

## CAMBIOS EN LAS COMUNIDADES DE MALEZAS EN LOS CULTIVOS DE MAÍZ DE LA PAMPA ONDULADA (ARGENTINA) ENTRE 1960 Y 2019

Elba B. de la Fuente<sup>1\*</sup>; Susana A. Suárez<sup>2</sup>; Adriana E. Lenardis<sup>1</sup>; Fernando H. Oreja<sup>1</sup>; Marianne Torcat Fuentes<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Producción Vegetal. Cátedra de Cultivos Industriales, Buenos Aires, Argentina

\* E-mail: fuente@agro.uba.ar

<sup>2</sup> Universidad de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales  
Departamento de Ciencias Naturales, Río Cuarto, Córdoba, Argentina

Recibido: 08/06/2021  
Aceptado: 20/09/2021

### RESUMEN

Las variaciones en el manejo de los cultivos de la Pampa Ondulada (Argentina), ocurridas entre 1960 y 2019 probablemente afectaron a las comunidades vegetales, tanto en su estructura como en su riqueza. El objetivo de este trabajo fue analizar los cambios en la composición y riqueza florística y funcional de las comunidades de malezas de maíz de la Pampa Ondulada entre 1960 y 2019. Las comunidades se caracterizaron mediante censos de 1960 obtenidos por León y Suero (1962), así como censos posteriores realizados en 1990, 1995, 1999, 2001, 2004, 2005, 2009 y 2019. La composición de especies y censos se analizó mediante análisis de componentes principales y clasificación. Los cambios en la riqueza florística y funcional se analizaron mediante análisis de regresión lineal. Las variaciones ocurridas entre 1960 y 2019 afectaron la composición y riqueza florística y funcional de las comunidades de maíz de la Pampa Ondulada entre 1960 y 2019. Si bien un grupo de especies logró pasar por todos los filtros ambientales y de manejo manteniéndose a lo largo del tiempo, en la actualidad la comunidad de malezas de maíz es florísticamente más pobre, aunque funcionalmente similar a las comunidades del 60 y compuesta por algunas especies de difícil manejo.

**Palabras clave:** riqueza de especies, grupos funcionales, intensificación, perturbación.

## CHANGES IN WEED COMMUNITIES IN THE MAIZE CROPS OF THE ROLLING PAMPA (ARGENTINA) BETWEEN 1960 AND 2019

### SUMMARY

Annual variations in the crop management of the Rolling Pampa between 1960 and 2019 could affect plant communities, both in their structure and richness. The objective of this work was to analyze the changes in the floristic and functional richness of the maize communities of the Rolling Pampa between 1960 and 2019. The weed communities of maize were characterized by surveys done in 1960 by Leon and Suero (1962), as well as subsequent surveys conducted in 1990, 1995, 1999, 2001, 2004, 2005, 2009 and 2019. Floristic composition was analyzed with principal component and cluster analyses, and floristic and functional richness with linear regression analysis. The variations that occurred between 1960 and 2019 affected the floristic and functional composition and richness of the maize communities of the Rolling Pampa. Although a group of species go through all the environmental and management filters over time, today the maize weed community is floristically poorer although functionally similar to the communities of the 60 and composed of some species of difficult management.

**Key Words:** species richness, functional groups, intensification, disturbance.

## INTRODUCCIÓN

Numerosos cambios estructurales y funcionales a nivel de agroecosistema ocurrieron en la Pampa Ondulada durante los últimos 60 años (Ghersa y Martínez-Ghersa, 1991; Ghersa y León, 1999). Pueden identificarse principalmente dos tipos de perturbaciones importantes asociadas a la actividad agrícola. La primera fue el cambio provocado por la expansión e intensificación de la agricultura en esta región desde principios del siglo XX, que incorporó el uso de maquinarias e insumos derivados del petróleo y promovió el aumento de la diversidad de actividades agrícolas y de la heterogeneidad del paisaje, por la transformación de tierras pastoriles en agrícolas. Gran parte de estos cambios y su efecto sobre las comunidades vegetales han sido ampliamente documentados (Ghersa y Martínez-Ghersa, 1991; Soriano *et al.*, 1991; Hall *et al.*, 1992; de la Fuente *et al.*, 1999; Suárez *et al.*, 2001; de la Fuente *et al.*, 2003; Viglizzo *et al.*, 2004). Otra perturbación posterior, ocurrida a partir de fines del siglo XX, se caracterizó por una especialización productiva en pocos cultivos (predominantemente soja y en menor medida maíz y trigo), en pocas estrategias de manejo (cultivares transgénicos, siembra directa, herbicidas totales), por la eliminación de los hábitats naturales como las borduras vegetadas y por la reducción de la heterogeneidad del paisaje.

Estas variaciones en el manejo muy probablemente afectaron las comunidades vegetales, tanto en su estructura como en su riqueza. Ello podría explicarse, por un lado, a través del impacto de la intensificación de la agricultura sobre la disponibilidad de recursos biológicos, químicos y físicos del suelo (Campbell *et al.*, 2000) y, por otro lado, por el efecto sobre los procesos clave del enmalezamiento como el establecimiento de plántulas, la competencia intra e interespecífica, la dispersión de propágulos y la evolución de resistencia a herbicidas (Ruisi *et al.*, 2015; Gaba *et al.*, 2017). Parte de estos cambios en el uso de la tierra fueron documentados (Martínez-Ghersa y Ghersa, 2005; Paruelo *et al.*, 2005; Satorre, 2005; Baldi *et al.*, 2006; Baldi y Paruelo, 2008; Aizen *et al.*, 2009), así como los cambios observados en las comunidades vegetales (de la Fuente *et al.*, 2010; Satorre *et al.*, 2020). No obstante, no existía hasta el presente un análisis de los cambios temporales en la composición y riqueza florística y funcional de las comunidades de maíz de la Pampa Ondulada que involucre conjuntamente ambas perturbaciones. Por ello, el objetivo de este trabajo

fue analizar los cambios en la composición y riqueza florística y funcional de las comunidades de maíz de la Pampa Ondulada entre los años 1960 y 2019.

## MATERIALES

### Descripción del área

La Pampa Ondulada es una subregión del Pastizal del Río de la Plata, Argentina (34° a 36° S y 58° a 62° W) que abarca aproximadamente 75.000 km<sup>2</sup> (Figura 1). El clima es suave y húmedo con veranos calurosos. La precipitación media anual es 950 mm y la temperatura media anual es de 17 °C, y el tipo de suelo predominante es argiudol (Soriano *et al.*, 1991; Hall *et al.*, 1992).

Durante el periodo que abarca el estudio, el área relevada presentó importantes cambios en el manejo. En 1960, las rotaciones incluían cultivos como maíz, trigo, girasol y cebada junto con pasturas o praderas de 4 ó 5 años de duración (Solbrig, 1996). El control de malezas era principalmente mecánico y el uso de herbicidas, como el 2,4D, era escaso. A partir de los años 70 se incorporó la soja en la rotación y creció constantemente la superficie sembrada con este cultivo. Lentamente, la labranza convencional fue reemplazada por la labranza mínima (León y Eilberg, 1970; Ghersa y Martínez-Ghersa, 1991; Solbrig, 1996) aumentando el uso de una amplia variedad de herbicidas en reemplazo del control mecánico, al mismo tiempo que se incorporaba el doble



**Figura 1.** Mapa de los pastizales del Río de la Plata (zona rodeada por una línea negra gruesa). Las subdivisiones están limitadas por líneas negras de puntos e identificadas por letras mayúsculas. A Pampa Ondulada, B Pampa Interior, C Pampa Sur, D Pampa Deprimida, E Pampa Mesopotámica, F Campos. El área de estudio está delimitada en color verde. Límites pampeanos tomados de Soriano *et al.* (1991) y Hall *et al.* (1992).

cultivo trigo-soja, que es la siembra del cultivo de trigo en invierno y de soja en verano, inmediatamente después de la cosecha del trigo. A partir de 1997, se incrementó significativamente el uso de los cultivares transgénicos resistentes a glifosato, la siembra directa y el área sembrada con soja, predominando el monocultivo de soja o la rotación de soja, maíz y el doble cultivo trigo-soja. Las áreas ganaderas se redujeron a los sectores bajos de los campos, expuestos a periodos variables de encharcamiento.

En el 2004, la comercialización de los maíces tolerantes a glifosato impulsó aún más la adopción de la siembra directa y el uso de dicho herbicida. En la última década, se incrementó considerablemente el área destinada al maíz sembrado tardíamente para lograr mejores condiciones hídricas en el período crítico. Por otra parte, la aparición de muchos biotipos de especies de malezas resistentes a herbicidas en la zona (Heap, 2021), dio lugar a la aplicación de glifosato junto con una gran diversidad de herbicidas y la adopción de cultivos de cobertura para frenar el enmalezamiento (Scursoni *et al.*, 2019).

### CENSOS DE MALEZAS

En este trabajo se utilizaron registros históricos y estudios fitosociológicos realizados por el mismo grupo de trabajo a lo largo de los últimos 60 años en la zona central de la Pampa Ondulada, abarcando una superficie de aproximadamente 25000 km<sup>2</sup>. Las comunidades de malezas del cultivo de maíz se caracterizaron por datos de 1960 obtenidos por León y Suero (1962), así como censos fito-sociológicos posteriores realizados por el grupo de trabajo en 1990, 1995, 1999, 2001, 2004, 2005, 2009 y 2019 (Suárez *et al.*, 2001; de la Fuente *et al.*, 2021). En un total de 163 parcelas (18 parcelas por año en promedio), de características similares en cuanto al tipo de suelo y el manejo, se realizaron censos de malezas, recorriendo la zona central de cada parcela entre los meses de febrero y marzo (antes de la cosecha del cultivo de maíz).

El área relevada en cada parcela era equivalente al área mínima, representativa, uniforme y homogénea, lejos de ecotonos o borduras y con una cobertura del cultivo homogénea sin grandes aberturas o especies dominantes en diferentes partes de la unidad monitoreada (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). Cada año se eligieron al azar diferentes parcelas a partir de un conjunto de parcelas que reunían los requisitos mencionados y en ellas se registraron las especies de

malezas y se evaluó estado fenológico y la cobertura del cultivo.

### ANÁLISIS DE DATOS

La composición florística y la riqueza total de las comunidades de cultivo de maíz se caracterizó sobre la base del conjunto de censos realizados a nivel de parcela entre los años 1960 y 2019. Se clasificaron las especies en grupos funcionales o conjunto de especies que comparten características biológicas y ecológicas y efectos sobre los procesos ecosistémicos (Lavorel y Garnier, 2002), por su origen (nativa y exótica), ciclo de vida (anual y perenne) y forma biológica (geófito, caméfito, terófito y hemicriptófito), siguiendo los criterios de Anton y Zuloaga (2021). La riqueza de especies y funciones (número de especies totales o por grupo funcional) se calculó para cada año de censo (Magurran, 1988).

La composición florística en cada año se analizó a través del análisis multivariado de componentes principales PCA (Jongman *et al.*, 1995) y de clasificación usando el programa PC-ORD versión 5.0 (McCune y Mefford, 1995). El ordenamiento permite analizar la relación entre la composición florística y los años de censo y la clasificación es útil para resumir grandes matrices de datos (Digby y Kempton, 1987).

El ordenamiento se representó en un diagrama donde los años figuran con puntos y las malezas con sus códigos dados por las tres primeras letras del género seguidas de las tres primeras letras del epíteto de la especie. En el análisis de clasificación se utilizaron el índice de Sorensen en su versión modificada por Bray y Curtis (Magurran, 1988) como medida de similitud y el ligamiento completo (van Tongeren, 1987) como medida de ligamiento. Las unidades taxonómicas con agrupamiento menor al 75% se eliminaron del análisis. Posteriormente, se construyó una tabla fitosociológica, cuyas columnas corresponden a los censos de vegetación agrupados por años y cuyas filas corresponden a las especies reunidas en grupos florísticos. A su vez, en la tabla se consigna la constancia de especies que es una medida de la regularidad de distribución de cada especie en diferentes censos y se expresa como la proporción de censos de cada año en el que una especie está presente (Braun Blanquet, 1950).

Por último, para explicar las relaciones entre la riqueza de especies y grupos funcionales y el tiempo considerado se realizaron análisis de regresión y posterior test de diferencias entre las pendientes y

ordenadas al origen utilizando el programa GraphPad Prism versión 6.0 para Windows.

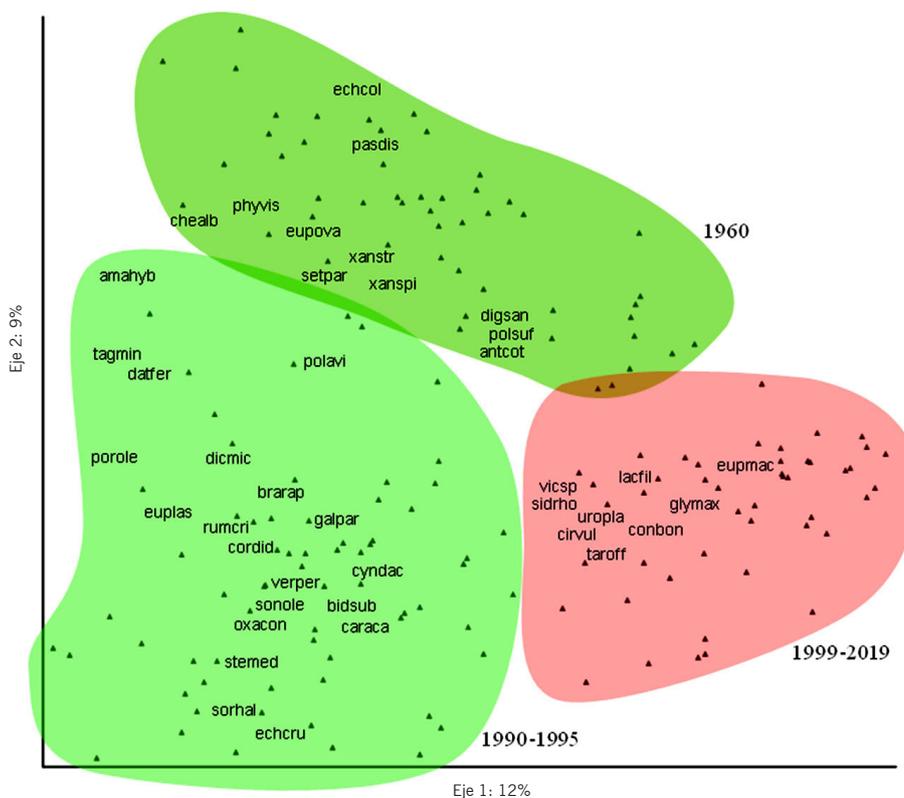
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Cambios en la composición florística

El ordenamiento PCA considerando la presencia/ausencia de 131 especies en los 163 censos explicó el 21% de la variación en la composición florística. El eje 1 mostró un contraste entre los censos realizados en 1960 y 1990-1995 (áreas verdes a la izquierda de la figura), donde se destacan con alta constancia *Chenopodium album* L., *Amaranthus hybridus* L., *Portulaca oleracea* L., *Datura ferox* L. y *Tagetes minuta* L., y los censos llevados a cabo entre 1999-2019 (área roja a la derecha de la figura) donde se destacan *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist, *Lachnagrostis filiformis* (G. Forst.) Trin., *Urochloa platyphylla* (Munro ex C. Wright) R.D. Webster y *Euphorbia maculata* L. El eje 2 presentó un contraste entre los censos de 1960 (área verde oscuro arriba de la figura) y el resto de los censos (debajo de la figura), donde destacan *Sorghum halepense* (L.) Pers. y *Echinochloa crus-galli* (L.) P. Beauv. (Figura 2).

En la clasificación de las 131 especies registradas se identificaron 16 grupos de malezas con un 75% de similitud florística en su distribución en los censos de acuerdo al análisis de clasificación. El grupo I incluyó a ocho especies, en su mayoría estivales, terófitas, anuales y exóticas, que estuvieron presentes con alta constancia en el total de los censos en todo el periodo analizado. Las especies de los grupos II al VII estuvieron ausentes o con baja constancia en los censos posteriores a 1999. Mientras que las especies de los grupos XI a XIII estuvieron presentes o con alta constancia en los censos desde 2004 hasta 2019 (Cuadro 1).

Durante este lapso de aproximadamente 60 años, los factores naturales que regulaban la estructura y funcionamiento del ecosistema (el clima, la topografía, el suelo, las perturbaciones naturales, las interacciones bióticas) fueron perdiendo importancia en relación con los factores de manejo agrícola (rotaciones, labranzas, métodos de control) lo que impactó negativamente sobre las propiedades ecológicas de los sistemas agrícolas como por ejemplo el secuestro de carbono, ciclado de nutrientes, estructura y funcionamiento del suelo,



**Figura 2.** Ordenamiento de componentes principales (PCA). Los triángulos negros corresponden a los censos. Los códigos corresponden a las tres primeras letras del género y las tres últimas a las tres primeras letras del epíteto la especie. El sombreado en distintos colores agrupa censos y especies representativas del año 1960 (arriba) y de los periodos 1990-1995 (abajo a la izquierda) y 1999-2019 (abajo a la derecha).

**Cuadro 1.** Grupos florísticos, especies, códigos y constancia de especies por año (proporción de censos de cada año en el que una especie está presente) según los censos realizados entre 1960 y 2019. Las filas corresponden a las especies reunidas en grupos florísticos del I al XVI por su similitud según índice de Sorensen modificado por Bray y Curtis, como medida de similitud y el ligamiento completo como medida de ligamiento. Las columnas corresponden a los censos de vegetación agrupados por años. Los códigos corresponden a las tres primeras letras del género y las tres últimas a las tres primeras del epíteto de la especie. Celdas vacías indican que la especie estuvo ausente.

Grupo florístico	Especie	Código	1960	1990	1995	1999	2001	2004	2005	2009	2019
			(% constancia)								
I	<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	digsan	100	86	79	100	100	100	85	93	100
	<i>Anoda cristata</i> (L.) Schltld.	anocri	82	93	100	100	100	100	100	100	60
	<i>Portulaca oleracea</i> L.	porole	66	81	89	57	40	14	23	13	20
	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	sorhal	10	88	84	43	60	57	23	13	40
	<i>Bidens subalternans</i> CD.	bidsub	2	36	32	43	80	29	15	13	20
	<i>Chenopodium album</i> L.	chealb	90	69	79	29	29	29	31	33	20
	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	echcru		79	84	29	60	57	8	27	60
	<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.	taroff		5	16	43		29	15	13	60
II	<i>Datura ferox</i> L.	datfer	74	83	84	14	20	29	23	27	
	<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	oxacon	4	48	32	29	20	29	15	7	
	<i>Amaranthus hybridus</i> L.	amahyb	80	76	79	43	20		15	13	
	<i>Carduus acanthoides</i> L.	caraca	12	36	53	43	20		8	47	
	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	setpar	38	21	42	29	40	14	8		
	<i>Tagetes minuta</i> L.	tagmin	64	69	84	71	40	29	23		
	<i>Cucurbita andreana</i> Naudin	cucand	22	7	11	14		14	8		
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	cyndac	10	36	21	57			23		
	<i>Trifolium repens</i> L.	trirep	4	14	11	29		29	15		
III	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	stemed	2	45	58	29	20				60
	<i>Cyperus</i> sp.	cypsp	2	7	26	29					20
	<i>Euphorbia lasiocarpa</i> Klotzsch	euplas	32	60	63	71	80				
	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	conarv	8	19	5	14					
IV	<i>Brassica rapa</i> L.	brarap	4	14	37						
	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	brocat	8	2	5						
	<i>Coronopus didymus</i> (L.) Sm.	cordid	4	33	11						20
	<i>Physalis viscosa</i> L.	phyvis	52	31	37						
	<i>Polygonum convolvulus</i> L.	polcon	4	17	5						
	<i>Rumex crispus</i> L.	rumcri	12	26	21						
	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	solsis	10	10	5						
	<i>Veronica persica</i> Poir.	verper	2	29	32						
	<i>Xanthium strumarium</i> L.	xanstr	30	12	5						
<i>Ammis visnaga</i> (L.) Lam.	ammvis	4	10	11							
V	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link.	echcol	66		16	29					
	<i>Eragrostis</i> sp.	erasp	16		16	14	20				
	<i>Turnera pinnatifida</i> Juss ex Poir.	turpin	12		5						
VI	<i>Xanthium spinosum</i> L.	xanspi	20								
	<i>Jaborosa runcinata</i> Lam.	jabrun	12								
	<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	cheamb	10								
	<i>Amaranthus deflexus</i> L.	amadef	8								
	<i>Macroptilium prostratum</i> (Benth.) Urb.	macpro	6								
	<i>Solanum gracilius</i> Herter	solgra	6								
	<i>Ambrosia tenuifolia</i> Spreng.	ambten	2								
	<i>Anthemis cotula</i> L.	antcot	2								
	<i>Geranium molle</i> L.	germol	2								
	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunt h) P.H. Raven.	ludpep	2								
	<i>Polycarpon suffruticosum</i> Griseb.	polsuf	2								
	<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	polpun	2								
	<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn.	silmar	2								
	<i>Solanum bonariense</i> L.	solbon	2								
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	sonasp	2									
<i>Verbesina encelioides</i> (Cav.) Benth & Hook ex A. Gray	verenc	2									
VII	<i>Ibicella lutea</i> (Lindl.) Van Eselt.	ibilut	2	2					8		
	<i>Paspalum distichum</i> L.	pasdis	46	5							
	<i>Euphorbia ovalifolia</i> Kostel	eupova	36	14							
	<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.	pandic	14	31							
	<i>Schkuhria pinnata</i> (Lam.) Kuntze ex Thell	schpin	12	5							
	<i>Tragia geraniifolia</i> Klotzsch ex Baill	trager	14	2							
	<i>Medicago polymorpha</i> L.	medpot	6	7							
	<i>Helianthus annuus</i> L.	helann	8	2							
	<i>Medicago lupulina</i> L.	medlup	4	5							
	<i>Medicago sativa</i> L.	medsat	6	2							
	<i>Nicotiana longiflora</i> Cav.	niclon	2	5							
VIII	<i>Setaria viridis</i> (L.) P. Beauv.	setvir		14							
	<i>Amaranthus muricatus</i> (Moq.) Hieron.	amamur		2							
	<i>Artemisia verlotiorum</i> Lamotte	artver		2							

Grupo florístico	Especie	Código	1960	1990	1995	1999	2001	2004	2005	2009	2019
			(% constancia)								
VIII	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	capbur		2							
	<i>Dactylis glomerata</i> L.	dacglo		2							
	<i>Eragrostis neomexicana</i> Vasey ex L.H. Dewey.	eraneo		2							
	<i>Facelis retusa</i> (Lam.)	facret		2							
	<i>Fumaria capreolata</i> L.	fumcap		2							
	<i>Gamochoeta</i> sp.	gampsp		2							
	<i>Glandularia dissecta</i> (Willd. ex Spreng.) Shnack & Covas	gladis			2						
	<i>Hypochaeris</i> sp.	hypsp			2						
	<i>Panicum bergii</i> Arechav.	panber			2						
	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	pasdil			2						
	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	pasvag			2						
	<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.	staaav			2						
	<i>Wedelia glauca</i> (Ortega) O. Hoffm. ex Hicken.	wedgla			2						
	<i>Amaranthus standleyanus</i> Parodi ex Covas	amasta			5						
	<i>Cichorium intybus</i> L.	cicint			5						
	<i>Mollugo verticillata</i> L.	molver			5						
	<i>Solanum</i> sp.	solsp			5						
<i>Ammi majus</i> L.	ammmaj			7							
<i>Cyperus esculentus</i> L.	cypesc			7							
<i>Matricaria recutita</i> L.	matrec			7							
IX	<i>Triticum aestivum</i> L.	triaes		2	5	14					
	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	galpar		14	21						
	<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	cypera		19	5						
	<i>Artemisia annua</i> L.	arteann		10	21						
	<i>Lamium amplexicaule</i> L.	lamamp		10	21						
	<i>Eragrostis virescens</i> J. Presl.	eravir		14	5						
	<i>Anagallis arvensis</i> L.	anaarv		10	5						
	<i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Fossat	hirinc		2	5						
	<i>Conyza blakei</i> (Cabrera) Cabrera	conbla		19							
	X	<i>Verbena gracilescens</i> (Cham.) Herter	vergra	2			29				
<i>Trifolium pratense</i> L.		tripra				14					
<i>Solanum chenopodioides</i> Lam.		solche				14					
<i>Morus</i> sp.		morsp				14					
XI	<i>Urochloa platyphylla</i> (Munro ex C. Wright) R.D. Webster	uropla	2	21				71	23	27	60
	<i>Euphorbia maculata</i> L.	eupmac	2					14	85	73	
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	conbon		17				14	31	73	40
	<i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron.	astsqu		7				14	15	20	
	<i>Lachnagrostis filiformis</i> (G. Forst.) Trin.	lacfil						57	23	40	
	<i>Glycine max</i> (L.) Merr.	glymax			5		40	43	77	40	20
	<i>Cyperus rotundus</i> L.	cyprot				29	20	14	8	13	
XII	<i>Commelina erecta</i> L.	comere						29	15		20
	<i>Urtica urens</i> L.	urture							8		40
	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	hyprad							8		
	<i>Baccharis pingraea</i> DC.	bacpin							15		
	<i>Triodanis biflora</i> (Ruiz & Pav.) Greene	tribif							15		
XIII	<i>Vicia</i> sp.	vicsp		5							60
	<i>Bowlesia incana</i> Ruiz & Pav.	bowinc		2							20
	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	lolmul		7	21						20
	<i>Amaranthus palmeri</i> S. Watson	amapal									20
	<i>Euphorbia serpens</i> Kunth	eupser									20
	<i>Senecio grisebachii</i> Baker	sengri									20
	<i>Setaria italica</i> (L.) P. Beauv.	setita									60
XIV	<i>Polygonum aviculare</i> L.	polavi	24	21	11	14		14	8	7	
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	sidho	16	26	32			29	38	20	
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	sonole	8	40	21			14	15		20
	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	circul	2	14	16				31	20	
	<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris	dicmic	12	43	11				8		
	<i>Solidago chilensis</i> Meyen	solchi	8	12	11				8		
XV	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	aitphi	10	14	11			14			
	<i>Setaria verticillata</i> (L.) P. Beauv.	setver	14	7	5			29			
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	eleind	2	21				29			
	<i>Euphorbia hirta</i> L.	euphir	4	5				29		20	
XVI	<i>Jaborosa integrifolia</i> Lam.	jabint		10	11			14			
	<i>Sida spinosa</i> L.	sidspi		29				14			
	<i>Echinochloa crus-gavonis</i> (Kunth) Schult.	echpav						14			
	<i>Eragrostis bahiensis</i> Schrad. ex Schult.	erabah						14			
	<i>Parietaria debilis</i> G. Forst.	pardeb						14			

purificación del agua y polinización (Stoate *et al.*, 2009). Estos a su vez, fueron cambiando con el tiempo, acompañando las innovaciones tecnológicas desde el reemplazo de la labranza convencional por la siembra directa, hasta la incorporación de genes para que el cultivo sea tolerante a un herbicida (Werth *et al.*, 2011; Werth *et al.*, 2013; Manalil *et al.*, 2017). Los cambios se reflejaron en las variaciones en la composición florística, como se observó tanto en el análisis de ordenamiento como en la clasificación.

Si bien los procesos clave del enmalezamiento tales como el establecimiento, la competencia y la dispersión continúan operando cuando el sistema silvestre es reemplazado por el sistema asociado a los cambios en la producción agrícola, éstos son ahora regidos de un modo peculiar por el manejo agrícola (labranzas, rotaciones, aplicación de agroquímicos, etc.) (Cordeau *et al.*, 2010; Fried *et al.*, 2012; Cordeau *et al.*, 2017).

Esto se reflejó en las especies que estuvieron presentes o con mayor constancia en algunos años y ausentes o con baja constancia en otros, asociado a la sensibilidad de las malezas a los distintos filtros de manejo que operaron a lo largo de este período (Booth y Swanton, 2002). La rotación, las labranzas, las prácticas asociadas al manejo de la estructura (fecha de siembra, densidad y arreglo espacial de las plantas, genotipo cultivado) y de los recursos (fertilización, riego) y el uso de herbicidas que afectan los procesos clave del enmalezamiento como la competencia y el establecimiento (Navas y Violle, 2009; Gaba *et al.*, 2017). Por ejemplo, el incremento de la superficie con siembra directa de 0 a 90% en el lapso considerado (Rainaud, 2020), explicaría la paulatina disminución de la constancia de especies como *D. ferox*. En esta especie, una muy breve exposición de las semillas a la luz solar durante el laboreo estimula la germinación (Scopel *et al.*, 1991).

Por el contrario, el gradual aumento de la constancia de *C. bonariensis* podría explicarse en que las semillas que se encuentran a poca profundidad o sobre la superficie del suelo germinan más que aquellas enterradas por el laboreo (Wu *et al.*, 2007). Además, la evolución de resistencia al glifosato también explicaría su prevalencia (Werth *et al.*, 2011; Werth *et al.*, 2013; Red de manejo de plagas, REM, 2021) (Figura 2 y Cuadro 1). En los censos más recientes la comunidad está compuesta por algunas especies consideradas de difícil manejo (Scursoni *et al.*, 2019), ya sea por presentar biotipos resistentes como *Lolium multiflorum* Lam., *Amaranthus palmeri* S. Watson,

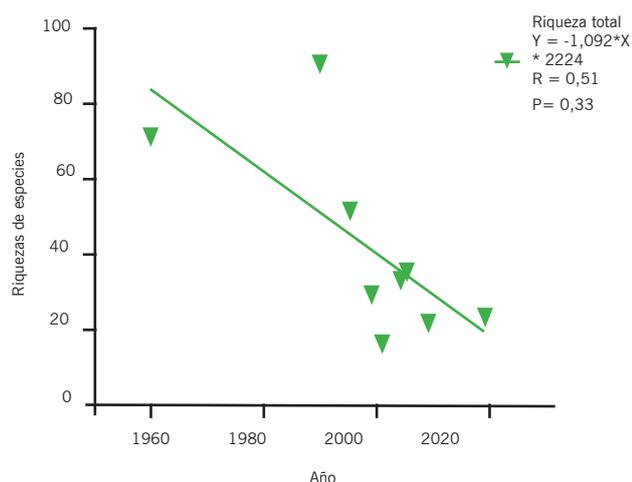
*Urochloa platyphylla* (Munro ex C. Wright) R.D. Webster y *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist, (REM, 2021) o por ser tolerantes a herbicidas como *Commelina erecta* L. (Cuadro 1). Así como plantas espontáneas ("guachas") de *Glycine max* (L.) Merr. y *Vicia* sp. asociadas a la superficie destinada al cultivo de soja y el incremento de los cultivos de cobertura en la rotación (Scursoni *et al.*, 2019).

### Cambios en la riqueza florística y funcional

La riqueza de especies disminuyó significativamente ( $P= 0,03$ ) en el período 1960-2019, a razón de  $1,1 \pm 0,4$  especies por año desde 1960 hasta 2019 (Figura 3). Las perturbaciones producidas en el lapso analizado afectaron la riqueza. Durante el mismo período de tiempo se observaron caídas en el número de especies en cultivos de cereales de invierno de Europa (Cirujeda *et al.*, 2011; Salonen *et al.*, 2012; Richner *et al.*, 2017; Arslan, 2018). A pesar de que existe discusión sobre la importancia del mantenimiento de la riqueza, hay varios aspectos generales sobre los que se alcanzaron acuerdos. Por ejemplo, las comunidades vegetales con mayor riqueza florística y funcional proveen una mayor cantidad de refugios para insectos, lo que resulta en su mayor abundancia y riqueza de los mismos (Nicholls y Altieri, 2012).

Por el contrario, en las comunidades vegetales con menor riqueza florística se incrementa la vulnerabilidad a la invasión de especies, se favorece la diseminación de enfermedades fúngicas y se alteran la riqueza y la estructura de las comunidades de insectos (Knops *et al.*, 1999). También tiene cierta aceptación la idea de que sistemas florísticamente ricos son más productivos, presentan mayor estabilidad frente al estrés (Storkey y Neve, 2018) y que probablemente proveerán soluciones eficaces a los problemas globales generados por el efecto invernadero (Naeem *et al.*, 1994; Read, 1998).

La tendencia declinante de la riqueza de especies fue similar para cada grupo funcional estudiado. Por un lado, la riqueza de especies agrupada por ciclos de vida disminuyó a razón de  $0,6 \pm 0,2$  especies por año ( $P= 0,05$ ) para anuales y  $0,5 \pm 0,2$  especies por año ( $P= 0,01$ ) para perennes, siendo las pendientes similares ( $P= 0,3$ ) pero las ordenadas al origen diferentes ( $P= 0,001$ ). Por otro lado, la riqueza de especies agrupadas por su origen disminuyó a razón de  $0,4 \pm 0,2$  especies por año ( $P= 0,07$ ) para exóticas y  $0,7 \pm 0,2$  especies por año ( $P= 0,01$ ) para nativas, sin diferencias significativas

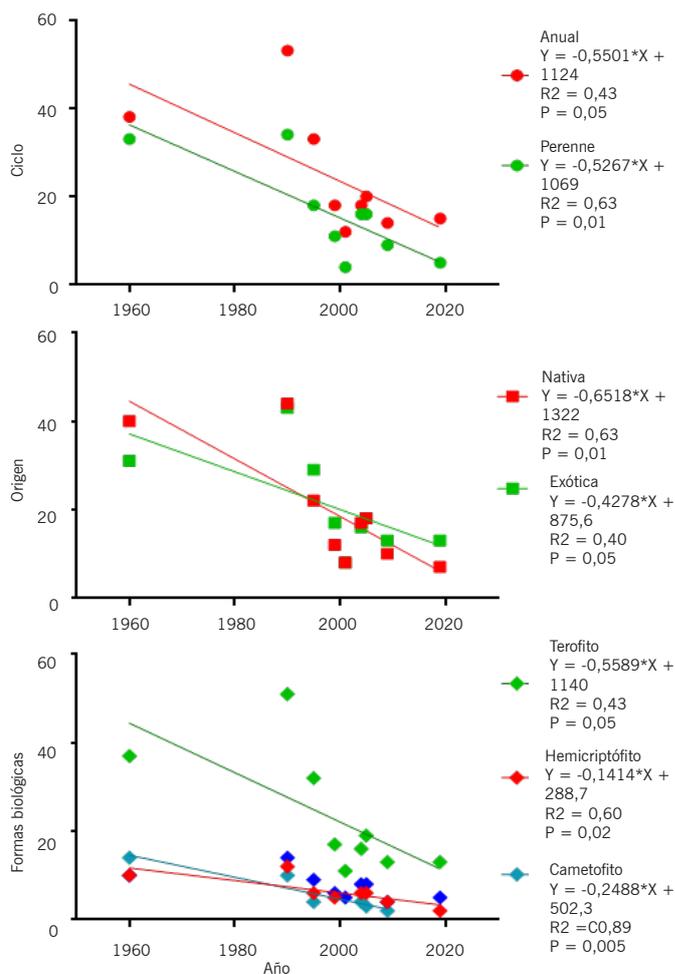


**Figura 3.** Riqueza total de especies de malezas en el cultivo de maíz en la Pampa Ondulada en los censos realizados en función del tiempo desde 1960 hasta 2019 y recta de ajuste del análisis de regresión lineal.

entre las pendientes ( $P= 0,4$ ), ni entre las ordenadas al origen ( $P= 0,8$ ). Por último, la riqueza específica agrupada por formas biológicas disminuyó a razón de  $0,2 \pm 0,04$  especies por año ( $P= 0,005$ ) para caméfitas,  $0,2 \pm 0,05$  especies por año ( $P= 0,02$ ) para hemcriptófitas y  $0,6 \pm 0,2$  especies por año ( $P= 0,05$ ) para terófitas, sin diferencias significativas entre las pendientes ( $P= 0,1$ ), pero sí entre las ordenadas al origen ( $P < 0,0001$ ) (Figura 4).

Estudios previos indican que, en algunas situaciones, la labranza convencional promueve el establecimiento y desarrollo de especies anuales, caméfitas y hemcriptófitas mientras que la labranza reducida o labranza cero favorecen a las especies bianuales o perennes (Trichard *et al.*, 2013). En el presente estudio, aunque los cambios en el manejo produjeron nuevas mezclas de especies, la estructura funcional fue similar entre los censos realizados en distintas épocas. El desorden aparente y la aleatoriedad en un nivel de integración (nivel de especie) pueden producir orden a niveles más altos (nivel de agroecosistema) (Solbrig, 1996). La composición funcional fue más estable que la composición florística a pesar de la heterogeneidad espacial y temporal en el uso de la tierra y el manejo de los cultivos. Estudios realizados en diversos cultivos en otras zonas agrícolas del mundo también reportaron cambios en la composición florística acompañando los cambios tecnológicos ocurridos en los últimos tiempos (Manalil *et al.*, 2017; Eddoud *et al.*, 2018).

Todos los grupos funcionales se mantuvieron en el tiempo a pesar de la disminución de la riqueza. No obstante, esta tendencia podría restringir o conducir a



**Figura 4.** Riqueza de especies agrupadas por grupos funcionales en cuanto al ciclo (superior), el origen (medio) y las formas biológicas (inferior) en los censos realizados en el cultivo de maíz en la Pampa Ondulada, en función del tiempo desde 1960 hasta 2019 y recta de ajuste del análisis de regresión lineal.

la pérdida de algunos de los servicios que la diversidad presta al ecosistema, como por ejemplo la regulación de la abundancia de organismos indeseables (Altieri, 1999; Storkey y Neve, 2018). La compensación de estos servicios, mediante el uso de insumos, incrementaría significativamente los costos económicos y ambientales, poniendo en riesgo la sustentabilidad del sistema.

En síntesis, las variaciones en el manejo de los cultivos de la Pampa Ondulada ocurridas entre 1960 y 2019 afectaron la composición y riqueza florística y funcional de las comunidades de maíz de la Pampa Ondulada. Si bien un grupo de especies logró pasar por todos los filtros ambientales y de manejo manteniéndose a lo largo del tiempo, en la actualidad la comunidad de malezas de maíz es florísticamente más pobre, aunque funcionalmente similar a las comunidades del 60 y compuesta por algunas especies de difícil manejo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A. y Dondo, M. (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral*, 19, 45-54.
- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 19-31.
- Anton, A. M. y Zuloaga F.O. (2021). Flora Argentina. Recuperado de <http://www.floraargentina.edu.ar>
- Arslan, Z. F. (2018) Decrease in biodiversity in wheat fields due to changing agricultural practices in five decades. *Biodiversity and Conservation*, 27, 3267-3286. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1608-9>
- Baldi, G., Guerschman, J. P. y Paruelo, J. M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116 (3-4), 197-208.
- Baldi, G. y Paruelo, J. M. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American Temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13, 6.
- Booth, B. J. y Swanton, C. J. (2002). Assembly theory applied to weed communities. *Weed Science*, 50, 2-13.
- Braun-Blanquet, J. (1950). *Sociología vegetal. Estudio de las comunidades vegetales*. Buenos Aires: Acme Agency, 134 pp.
- Campbell, C. A., Zentner, R. P., Liang, B. C., Roloff, G., Gregorich, E. C. y Blomert, B. (2000). Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan-effect of crop rotations and fertilizers. *Canadian Journal of Soil Science*, 80 (1), 179-192.
- Cirujeda A., Aibar, J. y Zaragoza, C. (2011) Remarkable changes of weed species in Spanish cereal fields from 1976 to 2007. *Agronomy Sust. Developm*, 31, 675-688. DOI 10.1007/s13593-011-0030-4.
- Cordeau, S., Reboud, X. y Chauvel, B. (2010). Relative importance of farming practices and landscape context on the weed flora of sown grass strips. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 595-602.
- Cordeau, S., Smith, R. G., Gallandt, E. R., Brown, B., Salon, P., Di Tommaso, A. y Ryan, M. R. (2017). Timing of tillage as a driver of weed communities. *Weed Science*, 65, 504-514.
- de la Fuente, E. B., Suárez, S. A., Ghera, C.M. y León, R. J. C. (1999). Soybean weed community: relationship whit cultural history and crop yield. *Agronomy Journal*, 91, 234-241.
- de la Fuente, E. B., Suárez, S. A. y Ghera, C. M. (2003). Weed and arthropod communities in wheat crops with different management practices. *Agronomy Journal*, 95, 1542-1549.
- de la Fuente, E. B., Perelman, S. y Ghera, C. M. (2010). Weed and arthropod communities in soybean as related to crop productivity and land use in the Rolling Pampa, Argentina. *Weed Research*, 50, 561-571.
- de la Fuente, E. B., Oreja, F. H., Lenardis, A. E., Torcat Fuentes, M., Agosti, B., Barrio, A., Barberis, S., Robredo, J., Gil, A., Marzetti, M. y Niccia, E. (2021). Intensification of crop rotation affecting weed communities and the use of herbicides in the rolling Pampa. *Heliyon* 7, e06089.
- Digby, P. G. N. y Kempton, R. A. (1987). Classification. p. 124-149. En: Digby, P. G. N. y Kempton, R. A. (eds.). *Multivariate analysis of ecological communities*, 5. Chapman & Hall, Londres, Reino Unido.
- Eddoud, A., Buisson, E., Achour, L., Guediri, K., Bissati, S. y Abdelkrim, H. (2018). Changes in weed species composition in irrigated agriculture in Saharan Algeria. *Weed Research*, 58, 424-436.
- Fried, G., Kazakou, E. y Gaba, S. (2012). Trajectories of weed communities explained by traits associated with species response to management practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 158, 147-155
- Gaba, S., Perronne, R., Fried, G., Gardarin, A., Bretagnolle, F., Biju-Duval, L., Colbach, N., Cordeau, S., Fernandez-Aparicio, M., Gauvrit, C., Gibot-Leclerc, S., Guillemin, J. P., Moreau, D., Munier-Jolain, N., Strbik, F. y Reboud, X. (2017). Response and effect traits of arable weeds in agro-ecosystems: a review of current knowledge. *Weed Research*, 57 (3), 123-147
- Ghera, C. M. y Martínez-Ghera, M. A. (1991). Cambios ecológicos en los agroecosistemas de la Pampa Ondulada efectos de la introducción de la Soja. *Ciencia e Investigación*, 5, 182-188.
- Ghera, C.M. y León, R.J.C. (1999). Successional changes in agroecosystems of the rolling pampa. En: Walker, L. R. (ed.). *Ecosystems of the World 16: Ecosystems of disturbed ground* (20), 487-502. Las Vegas, Estados Unidos: Elsevier.
- Hall, A. J., Rebella, C. M., Ghera, C. M. y Culot, J. Ph. (1992). Field-crop systems of the Pampas. En: Pearson, C. J. (ed.). *Field Crop Ecosystems. Ecosystems of the World* (19, 413-449). Sydney, Australia: Elsevier.
- Heap, I. (2021). The International herbicide -resistant weed data base. Recuperado de <http://www.weedscience.org>.
- Jongman, R. H. G., TerBraak, C. J. F. y van Tongeren, O. F. R. (eds.). (1995). *Data analysis in community and landscape ecology* (2ª ed.). Pudoc, Wageningen.
- Knops, J. M. H., Haddad, N. M., Naem, S., Mitchell, C. E., Haarstad, J., Ritchie, M. E., Howe, K. M., Reich, P. B., Siemann, E. y Groth, J. (1999). Effect of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters*, 2, 286-293.
- Lavorel, S. y Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16, 545-556. DOI:10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x.
- León, R. J. C. y Eilberg, B. A. (1970). Las malezas del cultivo del maíz. Su relación con el cultivo tradicional y un método de labranza mínima. *Revista Facultad de Agronomía y Veterinaria*, 18, 37-42.
- León, R. J. C. y Suero, A. (1962). Las comunidades de malezas de los maizales y su valor indicador. *Revista Argentina de Agronomía*, 29 (1, 2), 23-28.
- Magurran, A. E., (1988). *Ecological diversity and its measurement* New Jersey, Estados Unidos: Princeton Univ. Press (5, 81-99).
- Manalil, S., Werth, J., Jackson R., Singh Chauhan, B. y Preston, Ch. (2017). An assessment of weed flora 14 years after the introduction of glyphosate-tolerant cotton in Australia. *Crop & Pasture Science*, 68, 773-780. <https://doi.org/10.1071/CP17116>
- Martínez-Ghera, M.A. y Ghera, C.M. (2005). Consecuencias de los recientes cambios agrícolas. *Ciencia Hoy*, 15, 37-45.
- McCune, B. y Meffod, M. J. (1995). *Multivariate analysis on the PC-ORD system*. Version 2.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, Estados Unidos.

- Müeller-Dombois, D. y Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons, Inc., Toronto, Canadá.
- Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H. y Woodfin, R. M. (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, *368*, 734-737.
- Navas, M. L. y Violle, C. (2009). Plant traits related to competition: how do they shape the functional diversity of communities? *Community Ecology*, *10*, 131-137.
- Nicholls, C. I. y Altieri, M. A. (2012). Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, *33* (2), 257-274.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P. y Verón, S. R. (2005). Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, *15*, 14-23.
- Rainaud, M. (2020). Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (Aapresid). Recuperado de <https://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2019/11/informe-ESSD-Aapresid-BC-comp.pdf>
- Read, D. (1998). Plants on the web. *Nature*, *396*, 22-23.
- Red de manejo de plagas (REM) 2021. Monitoreo de malezas. Recuperado de: <https://www.aapresid.org.ar/rem/malezas?filtroRemEspecies=15&filtroRemSitios=&filtrosTipoAlerta=&submit=Filtrar#tablaRem>
- Richner, N., Holderegger, R., Linder, H. P. y Walter, T. (2017). Dramatic decline in the Swiss arable flora since the 1920s. *Agriculture, Ecosystems and Environment* *241*, 179-192. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.016> 0167-8809.
- Ruisi, P., Frangipane, B., Amato, G., Badagliacca G., Di Miceli, G., Plaia, A. y Giambalvo, D. (2015). Weed seedbank size and composition in a long-term tillage and crop sequence experiment. *Weed Research*, *55*, 320-328.
- Salonen, J., Hyvönen, T., Kaseva, J. y Jalli, H. (2012). Impact of changed cropping practices on weed occurrence in spring cereals in Finland – a comparison of surveys in 1997–1999 and 2007–2009. *Weed Research*, *53*, 110-120.
- Satorre, E. H. (2005). Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy*, *87*, 24–31.
- Satorre, E. H., de la Fuente, E. B., Mas, T. M., Suárez, S. A., Kruk, B. C., Guglielmini, A. C. y Verdú, A. M. C. (2020). Crop rotation effects on weed communities of soybean (*Glycine max* L. Merr.) agricultural fields of the Flat Inland Pampa. *Crop Protection*, *130*, 105068: 1-7.
- Scopel, A. L., Ballaré, C. L. y Sanchez, R. A. (1991). Induction of extreme light sensitivity in buried weed seeds and its role in the perception of soil cultivations. *Plant, Cell & Environment*, *14* (5), 501-508.
- Scursoni, J. A., Vera, A. C. D., Oreja, F. H., Kruk, B. C. y de la Fuente, E. B. (2019). Weed management practices in Argentina crops. *Weed Technology*, *33*, 459-463.
- Solbrig, O. T. (1996). *Towards a sustainable Pampa agriculture: past performance and prospective analysis*. DRCLAS, Cambridge (MA), paper N° 96/97-6.
- Soriano, A., León, R. J. C., Sala, O. E., Lavado, R. S., Deregibus, V. A., Cauhepé, M. A., Scaglia, O. A., Velázquez, C. A. y Lemcoff, J. H. (1991). Río de la Plata Grasslands. En Couplant, R.T. (ed.). *Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere* (19), 367-407. Amsterdam: Elsevier.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzog, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L. y Ramwell, C. (2009). *Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review*. *J. Environ. Manage*, *91*, 22-46.
- Storkey, J. y Neve, P. (2018). What good is weed diversity? *Weed Research*, *58*, 239-243. DOI: 10.1111/wre.12310.
- Suárez, S. A., de la Fuente, E. B., Ghersa, C. M. y León, R. J. C. (2001). Weed community as an indicator of summer crop yield and site quality. *Agronomy Journal*, *93*, 524-530.
- Trichard, A., Alignier, A., Chauvel, B. y Petit, S. (2013). Identification of weed community traits response to conservation agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *179*: 179-186.
- van Tongeren, O.F.R. (1987). Cluster analysis. En Jongman, R.H.G., ter Braak C.J.F. y van Tongeren, O.F.R. (eds.). *Data analysis in community and landscape ecology* (pp. 174-206). Wageningen, The Netherlands: 1st ed. Pudoc,
- Viglizzo, E. F., Pordomingo, A. J., Castro, M. G., Lértora, F. y Bernardos, J. N. (2004). Scale dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *101*, 39-51.
- Werth, J., Thornby D. y Walker, S. (2011). Assessing weeds at risk of evolving glyphosate resistance in Australian sub-tropical glyphosate-resistant cotton systems. *Crop & Pasture Science*, *62*, 1002-1009. DOI:10.1071/CP11201.
- Werth, J., Boucher, L., Thornby, D., Walker, S. y Charles, G. (2013). Changes in weed species since the introduction of glyphosate-resistant cotton. *Crop & Pasture Science*, *64*, 791-798. <http://dx.doi.org/10.1071/CP13167>
- Wu, H., Walker, S., Rollin, M. J., Tan, D. K. Y., Robinson, G. y Werth, J. (2007). Germination, persistence, and emergence of flaxleaf fleabane (*Conyza bonariensis* [L.] Cronquist). *Weed Biology and Management*, *7* (3), 192-199.