EVALUACIÓN DE LA SUSTENTABILIDAD MEDIANTE INDICADORES EN MONOCULTIVO E INTERCULTIVO DE *HELIANTHUS ANNUS* L. (GIRASOL) CON LEGUMINOSAS FORRAJERAS

Sánchez Vallduví, Griselda[1]; L. Nora Tamagno[2]; Andrea V. Dellepiane[3]

LIRA (Laboratorio de Investigación y Reflexión en Agroecología),
Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales UNLP[123]
calle 60 y 119 La Plata, Buenos Aires, Argentina
**Corresponding author: gvallduv@agro.unlp.edu.ar*
https://doi.org/10.59187/revistaagroecologia.v16i1.48

Resumen

En la Argentina el girasol se produce casi exclusivamente como monocultivo de híbridos de alto potencial de rendimiento bajo un modelo productivista, el cual ha causado efectos negativos en la sustentabilidad de los agroecosistemas. En este trabajo se eligieron y usaron indicadores para evaluar la sustentabilidad ecológica de los intercultivos de girasol con *Trifolium pratense* L. (trébol rojo), *Lotus tenuis* (lotus) o *Vicia villosa* (vicia) y del monocultivo con y sin uso de herbicida. Los indicadores fueron: biomasa vegetal del sistema, biomasa de residuo, índice de cosecha de residuo, calidad del residuo, % de cobertura del suelo, balance de N, competencia con malezas y conservación de la biodiversidad. Del análisis de ellos se vio de forma simple que los intercultivos fueron más sustentables que los monocultivos. El monocultivo con herbicida, presentó más puntos críticos para la sustentabilidad, sólo tuvo buen comportamiento en su capacidad para competir con malezas, lo cual sugiere que si se continúa con dicho modelo productivo se verá comprometida en el largo plazo la sustentabilidad ecológica del agroecosistema donde se incluya girasol. Los intercultivos con vicia y con trébol fueron los que alcanzaron mayor índice de sustentabilidad, lo que se relacionó con su biomasa del sistema, % de residuo, cobertura del suelo y calidad del residuo. El intercultivo con vicia se destacó del monocultivo por conservar más la biodiversidad y tener mayor capacidad competitiva. Por estos motivos los intercultivos con vicia o con trébol podrían considerarse estrategias para un modelo de producción agroecológica.

Palabras clave: consociación; manejo agroecológico; riesgo; conservación.

Abstract

In Argentina, sunflower is produced almost exclusively as a monoculture of hybrids with high yield potential under a productivist model, which has caused negative effects on the sustainability of agroecosystems. In this work, indicators were chosen and used to evaluate sustainability of sunflower intercropping with *Trifolium pratense* L. (red clover), *Lotus tenuis* (lotus) or *Vicia villosa* (vetch) and its monoculture with and without herbicide. The indicators were: vegetable biomass, stubble biomass, residue harvest index, residue quality, % soil cover, N balance, competition with weeds, and biodiversity conservation. The analysis with indicators allowed to see in a simple way that intercropping were more sustainable than its monoculture. The monoculture with herbicide was the one that presented the most critical points for sustainability. It only performed well in its ability to compete with weeds, which suggests that if this model is continued in the long term, the ecological sustainability of the agroecosystem where include sunflower will be compromised. The vetch and clover intercropping were the ones that achieved the highest sustainability index, which was related to their vegetable biomass, % of residue, soil cover and residue quality. The vetch intercropping stood out from the monoculture for conserving more biodiversity and having greater competitive capacity. For these reasons, intercropping with vicia or clover could be considered strategies for an agroecological production model.

Keywords: consociation; agroecological management; risk, conservation.

1. Introducción

Los sistemas productivos de la Región Pampeana Argentina se caracterizan por su agriculturización y abandono de la rotación agrícola ganadera (Savilla & Pasinato, 2006) lo que ocurre bajo el enfoque de la denominada "Revolución Verde". Con esta visión la agricultura se orienta a la obtención de máximos rendimientos de pocos cultivos, con un elevado uso de insumos principalmente derivados del petróleo. Este modelo ha generado numerosos problemas, entre ellos, la disminución de la biodiversidad (Viglizzo *et al*. 2011; Petit *et al*. 2015), alta fragilidad ecológica y fuerte dependencia de insumos externos (de la Fuente & Suarez, 2008; Prober & Smith, 2009), poniéndose en riesgo la capacidad de resiliencia de los agroecosistemas (Maleziuex, 2008; Sarandón & Flores, 2014) y la productividad en el largo plazo. Por esto, es imperioso rediseñar los agroecosistemas e incorporar estrategias de manejo que mejoren la biodiversidad espacial y temporal y promuevan interacciones ecológicas entre sus componentes (Nicholls *et al*. 2015).

Se entiende que para que una agricultura sea sustentable se requiere preservar el ambiente y los bienes comunes (Sarandón & Flores 2014) los que constituyen el capital natural (Harte, 1995) necesario para permitir la satisfacción de las necesidades presentes sin comprometer a las futuras (WCED, 1987). Ante esta realidad, surge claramente la necesidad de compatibilizar niveles adecuados de productividad de los sistemas agrícolas con la conservación del medio ambiente y los recursos naturales (Parris, 1999).

La diversificación de los sistemas de producción es una estrategia que puede aportar a la restauración y a la mejora de la riqueza de especies y a un aumento de la diversidad funcional (Fernández *et al*. 2019), lo cual se puede mejorar con la planificación de rotaciones (Weisberger *et al*. 2019) y otras prácticas de manejo basadas en un enfoque sistémico.

En los sistemas de producción extensivos muy simplificados de la región pampeana argentina, la incorporación de una especie cultivada más al diseño de los agroecosistemas, puede significar un importante aporte a la biodiversidad. El girasol, es una oleaginosa tradicional de esta región y ocupa el segundo lugar respecto a superficie sembrada de oleaginosas en Argentina. Este cultivo, a pesar del avance indiscriminado de la soja, continúa siendo una alternativa de diversificación para los sistemas agrícolas-ganaderos. Su producción responde al modelo dominante del país y desde hace muchos años se siembra casi exclusivamente en monocultivo de híbridos de alto potencial de rendimiento. Ante esta realidad es necesario incorporar estrategias de manejo que fomenten los procesos y servicios ecológicos y consecuentemente disminuyan el impacto negativo sobre los agroecosistemas.

Una manera de mejorar la biodiversidad cultivada son los intercultivos (Flores & Sarandón 2014; Flores & Sarandón 2019; Altieri *et al*. 2020), estrategia que puede mejorar el uso de los recursos y reducir el uso de insumos externos (Jensen *et al*. 2010). En ellos toman relevancia las leguminosas ya que, al poseer capacidad de fijar N atmosférico, es esperable una menor competencia por dicho recurso al haber menor superposición de nichos ecológicos, mejor fertilidad del suelo al favorecerse el ciclado de N (Noe & Abril, 2008) y una mejor calidad del rastrojo (Eirin *et al*. 2015)

El cultivo de girasol, puede incorporarse en consociaciones con leguminosas forrajeras en sistemas agrícolas-ganaderos. Esto podría considerarse como estrategia para favorecer la productividad, la conservación del suelo, mejorar el ciclo de los nutrientes, proveer una mayor cobertura vegetal y mayor cantidad y diversidad de biomasa restituida al suelo, lo que podría mejorar la cantidad y calidad de la materia orgánica y consecuentemente favorecer la biodiversidad y conservación de este recurso (Malèzieux *et al*. 2008).

Hay referencias que señalan que el intercultivo de girasol con leguminosas forrajeras constituye una alternativa viable, con ventajas sobre el monocultivo (Dellepiane *et al*. 2015; Eirin *et al*. 2015) y contribuye a un modelo productivo basado en una tecnología de procesos (Dellepiane *et al*. 2019). Sin embargo, esta estrategia no se encuentra generalizada en la región pampeana argentina lo que puede vincularse con la dificultad para analizar y conocer el aporte a la sustentabilidad, cuyo conocimiento podría facilitar la difusión de esta estrategia productiva. Ante esta realidad es necesario avanzar en la realización de un análisis multidimensional del agroecosistema que permita visibilizar el aporte de las alternativas de manejo agroecológicas con una visión que supere lo estrictamente económico. Para el logro de este objetivo se requiere hacer un análisis a nivel de ecosistema (Flores & Sarandón, 2014) y considerar las consecuencias de las prácticas de producción en el largo plazo (Flores & Sarandón, 2004; Gontier *et al*. 2006).

Una herramienta que puede facilitar este análisis y simplificar aspectos de naturaleza compleja (Sarandón & Flores, 2009) es el uso indicadores (Viglizzo *et al*. 2006; Fernández *et al*. 2019), los que permiten alcanzar elementos de juicio para responder lo que puede ocurrir si se sigue con un determinado manejo durante varios años (Gough *et al*. 2008; Rubio *et al*. 2011).

El uso de indicadores constituye una herramienta práctica para monitorear la sustentabilidad (Castoldi & Bechini, 2010) y detectar puntos críticos (Sarandón & Flores, 2009). Varios autores han trabajado en el desarrollo de indicadores de sustentabilidad (Abbona *et al*. 2007; Viglizzo *et al*. 2009; Blandi *et al*. 2015; Dellepiane *et al*. 2015; Iermanó *et al*. 2015; Fernández *et al*. 2019). Sin embargo, poco se ha trabajado en la evaluación del aporte a la sustentabilidad del girasol sembrado en intercultivo (Dellepiane *et al*. 2015; Eirin *et al*. 2015; Dellepiane *et al*. 2019). Al no existir indicadores universales (Sarandón & Flores, 2009), es necesario adaptar un conjunto de ellos que, de manera sencilla y rápida, permitan evaluar si el girasol en intercultivo con leguminosas forrajeras tiene características que lo hacen más sustentable que su monocultivo. A su vez permitirían detectar puntos críticos que comprometan la sustentabilidad de los agroecosistemas

(Sarandón & Flores, 2009) en los cuales se incluya dicha estrategia y se podría visibilizar diferencias en el comportamiento entre las leguminosas consociadas con el girasol.

El objetivo de este trabajo fue seleccionar indicadores y evaluar mediante ellos, el aporte a la sustentabilidad ecológica del girasol sembrado en intercultivo con *Trifolium pratense* L. (trébol rojo), *Lotus tenuis* (lotus) o ***Vicia villosa*** (vicia) y compararlos con su monocultivo.

2. Metodología

2.1. Lugar de estudio

Se analizó un ensayo a campo en la EE "Julio Hirschhorn" de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la UNLP en la localidad de Los Hornos, provincia de Buenos Aires, Argentina (34° 52' LS, altura snm 15m).

Los suelos predominantes corresponden a *Argiudoles típicos*, desarrollados sobre sedimentos loéssicos bajo un clima húmedo-mesotermal. El clima es templado cálido y húmedo, con una temperatura media anual de 15,9 °C siendo enero el mes más cálido y julio el más frío. El régimen pluviométrico es isohigro, con una distribución homogénea de las precipitaciones a lo largo del año que poseen como valor promedio 1045,4 mm.

2.2. Diseño experimental

Los tratamientos fueron: monocultivo de girasol con y sin uso de herbicida, intercultivos de girasol con trébol rojo, lotus o vicia y la comunidad vegetal espontánea (malezas).

Se sembró el 20/10/2014 con un diseño en bloques al azar con cuatro repeticiones. El girasol (Paraiso 20) con sembradora mecánica a 0,70 m entre líneas y una densidad de 57.700 pl.ha^{-1}. Las leguminosas al voleo, manualmente y en simultáneo con el girasol a razón de 16 kg.ha^{-1} de trébol rojo y lotus y 45 kg.ha^{-1} de vicia. En el monocultivo con herbicida se usó Fluorocloridona 25% (3 l.ha^{-1}) en preemergencia, dosis habitual en los sistemas convencionales. En estado vegetativo (V9) del girasol se tomó registro fotográfico (Berti & Sattin, 1996) para lo cual se usó una cuadrícula con 300 cuadrados con un punto en la mitad de cada uno de ellos, se contó el número de cuadros en los cuales el punto intersectó vegetación, y se cálculo la superficie relativa de suelo con cobertura vegetal (CRT) como:

% CRT: 100 x (n vegetación/300)

Siendo n: el número de puntos de intersección con vegetación.

En madurez comercial (24/02/2015) del girasol se cosecharon muestras de biomasa de los distintos tratamientos y de grano de girasol. Todo el material se secó en estufa a 60 °C hasta peso constante. Se calcularon el rendimiento en grano del cultivo, la biomasa de girasol, de las leguminosas y de la vegetación espontánea (malezas). Se calculó la biomasa del sistema (suma de biomasas total del girasol+malezas+leguminosas) y el residuo de cosecha (suma de biomasa vegetativa de girasol+malezas+leguminosas).

Se calculó el rendimiento relativo de malezas como: RYM = Y_{MG} /Y_{MM} donde Y_{MG} es el rendimiento del componente malezas (M) en la mezcla con el componente girasol (G) e Y_{MM} es el rendimiento del componente M cuando creció sin cultivo de girasol. Se calculó el balance de N utilizando datos bibliográficos.

2.3. Evaluación de la sustentabilidad

Se consideró que la *Agricultura Sustentable es aquella que mantiene en el tiempo un flujo de bienes y servicios que satisfagan las necesidades alimenticias, socioeconómicas y culturales de la población, dentro de los límites biofísicos que establece el correcto funcionamiento de los sistemas naturales (agroecosistemas) que lo soportan* (Sarandón *et al*. 2006). En este marco se entiende que la agricultura debe ser *suficientemente productiva, económicamente viable, ecológicamente adecuada y cultural y socialmente aceptable*, requisitos necesarios para conservar los recursos naturales y preservar la integridad del ambiente a nivel local, regional y global a lo largo del tiempo (Sarandón & Flores 2014).

Se adoptó el concepto de sustentabilidad fuerte a partir del cual el capital natural sólo en algunos casos puede ser sustituido por el hecho por el hombre (Harte, 1995). Se siguió la metodología propuesta por Sarandón y Flores (2009). Se seleccionaron indicadores buscando que sean sencillos, fáciles de obtener y permitan comparar los tratamientos en estudio.

Estos indicadores fueron:

Biomasa vegetal del sistema: La cantidad de biomasa acumulada en el sistema se relaciona directamente con su capacidad para capturar recursos. Además, un mayor volumen de biomasa representa una mayor captura de C, lo que podría colaborar en la disminución de dióxido de carbono del aire y otros gases con efecto invernadero. Este indicador se construyó con la biomasa vegetal aérea calculada como la suma de las biomasas (kg.ka^{-1}) de los distintos componentes del sistema (girasol+leguminosa+malezas) según el tratamiento evaluado. Se consideró que aquellas prácticas de manejo que determinen una mayor acumulación de biomasa aérea harán un mayor aporte a la sustentabilidad ecológica del agroecosistema.

Biomasa de residuo: La cantidad de residuo luego de la cosecha puede modificar las propiedades del suelo, la cobertura del mismo, la susceptibilidad a la erosión y en consecuencia su conservación a lo largo del tiempo (Ghosh *et al*. 2009). El residuo se calculó como la suma de las biomasas (kg.ka^{-1}) restituidas al suelo (hojas+tallos+receptáculo de girasol, leguminosas y malezas) en post cosecha. Se consideró que aquellas prácticas de manejo que tiendan a incorporar mayor cantidad de residuo al sistema, expresado como peso de la biomasa aérea no extraída del mismo, realizan un mayor aporte a la sustentabilidad ecológica.

Índice de cosecha de residuo (ICR: % de residuo): La proporción de biomasa que se restituye al suelo en forma de residuo también modifica las propiedades del mismo y es variable en función de las características de los cultivos y de las prácticas de manejo. El ICR se calculó como la

proporción de biomasa de residuo sobre el total de la materia seca producida como: biomasa de residuo/biomasa sistema. Se consideró que las prácticas de manejo que dejan mayor porcentaje de materia seca restituida al sistema en relación a la materia seca aérea total acumulada al final del ciclo del cultivo, realizarán un mayor aporte a la sustentabilidad ecológica del mismo.

Calidad del residuo: es esperable que los sistemas que aportan más materia seca al suelo incorporen más materia orgánica y consecuentemente mejoren la salud de los mismos (Park & Cousins, 1995). Por otra parte, las leguminosas son especies que mejoran la calidad del residuo por su contenido de nitrógeno (Swift *et al*. 2004). Para construir este indicador se usaron dos subindicadores: *biomasa del residuo* (BR) y *biomasa de leguminosas* (BL). El indicador fue el promedio de los dos (BR+BL)/2.

% de cobertura del suelo: Las estrategias de manejo que proporcionan mayor cobertura del suelo proveen de mayor protección del mismo, incorporan residuos y materia orgánica por lo que se espera mejoren aspectos de su calidad (Gregorich *et al*. 2001). Por otra parte, la cobertura vegetal favorece la diversidad funcional del sistema y consecuentemente su capacidad de resiliencia (Swift *et al*. 2004).

El indicador *% de cobertura del suelo* se construyó a partir de la proporción del suelo con cobertura vegetal (girasol, leguminosa y maleza). Los componentes que definieron la cobertura dependieron de la composición de cada tratamiento evaluado. Se consideró que los sistemas con mayor cobertura del suelo realizarán un aporte mayor a la sustentabilidad del mismo que aquellos con menor cobertura.

Balance de N: la disponibilidad de N en el suelo se relaciona, entre otros factores, con las prácticas de manejo que se lleven a cabo. Dicho nutriente es uno de los que define la producción. Una estrategia posible es la incorporación de Leguminosas, lo que llevaría a disponer de un residuo con mayor disponibilidad de dicho nutriente. Por esto es importante conocer el balance de N el cual se calculó como la diferencia entre el ingreso y egreso de N al sistema. Se consideró como ingreso de N, al fijado simbióticamente por la leguminosa (sólo en los intercultivos) y como egreso, al contenido de nitrógeno en la semilla de girasol cosechada. Para el cálculo se utilizó el dato de rendimiento de semilla de girasol y biomasa aérea de cada componente registrado en el ensayo y el contenido de N en base a datos bibliográficos (Ciampitti & García, 2007; García & Correndo, 2016). Se admitió que el 80 % del N contenido en la biomasa aérea de la leguminosa se fijó simbióticamente (Scheineiter, 2001) y se supuso que dicho valor es repuesto al suelo a través de la incorporación del residuo luego de la cosecha del girasol. Se consideró que un sistema será más sustentable cuanto menos negativo sea el balance de N.

Competencia con malezas: la interferencia con malezas es uno de los factores que preocupan a los productores por la disminución en la producción que pueden determinar. El grado de la competencia dependerá de la interacción entre el sistema cultivado, el ambiente y el manejo que se realice. Los intercultivos constituyen una estrategia que puede afectar negativamente el crecimiento y desarrollo de las especies espontáneas y consecuentemente disminuir la competencia por recursos con los cultivos de interés comercial (Sánchez Vallduví & Sarandón, 2014).

El indicador de *competencia con malezas* se construyó en base al rendimiento relativo de las especies espontáneas (malezas) (RYM). Se consideró que un sistema será más sustentable cuando menor es el rendimiento relativo de las malezas.

Conservación de la biodiversidad: la biodiversidad es fundamental para el desarrollo de las actividades agropecuarias dado que aporta recursos genéticos y servicios ecológicos y el modo de realizar dicha actividad impacta directamente en la biodiversidad. El modelo de producción actual se caracteriza por una muy baja biodiversidad lo que significa un problema para su conservación (Sarandón, 2019). Es por esto que es necesario incorporar estrategias que favorezcan la biodiversidad de los agroecosistemas, una de ellas son los intercultivos. Para la construcción de este indicador se tuvo en cuenta si el sistema era en policultivo o monocultivo y la proporción de biomasa de malezas en el residuo. Se consideró que un sistema será más sustentable si se siembra en policultivo que en monocultivo y estos serán más sustentables si tienen mayor proporción de vegetación espontánea (malezas) en su composición.

Para poder comparar los sistemas evaluados y facilitar el análisis y comparación entre ellos, los indicadores se estandarizaron mediante su transformación en escalas sencillas de 0 a 2 y fueron directos, a mayor valor, mayor aporte a la sustentabilidad. Los valores de cada categoría fueron establecidos sobre la base de los datos máximos y mínimos de las variables analizadas. Todos los valores independientemente de su unidad se transformaron a esta escala (Tabla 1) y se ponderaron de igual manera.

Los datos para construir los indicadores se obtuvieron a partir de los valores del ensayo a campo y de datos bibliográficos, metodología ya utilizada por Bockstaller *et al*. (1997) como herramienta para evaluar sistemas de cultivo.

Los indicadores se representaron en un gráfico de tela de araña (Blandi *et al*. 2015; Dellepiane *et al*. 2015; Flores *et al*. 2015, Fernández *et al*. 2019). Se promediaron los valores de los indicadores obtenidos para cada tratamiento y se obtuvo así el Índice de Sustentabilidad (IS). Se consideró que un mayor índice de sustentabilidad indica mayor aporte a la sustentabilidad de las estrategias de manejo que se evalúa. Se realizó un análisis comparativo entre los intercultivos y el monocultivo evaluados.

3. Resultados y discusión

El marco conceptual de Agricultura sustentable adoptado, la selección de indicadores sencillos y la construcción del índice de sustentabilidad resultó una metodología adecuada para evaluar el aporte a la sustentabilidad ecológica de los tratamientos de girasol sembrado en monocultivo

Tabla 1. Escala de indicadores propuestos para la evaluación del aporte a la sustentabilidad ecológica del girasol sembrado en monocultivo con y sin herbicida y en intercultivo con trébol rojo, lotus o vicia. La Plata, Argentina, 2014/2015.

Indicador	Escala
Biomasa vegetal del sistema	0: igual o menos de 19000 kg.ha^{-1} 1: 19001-20999 kg.ha^{-1} 2: igual o mayor que 21000 kg.ha^{-1}
Biomasa de residuo (BR)	0: igual o menos de 14000 kg.ha^{-1} 1: 14001-15999 kg.ha^{-1} 2: igual o mayor que 16000 kg.ha^{-1}
Índice de cosecha de residuo (ICR: % de residuo)	0: menor a 0,70 1: entre 0,71 y 0,72 2: mayor o igual a 0,73
Calidad del residuo: (BR+BL)/2	Biomasa de rastrojo: 0: igual o menos de 14000 kg.ha^{-1} 1: 14001-15999 kg.ha^{-1} 2: igual o mayor que 16000 kg.ha^{-1} Biomasa de leguminosa: 0: igual o menos de 100 kg.ha^{-1} 1: 101- 200 kg.ha^{-1} 2: igual o mayor que 201 kg.ha^{-1}
% de cobertura de suelo	0: menor o igual a 0,80 1: entre 0,81 y 0,90 2: mayor o igual a 0,91
Balance de N	0: Balance negativo, solo extrae 1: Balance negativo, extrae más de lo que fija 2: Balance positivo
Competencia con malezas: (RYM)	0: mayor o igual a 0,41 1: 0,30-0,40 2: menor a 0,30
Conservación de la biodiversidad	0: Monocultivo con menos de 10 % de malezas en la biomasa total del sistema 1: Monocultivo con más de 10 % de malezas en la biomasa total del sistema 1: Policultivo

y en intercultivo. Dicha metodología permitió analizar y simplificar aspectos de naturaleza compleja (Sarandón & Flores, 2009). El análisis integral a partir de los indicadores seleccionados (Viglizzo *et al*. 2006; Fernández *et al*. 2019) permitió comparar y detectar puntos críticos desde una perspectiva ecológica y analizar el efecto en el largo plazo si se continúa con un determinado manejo durante varios años (Goug *et al*. 2008; Rubio *et al*. 2011).

A partir del análisis del Índice de sustentabilidad (IS) se observó que todos los intercultivos, alcanzaron los valores mayores (entre 1 y 1,75) y por lo tanto, hacen un mayor aporte a la sustentabilidad ecológica que los monocultivos. Lo que indica que dicha estrategia es ventajosa respecto a la siembra del cultivo en su forma tradicional y dominante en la región pampeana argentina (Dellepiane *et al*. 2015, Eirin *et al*. 2015). Los intercultivos de girasol con vicia o con trébol, fueron los que mostraron un IS más alto, y cuadruplicaron al valor alcanzado por el monocultivo con uso de herbicida (Tabla 2). Estos resultados sugieren que la inclusión de estas leguminosas para sembrarlas en intercultivo con el girasol, podría ser una alternativa de manejo que favorezca la conservación del capital natural, requisito necesario para una agricultura sustentable (Harte, 1995).

Tabla 2. Índice de sustentabilidad de girasol sembrado en monocultivo con (GH) y sin herbicida (G) y en intercultivo con vicia (GV), trébol rojo (GR) o lotus (GL). La Plata, Argentina, 2014/2015.

	GH	G	GV	GR	GL
Índice de sustentabilidad	0,37	0,93	1,75	1,62	1

La representación gráfica de los indicadores (Figura 1) permitió observar que el monocultivo con uso de herbicida sólo tuvo un buen comportamiento en relación a su capacidad para competir con las malezas, que representaron menos del 10 % de la biomasa total. En este tratamiento, el aporte de biomasa del sistema logró un valor intermedio y el valor de los otros indicadores fue "0". A partir de estos resultados, se apreció que el modo convencional de producir girasol en Argentina, en monocultivo y con uso de herbicida, no realiza aportes a la sustentabilidad ecológica y deja en evidencia varios puntos críticos para un manejo a largo plazo.

Por otra parte, se observó que el rendimiento en grano del girasol fue semejante en los distintos tratamientos evaluados (promedio general de 5460 kg.ha^{-1}), lo que sugiere una adaptación del cultivo al sistema en intercultivo.

El mayor volumen de biomasa vegetal del sistema se registró en los intercultivos con vicia y con trébol, por lo que estos intercultivos habrían capturado más carbono y podrían colaborar en la disminución de dióxido de carbono del aire (de Rouw *et al*. 2010) y consecuentemente colaborar en la disminución del efecto invernadero.

Por otra parte, dichos intercultivos tuvieron mayor % de residuo de cosecha, cobertura del suelo y calidad del residuo que el monocultivo con uso de herbicida, por lo que se espera que realicen un mayor aporte a las propiedades físicas y químicas del suelo, lo que favorecería su estructura y consecuentemente mejoraría su estabilidad (Gregorich *et al*. 2001; Ghosh *et al*. 2009).

El intercultivo con trébol tuvo el valor más alto de biomasa de rastrojo, el cual fue un 10 % superior al del monocultivo con uso de herbicida. Mientras que, la mejor calidad del residuo se observó en los intercultivos con vicia y con trébol, lo que se relacionó con mayores valores de biomasa de las leguminosas en dichos tratamientos. En los residuos de cosecha, la mayor cantidad de materia seca y de más calidad por tener leguminosas, determinaría una mejor condición en relación a las propiedades físicas y biológicas del suelo (Ghosh *et al*. 2009), ya que mejoraría la cantidad y calidad de materia orgánica del suelo (Figura 2), por lo que es esperable que se mejore la materia orgánica y consecuentemente la salud del mismo (Park & Cousins, 1995; Swift *et al*. 2004).

El balance de N fue negativo en todos los casos. Sin embargo, dicho indicador fue mayor en los intercultivos con leguminosas, debido a que en esos sistemas hubo ingreso de N por fijación biológica (por simbiosis). No obstante, esto es importante mejorar los balances de nitrógeno en los sistemas en los que participen los intercultivos y avanzar en aspectos que favorezcan el ciclado de dicho nutriente, con la finalidad de disminuir la necesidad de restituirlo a partir de insumos externos, uno de los objetivos para que una agricultura sea sustentable (Sarandón & Flores, 2014).

La diversidad vegetal fue mayor en los intercultivos (tratamientos que tuvieron el mayor valor de la escala), lo que favorecería la diversidad en estos sistemas (Fernández *et al*. 2019) y promovería las interacciones ecológicas del agroecosistema (Nicholls *et al*. 2015).

Por otra parte, el intercultivo de girasol con vicia tuvo buen comportamiento en su capacidad competitiva con las malezas, de igual manera que el monocultivo en el cual se usó herbicida. De esta manera, es esperable que dicho intercultivo pueda ser una estrategia para sustituir el uso de herbicidas, técnica generalizada para el control de malezas en el modelo productivo en base a uso de

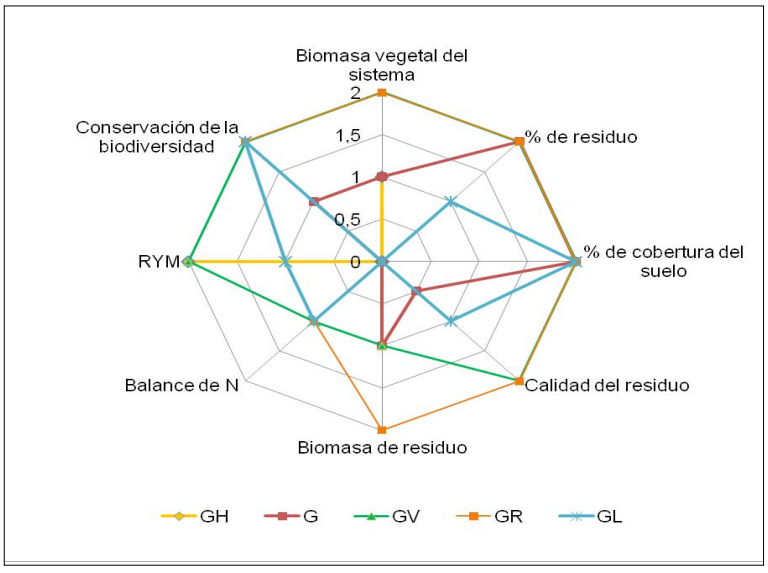

Figura 1. Representación gráfica de indicadores de sustentabilidad de girasol sembrado en monocultivo con (GH) y sin herbicida (G) y en intercultivo con vicia (GV), trébol rojo (GR) o lotus (GL). La Plata, Argentina, 2014/2015.

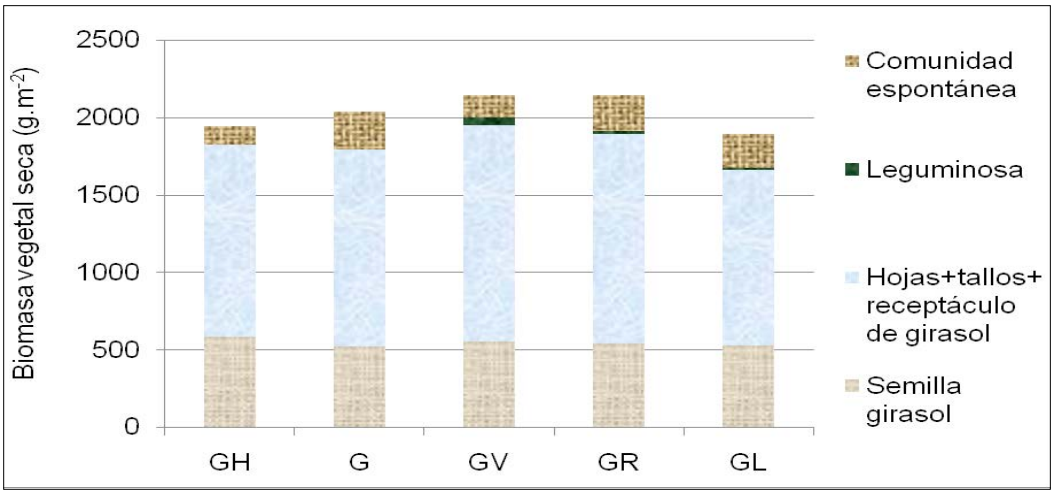

Figura 2. Biomasa vegetal seca de los distintos componentes del sistema en girasol sembrado en monocultivo con (GH) y sin herbicida (G) y en intercultivo con vicia (GV), trébol rojo (GR) o lotus (GL). La Plata, Argentina, 2014/2015.

insumos externos. De esta manera, a través de la incorporación de girasol en intercultivo con vicia, se estaría reemplazando una tecnología de insumos por otra de procesos (Dellepiane *et al*. 2018).

Los intercultivos, especialmente con vicia o trébol, tendieron a preservar el recurso suelo, la biodiversidad y capturar más carbono, por lo que se puede considerar que benefician la conservación de los recursos productivos y minimizan el impacto ambiental externo (Sarandón & Flores, 2014).

Si bien los indicadores utilizados fueron adaptados para la evaluación de los intercultivos de girasol con leguminosas forrajeras, dada la flexibilidad de este instrumento podrían adaptarse a otros sistemas. Para ello debieran adecuarse a los distintos ambientes y prácticas de manejo a comparar. Esto sería importante para poder comparar las estrategias de manejo en los sistemas extensivos de la región pampeana argentina y las consecuencias que puedan tener a lo largo del tiempo tanto en el medio ambiente como en la salud humana.

4. Conclusiones

El análisis con indicadores permitió visualizar que la siembra de girasol en intercultivo con leguminosas realiza un mayor aporte a la sustentabilidad ecológica que su monocultivo. Además, demuestra que el monocultivo de girasol con uso de herbicidas, es la modalidad de cultivo que descuida más el recurso suelo y la biodiversidad, además de capturar menos carbono que los intercultivos. Esto confirma que, si se continúa con dicho modelo productivo en el largo plazo, se verá comprometida la sustentabilidad ecológica del agroecosistema en el cual se incluya el girasol. Los intercultivos de girasol con vicia o con trébol tuvieron menos puntos críticos para la sustentabilidad, por lo cual, podrían ser alternativas de manejo en un modelo de producción agroecológica de bajos insumos.

5. Referencias bibliográficas

Abbona, E.A., Sarandón, S.J., Marasas, M.E. y Astier M. (2007). Ecological sustainabily evaluation of tradicional management in different vineyard systems in Berisso, Argentina. Agricultura, Ecosystems and Environment, 119: 335-345.

Altieri, M.A., Nicholls, C.I. y Montalba, R. (2014). El papel de la biodiversidad en la agricultura campesina en América Latina. Revista de agroecología, (V 30 Nº 1): 5-8.

Berti, A.y Sattin, M. (1996). Effect of weed position on yield loss in soybean and a comparasion between relative weed cover and other regression models. Weed Research, 36: 249-258.

Blandi, M.L., Sarandón, S.J., Flores, C.C. y Veiga, I. (2015). Evaluación de la sustentabilidad de la incorporación del cultivo bajo cubierta en la horticultura platense. Revista de la Facultad de Agronomía, Vol 114 (2): 251-264.

Bockstaller, C., Girardin, P. y van der Werf, H.M.G. (1997). Use of agroecological indicators for the evaluation of farming systems. European Journal of Agronomy, 7: 261-270.

Castoldi, N. y Bechini, L. (2010). Integrated sustainability assessment of cropping systems with agro-ecological and economic indicators in northern Italy. European Journal of Agronomy, 32: 59-72.

Ciampitti, I y García, F.O. (2007) Requerimientos nutricionales. Absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. II Hortalizas, frutales y forrajeras. En International Plant Nutrition Institute (IPNI), http:/lacsipninet/0/0B0EE369040F-863003257967004A1A41/$FILE/AA%2012.pdf

de la Fuente, E. y Suárez S.A. (2008). Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. Ecología Austral, 18, 239-252.

Dellepiane, A.V., Sánchez Vallduví, G.E. y Tamagno, L.N. (2015). Sustentabilidad del monocultivo e intercultivo de *Helianthus annus* L. (girasol) con *Trifolium pratense*, *Trifolium repens* o *Lotus corniculatus* en La Plata, Argentina. Evaluación mediante indicadores. Revista de la Facultad de Agronomía 114 (Núm. Esp. 1) Agricultura Familiar, Agroecología y Territorio, 85-94.

Dellepiane, A.V., Sánchez Vallduví, G.E. y Tamagno, L.N. (2019). Tecnología de procesos en el cultivo de girasol. Intercultivo con leguminosas forrajeras en la Región Pampeana Argentina. 1° Congreso Argentino de Agroecología. Mendoza, Argentina, 475-478. https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/14315/libroresumen-congresoargentinoagroecologia.pdf

De Rouw, A., Huon, S., Soulileuth, B., Jouquet, P., Pierret, A., Ribolzi, O., Valentin, C., Bourdon, E. y Chantharath. B. (2010). Possibilities of carbon and nitrogen sequestration under conventional tillage and no-till cover farming (Mekong valley, Laos). Agriculture, Ecosystems and Environment, 136, 148-161.

Eirin M.A., Sánchez Vallduví**,** G.E. y Tamagno, L.N. (2015). Intercultivo de girasol con *Trifolium pratense* o *Trifolium repens*: productividad del cultivo y calidad forrajera del rastrojo. Revista de la Facultad de Agronomía, UNLP. Vol 114 (1), 100-105.

Fernández, V., Marasas, M. y Sarandón, S. (2019). Indicadores de Heterogeneidad vegetal. Una herramienta para evaluar el potencial de regulación biótica en agroecosistemas hortícolas del periurbano platense, provincia de Buenos Aires, Argentina. Revista de la Facultad de Agronomía, 118 (2), 1-17.

Flores, C.C. y Sarandón, S.J. (2004). Limitations of Neoclassical Economics for Evaluating Sustainability or Agricultural Systems: comparing organic and convencional systems. Journal of Sustainable Agriculture, 24 (2): 77-91.

Flores, C.C. y Sarandón, S.J. (2014). Análisis y evaluación de agroecosistemas: construcción y aplicación de indicadores. En: Agroecología: Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. Sarandón, S.J., Flores C.C. Ed. Edulp. Buenos Aires, Argentina. pp: 375-410 http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280

Flores, C.C. y Sarandón, S.J. (2015). Evaluación de la sustentabilidad de un proceso de transición agroecológica en sistemas de producción hortícola familiar del partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina. Revista de la Facultad de Agronomía. La Plata, 114 (Número Especial 1) Agricultura Familiar, agroecología y territorio: 52-66.

Flores, C.C. y Sarandón, S.J. (2019). Manejo de la biodiversidad en agroecosistemas. En: biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable. Sarandón, S.J. Ed. Edulp. Buenos Aires, Argentina. Pp: 341-366. http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/109141/Documento_completo.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y

García, F.O y Correndo, A.A. (2016). Cálculo de requerimientos nutricionales. Versión 2016. En International Plant Nutrition Institute (IPNI), http://lacs.ipni.net/article/LACS-1024

Gontier, M., Balfors, B. y Mörtberg, U. (2006). Biodiversity in environmental assessment-current practice and tools for prediction. Environmental Impact Assessment Review, 26: 268-286.

Ghosh, P.K., Saha, R., Gupta, J.J., Ramesh, T., Das, A., Lama T.D., Munda, G.C., Bordoloi, J.S., Verma, M.R. y Ngachan, S.V. (2009). Long-term effect of pastures on soil quality in acid soil of North-East India. Australian Journal of Soil Research, 47, 372-379.

Gough, A.D., Innes, J.L y Allen, S.D. (2008). Development of common indicators of sustainable forest management. Ecological Indicators, 8: 425-430.

Gregorich, E.G., Angers, D.A., Cambell, C.A., Carter, M.R., Drury, C.F., Ellert, B.H., Groenevelt, P.H., Holmstrom, D.A., Monreal, C.M., Rees, H.W., Voroney R.P. y Vyn, T.V. (2001). Changes in soil organic matter. Capítulo 5 en Soil Health http://www.sis.agr.gc.ca/cansis/publications/health/chapter05.html.

Harte, M.J. (1995). Ecology, sustainability and environment as capital. Ecological Economics, 15, 157-164.

Iermanó, M.J., Sarandón, S.J., Tamagno, L.N. y Maggio, A.D. (2015). Evaluación de la agrobiodiversidad funcional como indicador del "potencial de regulación biótica" en agroecosistemas del sudeste bonaerense. Revista de la Facultad de Agronomía La Plata, 114 (número especial 1): 1-14.

Jensen, E.S., Peoples, M.B. y Hauggaard-Nielsen, H. (2010). Faba bean in cropping systems. Field Crop Research, 115: 203-216.

Nicholls, C.I., Altieri, M.A. y Vázquez, L.L. (2015). Agroecología: principios para la conversión y el rediseño de sistemas agrícolas. Agroecología, 10 (1), 61-72.

Parris, K. (1999). Environmental indicators for agriculture: overview in OECD countries. En: Browe, F.M. y J.R.Crabtree, (Ed), Environmental Indicators and Agricultural policy. CAB International. Pp: 25-44.

Noe, L. y Abril, A. (2008). Interacción entre calidad de restos vegetales, descomposición y fertilidad del suelo en el desierto del Monte de Argentina. Ecología Austral, 18: 181-193.

Park, J. y Cousins, S.H. (1995). Soil biological health and agro-ecological change. Agriculture, Ecosystems & Environment, 56: 137-148.

Petit, S., Munier-Jolain, N., Bretagnolle, Bockstaller, V.C., Gaba, S., Cordeau, S., Lechenet, M., Mézière D. y Colbach, N. (2015). Ecological Intensification Through Pesticide Reduction: Weed Control,

Weed Biodiversity and Sustainability in Arable Farming.Environmental Management 56: 1078–1090. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0554-5

Prober, S.M. y Smith F.P. (2009). Enhancing biodiversity persistence in intensively used agricultural landscapes: A synthesis of 30 years of research in the Western Australian wheatbelt. Agriculture, Ecosystems and Environment, 132: 173-191.

Rubio, A., Gavilán, R.G., Montes, F., Gutiérrez-Girón, A., Díaz-Pines, E. y Mezquida, E.T. (2011). Biodiversity measures applied to stand-level management: Can they really be useful? Ecological indicators, 11:545-556.

Sánchez Vallduví, G.E. y Sarandón, S.J. (2014). Principios de manejo agroecológico de malezas. En: Agroecología: Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. Sarandón, S.J. y C.C. Flores. Ed. Edulp. Buenos Aires, Argentina. pp: 42-69 http://sedici.unlp.edu.ar/han dle/10915/37280

Sarandón, S.J., Zuluaga, M.S., Cieza, R., Gomez, C., Janjetic, L. y Negrete. E. (2006) Evaluación de La sustentabilidad de sistemas agrícolas de fincas em Misiones, Argentina, mediante El uso de indicadores. Revista Agroecología, 1: 19-28.

Sarandón, S.J. y Flores, C.C., (2009). Evaluación de la sustentabilidad en Agroecosistemas: una propuesta metodológica. Revista Agroecología, Vol 4, 19-28 España.

Sarandón, S.J. y Flores, C.C. (2014). La agroecología: el enfoque necesario para una agricultura sustentable. En: Agroecología: Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. Sarandón, S.J., Flores C.C. Ed. Edulp. Buenos Aires, Argentina. pp: 42-69 http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280

Sarandón, S.J. (2019). Biodiversidad, agrobiodiversidad y agricultura sustentable: Análisis del Convenio sobre Diversidad Biológica. En: Vertientes del pensamiento agroecológico: fundamentos y aplicaciones, Sociedad Cientifica Latinoamerica de Agroecologia (SOCLA), 94-110.

Savilla, G. y Pasinato, A. (2006). El rol de la ganadería en los sistemas mixtos. E.E.A. Concepción del Uruguay. En Sitio Argentino de Producción Animal. Agosto 2006. pp 35-36.

Swift, M.J., Izac, A.M.N y van Noordwijk, M. (2004). Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes-are we asking the right questions? Agriculture, Ecosystems and Environment, 104: 113-134.

Viglizzo, E.F., Frank, F.C. y Cabo. S.E. (2009). Agoecoindex. Versión 2009. INTA. Programa nacional de gestión ambiental. http://www.inta.gov.ar/anguil/info/agroindex

Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L.V., Gobbágys, E.G., Pereyra, H., Clatt J., Pincén, D., Ricard M.F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. Global Change Biology, 17: 959-973.

Weisberger, D., Nichols, V. y Liebman, M. (2019). Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis. PLOS ONE 14 (7): e0219847. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219847

World Comission of Enviromental & Development (WCED). (1987). Our common future. Oxford Univ. Press, Oxford.