

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).

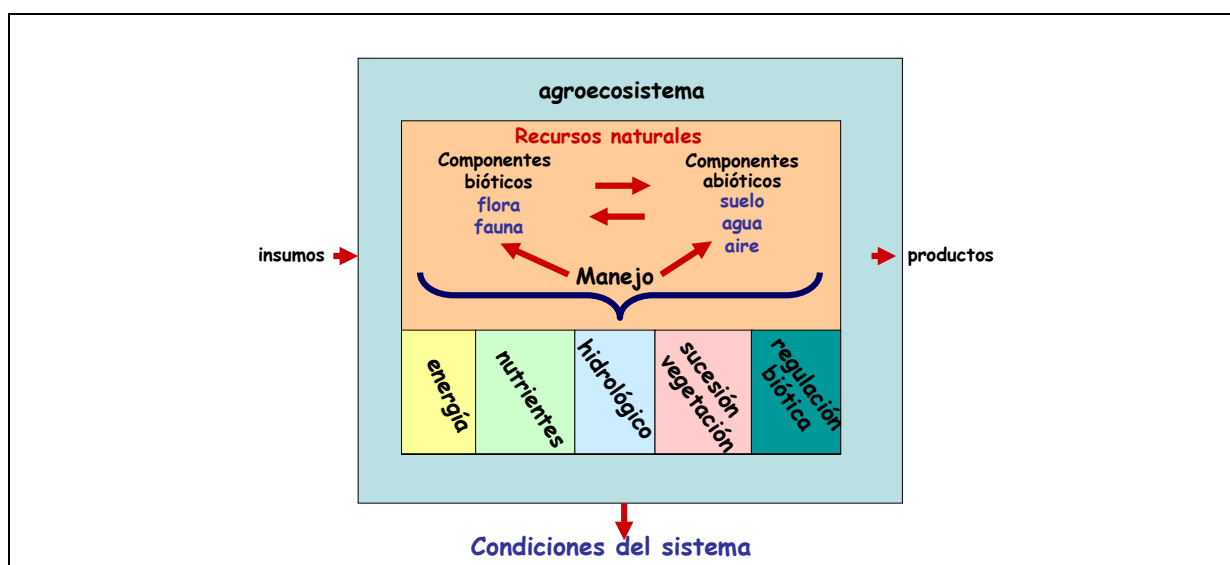


Figura 1. Modelo conceptual de un agroecosistema (Zerbino, 2004)

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).

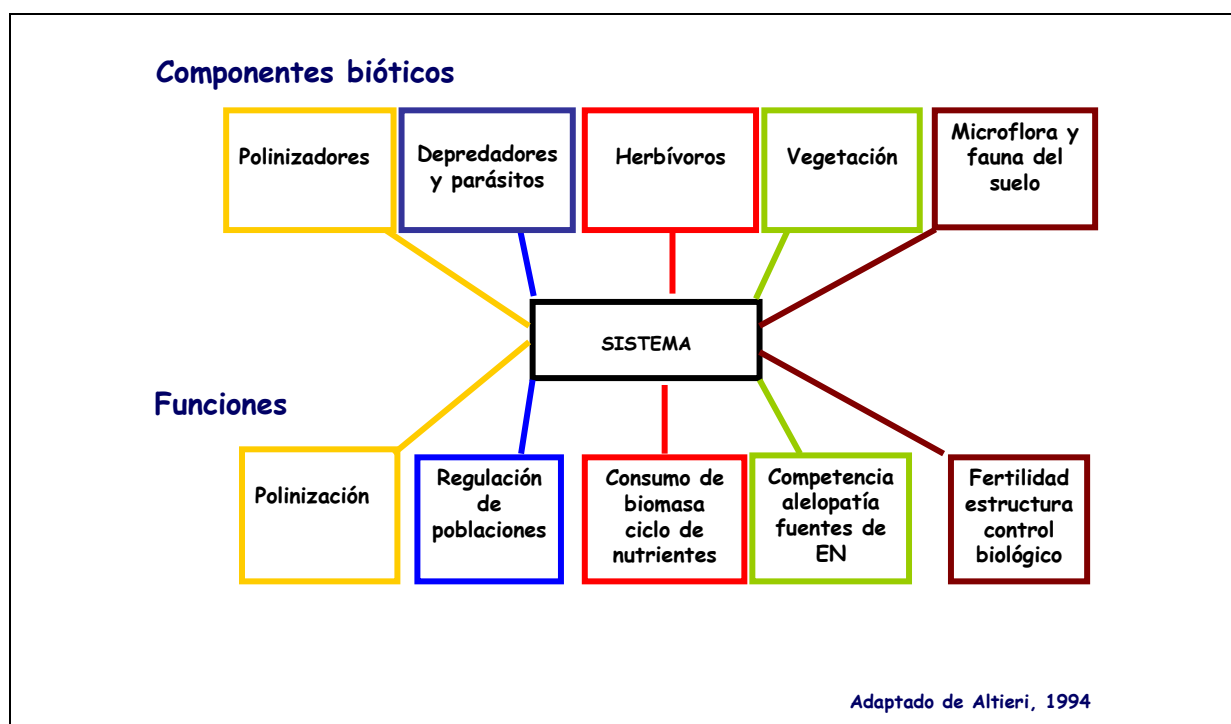


Figura 2. Componentes bióticos de un sistema y sus funciones (Adaptado de: Altieri, 1994)

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 promoción 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 interactúan 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).

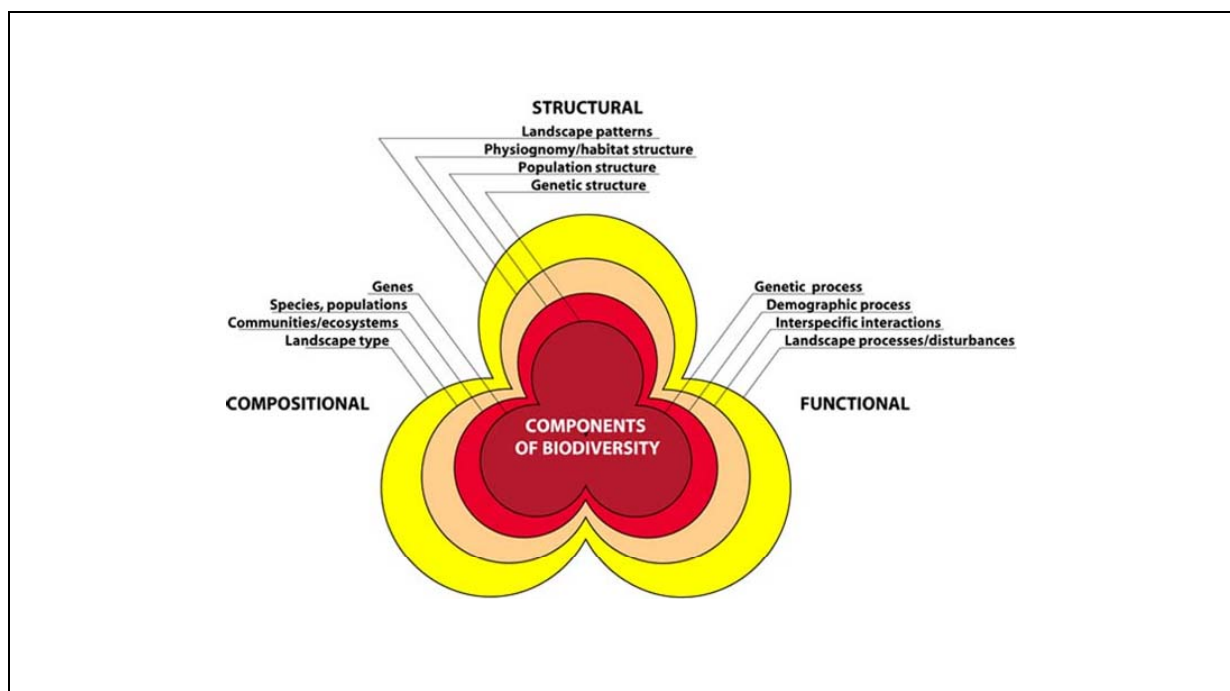


Figura 3. Niveles de organización de la biodiversidad (Noss, 1990).

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)

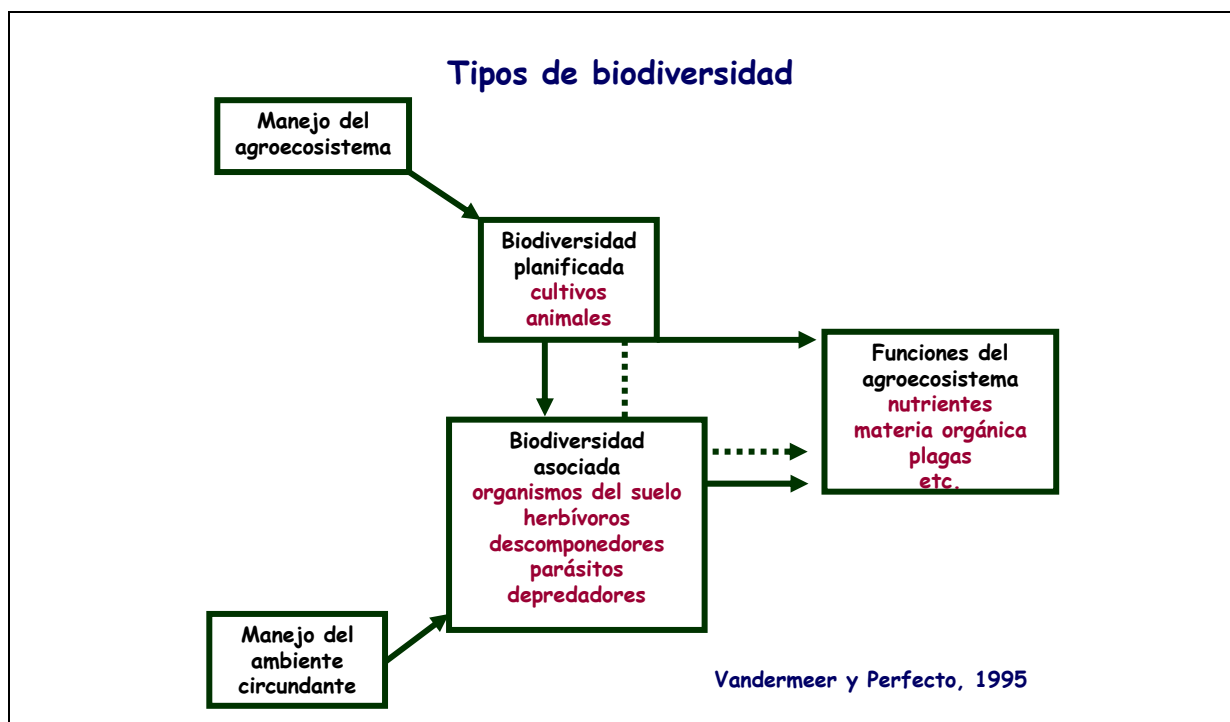


Figura. 4. Relación entre los diferentes tipos de biodiversidad y el funcionamiento de agroecosistemas (adaptado de: Vandermeer y Perfecto, 1995)

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 (Tscharntke 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.

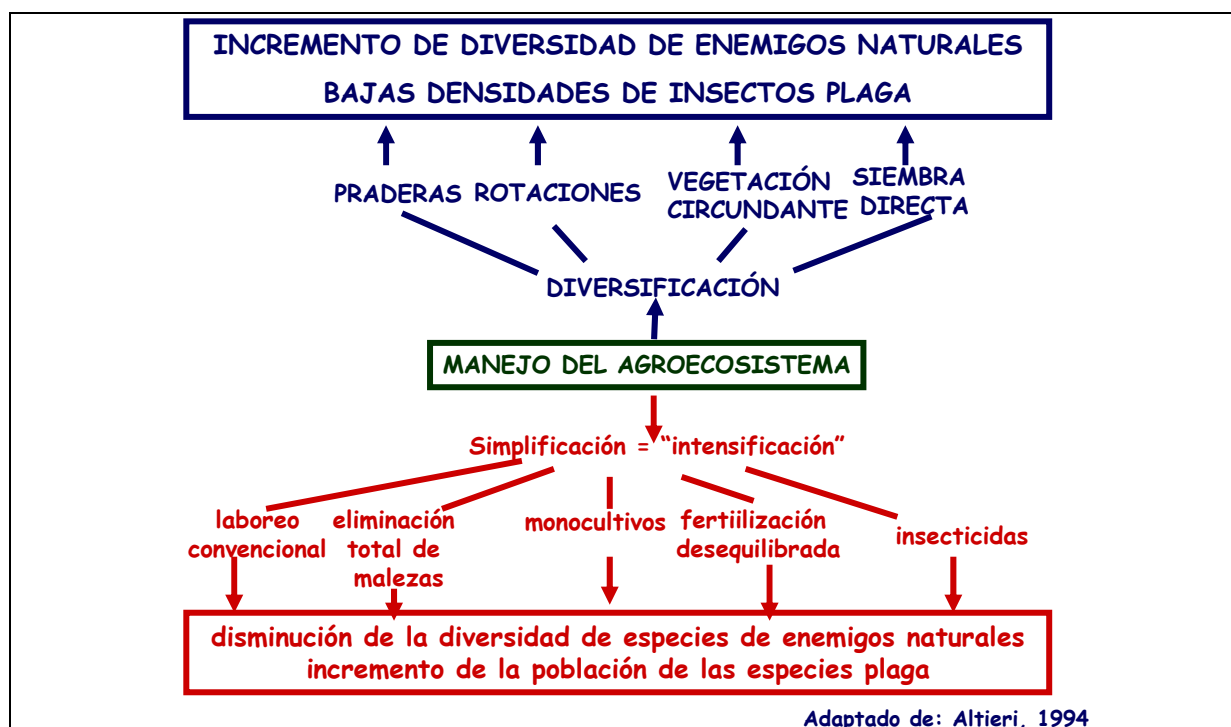


Figura 5. Prácticas de manejo que afectan la diversidad de enemigos naturales (Altieri, 1994)

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 Infraestructures: 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.