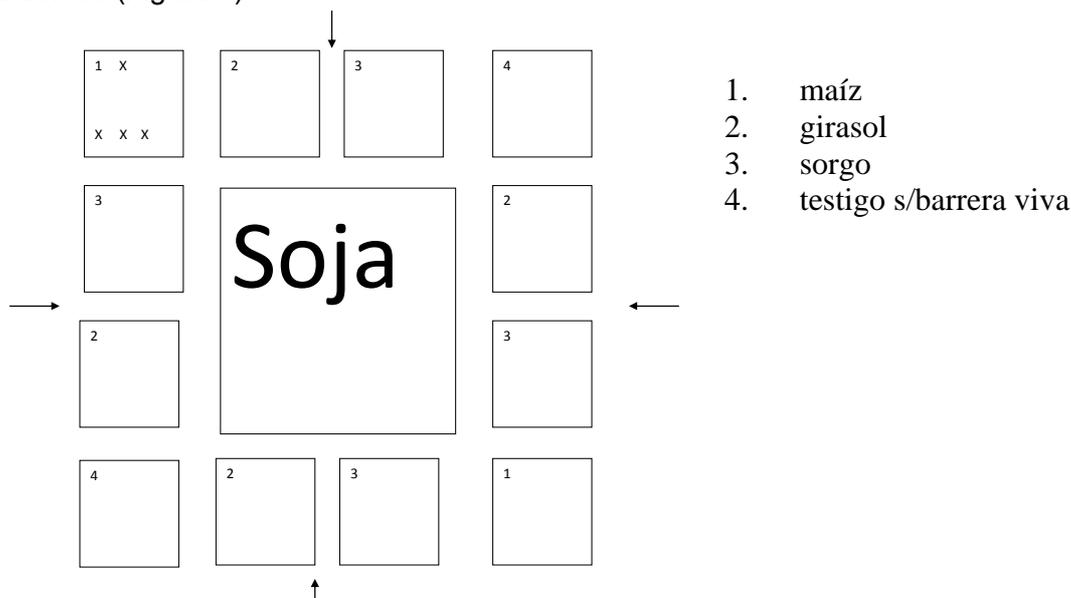


Figura 1. Diagrama del experimento de barreras vivas

Resultados

Los resultados de los muestreos indican que *Piezodorus guildinii*, fue la chinche más abundante, seguido de *N. viridula*. En el período que abarca desde fines de abril hasta fines de octubre, su presencia fue registrada en *P. undulatum*, *L. lucidum* y *M. laetum*, siendo más frecuente en la primer especie. En alfalfa fue observada entre fines de octubre y fines de marzo, y en trébol rojo desde mediados de diciembre hasta fines de abril. En trébol blanco en primavera y en lotus en verano, fueron colectados un número pequeño de individuos. Acompañando este estudio se realizaron muestreos en restos vegetales de cultivos de soja, girasol y sorgo. *Piezodorus guildinii* fue colectada en restos de soja en mayo-junio y en rastrojos de sorgo en julio.

El total de hembras colectadas en verano tuvieron los órganos reproductivos maduros; este valor comienza a disminuir a comienzos del otoño llegando a cero en el invierno, y vuelve a aumentar en primavera, a fines del mes de octubre. La totalidad de los machos colectados en verano tuvieron los órganos reproductivos maduros; en otoño y primavera el valor registrado fue un poco menor, y en el invierno todos los machos presentaron los órganos reproductivos inmaduros.

En laboratorio, las ninfas fueron alimentadas con *Phytosporum undulatum*, ligustro, trébol blanco, vainas de alfalfa y soja. Ningún individuo sobrevivió al ser alimentado con las primeras tres especies. Cuando fueron alimentadas con alfalfa y soja la duración del estado

de ninfa fue similar (24,2 y 24,5 días respectivamente). Cuando fueron alimentadas con trébol rojo tuvo una duración de 29,6 días. El porcentaje de mortalidad más alto registrado a partir del tercer estadio fue con trébol rojo (60%), seguido por alfalfa (30%), siendo nulo cuando se alimentaron de soja. El caso de soja y alfalfa la relación macho:hembra fue 2.5:1, mientras que para trébol rojo no se determinó esta relación por disponer de pocos ejemplares.

Se evaluó el potencial de uso del maíz, sorgo y girasol como barreras vivas. Las especies de chinches más abundantes fueron *P. guildinii* y *Nezara viridula* que representaron el 51% y el 35% del total de individuos colectados, respectivamente. Los primeros ejemplares se observaron en R2. Desde ese momento y hasta R5 en la soja cercada por maíz se registró un número menor de individuos de *P. guildinii* y *N. viridula* que en la soja sin barrera viva.

Las actividades desarrolladas en este trabajo aportaron nuevos conocimientos sobre las interacciones entre la vegetación y las chinches con mayor importancia en el cultivo de soja en Uruguay, fundamentalmente *P. guildinii*.

Bibliografía

- Altieri, M. 1999a. Agroecología: Bases científicas para una agricultura sustentable. Ed. Nordan Comunidad, Montevideo. 338p.
- Altieri, M. 1999b. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:19-31.
- Altieri, M. Nicholls, C. 2005. Agroecology and the search for a truly sustainable agriculture. United Nations Environment Programme. México. ISBN 968-7913-35-5.
- Boller, E.f.; Hänni, F.; Poehling, H.M. 2004. Ecological Infrastructures: Ideabook on functional biodiversity at the farm level. Temperates Zones of Europe. IOBCwprs Commission on Integrated production Guidelines and Endorsement.
- Chocorosqui, V.R. 2001. Bioecología de *Dichelops (Diceraeus) melacanthus* (Dallas, 1851)(Heteroptera:Pentatomidae), danos e controle em soja, milho e trigo no norte do Paraná. Tese de Doutorado, UFP, Curitiba, 160 p.
- Costa, E.C.; Link, D. 1982. Dispersão de adultos de *Piezodorus guildinii* e *Nezara viridula* (Hemiptera: Pentatomidae) em soja. *Revista do Centro de Ciências Rurais* 12:51:57
- Gurr, G.M.; Wratten, S.D.; Luna, J.M. 2003. Multifunction agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic Applied Ecology* 4:107-116
- Lovell, S. T.; Sullivan, W.C. 2006. Environmental benefits of conservation buffers in the United States: Evidence, promise, and open questions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112(4):249-260.
- Mourão, A.P.M.; Panizzi, A. R. 2002. Photophase influence on the reproductive diapauses, seasonal morphs, and feeding activity of *Euchistus heros* (Fabr., 1978)(Hemiptera Pentatomidae). *Brazilian Journal of Biology* 62:231-238.
- Panizzi, A.R. 1997. Wild hosts of pentatomids: ecological significance and role in their pest status on crops. *Annual Review of Entomology* 42: 99-122.
- Panizzi, A.R. 2000. Suboptimal nutrition and feeding behavior of hemipterans on less preferred plant food sources. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil* 29: 1-12.
- Panizzi, A.R.; Galileo, M.H.M.; Gastal, H.A.O.; Toledo, J.F.F.; Wild, D.C.H. 1980. Dispersal of *Nezara viridula* and *Piezodorus guildinii* nymphs in soybeans. *Environmental Entomology* 9:293-297.
- Panizzi, A.R.; Parra, J.R.P. 2009. A bioecologia e a nutrição de insetos como base para o manejo integrado de pragas. In Panizzi, A.R.; Parra, J.R.P.(eds. técnicos) *Bioecologia e nutrição de insetos; base para o manejo de pragas*. Embrapa Informação Tecnológica. Brasília DF.Cap 26. p.p. 1107-1139.

- Smith, H.A.; McSorley, R. 2000. Intercropping and pest management: a review of major concepts. *American Entomologist* 46:156-161.
- Zerbino, M.S. 2010. Manejo de chinches en soja. *Revista INIA* N°23 p.24- 27.
- Zerbino, M.S.; Silva, F.A.C; Panizzi, A.R. 2010. Avanços recentes sobre a interação plantas hospedeiras/percevejos no Uruguai. In (XXIII, Natal) Congresso Brasileiro de Entomologia. P 968. 1CD.

3.2. EFECTO DE LA BIODIVERSIDAD VEGETAL SOBRE LA DINÁMICA POBLACIONAL DE PATÓGENOS DE SUELO EN SISTEMAS HORTÍCOLAS

Carolina Leoni, Maria de Vries, Juan Carlos Gilsanz, Ariena van Bruggen, Walter Rossing

Introducción

La rotación de cultivos es una de las prácticas más antiguas de la agricultura, mediante la cual se realiza el manejo de la nutrición, de las malezas, de los insectos plaga y de las enfermedades, principalmente las de suelo. Es una estrategia de manejo de largo plazo, y en el diseño de las mismas se recomienda incluir abonos verdes, leguminosas y plantas con sistemas radiculares profundos (IFOAM, 2006).

Un agroecosistema saludable es un pre-requisito para su sustentabilidad, y está fuertemente vinculada a la biodiversidad vegetal. En este sentido las rotaciones de cultivos son una valiosa herramienta pues proporcionan diversidad espacial y temporal, tanto a nivel predial como de paisaje. Cuanto mayor es el número de cultivos en la rotación, más pequeña es el área asignada a cada cultivo, y como consecuencia la agro-biodiversidad se incrementa. El tamaño y la distribución de los mosaicos de cultivos y las áreas adyacentes en el espacio y tiempo afectan significativamente la sanidad de los cultivos. La selección adecuada de los cultivos de una rotación es el balance entre la ideal según criterios ecológicos y la práctica que asegure beneficios económicos en el corto y mediano plazo.

La efectividad de la rotación de cultivos en el manejo de las enfermedades de suelo depende de la frecuencia de los hospederos y de la habilidad de sobrevivencia del patógeno. En la Figura 1 se puede apreciar que es relativamente más sencillo el manejo de los patógenos que tienen un estrecho rango de hospederos y baja sobrevivencia que aquellos que poseen un rango de hospederos más amplio y/o alta capacidad de sobrevivencia. En el manejo de estos últimos, además de una cuidadosa selección de los especies vegetales integrantes de la rotación, se deberán considerar otras medidas de manejo como resistencia / tolerancia genética, control biológico y/o control cultural.

Para diseñar rotaciones adecuadas a nuestras situaciones productivas, es necesario incrementar el conocimiento del efecto de la frecuencia de cultivos y las actividades inter-cultivo como (abonos verdes, barbecho) sobre la sobrevivencia y multiplicación de los patógenos. Con este objetivo, fueron definidos una serie de experimentos, que consideraron dos patógenos con alta capacidad de sobrevivencia en el suelo, uno de ellos patógeno de pocos huéspedes (*Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae* en Aliaceas) y el otro en más de 500 especies (*Sclerotium rolfsii*).

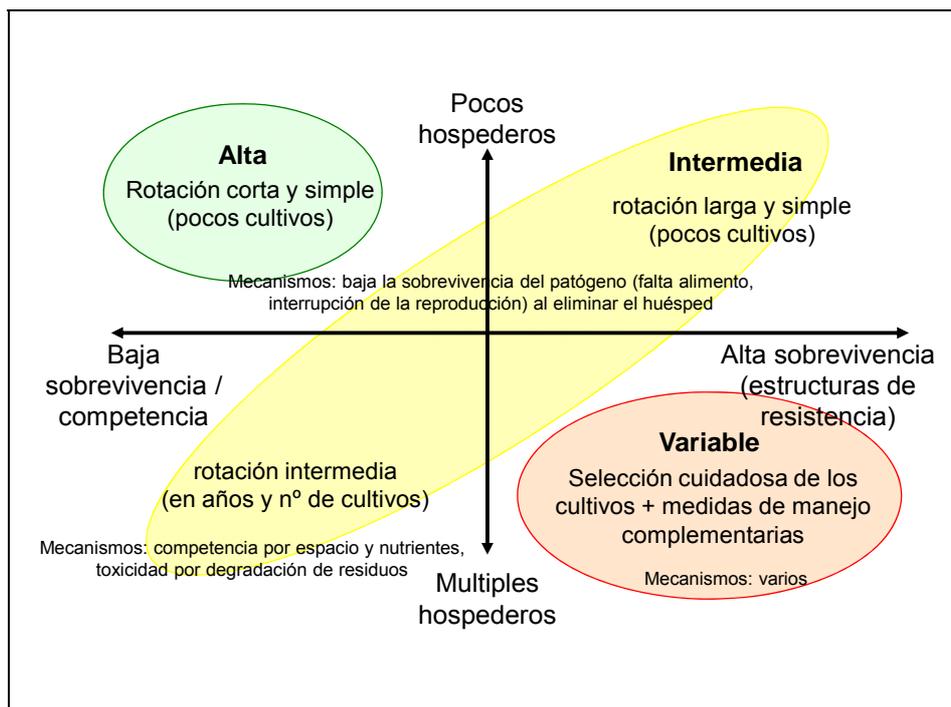


Figura 1. Efectividad de la rotación de cultivos en el manejo de patógenos de suelo

Materiales y métodos

Efecto de las diferentes especies vegetales en la sobrevivencia de *Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae* (*Foc*).

Fusarium oxysporum f.sp. *cepae* (*Foc*) es el patógeno causante de la podredumbre basal y radicular de la cebolla (*Allium cepae*), ajo (*Allium sativum*) y puerro (*Allium porrum*). Sobrevive varios años en el suelo mediante estructuras de resistencia (clamidosporas) y en restos de cultivo como micelio y conidios, y además puede infectar *Oxalis* spp. sin causar enfermedad (Brayford, 1996). En otras regiones se reportan como estrategias de manejo las rotaciones y el uso enmiendas orgánicas (Brayford, 1996, Özer et al, 2002). El objetivo de este experimento fue determinar si *Foc* sobrevive y/o se multiplica en otras especies “no alliáceas”, lo que permite conocer mejor la dinámica del patógeno en el suelo y seleccionar aquellas especies vegetales más adecuadas para el manejo de la enfermedad mediante la rotación de cultivos.

A fines de febrero de 2010 se instaló un experimento en el invernáculo donde 14 especies vegetales fueron sembradas en una mezcla de suelo-arena inoculada o sin inocular con *Foc*-benomyl resistente. Luego de 3 a 4 meses, las plantas se desenterraron, se lavó el sistema radicular sobre una serie de tamices y fueron colectadas todas las raíces, las cuales fueron divididas en dos grupos. Uno de ellos fue utilizado para estimar la densidad radicular mediante escaneo y análisis de imágenes (software APS ASSESS) y con el otro mediante plaqueo de una suspensión de raíces en medio selectivo se estimó el número de colonias de *Foc* presentes (Dhingra y Coelho Netto, 2001). El diseño experimental fue de bloques completos al azar con 4 repeticiones. La respuesta de las diferentes especies frente a *Foc* se analizó mediante ANOVA y análisis de cluster.

Efecto del agregado de abonos verdes al suelo en la sobrevivencia de esclerotos de *Sclerotium rolfsii*

Sclerotium rolfsii es patógeno de varios cultivos, especialmente de aquellos de ciclo primavero-estival. Ocasiona podredumbres blandas con formación de esclerotos sobre los tejidos vegetales cercanos al suelo. Los esclerotos son la forma de resistencia del hongo, y pueden sobrevivir varios años dependiendo de las condiciones ambientales. El objetivo de este experimento fue evaluar la supervivencia de esclerotos de *S. rolfsii* en suelo con el agregado de diferentes abonos verdes, para seleccionar cultivos que contribuyan al manejo de enfermedades causadas por *S. rolfsii*.

El experimento se realizó durante los años 2009 y 2010. En parcelas de crecimiento de distintos abonos verdes (AV), se colectó el suelo superficial (10 cm superiores), el cual se tamizó y mezcló con arena estéril (2/3 suelo + 1/3 arena). Para simular el efecto de los AV, se cosechó la parte aérea de los mismos, que se picó e incorporó a la mezcla de suelo+arena en cantidades equivalentes a las normalmente empleadas a campo. Con cada mezcla de suelo y AV se llenaron macetas de 1,5 litros. Como control se utilizó la mezcla de suelo y arena sin el agregado de AV. En bolsas de malla, se colocaron 100 gr de mezcla de suelo+arena+AV más 25 esclerotos de *S. rolfsii*. Las bolsas fueron enterradas en las macetas a una profundidad de 10 cm. Las macetas se colocaron en el invernáculo, se regaron regularmente. A los 0, 30, 60 y 90 días fueron retiradas 4 macetas+bolsas por AV. El contenido de cada bolsa se secó a temperatura ambiente y se determinó el porcentaje de esclerotos viables mediante la técnica de inmersión en metanol 1% e incubación a 25 °C (Rodríguez-Kabana et al, 1980). El diseño experimental fue de bloques completos al azar con 4 repeticiones. El efecto de los diferentes cultivos se analizó mediante el porcentaje de sobrevivencia de los esclerotos a los 90 días respecto al día “cero” y por ANOVA del n° esclerotos/100 g suelo seco.

Resultados

Efecto de las diferentes especies en la sobrevivencia de *Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae* (*Foc*).

Las especies vegetales evaluadas tuvieron diferente habilidad en multiplicar *Foc*. De acuerdo al análisis de clúster, se registraron tres grupos, con medias de 42.704, 10.266 y 421 *Foc* c.f.u / g de raíz seca. (Figura 2). El Grupo 3, constituido por moha, caupi, girasol y trigo fue similar a las plantas control (sin inocular). En todas ellas, la multiplicación del patógeno fue menor que en cebolla. Por el contrario el poroto negro fue la especie en la que se registró la mayor multiplicación.

El análisis de clúster de la densidad radicular de las especies, también detecta tres grupos con medias de 3.502, 2.617 and 0.840 cm/cm³, para los grupos 1 (avena negra, tomate, sudangras, maíz dulce), 2 (avena, trigo, maíz)) y 3 (cebolla, lupino blanco, lupino azul, moha, girasol. caupi, poroto negro) respectivamente.

La combinación de los datos de *Foc* por gramo de raíz con la densidad radicular de cada especie, permite estimar la contribución de la misma al aumento de inóculo en el suelo. Por ejemplo, tomate, poroto negro, avena y maíz dulce tendrán una contribución similar por planta al incremento de *Foc* en el suelo, si bien están en grupos diferentes tanto en multiplicación de *Foc* como en densidad radicular.

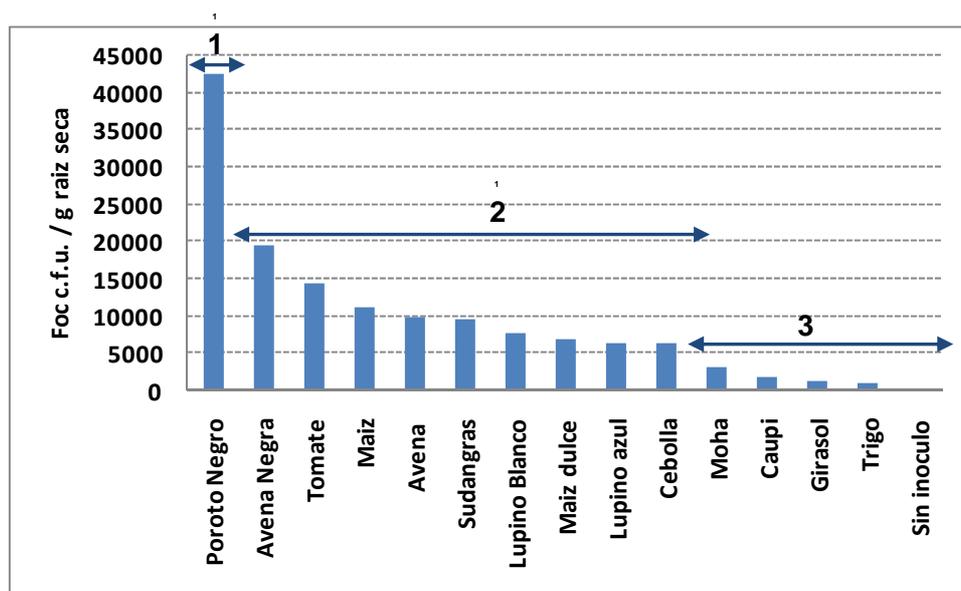


Figura 2. Número medio final de unidades formadoras de colonias (c.f.u.) de *Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae* (Foc) por gramo de raíz seca. Los grupos 1, 2 y 3 se determinaron mediante análisis de clúster.

Efecto del agregado de abonos verdes al suelo en la sobrevivencia de esclerotos de *Sclerotium rolfsii*

En los dos años evaluados, el agregado de los abonos verdes al suelo mostró diferentes efectos en la capacidad de sobrevivencia de los esclerotos de *S. rolfsii*, cuando se los contrastó con el del suelo sin abono verde (Figura 3).

Los análisis de varianza para el número de esclerotos viables/100 g de suelo seco fueron significativos en las cuatro situaciones evaluadas: Abonos verdes de invierno (AVI) 2009 ($P > F = 0,003$), AVI 2010 ($P > F = 0,066$), Abonos verdes de verano (AVV) 2009 ($P > F = 0,038$) y AVV2010 ($P > F = 2,647 \times 10^{-05}$). Los responsables de estos efectos son los compuestos que liberan los tejidos vegetales durante su descomposición, los cuales difieren entre las especies evaluadas.

De los abonos verdes de verano, las leguminosas poroto negro y caupi aumentaron la sobrevivencia de esclerotos viables de *S. rolfsii* a los 90 días. En el primer caso el incremento fue de 399% en 2009 y 226% en 2010, en el segundo de 228% en 2009 y 105% en 2010. En el caso del agregado de *Crotalaria* los valores registrados fueron de 51% y 71% en 2009 y 2010 respectivamente, semejantes a la incorporación de gramíneas como AVV. Sudangrass y moha presentaron los mayores efectos en la reducción de la sobrevivencia de esclerotos.

Casi todos los abonos verdes de invierno mostraron una reducción en la sobrevivencia de *S. rolfsii*, con excepción del lupino blanco en 2009 (114%). Al comparar la sobrevivencia con suelo sin agregado de abonos verdes, trigo en 2009 y los lupinos y trébol rojo en 2010, fueron las especies que afectaron de forma más negativa la sobrevivencia de los esclerotos.

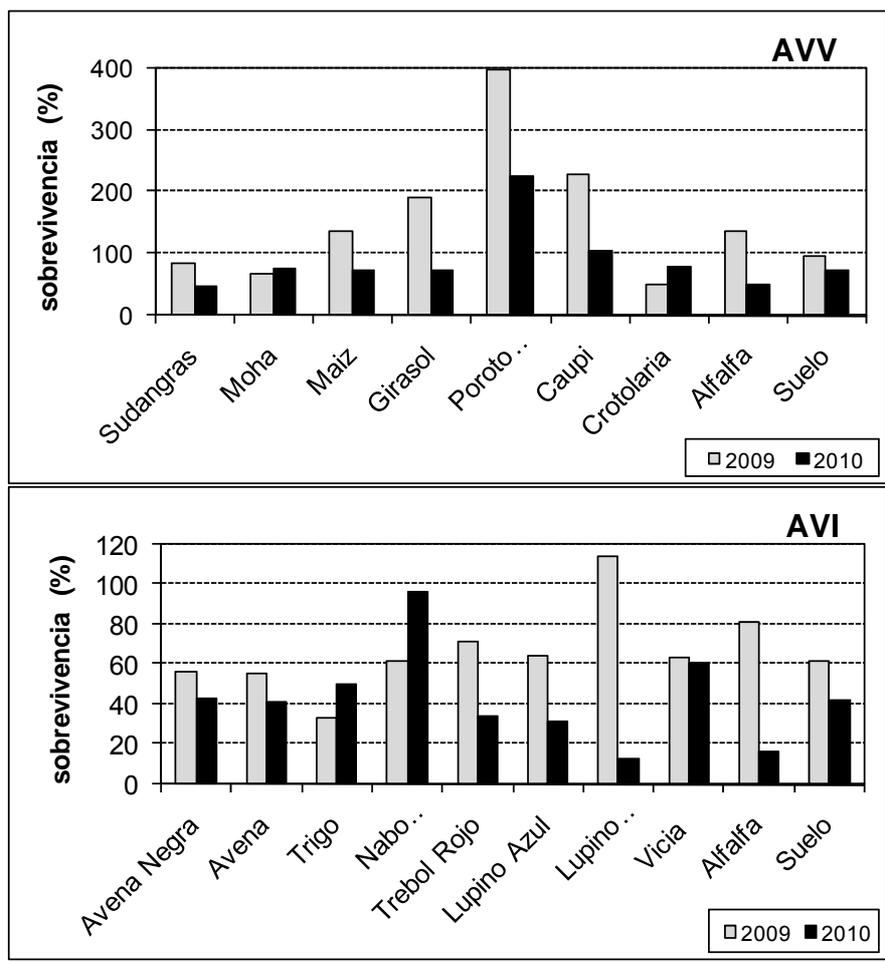


Figura 3. Porcentaje de sobrevivencia a los 90 días respecto al día “cero”, de esclerotos de *Sclerotium rolfsii* en suelo con agregado de abonos verdes, bajo condiciones de invernáculo. AVI: Abonos verdes de verano, AVI: abonos verdes de invierno. (Nota: 100% sobrevivencia significa que el número de esclerotos viables el día 90 es igual al número de esclerotos viables el día 0).

Discusión

Las comunidades microbianas componentes de la biota del suelo están determinadas por el clima, el tipo de suelo y las comunidades vegetales presentes (Garbeva, et al., 2004, Hartman et al., 2009). Para un determinado suelo, la rotación de cultivos es la principal fuerza seleccionadora de los grupos funcionales presentes, y las diferencias en cantidad y calidad de los exudados radiculares y la degradación del material vegetal de sucesivas especies vegetales determina la composición de las diferentes comunidades en el suelo.

En el caso de *Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae* (*Foc*), se observa que es capaz de sobrevivir y de multiplicarse en diferentes especies sin causar enfermedad (sobrevive como saprófito y/o endófito). Esta capacidad de *Foc* es semejante a la reportada para otras *formae specialis* de *Fusarium oxysporum*, como *F.o. f.sp. phaseoli* (Dhingra y Cohelo-Neto, 2001) y *F.o. f. sp. elaeidis* (Oritsejafor y Adeniji, 1990).

El trigo fue una de las especies en la que se registró menor multiplicación de *Foc*. Es una de las especies que ha sido estudiada por su capacidad de sostener altas poblaciones de

F.oxysporum no patogénicas, las cuales son competidoras por nutrientes y sitios de colonización con las formas patogénicas (Edel et al., 1997). Esto hace que sea mejor que la avena para incluir en las rotaciones con cebolla, la cual es utilizada actualmente como abono verde de invierno.

Al analizar la sobrevivencia de *Sclerotium rolfsii*, vemos diferencias entre las enmiendas con diferentes abonos verdes. En general, las enmiendas de invierno redujeron la sobrevivencia de *S. rolfsii* en mayor medida que las enmiendas de verano. Esto en parte se explica porque los AVI se entierran al inicio del verano y se descomponen bajo temperaturas de suelo entre 20°C y 29°C, favorables para los procesos de descomposición de los tejidos vegetales y volatilización de los compuestos tóxicos liberados, ya sean cianoglucósidos e isotiocianatos o saponinas y flavonoides, provenientes de brásicas y poaceas respectivamente (Bahraminejad et al., 2008, Matthiessen and Kirkegaard, 2006, Stapleton et al., 2010). Además de la liberación de compuestos tóxicos, la incorporación de AV genera cambios en las propiedades físico-químicas y biológicas (comunidades microbianas benéficas) del suelo, las cuales afectan no solo la sobrevivencia de los esclerotos, sino que contribuyen a la supresividad del desarrollo de enfermedades ocasionadas por *S. rolfsii* (Bulluck y Ristaino, 2002, Liu et al., 2007).

Conclusiones

En general las recomendaciones de rotaciones de cultivos y en particular la inclusión de abonos verdes se han centrado en aspectos de manejo agronómico y conservación de suelos, y poca atención se ha prestado a la dinámica de patógenos y enfermedades. Y cuando se consideran recomendaciones para el manejo de enfermedades se restringen a sugerir “rotar familias”. Esa visión no es suficiente al momento de diseñar sistemas de producción sostenibles y la inclusión de los efectos en las comunidades patógenas y benéficas (no consideradas en el presente trabajo) deberán ser considerados.

Bibliografía

- Bahraminejad, S., Asenstorfer, R.E., Riley, I.T., Schultz, C.J. 2008. Analysis of the antimicrobial activity of flavonoids and saponins isolated from the shoots of oats (*Avena sativa* L.). *Journal of Phytopathology* 156, 1–7.
- Brayford, D. 1996. IMI Descriptions of Fungi and Bacteria No. 1263. *Fusarium oxysporum* f. sp. *cepae*. *Mycopathologia* 133: 39-40.
- Bulluck, L. R., III, Ristaino, J. B. 2002. Effect of synthetic and organic soil fertility amendments on southern blight, soil microbial communities, and yield of processing tomatoes. *Phytopathology* 92:181-189.
- Edel, V., Steinberg, C., Gautheron, N., Alabouvette, C. 1997. Populations of nonpathogenic *Fusarium oxysporum* associated with roots of four plant species compared to soilborne populations. *Phytopathology* 87: 693-697.
- Garbeva, P., van Veen, J.A., van Elsas, J.D. 2004. Microbial diversity in soil: selection of microbial populations by plant and soil type and implications for disease suppressiveness. *Annual Review of Phytopathology* 42:243–70
- Gilsanz JC, Arboleya J, Maeso D, Paullier J, Behayout E, Lavandera C, Sanders DC, Hoyt GD. 2004. Evaluation of limited tillage and cover crop systems to reduce N use and disease population in small acreage vegetable farms mirror image projects in Uruguay and North Carolina, USA. In: Bertschinger L, Anderson JD (eds) *Proceedings of XXVI IHC, sustainability of horticultural systems*, Acta Hort 638:163–169

- Hartmann, A., Schmid, M., van Tuinen, D., and Berg, G. 2009. Plant –driven selection of microbes. *Plant and Soil* 321 : 235 – 257.
- IFOAM. 2006. The IFOAM norms for organic production and processing. Version 2005. Corrected version January 2009. Accessed on July, 30th 2009 at http://www.ifoam.org/about_ifoam/standards/norms/norm_documents_library/Norms_ENG_V4_20090113.pdf
- Liu, B., Gumpertz, M.L., Hua, S., Ristaino, J.B. 2007. Long-term effects of organic and synthetic soil fertility amendments on soil microbial communities and the development of southern blight. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 2302–2316
- Matthiessen, J.N. and Kirkegaard, J.A. 2006. Biofumigation and enhanced biodegradation: opportunity and challenge in soilborne pest and disease management. *Critical Review in Plant Science* ,25: 235 – 265.
- Mazzola M.2004. Assessment and management of soil microbial community structure for disease suppression. *Annu Rev Phytopathol* 42:35–59
- Oritsejafor, J. J. y Adeniji, M.O. 1990. Influence of host and non-host rhizospheres and organic amendments on survival of *Fusarium oxysporum* f. sp. *elaedis*. *Mycological Research*. 94: 57-63
- Özer, N., Köycü,N.D., Mirik,M., Soran, H., Boyraz, D. 2002 Effect of some organic amendments on onion bulb rot. *Phytoparasitica* 30(4):1-5.
- Rodriguez-Kabana, R., Beute, M.K. and Backman, P.A. 1980. A method for estimating numbers of viable sclerotia of *Sclerotium rolfsii* in soil. *Phytopathology* 70: 917 – 919.

Palabras clave: rotaciones, abonos verdes, *Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae*, *Sclerotium rolfsii*

Parte de estos resultados han sido/ serán presentados en eventos científicos:

Leoni, C., ter Braak. C.J.F., Gilsanz, J.C., van Bruggen, A.H.C., Rossing, W.A.H. 2010. Dynamics of *sclerotium rolfsii* survival in green manure amended soil. 1^{er} Congreso Latinoamericano y Europeo en Co-innovación de sistemas sostenibles de sustento rural. 28 al 30 de Abril 2010. Minas – Uruguay. (Presentación oral)

Leoni, C., ter Braak. C.J.F., Gilsanz, J.C., van Bruggen, A.H.C., Rossing, W.A.H. 2010. Dinámica de la sobrevivencia de esclerotos de *Sclerotium rolfsii* en el suelo con diferentes enmiendas de abonos verdes. Taller SUCS-ISTRO 2010, Colonia, Uruguay. (Poster)

Leoni, C., de Vries, M., Gilsanz, J.C., van Bruggen, A.H.C., Rossing, W.A.H. 2012. Screening crops for their ability to host *Fusarium oxysporum* f.sp. *cepae*. 2012. 19th ISTRO Conference. 24 al 28 Setiembre. Montevideo, Uruguay. (Poster)

3.3. EFECTO DE LA SECUENCIA DE CULTIVOS SOBRE LA DINÁMICA DE LOS PATÓGENOS DE TRIGO Y CEBADA DEPENDIENTES DEL RASTROJO Y COMUNIDADES BENÉFICAS EN AGRICULTURA DE SECANO EN SIEMBRA DIRECTA

Silvia Pereyra, Amalia Ríos, Stella Zerbino

Introducción

Las transformaciones ocurridas en la agricultura en el país en los últimos años hacia una creciente intensificación han estado acompañadas de la utilización generalizada de la siembra directa, una menor diversificación en la secuencias de los cultivos y cultivares sembrados y un incremento en el uso de agroquímicos. Estos factores han inducido cambios en la dinámica de las poblaciones de microorganismos benéficos y de patógenos y las problemáticas asociadas a estos últimos (Pérez et al., 2009).

En siembra directa, el rastrojo en superficie es sustrato y garantía de sobrevivencia para los hongos que dependen casi exclusivamente de su presencia como los agentes causales de las manchas foliares y la fusariosis de la espiga de trigo y cebada (Pereyra, 1996; Stewart et al., 2001). El rastrojo en superficie no sólo funciona como reservorio de esporas, sino además induce a hongos como *Drechslera tritici-repentis*, *D. teres*, *Fusarium graminearum* a reproducirse sexualmente produciendo pseudotecios/peritecios en los que se originan ascosporas, inóculo primario de las enfermedades respectivas. La intensidad de las manchas foliares y de fusariosis de la espiga son afectadas directamente por la cantidad de rastrojo en superficie (Stewart et al., 2001; Pereyra y Dill-Macky, 2008).

Trichoderma es un hongo cosmopolita presente habitualmente en suelo y rastrojo con gran capacidad antagonica frente a las especies de patógenos antes mencionadas. Este género posee respuesta a la secuencia de cultivos en especial en sistemas de siembra directa (Beare et al., 1993)

Las medidas más sustentables para lograr disminuir el riesgo de infección en un sistema de agricultura intensiva en donde más del 80% de los cultivos se siembran bajo la modalidad de cero laboreo son el uso de variedades resistentes y la rotación de cultivos. El menú de variedades de cultivos de invierno disponibles actualmente no asegura resistencia a todas las enfermedades asociadas al rastrojo. Por otra parte, la lista reducida de especies vegetales manejadas en el presente en los sistemas agrícolas compromete el beneficio de una rotación de al menos dos años sin cultivos susceptibles como es la recomendación en base a resultados obtenidos en los últimos 15 años (Pereyra, 2009; Pérez et al., 2011).

El objetivo de este trabajo fue conocer la dinámica de los patógenos de trigo y cebada dependientes del rastrojo como *Fusarium graminearum*, *Bipolaris sorokiniana* y *Drechslera* spp. y hongos benéficos del género *Trichoderma* en distintas secuencias de cultivos.

Materiales y métodos

Sitio experimental

Se realizaron muestreos de rastrojo en dos rotaciones de cultivos en un ensayo en siembra directa establecido en 2003 en INIA La Estanzuela. El diseño experimental fue de bloques al azar con tres repeticiones desfasadas en el tiempo. El tamaño de parcelas fue de 30 x 70m.

Los tratamientos consistieron en combinaciones de tipo de rastrojo (especie vegetal), edad del mismo y rotación. Las rotaciones estudiadas fueron: agricultura continua (AC) (soja/cebada-girasol/trigo) y rotación corta con pastura (CP) (maíz,/cebada-soja/pastura bianual). La pastura estuvo integrada por raigrás (*Lolium multiflorum* L.), trébol rojo (*Trifolium pratense* L.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.).

Muestreos y determinación de colonización de rastrojo por *Fusarium* spp., *F. graminearum*, *B. sorokiniana*, *Drechslera* spp. y *Trichoderma* spp.

Se muestrearon rastrojos cada tres a cuatro meses desde diciembre 2006 a octubre 2009 para estimar la cantidad de cada tipo de rastrojo en la superficie del suelo y la colonización de los mismos por *Fusarium* spp., *F. graminearum*, *B. sorokiniana*, *Drechslera* spp. y *Trichoderma* spp. Se colectaron todos los rastrojos visibles sobre la superficie del suelo proveniente de cinco cuadros (0.5 X 0.5 m) en cada parcela. Los rastrojos se secaron a 25-30 °C por 24 hrs, se separaron visualmente por especie vegetal y luego se pesaron individualmente. Para el análisis los tipos de rastrojos fueron categorizados por edad en: 1, rastrojo con 365 días o menos desde la cosecha o corte; 2, rastrojo con 366 días o más luego desde la cosecha o corte.

La determinación de la colonización del rastrojo por hongos patógenos y *Trichoderma* spp. se llevó a cabo en trozos de rastrojo de 1.5 a 2-cm de largo, incluyendo un nudo en el caso de las gramíneas. Los trozos se desinfectaron superficialmente en hipoclorito de sodio al 0.5% por 30 s, etanol al 70% por 15 s y enjuagados tres veces en agua deionizada estéril y secados en papel de filtro estéril. Luego se plaquearon en medios selectivos para cada género: PCNB (Nash-Snyder modificado) para *Fusarium* spp., Reis para *Bipolaris* spp. y *Drechslera* spp. y PDA modificado según Vargas et al. (2008) para *Trichoderma* spp. Se utilizó un máximo de 30 trozos de cada especie vegetal por muestra, 10 nudos por placa, tres placeas por muestra. En los casos en que se obtuvo un menor número de trozos, todos aquellos recuperados fueron analizados. Las placas se incubaron por 7 a 10 días a 20-22°C para *Fusarium* spp, *Bipolaris* spp. y *Drechslera* spp. según correspondiera, y 5 días a 25°C para *Trichoderma* spp., con ciclos de 12 hrs de luz y oscuridad provisto por una combinación 1:1 de luz blanca fría:negra fluorescente. Se determinó *F. graminearum* según se detalla por Pereyra y Dill-Macky (2008). Se cuantificaron las colonias de cada hongo en lupa estereoscópica según morfología llegando a géneros de *Fusarium* y *Trichoderma* y a especies en los casos de *Fusarium graminearum*, *Bipolaris sorokiniana*, *Drechslera tritici-repentis*, *D. teres* y *D. nobleae*.

Análisis estadístico

Los datos de colonización del rastrojo se analizaron usando el modelo lineal generalizado, distribución binomial (SAS procedimiento GENMOD, Versión 9.1; SAS Institute Inc., Cary, NC). La prueba de significancia se basó en el estadístico de máxima verosimilitud (χ^2). El peso seco de cada rastrojo, expresado en proporción en base al total de rastrojo colectado en cada cuadro (%) se analizó usando el procedimiento GLM del SAS (Versión 9.1; SAS Institute Inc., Cary, NC). Cuando la relación F fue significativa ($P < 0.05$), las diferencias entre tratamientos se determinaron usando mínima diferencia significativa (MDS).

Resultados y Discusión

El porcentaje de peso seco de cada tratamiento da una idea de la importancia relativa del rastrojo/edad/rotación en cada muestra (Cuadro 1). Los rastrojos con mayor porcentaje de peso seco fueron los de un año o menos de trigo, maíz, cebada en ambas rotaciones y soja en la secuencia cultivo-pastura.

Cuadro 1. Peso seco relativo y colonización de distintos rastrojos de diferentes edades recuperados de dos rotaciones de cultivos en siembra directa por hongos patógenos y benéficos en muestras colectadas en el período diciembre 2006 a octubre 2009.

Tratamiento			Peso seco relativo (%)	Colonización (%)				
Tipo de rastrojo	Edad del rastrojo ¹	Rotación ²		<i>Fusarium</i> spp.	<i>F. gram.</i> ³	<i>B.sorok.</i> ⁴	<i>Drechslera</i> spp. ⁵	<i>Trichod. spp.</i> ⁶
Trigo	1	AC	80.6 a ⁷	31.7 d ⁸	15.6 a ⁸	3.5 bc ⁸	1.4 b ⁸	37.1 b ⁸
Trigo	2	AC	8.9 de	40.7 cd	6.2 b	4.7 bc	0.6 b	29.8 b
Cebada	1	AC	49.9 b	50.3 c	4.8 b	11.9 a	4.0 a	52.8 a
Cebada	1	CP	49.4 b	54.4 c	5.0 b	7.1 ab	3.8 a	35.6 b
Cebada	2	AC	2.1 e	41.4 cd	1.5 c	6.4 ab	2.6 ab	ab
Cebada	2	CP	20.9 cd	74.6 ab	2.8 bc	4.8 bc	0.6 b	40.5 b
Soja	1	AC	12.9 de	71.4 ab	0.1 d	nd	nd	16.4 cd
Soja	1	CP	55.7 b	61.3 c	0.0 d	nd	nd	17.3 cd
Soja	2	AC	5.8 e	34.1 d	nd	nd	nd	(20.2 cd)
Soja	2	CP	22.6 cd	14.7 e	0.0 d	nd	nd	13.4 d
Maíz	1	CP	74.9 a	82.8 a	0.3 d	nd	nd	20.8 cd
Maíz	2	CP	23.5 c	73.2 b	0.3 d	nd	nd	15.8 d
Girasol	1	AC	48.2 b	52.3 c	0.0 d	nd	nd	20.4 cd
Girasol	2	AC	13.4 cde	13.0 e	0.0 d	nd	nd	18.2 cd
Raigrás	1	CP	48.4 b	36.8 d	0.9 d	2.4 c	1.1 b	26.4 bc
Raigrás	2	CP	17.8 cde	38.7 d	0.4 de	3.0 bc	0.9 b	45.4 bc
T. Blanco	1	CP	3.9 de	15.3 e	0.0 d	nd	nd	(25.0 abc)
T. Rojo	1	CP	30.2 d	32.0 d	0.0 d	nd	nd	21.0 cd
T. Rojo	2	CP	6.7 de	14.0 e	nd	nd	nd	26.0 bc
<i>P>F</i>			0.0001					
<i>P>χ²</i>				0.0001	0.0001	0.0008	0.0001	0.0001

¹ 1, 365 días o menos; 2, 366 días o más

² AC: agricultura continua, soja/cebada-girasol/trigo; CP: cultivo-pastura bianual, maíz/cebada-soja/ Raigrás+Trébol blanco+T. Rojo

³ *Fusarium graminearum*

⁴ *Bipolaris sorokiniana*

⁵ Especie aislada en trigo: *D. tritici-repentis*; en cebada: *D. teres*; en raigrás: *D. nobleae*.

⁶ *Trichoderma* spp.

⁷ Los valores son medias de cada tratamiento (rastrojo-edad-rotación) de 10 muestreos. Valores con letras diferentes en una misma columna son significativamente diferentes al $P=0.05$ según MDS.

⁸ Los valores son medias de cada tratamiento (rastrojo-edad-rotación) de 10 muestreos en el período diciembre 2006-octubre 2009. Valores con letras diferentes en una misma columna son significativamente diferentes al $P=0.05$ basado en estadístico de máxima verosimilitud.

nd: no determinado

() dato en base a un bajo número de muestras

Se aisló *Fusarium* spp. a partir de todos los rastrojos analizados (Cuadro 1). Existieron diferencias significativas entre tratamientos con los mayores niveles de colonización de *Fusarium* spp. registrados en maíz, independientemente de la edad del rastrojo, rastrojo de

soja de un año o menos y rastrojo de cebada de al menos un año de edad. Los menores niveles se registraron en restos de trébol blanco y rastrojos de trébol rojo y soja de al menos un año de edad, este último proveniente de la rotación cultivo-pastura y soja. En este género existen especies tanto patógenas como saprófitas y capaces de estar presentes tanto en suelo como rastrojo. Es probable que a pesar de la desinfección superficial realizada al rastrojo, algunas especies saprófitas puedan haberse recuperado en el medio de cultivo selectivo. Sin embargo, se ha demostrado la dominancia de las especies patógenas en el rastrojo de plantas huésped sustentada por la teoría de que estas especies ganan una ventaja competitiva como saprófito al establecerse antes en los tejidos del huésped (Bruehl y Lai, 1966; Pereyra y Dill-Macky, 2008).

Los rastrojos con mayores porcentajes de colonización por *Fusarium graminearum* se registraron en los rastrojos de trigo y cebada (Cuadro 1), coincidiendo con la información obtenida en trabajos previos realizados con rastrojos provenientes de años epidémicos de fusariosis de la espiga (FE) (Pereyra y Dill-Macky, 2008).

En este estudio se registró colonización de rastrojo de soja por *F. graminearum*, aunque a bajos niveles (Cuadro 1). Este cultivo ha sido ya citado como reservorio de este hongo en otros países (Fernandez y Fernandes, 1990; Baird *et al.*, 1997). El hecho de tener rotaciones soja-trigo en alta frecuencia podría influenciar epidemiológicamente en la FE favoreciendo una mayor carga de inóculo en los sistemas agrícolas en siembra directa. Esta información coincide además con la registrada en rastrojos de soja provenientes de muestreos de chacras con historia trigo-soja por al menos dos ciclos consecutivos en las zonas de San Pedro y La Horqueta, Colonia (data no presentada).

En este trabajo no se constató la presencia de *F. graminearum* en rastrojo de girasol (Cuadro 1) como ha sido reportado previamente (Pereyra y Dill-Macky, 2008), probablemente debido a los bajos niveles de infección..

Los rastrojos de trigo, cebada y raigrás huéspedes de enfermedades causadas por *Bipolaris sorokiniana* fueron plaqueados para cuantificar la colonización relativa en cada especie vegetal, según la edad del rastrojo y la rotación. El rastrojo de cebada en general presentó los mayores niveles de colonización de *B. sorokiniana*, agente causal de la mancha borrosa en este cultivo (Cuadro 1). La mancha borrosa es una de las principales enfermedades del cultivo de cebada en el país, mientras que la mancha marrón en trigo y la mancha a *Bipolaris* en raigrás son enfermedades secundarias. Aunque los rastrojos de trigo y raigrás presentaron menores porcentajes de colonización por *B. sorokiniana* en algunos casos no se registraron diferencias significativas con los valores observados en algunos tratamientos de cebada y podrían estar aportando a la sobrevivencia del hongo entre zafras de cebada. Por otra parte, la siembra de trigo sobre rastrojos altamente infectados de cebada podría representar un riesgo para el cultivo de trigo, en especial en el norte donde la mancha marrón de trigo se registra en forma más frecuente.

Los rastrojos de trigo, cebada y raigrás se analizaron por la presencia de especies de *Drechslera* patogénicas sobre estos cultivos por la posibilidad de tener infecciones con especies cruzadas en especial en secuencias reiteradas de estos cultivos (Mathre, 1997; Bockus *et al.*, 2010). En ningún caso se registro presencia de especies cruzadas en los rastrojos analizados (Cuadro 1).

Se recuperó *Trichoderma* spp. a partir de todos los restos de cultivos estudiados (Cuadro 1). Los rastrojos con mayores porcentajes de colonización fueron los de cebada, raigrás y trigo. En secuencias en siembra directa donde se ha analizado la población de *Trichoderma* en suelo indican los mayores valores registrados luego de la presencia del cultivo de cebada (Pérez *et al.*, 2011). Los rastrojos de leguminosas, girasol y maíz presentaron menores valores en promedio respecto a las gramíneas antes citadas. Analizando las dos

secuencias, la colonización de los rastrojos provenientes de agricultura continua fue significativamente ($P>0.0017$) mayor (32.2%) que la registrada en los rastrojos de la rotación cultivo-pastura (24.0%).

Este estudio permitió generar información de la dinámica de patógenos de trigo y cebada dependientes del rastrojo y hongos del género *Trichoderma*.

Bibliografía

- Baird, R. E., Mullinix, B. G., Peery, A. B. and Lang, M. L. 1997. Diversity and longevity of the soybean debris mycobiota in a no-tillage system. *Plant Dis.* 81:530-534.
- Beare, M.; Pohlad, B.; Wright, D.; Coleman, D. 1993. Residue placement and fungicide effects on fungal communities in conventional and non-tillage soils. *Soil. Sc. Soc. Am. J.* 57:392-399.
- Bockus, W. W.; Bowden, R. L.; Hunger, R. M.; Morrill, W. L.; Smiley, R. W. 2010. *Compendium of wheat diseases and pests*. 3rd ed. APS Press, St. Paul, MN. 171 p.
- Bruehl, G. W.; Lai, P. 1966. Prior-colonization as a factor in the saprophytic survival of several fungi in wheat straw. *Phytopathology* 56:766-768.
- Fernandez, M. R. and Fernandes, J. M. C. 1990. Survival of wheat pathogens in wheat and soybean crop residues in southern and central Brazil. *Can. J. Plant Pathol.* 12:289-294.
- Mathre, D. E. 1997. *Compendium of barley diseases*. Second edition. The American Phytopathological Society Press. St. Paul, MN. 90 p.
- Pereyra, S. 1996. Enfermedades de cebada: identificación, epidemiología y estrategias de manejo. Pp. 105-123. IN: *Curso de actualización para el manejo de enfermedades en cereales de invierno y pasturas*. Serie Técnica N°74. INIA Uruguay.
- Pereyra, S.A.; Dill-Macky, R. 2008. Colonization of the Residues of Diverse Plant Species by *Gibberella zeae* and their Contribution to Fusarium Head Blight Inoculum. *Plant Disease* 92: 800-807.
- Pereyra, S.; Díaz de Ackermann, M. 2009. Enfermedades transmitidas por rastrojo en trigo y cebada. Pp. 25-34. IN: *Jornada Técnica de Cultivos de Invierno*. Serie Actividades de Difusión N°566. INIA Uruguay.
- Pérez, C. A.; Carameso, L.; Fros, D.; Cadenazzi, M.; Ernst, O. 2009. Manejo sanitario en sistemas sin laboreo: agrónomos o nutricionistas? Pp. 141-160. IN: *I Simposio Nacional de Agricultura*, E. Hoffmann; A. Ribeiro; O. Ernst; F. O. García eds. Universidad de la República. Paysandú.
- Pérez, C.; Hoffmann, E.; Viega, L.; Villar, A.; Ernst, O. 2011. Manejo de enfermedades en sistemas agrícolas: demitificando algunas realidades. Pp. 119-131. IN: *II Simposio Nacional de Agricultura*, E. Hoffmann; A. Ribeiro; O. Ernst; F. O. García eds. Editorial Hemisferio Sur. Montevideo.
- Pérez, C.; Villar, H. A. 2011. Control biológico en cultivos extensivos: cuando el enfoque condiciona el éxito. Pp. 49-62. IN: *Manejo de enfermedades en trigo y cebada*. S. Pereyra; M. Díaz de Ackermann; S. Germán; K. Cabrera eds. Serie Técnica 189. INIA Uruguay. Hemisferio Sur. Montevideo.
- Stewart, S., Pereyra, S. y Díaz, M. 2001. Manchas foliares de trigo y cebada en siembra directa. INIA Uruguay. Serie Técnica. IN: Documento on-line N°36. Página web de INIA: www.inia.org.uy
- Vargas Gil, S. Pastorb, G.; Marcha, J. 2009. Quantitative isolation of biocontrol agents *Trichoderma* spp., *Gliocladium* spp. and actinomycetes from soil with culture media. *Microbiological Research* 164:196—205

ANEXOS

RIOS, A.; FERNANDEZ, G.; COLLARES, L; GARCIA, A. 2007. Comunidades de malezas asociadas a los sistemas de siembra directa en Uruguay. Congreso de la Sociedad Española de Malherbología (11, Albacete, España). p. 135-142.

Congreso 2007 de la Sociedad Española de Malherbología

1. COMUNIDADES DE MALEZAS ASOCIADAS A LOS SISTEMAS DE SIEMBRA DIRECTA EN URUGUAY

A. Rios¹, G.Fernández², L.Collares¹, A.García¹,

¹ INIA - Uruguay, arios@inia.org.uy, magarcia@inia.org.uy

² Facultad de Agronomía de la UDELAR, griself@fagro.edu.uy

Resumen: En Uruguay, los establecimientos con tradición en sistemas de producción bajo siembra directa, han experimentado en este último quinquenio, un proceso de agriculturización creciente asociado a la siembra de soja transgénica. En esta situación, la inversión de la flora de malezas puede ser un problema a corto plazo existiendo además, el riesgo de la aparición de biotipos de malezas resistentes a herbicidas, principalmente glifosato. A efectos de conocer y caracterizar eventuales cambios en las comunidades de malezas asociadas a los sistemas de siembra directa en el país, se realizó un relevamiento fotográfico a nivel de chacras en el área agrícola litoral, cuyos resultados se presentan en este trabajo. El total de chacras relevadas resultó de 135 en invierno y 62 en verano, habiéndose seleccionado todas aquellas dentro de la región con historia de siembra directa y de las que se tuviera información registrada de rotación de cultivos, años sin laboreos, frecuencia de las aplicaciones y cantidad de glifosato utilizado. El tiempo promedio de las chacras bajo sistema de siembra directa fue de 4.5 años. El número total de especies relevadas por chacra en invierno fue de 85, con un mínimo de tres especies y un máximo de 42 resultando la especie con mayor presencia *Lolium multiflorum* Lam. En el relevamiento de verano el número total de especies fue de 74, con un mínimo de cuatro especies y un máximo de 18, siendo la especie con mayor presencia *Digitaria sanguinalis* (L.) Scop.

Palabras clave: comunidad de malezas, cero laboreo, relevamiento, DIGSA, LOLMU

FORMOSO, F.A.; RIOS, A.; FERNANDEZ, G. Susceptibilidad de raigrás (*Lolium multiflorum*) a glifosato en sistemas de siembra directa de Uruguay. In Congreso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas (26.); Congreso de la Asociación Latinoamericana de Malezas (18., 2008, Ouro Preto, MG, BR). Ouro Preto, ALAM. 1 CD-ROM

2. Susceptibilidad de raigrás (*Lolium multiflorum*) a glifosato en sistemas de siembra directa de Uruguay.

Francisco A. Formoso Rios¹; Amalia Rios²; Grisel Fernández³

¹BARENBRUG-Argentina; ² INIA Uruguay – arios@inia.org.uy;

³ Malherbología, Dpto de Protección-FAGRO, UDELAR.

RESUMEN

Los establecimientos del Litoral agrícola de Uruguay que han adoptado la tecnología de siembra directa, han experimentado en los últimos cinco años, un proceso de intensificación agrícola asociado, entre otros aspectos, a la siembra de soja resistente a glifosato. En nuestras condiciones, existen una serie de características predisponentes para la ocurrencia de resistencia en *Lolium multiflorum*. Se trata de una especie alógama, espontánea, con abundante producción de semilla que presenta flujos sucesivos de emergencias durante otoño, invierno y primavera. Estas características han determinado que sea la especie de ciclo invernal con mayor presencia en las chacras bajo siembra directa del Litoral (77%). El objetivo del presente trabajo fue caracterizar la respuesta de poblaciones de raigrás espontáneo frente a diferentes dosis de glifosato en chacras bajo sistemas de siembra directa. Se seleccionaron establecimientos del litoral agrícola, donde desde hace varios años se realiza siembra directa y aplicaciones sistemáticas de glifosato, en chacras que presentaban una infestación generalizada de raigrás espontáneo y se disponía de la historia agrícola de las mismas. En 12 localizaciones se evaluaron 5 dosis de glifosato (Roundup 36%), 360, 720, 1080, 1440 y 2880 g ia ha⁻¹ y se mantuvo un testigo sin aplicación. Se realizaron evaluaciones visuales de control de raigrás a los 10, 20 y 30 días post aplicación. Al comparar las respuestas de las chacras en cada dosis y para las tres evaluaciones realizadas, se determinó que a medida que aumentan las dosis, disminuye la amplitud de las diferencias en el porcentaje de control entre chacras. En las distintas chacras, las dosis estimadas para obtener 90% de control a los 30 días, fueron inferiores a 1500 g ia ha⁻¹. Se observó, en una chacra la sobrevivencia de plantas pequeñas de raigrás a dosis de 2880 g ia ha⁻¹, situación que se sigue monitoreando para prevenir el incremento de la población tolerante.

Palabras clave: control químico, glicinas, resistencia, tolerancia, LOLMU

RIOS, A.; GARCÍA, A.; BELGERI, A.; CAULIN, P.; MAILHOS, V.; SAN ROMÁN, G. 2008. Comunidades florísticas asociadas a los sistemas de siembra directa en Uruguay. In Seminario Internacional Viabilidad del Glifosato en Sistemas Productivos Sustentables (2008, Colonia del Sacramento, UY). Presentaciones. La Estanzuela, INIA. 1 CD-ROM, p. 95.

FORMOSO, F.; RIOS, A.; FERNANDEZ, G. 2008. Evaluación de la susceptibilidad de raigrás espontáneo (*Lolium multiflorum*) a glifosato en sistemas de siembra directa en el litoral agrícola. In Seminario Internacional Viabilidad del Glifosato en Sistemas Productivos Sustentables (2008, Colonia del Sacramento, UY). Presentaciones. La Estanzuela, INIA. 1 CD-ROM, p. 112.

RIOS, A. ; MAILHOS, V. ; SAN ROMAN, G. , GARCIA, A. 2008. Weed communities related to no-tillage systems in the crop belt on the north coast of Uruguay. In International Weed Science Society (5, Vancouver, Canada) p 508.

3. Weed communities related to no-tillage systems in the crop belt on the north coast of Uruguay.

Amalia Rios¹; Virginia Mailhos²; Gabriela San Román², Alejandro García¹.

¹ INIA La Estanzuela, arios@inia.org.uy. ² Graduate Student.

During the past six years Uruguay has been experiencing a strong and growing expansion of the agricultural sector associated mainly with an increase in the area of glyphosate-resistant crops. This leads to a major dependence on the use of this agrochemical, causing an eventual flora modification process and a risk of weed resistance development. This issue could affect not only crop productivity, but also the economics of farming. Weed populations composition and density generally reflects the continuing agronomic practices, crop rotation, its productivity and intrinsic competitive characteristics of each species. Fields having information about crop rotation, no-tillage years, number and frequency of glyphosate applications were evaluated, in order to understand and characterize eventual changes in weed communities associated with these systems in the country. A photographic survey was carried out in fields located in the crop belt on the north coast of the country. The number of fields studied was 70, totalling 3760 hectares. Based on the pictures, the species were identified and the number of plants of each species was quantified. Presence, frequency and number of weeds per square meter were calculated. Possible associations between weed species and the following variables were analyzed: number of years under no-tillage and number of glyphosate applications. The average period of time that these fields were under non-tillage was three years, with a minimum of two years and a maximum of eight. The total amount of glyphosate used during this period of time for each field turned out to be of 26 L/ha, and 8,6 L/ha/year, with a minimum of 4,12 and a maximum of 13,76 liters. The total number of species evaluated was 75. The species with the most presence was *Digitaria sanguinalis*. 30 families were identified, being the Asteraceae family the most numerous one with 14 species, outstanding in presence *Carduus sp.* (37,1%), *Conyza sp.* (17,1%), and *Bidens sp.* and *Senecio sp.*, both with 15,7%. They were followed by the family of Poaceae and Fabaceae with 10 and 7 species respectively. After analyzing these results it is to be concluded that for presence and frequency, as well as weeds/m², the following species were presented in order of importance: *D. sanguinalis*, *Sida rhombifolia*, *Tragia sp.* and *Trifolium repens*. It seems important to point out that concerning weeds/m² *Echinochloa sp.* was included in third place.

Key words: glyphosate; tolerance; transgenic soybean; resistance.

RIOS, A.; BELGERI, A. ; CAULLIN, P.; GARCIA, A.2008 . Weed communities related to no-tillage systems in agricultural center area of Uruguay. In International Weed Science Society (5,Vancouver,Canada) p. 509.

4. Weed communities related to no-tillage systems in agricultural center area of Uruguay.

Amalia Rios¹; Amalia Belgeri²; Pía Caullin²; Alejandro García¹.

¹ INIA La Estanzuela, arios@inia.org.uy. ² Graduate Student

In Uruguay, crops production has traditionally developed in a system that rotates beef cattle and crops. However, in the last few years these systems have experienced a development process of agriculture with a tendency to separate, in a farm level, the areas dedicated to beef cattle and crops production. The strong dependence to use herbicides, the introduction of glyphosate-tolerant crops and its quick spread, have increased the treatments frequency causing a high selection pressure, favoring the more tolerant weed species populations. In this situation, and considering the experience in other countries, the weeds dynamics shifts can be a short term problem. The risk of the appearance of resistant weed biotypes to herbicides, mainly glyphosate, is probably a long-term problem, which could compromise not only the productivity and the economic equation of the crops but also the viability of the technology. In order to recognize and characterize eventual shifts in the weed communities associated to the no-tillage systems in the country, a photographic fallow report was carried out in the traditional agricultural center area, whose results are presented in this work. 77 fallows were analyzed, coming up to a total of 4617 hectares, having selected all those inside the region with no-tillage history and those that counted with crop rotation information, years without tillage, frequency of the treatment applications and quantity of glyphosate used. Species were identified from the pictures and the number of individuals was quantified by species, having determined presence, frequency and plants per square meter. Results were analyzed in an effort to find associations between different managements and presence of species. The average time for no-tillage fallows was 6.12 years; the total glyphosate used by hectare in the no-tillage period for

each fallow was 40.8 liters on average and for the total hectare-year of 6.6 liters. A total of 94 species were found, with a minimum of 6 species and a maximum of 24 by fallow. The species with more presence, frequency and plants per square meter was *Digitaria sanguinalis*. 32 families were determined, being *Gramineae* and *Asteraceae* the most numerous with 11 species each, standing out *Echinochloa spp.*(69%), *Setaria geniculata* (46%), *Gamochaeta sp.*(24%) and *Carduus sp.*(23%) with more presence, followed by the families *Leguminoceae* and *Apiceae* with 7 and 4 species each. The results of the associations between presence of species and different managements showed *Digitaria sanguinalis* as the species with more presence, whatever the situation was. In systems with more than 6 years of no-tillage and 38 liters of glyphosate, *Portulaca oleracea* has the same presence as *Digitaria sanguinalis*. In the same way, *Amaranthus quitensis* and *Tragia volubilis* also increase their presence. Regardless of the years without tillage, the crops rotation and the management carried out, the richness of weed communities was preserved. The results of this work point out the necessity to continue with this kind of studies in order to predict eventual weed shifts and the appearance of resistant weed biotypes. Due to the advantages of no-tillage and glyphosate resistant crops, it is expected that the adoption of these technologies will continue, but their sustainability should be preserved by considering the concepts of integrated weed management.

Keywords: resistance, tolerance, glyphosate, weed flora, DIGSA.

RIOS, A. 2009. Factores determinantes de la evolución florística en sistemas de rotación. Congreso de la Sociedad Española de Malherbología. XII Congreso SEMh. XIX Congreso ALAM. II Congreso IBCM. Herbología e Biodiversidade Numa Agricultura Sustentável. Volumen I. Lisboa, España. 2.44. p 291-294.

5. FACTORES DETERMINANTES DE LA EVOLUCIÓN FLORÍSTICA EN SISTEMAS DE ROTACIÓN

Amalia Rios

Resumen: El presente trabajo analiza los cambios en las comunidades de malezas asociados a los sistemas de rotación establecidos en el año 1963 en INIA La Estanzuela. Los sistemas estudiados son: dos rotaciones de agricultura continua con y sin agregado de fertilizante y dos rotaciones de cultivos y pasturas, una con 50% del tiempo de la rotación con mezcla de gramíneas y leguminosas forrajeras, y la otra con *Trifolium pratense* 33% del tiempo. Se seleccionaron para este trabajo cuatro especies, *Raphanus raphanistrum* y *Stellaria media* como invasoras invernales, y como estivales *Digitaria sanguinalis* y

Portulaca oleracea. *R. raphanistrum* no fue detectado en el sistema sin fertilización, sí en los demás sistemas donde su grado de interferencia, condiciona las posibilidades de semillazón de *S. media*, también afectada por la secuencia de cultivos y la duración de los períodos de barbecho. Las oportunidades de perpetuación de las estivales estarían asociadas a la mayor frecuencia de barbechos y cultivos de verano, al grado de interferencia que ejerza la comunidad y el propio cultivo donde las poblaciones de malezas crecen. Las diferencias cuantitativas determinadas en las poblaciones estarían condicionadas por diferencias en fertilidad, la secuencia de cultivos, los períodos de barbecho y aplicaciones de herbicidas y por interferencias interespecíficas que determina oportunidades diferenciales en el establecimiento y en la producción de los propágulos reproductivos de las invasoras.

Palabras clave: competencia, control químico, cultivos, manejo integrado, pasturas.

RIOS, A. FONTAINA, R. 2010. La Prevención de la Resistencia en Uruguay. Pan-American Weed Resistance Conference organizada por Bayer Crop Science , Miami, Florida. 19-21 de enero de 2010.

6. PREVENTING RESISTANCE IN URUGUAY

Amalia Rios, INIA La Estanzuela; Roberto Fontaina, Bayer Crop. Science.

Summary

In the present work we analyze the risk of resistance occurrence in different productive areas in Uruguay, the use of Glyphosate, the activities performed to prevent resistance appearance. We also describe different on-going projects, the risk situations and the need to elaborate protocols and a legal frame in the case of resistance occurrence.

7. Efecto de rotaciones cultivos-pasturas en siembra directa y con pastoreo sobre comunidades de Oligochaeta

Stella. Zerbino¹

Resumen

Los oligoquetos terrestres son importantes componentes de los agroecosistemas. Tienen efectos en la dinámica de la materia orgánica y los ciclos de nutrientes, en la estructura del suelo y en la diversidad y actividad de los niveles tróficos subordinados. El clima, el tipo de suelo, la topografía, la vegetación y las prácticas de manejo, determinan la composición de las comunidades. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintas intensidades de uso del suelo sobre los oligoquetos. En un experimento de larga duración con siembra directa y pastoreo en INIA Treinta y Tres – Unidad Experimental Palo a Pique se realizaron muestreos durante el año 2007. Los tratamientos considerados fueron: cultivo continuo (CC), rotación corta (RC), rotación larga (RL) y pradera permanente (PP). Predominaron tres especies, *Aporrectodea caliginosa* (Lumbricidae) y *Eukerria stagnalis* y *Eukerria sp.* (Ocnerodrilidae). El uso del suelo tuvo un efecto significativo sobre la composición de las comunidades. La mayor y menor densidad de Ocnerodrilidae se registró respectivamente en CC y PP. *Aporrectodea caliginosa* fue más y menos abundante en PP y CC. Los valores más altos y bajos de densidad de capullos y de la relación adultos/inmaduros correspondieron, respectivamente a PP y CC. Para todas las variables consideradas en RL y RC, se registraron valores intermedios. La composición específica de las comunidades de oligoquetos, así como la relación adultos/inmaduros y el número de capullos reflejaron el impacto que producen distintas intensidades de uso del suelo en siembra directa con pastoreo sobre el contenido de carbono orgánico y la densidad aparente del suelo.

Palabras clave: oligoquetos, Ocnerodrilidae, Lumbricidae, rotaciones cultivos-pasturas, siembra directa

¹ Trabajo aceptado para la publicación en Agrociencia