

**Retención de sedimentos, nutrientes y glifosato por ecosistemas ribereños en
paisajes agrícolas de la Pampa Austral**

Gustavo Carlos María Giaccio

Tesis para optar al grado de

DOCTOR EN CIENCIAS AGRARIAS

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS – UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA

**Chacra Experimental Integrada Barrow
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria**

Balcarce, Argentina

Mayo 2017

**Retención de sedimentos, nutrientes y glifosato por ecosistemas ribereños en
paisajes agrícolas de la Pampa Austral**

Gustavo Carlos María Giaccio

Comité Consejero

Dr. Pedro Laterra

Director de tesis

Ph. D. José Luis Costa

Co-director de tesis

Ph.D. Matias Mastrangelo

Asesor de tesis

Dra. Virginia Aparicio

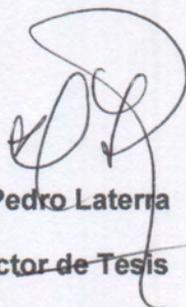
Asesora de tesis

**Retención de sedimentos, nutrientes y glifosato por ecosistemas ribereños en
paisajes agrícolas de la Pampa Austral**

Gustavo Carlos María Giaccio

Calificación: Summa cum laude (sobresaliente)

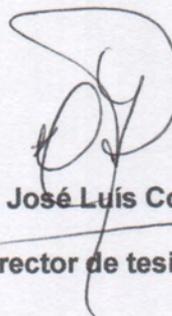
Aprobada por



Dr. Pedro Laterra

Director de Tesis

(Via Skype)



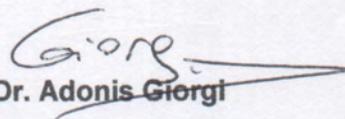
Ph.D. José Luis Costa

Co-director de tesis



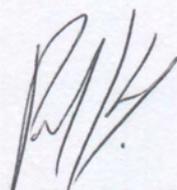
Dra. Mirta Menone

Evaluadora externa



Dr. Adonis Giorgi

Evaluador externo



Dra. Patricia Kandus

Evaluadora externa

DEDICATORIA

**A María Elisa, Stefano y
a la memoria de mis abuelos**

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, a Dios por todo lo que me ha dado.

A mi esposa María Elisa y a nuestro hijo Stefano, por su total apoyo.

A Agustín Báez, Pedro Laterra y Osvaldo Fernández, quienes me alentaron a iniciar este Doctorado, guiándome y ayudándome con sus valiosos aportes en la realización de este trabajo.

A la Dirección Nacional de Organización y Recursos Humanos de INTA que me otorgó una beca, y a los proyectos BEST-p (Bridging Ecosystem Services and Territorial Planning), PICT 12-0607 (FONCYT - Argentina), VESPLAN (CYTED Red 413RT0472) que me permitieron financiar gran parte de este trabajo.

A Carlos Bertucci, Paula Pérez Mate y Daniel Intaschi que me permitieron iniciar esta carrera.

A mis ayudantes de campo, Sebastián Muñoz, Jorge Giuliano, mi hijo Stefano Giaccio y mi esposa María Elisa Casablanca.

A mis compañeros: Julio Domingo Yagüez, Martín Zamora, Rubén Langhi, Zulma López, Gregorio Ruiz, Natalia Murillo, Fernanda Buckley, Mauricio Capristo, Dora Miguens, Mirta Calandroni, Néstor Maceira, Francisco Bedmar, Osvaldo Fernández, Fabián Cabria, Lorena Herrera, Cecilia Videla, Liliana Picone, Horacio Sarlangue, Marisa Domenech, Mauricio Parravicini, Marta Borda, José Massigoge, Darío Ochandio, Eugenio Errea Echarry, Adelina Larsen, Jimena Berriolo, Mauricio Castro Franco y Alejandro Pezzola. A los Ingenieros Carlos Preciado y Ricardo Carbajo, de la Municipalidad de Tres Arroyos. Al Dr. Juan Alberto Galantini y a la Dra. María Elina Aguirre, de la Universidad Nacional del Sur. A la Dra. Ilda Entraigas, del Instituto de Hidrología de Llanuras de Azul. A los Ingenieros Valentín Pesalaccia y Leonardo Elgart. A los propietarios de los campos, por brindarme información y permitirme realizar este trabajo.

ÍNDICE GENERAL

Agradecimientos	V
Índice general	VI
Índice de tablas	XI
Índice de figuras	XIII
Abreviaturas	XVII
Resumen	XVIII
Abstract	XIX
Introducción general	1
I.1 Definición del problema	1
I.1.1 Antecedentes	7
I.1.1.0 Geomorfología e hidrología de la Pampa Austral	7
Caracterización de los arroyos Pampeanos	8
Arroyos de la pendiente atlántica	9
Arroyos de la vertiente nororiental de Tandilia	10
I.1.1.1 Contaminación de aguas superficiales y acuíferos subterráneos por plaguicidas	11
I.1.1.2 Servicios ecosistémicos de las comunidades ribereñas, percepción y valoración por actores sociales	13
I.1.1.3 Comunidades ribereñas y su función de filtrado	14
I.2 Planteo de hipótesis, predicciones y objetivos	17
Estructura de la tesis	20

Diagrama conceptual del trabajo	21
CAPITULO 1: Reducción del volumen de escorrentía superficial y retención de contaminantes transportados en franjas de vegetación ribereñas con y sin árboles	22
Resumen	22
1.1 Introducción	23
Reducción del volumen de agua de escorrentía	30
Retención de sedimentos	32
Retención de glifosato	33
Retención de nitrógeno	36
Retención de fósforo	37
1.2 Materiales y métodos	39
1.2.1 Sitios de estudio y elección de los sitios de muestreo	39
1.2.2 Metodología utilizada y análisis de las muestras	42
1.2.3 Análisis de los datos	51
1.3 Resultados	51
1.3.1. Reducción del volumen de escorrentía	56
1.3.2 Retención de sedimentos	57
1.3.3 Retención de glifosato	57
1.3.4. Retención de nitrógeno	58
1.3.5 Retención de fósforo	59
1.4 Discusión	60

CAPÍTULO 2: Capacidad de retención de sedimentos y contaminantes transportados por escorrentía superficial, en suelos de vías de flujo preferenciales con y sin árboles	67
Resumen	67
2.1 Introducción	68
2.1.1 Caracterización micro-topográfica de las vías de flujos preferenciales con y sin árboles, en franjas de vegetación ribereñas	69
2.1.2 Caracterización físico química de los suelos de las vías de flujos preferenciales con y sin árboles, en relación al resto de las franjas de vegetación ribereñas y a los lotes adyacentes	73
Diferencias en la concentración de nutrientes en el flujo de agua	74
Diferencias en las propiedades de la vegetación	76
Diferencias en propiedades edáficas	77
2.2 Materiales y métodos	77
2.2.1 Sitios de estudio y elección de los sitios de muestreo	77
2.2.2 Diseño muestral y análisis de las muestras	79
Caracterización topográfica de los suelos	79
Caracterización físico química de los suelos	83
2.2.3 Análisis de los datos	84
2.3 Resultados	86
2.4 Discusión	92
Diferencias en la concentración de nutrientes en el flujo de agua	92

Diferencias en las propiedades de la vegetación	93
Diferencias en propiedades edáficas	93
CAPITULO 3: Factores psicosociales que influyen en la intención de los productores agropecuarios de conservar las franjas de vegetación ribereñas	97
Resumen	97
3.1 Introducción	98
3.1.1 Valoración de los servicios ecosistémicos provistos	98
3.1.2 Incidencia de las variables sociales en la toma de decisiones	99
3.1.3 Modelos de toma de decisiones	104
3.1.4 Modelos de ecuaciones estructurales	106
3.2 Materiales y métodos	110
3.2.1 Sitios de estudio	110
3.2.2 Metodología utilizada y análisis de las encuestas	111
3.2.3 Análisis de los datos	113
3.3 Resultados	114
3.3.1 Influencia de los factores cognitivos sobre la intención de conservar	115
3.3.2 Influencia de los factores emocionales sobre la intención de conservar	119
3.3.3 Influencia de los factores normativos sobre la intención de conservar	122
3.3.4 Factores psico-sociales y características personales de los productores	125
3.4 Discusión	126
Conclusiones generales	132
Futuras líneas de investigación	137

Bibliografía	138
Publicaciones y docencia durante el periodo de formación doctoral	185
Apéndice I. Modelo de encuesta	187
Apéndice II. Variables observadas que describen la intención de conservar	189

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°	Título	Página
1	Sitios de muestreo, ubicación y superficie de la sub-cuenca seleccionada	40
2	Análisis de comparaciones múltiples entre variables biofísicas de los suelos, en franjas con o sin árboles	52
3	Análisis de correlaciones parciales entre reducción del flujo de escorrentía y variables topográficas, biofísicas y químicas de los suelos con y sin árboles, con sus niveles de significancia	57
4	Análisis de correlaciones parciales entre retención de sedimentos y variables topográficas, biofísicas y químicas de los suelos con y sin árboles, con sus niveles de significancia	57
5	Análisis de correlaciones parciales entre retención de glifosato y variables topográficas, biofísicas y químicas de los suelos con y sin árboles, con sus niveles de significancia	58
6	Análisis de correlaciones parciales entre retención de nitrógeno y variables topográficas, biofísicas y químicas de los suelos con y sin árboles, con sus niveles de significancia	58
7	Análisis de correlaciones parciales entre retención de fósforo y variables topográficas, biofísicas y químicas de los suelos con y sin árboles, con sus niveles de significancia	59
8	Partición de glifosato, nitrógeno y fosforo, transportados por el flujo de escorrentía	59
9	Valores promedios obtenidos de las variables conocimiento	116

10	Valores promedios obtenidos de las variables actitud	117
11	Valores promedios obtenidos de las variables identidad del productor y conexión con la naturaleza	120
12	Valores promedios obtenidos de las variables control de comportamiento y atribución de responsabilidades	122
13	Resultados de índices de ajuste y parsimonia de los tres modelos construidos	124
14	Análisis de correlaciones parciales entre factores psico-sociales y atributos personales de los encuestados	125

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N°	Título	Página
1	Cuencas fluviales de la provincia de Buenos Aires	9
2	Esquema conceptual de la presente tesis	21
3	Vías preferenciales de flujos en el continuum tierras altas-franjas ribereñas-arroyo en paisajes agrícolas y ganaderos	26
4	Efectos de los esfuerzos del flujo de agua sobre una cobertura herbácea	28
5	Estructura de vegetación con árboles y sin árboles	39
6	Ubicación de los sitios de muestreo a escala de partido dentro de la Pampa Austral	41
7	Dispositivo simulador de escorrentía superficial	43
8	Mediciones de rugosidad del suelo utilizando el método de la cadena	47
9	Comparación de la conductividad hidráulica a saturación del suelo presente en las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin presencia de árboles	53
10	Comparación de la rugosidad superficial del suelo presente en las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin presencia de árboles	53
11	Comparación de la biomasa aérea herbácea del suelo presente en las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin presencia de árboles	54
12	Comparación de la intercepción de la radiación solar del suelo	54

	en las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin presencia de árboles	
13	Comparación de la biomasa de raíces y su distribución por estratos, en las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin presencia de árboles	55
14	Comparación del contenido de humedad del suelo en las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin presencia de árboles	55
15	Eficiencia media de la reducción del volumen de escorrentía superficial, de la retención de sedimentos, glifosato, nitrógeno y fósforo en áreas ribereñas con y sin árboles	56
16	Vía de flujo preferencial en franja de vegetación ribereña	70
17	Vía de flujo preferencial por la que circula la escorrentía superficial	71
18	Franjas de vegetación ribereña con y sin árboles y sus vías de flujo preferenciales estudiadas en arroyos Del Azul, La Pastora, San Felipe y Napaleofú	79
19	Bastidor de agujas verticales	80
20	Determinación de micro-topografía en vía de flujo preferencial	81
21	Distribución espacial de los muestreos de suelo tomados en FVR y VFP	84
22	Comparación del contenido de glifosato más AMPA de los suelos de los sitios con y sin árboles y dentro y fuera de sus respectivas vías de flujo preferencial	86

23	Comparación del índice de rugosidad de los suelos de los sitios con y sin árboles y dentro y fuera de sus respectivas vías de flujo preferencial	87
24	Comparación del contenido de fósforo disponible de los suelos de los sitios con y sin árboles y dentro y fuera de sus respectivas vías de flujo preferencial	88
25	Comparación del contenido de fósforo total de los suelos de los sitios con y sin árboles y dentro y fuera de sus respectivas vías de flujo preferencial	89
26	Comparación del contenido de nitratos de los suelos de los sitios con y sin árboles y dentro y fuera de sus respectivas vías de flujo preferencial	90
27	Comparación de la densidad aparente de los suelos de los lotes adyacentes y de los que sustentan las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin árboles y sus respectivas vías de flujo preferencial	91
28	Comparación del contenido de acilla de los suelos de los lotes adyacentes y de los que sustentan las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin árboles y sus respectivas vías de flujo preferencial	92
29	Efectos de los factores cognitivos sobre las intenciones de conservar	118
30	Efectos de los factores emocionales sobre las intenciones de conservar	121

31	Efectos de los factores normativos sobre las intenciones de conservar	123
32	Representación esquemática de los resultados obtenidos de la reducción del flujo de escorrentía y de la retención de glifosato en franjas de vegetación ribereñas con y sin árboles	134
33	Representación esquemática de los resultados obtenidos en la retención de fósforo disponible, fósforo total, nitratos y glifosato en vías de flujo preferenciales en relación al resto de las franjas de vegetación ribereñas en ambientes con y sin árboles	135
34	Representación esquemática de los resultados del modelo de ecuaciones estructurales para la teoría del comportamiento planificado	136

ABREVIATURAS

AMPA	Ácido aminometilfosfónico
CE	Conductividad eléctrica
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
DAP	Densidad aparente
FE	Funciones ecosistémicas
FVR	Franja de vegetación ribereña
K_d	Coefficiente de partición de partes sólidas abióticas / agua
K_{oc}	Coefficiente de partición del carbono orgánico
K_{ow}	Coefficiente de partición n-octanol / agua
K_s	Conductividad hidráulica saturada
LA	Lote adyacente
PSI	Porcentaje de sodio intercambiable
PIRL	Porcentaje de intercepción de radiación lumínica
R_c	Índice de rugosidad superficial
SE	Servicios ecosistémicos
R_h	Radio hidráulico
μm	Micrómetro (equivalente a una milésima parte de un milímetro)
VFP	Vía superficial de flujo preferencial

RESUMEN

En este estudio se analizaron algunos aspectos relacionados al efecto de la invasión de *Salix fragilis* sobre la reducción del flujo de escorrentía y retención de sedimentos, glifosato, nitrógeno y fósforo en ambientes ribereños con vegetación herbácea de la Pampa Austral. Con el fin de evaluar la influencia de los sauces sobre los mecanismos de filtrado, se realizaron experimentos de simulación de escurrimiento superficial en parcelas, en ambientes caracterizados por presencia vs. ausencia de sauces. La reducción del volumen de escorrentía en los sitios con árboles fue superior al registrado en aquellos sin árboles, debido a que estos, modificaron propiedades biofísicas relacionadas con la infiltración. Sin embargo, éstos sitios con árboles subcompensan en relación a los sitios sin árboles, considerando el balance entre flujo y concentración. Por su parte, la retención de glifosato en las parcelas sin árboles fue superior a la registrada en sitios con árboles. La vegetación herbácea influyó en la modificación de propiedades biofísicas relacionadas con la adsorción. Sin embargo, la retención de sedimentos, nitrógeno y fósforo, no variaron entre tratamientos. Si bien muchos trabajos, asumen que la escorrentía y la capacidad de retención de las franjas, es uniforme a lo largo del cauce, otros muestran que los flujos de escorrentía superficiales, en ciertos sitios convergen y en otros divergen. Para ello, se identificaron vías de flujo preferenciales (VFP), dentro de las franjas, en los mismos sitios de estudio, las que fueron caracterizadas micro-topográficamente y a través de variables químicas, en relación a los suelos del resto de las franjas y mediante variables físicas con el resto de las franjas y los lotes adyacentes (LA). Se encontraron mayores valores de retención fósforo disponible, fósforo total, nitratos y glifosato más AMPA, en los suelos de las vías, -en sitios con y sin árboles-, en relación al resto de la franja. Asimismo, en los lotes adyacentes y en las VFP, se registraron los más altos valores de densidad aparente y contenido de arcilla, lo que indicaría una alta concentración de sedimentos transportados por los flujos de escorrentía y, junto a los mayores valores de retención obtenidos, indicarían su conexión hidrológica. Finalmente, se analizó la valoración integral, que les asignan los tomadores de decisiones de uso de las tierras agropecuarias, a los distintos tipos de funciones ecosistémicas provistas por las franjas de vegetación ribereñas (FVR). Se evaluó la influencia relativa de distintos factores psico-sociales sobre las intenciones de conservar elementos del paisaje clave en el mantenimiento de los servicios ecosistémicos. Del total de explotaciones que integran las cuencas en estudio, se eligieron aquellas por las que pasaba un arroyo y se seleccionaron 50 de ellas. El instrumento de investigación consistió en una encuesta, de tipo estructurada. Los resultados muestran que de los modelos obtenidos surge que el basado en los factores normativos personales fue el de mayor peso en la toma de decisiones. El segundo mejor modelo, fue el basado en los factores cognitivos en tanto que, el modelo basado en factores emocionales fue el de menor peso en la toma de decisiones, sobre la intención de conservar.

Palabras clave: retención en franjas ribereña; escorrentía superficial; retención glifosato; vías de flujo preferencial; servicios ecosistémicos

ABSTRACT

In this study, we analysed the effect of the invasion of *Salix fragilis*, in riparian environments with herbaceous vegetation of the Pampa Austral, in reducing runoff flow and in the retention of sediments, glyphosate, nitrogen and phosphorus. In order to evaluate the influence of willow trees in the filtering mechanisms, simulation experiments with runoff plots were conducted in environments characterized by the presence or absence of willows. The water run-off volume was reduced in environments with trees compared to those without trees, due to modifications on biophysical properties related to infiltration. However, the sites with trees under compensate the tree-less sites, if we consider the balance between flow and concentration. On the other hand, glyphosate retention was higher in sites without trees, than with trees. The herbaceous vegetation influenced the modification of the biophysical properties related to glyphosate adsorption. However, sediment, nitrogen and phosphorus retention did not differ between treatments. Some studies assume that the runoff and retention capacity of riparian strips is uniform throughout the channel, whereas others show that the surface runoff flow converge or diverge in different sites. Therefore, we identified the preferential flow pathways within the strips in the studied sites. These were characterized micro-topographically and through chemical variables, in relation to the soils of the rest of the strips. Also, we identified physical variables with the rest of the strips and the adjacent plots. We found a higher retention of available phosphorus, total phosphorus, nitrates and glyphosate plus AMPA, in soils from the superficial preferential flow pathways in sites with or without trees, compared to the rest of the strip. In the adjacent plots and in the preferential flow pathways, we registered the highest values of bulk density and clay content; indicating that a high concentration of sediments is transported by runoff flow. This fact, along with the highest retention values obtained in those areas, indicate that they are hydrologically connected. Finally, we analysed the comprehensive assessment of the different ecosystem functions provided by the riparian strips by the decision makers who make use of the agricultural lands. The relative influence of different psycho-social factors on the intentions of preserving key elements of the landscape in the maintenance of ecosystem services was evaluated. From all the holdings within the basins, we selected 50 farms that had a stream passing by. The research instrument consisted of a structured type survey. The results showed that the model based on personal policy factors was the one with greater weight in decision-making. The second best model was based on cognitive factors, while the model based on emotional factors had the lowest weight in making decisions intended to preserve riparian vegetation strip areas.

Keywords: riparian vegetation retention; surface runoff; glyphosate retention; flow path; ecosystem services

INTRODUCCION GENERAL

I.1 Definición del problema

Los sistemas de producción agrícola actuales se han intensificado y transformado en consumidores netos de insumos externos. Entre ellos se destacan el nitrógeno, el fósforo y los plaguicidas, cuyos excedentes quedan en los suelos, con el consiguiente riesgo de pérdidas posteriores, a través de procesos de escorrentía, hacia las aguas subterráneas y superficiales (Kronvang et al., 2012). Esto convierte a los sistemas agrícolas en importantes fuentes de contaminantes (Mayer et al., 2006) que conducen a diversos problemas ambientales, sociales y económicos (ver sección I.1.1.1).

El problema que da origen a este trabajo, a las hipótesis y sus predicciones, comprende tres aspectos: a) la uniformización de los paisajes rurales por la creciente expansión e intensificación de la agricultura y consiguiente pérdida de servicios ecosistémicos intangibles, b) una escasa comprensión de las relaciones entre diseños espaciales de uso de la tierra y la multifuncionalidad del paisaje, y c) modelos y protocolos para la evaluación espacialmente explícita de servicios ecosistémicos incompletos (Lattera, 2011).

El uso de la tierra hace referencia a las actividades humanas que explotan recursos naturales e interfieren en los procesos ecológicos (Veldkamp y Fresco, 1996). La Pampa Austral es uno de los ecosistemas que, a nivel mundial, ha sufrido uno de los mayores cambios a lo largo del siglo XX, dados los procesos de expansión de los cultivos anuales, con un fuerte impacto sobre la estructura y composición de la cubierta vegetal original (Viglizzo et al., 2001). La intensificación de estos agro ecosistemas y su transformación en consumidores netos de insumos externos, hace

que algunos autores los consideren como la fuente principal de contaminación de aguas superficiales (Kronvang et al., 2012; Buda et al., 2015).

Este impacto ambiental, lo abordaremos en este trabajo, considerando el cambio en el uso de la tierra, el agua, los sedimentos, glifosato, nitrógeno y fósforo.

Mucho se discute acerca de la relación entre el uso de la tierra, los sistemas de labranza, y el ascenso de la capa freática a la superficie, con los excesos hídricos que han ocasionado frecuentes inundaciones en gran parte de la región pampeana. Según Taboada (2016) la agricultura avanzó hacia muchas áreas ocupadas por suelos con riesgo hídrico y los factores que desencadenaron estos eventos fueron: i) el climático por la ocurrencia de lluvias superiores a la media anual; ii) los cambios en el uso de la tierra, dados fundamentalmente por la conversión de grandes áreas de pasturas y pastizales en agricultura; iii) la cantidad y tipo de cultivos en la rotación, dada la tendencia a la realización de monocultivos que, -independientemente de cual sea: soja, girasol, etc., producirían el mismo efecto-, y cuyos consumos anuales de agua son inferiores a las precipitaciones anuales. A su vez, la falta de una rotación con pasturas perennes, -que poseen un mayor volumen radicular y absorbe agua a mayores profundidades del suelo durante todo el año-, y la falta de cobertura vegetal que dejan muchos cultivos anuales, que afectan negativamente las propiedades del suelo y, por ende, reducen la infiltración; iv) procesos integrados a nivel de cuencas hidrológicas, que contribuyen a minimizar la escorrentía procedente de las cabeceras de las mismas.

Numerosos estudios (e.g. Chang y Lindwall, 1992; Benjamin, 1993; Baumhart y Lescano, 1996; Quiroga et al., 1998; Fontanetto y Keller, 1998) coinciden, que en suelos bajo siembra directa, hay mayores tasas de infiltración, mayor capacidad de almacenamiento de agua y menores pérdidas por escorrentía, en comparación a suelos labrados. Esto se atribuye a un aumento de la estabilidad de los agregados, vinculado a la creación de bioporos verticales, originadas por raíces y lombrices (Lal y

Vandoren, 1990; Gil, 1998; Tebrugge y Abelsova, 1999; Hubbard et al., 2001). También se asocia a los incrementos en el contenido de materia orgánica de los suelos (ECAAF, 1999) aunque, otros autores no lo registraron (Domínguez et al., 2009) e incluso informaron valores más bajos de conductividad hidráulica, asociados a una mayor densidad aparente (Aparicio et al., 2002; Aparicio y Costa, 2007). Por su parte, Sasal et al. (2006) informaron que, en suelos bajo siembra directa, se registró una tendencia a la orientación de los macroporos, en forma paralela a la superficie del suelo, la que resultó crítica para la infiltración del agua. Esta estructura laminar altera el patrón de drenaje, restringe la entrada de agua en el suelo y favorece la escorrentía superficial (Sasal et al., 2016). La bibliografía menciona que la compactación de la superficie del suelo, incide en la reducción del crecimiento de las raíces y su producción total de biomasa (Bryant et al., 1972; Greenwood y McKenzie, 2001), en la reducción del volumen de los macroporos y reducción de las tasas de infiltración, que originan un aumento de la escorrentía superficial (O'Connell et al., 2007; Magner et al., 2008). Taboada (2016) afirma que estos efectos, no se deben al sistema de siembra directa en sí, sino a una mala implementación del mismo, como falta de rotaciones y baja diversidad de cultivos en ella, muchos de los cuales dejan una baja cobertura de residuos vegetales sobre el suelo.

La expansión agrícola estuvo acompañada de un cambio en la importancia relativa de los distintos cultivos. Lo más importante fue el aumento del área con soja, en detrimento de aquella destinada a pasturas perennes, compuestas por varias especies, -con un alto volumen de raíces vivas durante todo el año-, que alternaban con cultivos anuales. Paralelamente se redujo el número de cultivos en la rotación agropecuaria (INDEC, 1988; INDEC, 2002; Satorre, 2005; Paruelo et al., 2005; Ramírez y Porstmann, 2008) lo que afectó negativamente las variables físico-químicas de los suelos (Forján y Manso, 2012).

El desplazamiento y concentración de la ganadería, no solo tuvo efectos negativos directos sobre esta producción, sino que a su vez, presentó efectos indirectos asociados al consumo de agua. Millones de hectáreas de pasturas perennes y pastizales que consumían agua durante los doce meses del año fueron cambiadas por cultivos anuales que, en el mejor de los casos lo hacen durante un tercio o la mitad de ese tiempo, pasando de consumir anualmente 1500-2000 mm a 500-800 mm. De esta manera, las pasturas y pastizales generaban menores ingresos de agua a las capas freáticas y, en aquellos lugares o períodos en los que estas se acercaban a la superficie, presentaban un consumo más intenso. Por el contrario, los cultivos anuales modificaron dicho balance, incrementando el ingreso de agua y limitando los egresos por consumo, favoreciendo el ascenso de los niveles freáticos (Narain et al., 1998; Mueller et al., 2005; Jobbágy et al., 2008).

Bertram y Chiacchiera (2015) demostraron que el incremento producido en la capa freática en los últimos 40 años en la región pampeana, -que genera inundaciones temporarias-, se relaciona positivamente con el proceso de agriculturización ($R^2=0,60$) y con la mayor superficie sembrada con soja ($R^2=0,67$). Ambos generaron menores consumos de agua y a su vez, en el lapso estudiado, encontraron disminuciones en las precipitaciones medias anuales, por lo que el ascenso de la capa freática y el incremento en la frecuencia de inundaciones no dependió de lluvias ni de falta de obras de infraestructura.

Si analizamos el impacto de los sedimentos, estos se transportan por el flujo de escorrentía desde los lotes que integran la cuenca, y juegan un importante rol funcional en los ecosistemas fluviales, proporcionando un sustrato para los procesos biológicos y químicos aunque, cantidades excesivas pueden ocasionar una amplia gama de impactos, al punto que han sido reconocidos como una de las principales causas de degradación ecológica de los cursos de agua. Al depositarse en el lecho, producen alteraciones del caudal, reducciones de su profundidad (Grabowski et al.,

2011) y disminuciones en la penetración de la luz, que afecta la producción primaria de la vegetación acuática, perjudicando los organismos en todos los niveles tróficos (Naiman et al., 2005).

Analizando el impacto del glifosato, la proliferación de los cultivos transgénicos en siembra directa, donde la única posibilidad de controlar malezas, es mediante métodos químicos, convierten al glifosato en el plaguicida más utilizado en el país, con facturaciones de más de mil millones de dólares, representando el 42% del total de los plaguicidas (Pampas Group, 2014). Se estima que el 78,5% de la superficie agrícola es decir, 27 millones de hectáreas se cultivan bajo este sistema (Aapresid, 2012), estimándose un vertido de 200 millones de litros por año (Aparicio et al., 2013).

El impacto del nitrógeno es muy importante dado que, es considerado uno de los contaminantes agrícolas más comunes en las aguas subterráneas y superficiales en todo el mundo (Galloway y Cowling, 2002; Hösl et al., 2012). En ecosistemas terrestres, el nitrógeno es translocado, -sobre todo como nitratos-, y en zonas húmedas, movido por flujo masal (Haag y Kaupenjohann, 2001) a través del perfil del suelo, hacia la capa freática, donde son acumulados. La magnitud de estas pérdidas depende de la cantidad de nitratos presentes en el suelo y del volumen de agua drenada (Vinten y Smith, 1993). A su vez, debido a su alta solubilidad, se transporta superficialmente (Pionke et al., 1995) en el agua desde los campos agrícolas a las vías fluviales cercanas (Simmons et al., 1992; Mc Lellan et al., 2015) donde su exceso, es motivo de preocupación por su impacto negativo sobre la calidad del agua (Correll, 1998).

En sistemas agrícolas, el fósforo se exporta del sistema a través de los productos vegetales o animales y, debe reponerse mediante fertilizantes minerales en base a fosfatos, para elevar sus niveles y mantener los rendimientos de los cultivos (Sibbesen y Sharpley, 1997). Las fertilizaciones, generalmente, se efectúan sin preocupación alguna sobre el impacto ambiental producido, dado que el fósforo

inorgánico se fija fuertemente al suelo (Sample et al., 1980). Sin embargo, pequeñas cantidades de fósforo se desprenden del suelo y llegan a los cuerpos de agua (Monbet et al., 2009).

En base a lo expuesto, es necesario implementar un conjunto de buenas prácticas para evitar los impactos anteriormente mencionados. En el caso de glifosato, se debería trabajar en una propuesta que contemple la diversificación de la producción, la inclusión de la ganadería en los casos que sea posible, la rotación de cultivos y de plaguicidas, procurando disminuir su uso, en función de umbrales de daño y proporción de afectación del lote, adopción de tecnologías de procesos y los sistemas de labranza o no labranza más adecuados a cada situación productiva (Aparicio et al., 2015).

Las pérdidas de nitratos por lavado se podrían minimizar, sincronizando los momentos de fertilización con las necesidades de los cultivos (Wu et al., 1997) y el uso de pasturas perennes en la rotación que, además de mejorar las variables físicas de los suelos, promueve la fijación biológica del nitrógeno (Haynes et al., 1991) y evitan su aplicación como fertilizante, bajo formas fácilmente lixiviables.

En cuanto a fósforo, los niveles requeridos en el suelo para garantizar un óptimo rendimiento económico de los cultivos y la protección de los ecosistemas acuáticos, no están bien establecidos (Leinweber et al., 2002; Sharpley et al., 2015). Si bien en muchos países, los suelos agrícolas se encuentran saturados de fósforo, lo que obliga a replanteos en las fertilizaciones (Hong et al., 2012), en nuestra área de estudio, son deficitarios en este elemento (Sainz Rozas et al., 2012). No obstante, en el caso de cultivos extensivos como la papa, en algunas campañas se ha superado el umbral (Zamuner et al., 2015). Es por ello, que debe replantearse la metodología para estimar la disponibilidad de P, dado que los más ampliamente utilizados son Bray 1 y Olsen (Atia y Mallarino, 2002; Zamuner et al., 2006; Gikonyo et al., 2010; Jordan-Meille et al., 2012; Johnston et al., 2013) que no contemplan esta problemática, en lugar de

utilizar métodos ambientales que están pensados para realizar una mejor estimación del P en la solución del suelo (Torrent y Delgado, 2001; Pöthig et al., 2010; Bai et al., 2012), como el método Mehlich 3 (Mehlich, 1984), que estima valores límite de P en el suelo, a partir de los cuales pueden existir riesgos de pérdida a los sistemas acuáticos (Zamuner et al., 2015).

Dada la compleja problemática, la mitigación y reducción del impacto ambiental, requiere de estrategias complementarias. Se debería comenzar con minimizar la generación de flujos superficiales de escorrentía y, la preservación de las franjas de vegetación ribereñas (FVR) que actúan como filtro de estos flujos.

Para minimizar la generación de los flujos de escorrentía superficiales que transportan sedimentos (Gumiere et al., 2011) y contaminantes, a nivel de cuencas hidrológicas hacia los cursos superficiales de agua, es fundamental considerar los factores anteriormente citados por Taboada (2016).

Los flujos de escorrentía que se generen, serán filtrados al atravesar las FVR, dado que algunas de sus funciones son: i) capacidad de reducción de los flujos de agua de escorrentía (Arora et al., 2010; Schoumans et al., 2014); ii) retención de sedimentos (Syversen, 2005; Gumiere et al., 2011; Schoumans et al., 2014; Vigak et al., 2016); iii) retención de glifosato (Syversen, 2003; Syversen y Bechmann, 2004); iv) retención de nitrógeno (Mayer et al., 2007; Ranalli y Macallady, 2010); y v) retención de fósforo (Hoffmann et al., 2009).

I.1.1 Antecedentes

I.1.1.0 Geomorfología e hidrología de la Pampa Austral

La Ecorregión de las Pampas constituye el ecosistema de praderas más importante de la Argentina, y suman en total unos 540.000 Km². Poseen un relieve relativamente plano, con una suave pendiente hacia el Océano Atlántico, con suelos

aptos para la agricultura y la ganadería. La Pampa Austral es la porción sur de ésta Ecorregión, siendo exclusiva de la provincia de Buenos Aires. Las altitudes van desde el nivel del mar hasta los 1243 metros (Soriano et al., 1991).

Caracterización de los arroyos Pampeanos

Un arroyo es un curso pequeño de agua natural cuyo ancho es de 1 a 5 metros (Huét, 1949), los de la llanura Pampeana suelen ser permanentes o temporarios (arroyuelos) de características semidesérticas (Giorgi et al., 2005), presentando un curso lento y meandriforme (Ringuelet, 1962). Poseen un cauce de escasa pendiente, fondo limoso o arcilloso, con abundantes detritos orgánicos, cavado en depósitos sedimentarios cenozoicos de escasa corriente, y casi siempre llevan agua de elevada turbiedad. En general son alimentados por lluvias caídas en las inmediaciones y por vertientes, contribuyendo también el aporte de las capas freáticas en algunas zonas de la cuenca (Ringuelet, 1962; Quiroz Londoño et al., 2011).

Los arroyos serranos tienen una pendiente fuerte en las nacientes, fondo pedregoso o pedregoso-arenoso, que promueven altas velocidades de sus corrientes y aguas de muy baja turbiedad y a menudo, presentan pozos de considerable profundidad. Se ha observado sin embargo en varios puntos de las nacientes de estos arroyos, especialmente en las Sierras de Tandil, algunas surgencias o manantiales que fluyen a través del suelo con abundante humus y escasez de cantos rodados. Por lo tanto los sistemas loticos pampeanos están fuertemente influenciados por su localización geográfica, por la fisiografía de la región, la naturaleza edáfica y geológica de los terrenos que atraviesan (Rodríguez Capítulo et al., 2003).

Atendiendo a las cuencas de desagüe y a características geomorfológicas, los cursos de agua en la provincia de Buenos Aires, se reparten en cuatro áreas principales (Frenguelli, 1956) aunque, manteniendo este criterio e incorporando las

áreas endorreicas y arroyos (Ringuelet, 1962) se obtiene una clasificación más abarcativa (Figura 1). Los arroyos de interés en nuestro estudio, se encuentran dentro de dos de estas cuencas: cursos de la pendiente atlántica (III) y cursos de la vertiente nororiental de Tandilia (VII).

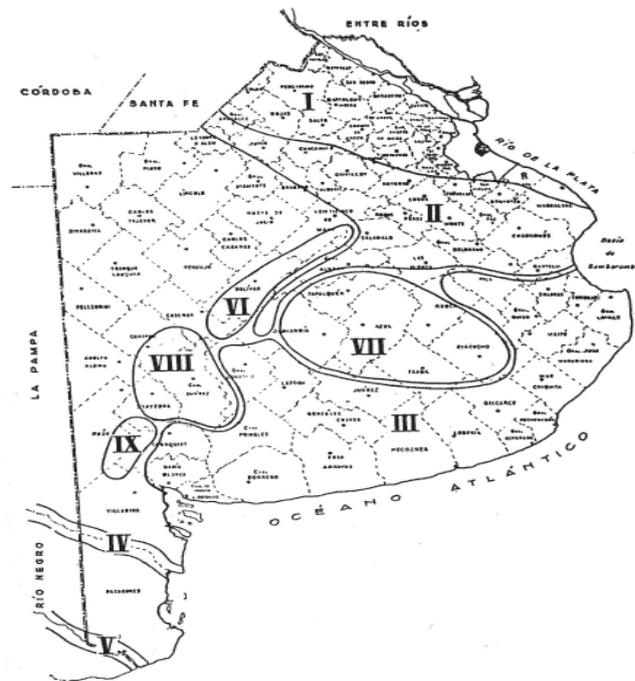


Fig. 1. Cuencas fluviales de la provincia de Buenos Aires: I. Cuenca Parano-Platense. II. Sistema del Río Salado. III. Cursos de la pendiente atlántica. IV. Sistema alóctono del Río Colorado. V. Sistema alóctono del Río Negro. VI. Sistema del arroyo o río Vallimanca. VII. Cursos de la vertiente nororiental de Tandilia. VIII. Vertiente nordeste de sierras de Ventania. IX. Cuenca de drenaje centripeto de Chasicó (Frenquelli, 1956; Ringuelet, 1962).

Arroyos de la pendiente atlántica

Esta cuenca, comprende varios cuerpos fluviales tales como Orellano, Del Medio y Seco que se unen formando el Claromecó, que desemboca en el Océano Atlántico, al igual que el De Zabala, Cristiano Muerto y otros. Otros arroyos, procedentes de la pampa interserrana, no desaguan directamente en el Atlántico, pues terminan en el cordón costero de dunas marítimas, en un ambiente lentic o se pierden por infiltración, convirtiéndose en áreas sin desagüe (Preciado, 2013) como los

arroyos La Reserva, Mendoza, Cortaderas y Seco (Ringuelet, 1962) con excepción del arroyo Los Gauchos que desemboca en la albufera de Reta (Preciado, 2013). Cabe consignar que estos cursos han sido canalizados por acción antrópica con el fin de evitar inundaciones en campos adyacentes, durante eventuales crecientes (Laborde, 2013) lo que ha producido grandes cambios a escala de ecosistema.

Arroyos de la vertiente nororiental de Tandilia

Esta cuenca comprende a arroyos que carecen de desagüe natural al Atlántico, aunque lo poseen parcial y artificialmente mediante canales (Ringuelet, 1962). Los principales son Tapalqué, Del Azul, Gualicho, Los Huesos, Chapaleofú, San Luis, Perdido, Langueyú, Tandileofú, Chelforó, Las Chilcas, La Pastora, San Felipe, Napaleofú y Dulce (Frenguelli, 1956).

En cuanto a los arroyos que son objeto de este trabajo, Del Azul, La Pastora y San Felipe integran la Cuenca N° 49, ubicada en el centro-este de la provincia de Buenos Aires. Estos cursos, nacen en las Sierras de Tandilia y, dada las escasas pendientes de las planicies que atraviesan, se han construido canales que aceleran su circulación y desembocan en la bahía de Samborombón. Por su parte, el arroyo Napaleofú integra la cuenca N° 50, ubicada en el sudeste bonaerense. Este curso, también nace en las sierras de Tandilia recibiendo a varios afluentes temporarios originados en zonas de bañados luego, el cauce se bifurca terminando en el Canal N° 5, el cual desemboca en la Laguna de Mar Chiquita (Instituto Nacional del Agua, 2002).

I.1.1.1 Contaminación de aguas superficiales y acuíferos subterráneos por plaguicidas

A partir de la década del 90, se ha profundizado un proceso de intensificación y expansión de la agricultura, asociado al aumento del área cultivada de soja que condujo a un marcado incremento en el uso de plaguicidas, y a la progresiva pérdida de pasturas cultivadas y pastizales naturales remanentes, con el consiguiente aumento en el riesgo de contaminación de aguas subterráneas y superficiales (Viglizzo et al., 2003; Manuel-Navarrete et al., 2009).

Según datos de la FAO (2015), respecto de la utilización de herbicidas por superficie cultivable por país, Argentina está en el segundo lugar de mayor utilización por hectárea en sus sistemas productivos. Sin embargo, este uso intensivo no se ve reflejado en un mayor rendimiento por hectárea, comparado con otros países como Estados Unidos, Alemania, Francia y Dinamarca (Banco Mundial, 2015) donde hay una mayor eficiencia en la producción de granos por cantidad de herbicida empleado y se concluye que Argentina es el país menos eficiente en producir granos (FAO, 2015).

De este modo, surgen como externalidades de la producción agropecuaria, la generación de altas cargas de sedimentos que, además de sus efectos físicos, como las alteraciones de los cauces (Grabowski et al., 2011) e incremento de la turbidez del agua, afectan negativamente la vida acuática (Naiman et al., 2005), transporta contaminantes adsorbidos en flujos de escorrentía como glifosato (Arora et al., 2010) y fósforo (Sheppard et al., 2006).

Asimismo, se encontraron concentraciones elevadas de glifosato en el agua de drenaje en coincidencia con lluvias de primavera que favorecieron el pasaje rápido del agua hacia las capas freáticas (Andriulo et al., 2004). Sasal et al. (2010), registraron concentraciones de glifosato en agua de escorrentía, superiores al límite de detección. En tanto, Aparicio et al. (2013) detectaron un pico de concentración en aguas

superficiales, un día posterior a la aplicación de glifosato en LA, en sedimentos en suspensión y en sedimentos de fondo, de los arroyos del sudeste bonaerense.

Del mismo modo, se han registrado grandes pérdidas de nitratos por lixiviación (Aparicio et al., 2008) que contaminan las capas freáticas y ocasionan que su nivel exceda el contenido límite admitido por estándares internacionales (Andriulo et al., 2004). La contaminación de aguas subterráneas con nitratos es uno de los mayores problemas a nivel mundial (Weisenburger, 1991; Perdomo et al., 2001; Costa et al., 2002). Existen en la bibliografía numerosos estudios sobre la elevada concentración de nitratos en aguas subterráneas, atribuyéndosele un papel importante al uso de fertilizantes y al riego de la agricultura actual (Roth y Fox, 1990; Adiscott et al., 1991; Yadav et al., 1997, Martínez, 1997; Costa y Vidal, 1998; Montoya et al., 1999). El exceso de nitratos en agua de bebida, constituye un riesgo para la salud humana y animal, relacionándose a su forma reducida, los nitritos, con enfermedades como meta hemoglobinemia o “enfermedad del niño azul” (Bryson et al., 1989; Sasson, 1993) y la formación de compuestos carcinogénicos (Weisemburger, 1991), pudiendo inducir cáncer en numerosos órganos, que incluyen estómago, colon, vejiga, sistema linfático y hematopoyético en diferentes tipos de animales (Mirvish et al., 1987). Por su parte, Ward et al. (2000) sugieren una asociación entre concentración de nitratos en agua de consumo y riesgo a Linfoma No-Hodgkin`s (cáncer del sistema linfático).

En lo que concierne a fósforo, las pequeñas cantidades que se desprenden del suelo y llegan a los cuerpos de agua, pueden tener graves impactos sobre su calidad en términos de eutrofización (Monbet et al., 2009). Como consecuencia, se produce el crecimiento excesivo de plantas, aumento de la demanda biológica de oxígeno, desaparición de la ictiofauna sensible (MOE, 1984) y aumento en los costos de purificación del agua potable.

Si bien la producción mundial de granos se ha duplicado en los últimos 40 años, principalmente por una mayor utilización de fertilizantes, plaguicidas, riego y

mejoramiento genético (Tilman et al., 2002) se espera que la demanda mundial de productos agrícolas, aumente alrededor de 70%, entre los años 2010 y 2050, para cubrir las necesidades de alimentación y de biocombustibles de la población (Andrade, 2016). Se impone el desafío de aumentar la producción, manteniendo la sustentabilidad de los sistemas (Alexandratos, 1999) para evitar el incremento de la contaminación de aguas superficiales y sub-superficiales.

I.1.1.2 Servicios ecosistémicos de las comunidades ribereñas, percepción y valoración por actores sociales

La estrategia para valorar la mitigación de contaminantes en base a ecosistemas cuyo funcionamiento no genera bienes de valor en el mercado, -que tienden a ser reemplazados o transformados-, genera limitaciones lo cual, nos motivó a utilizar el enfoque de servicios ecosistémicos (SE), para visibilizar y poner en valor este tipo de ambientes. Los SE, se definen como las contribuciones directas o indirectas, que los ecosistemas hacen al bienestar humano es decir, son beneficios potenciales, que se convierten en beneficios, cuando son efectivamente “capturados” a través de acciones o infraestructura humana (ECOSER, 2016). Los SE pueden ser de abastecimiento (alimento, agua dulce, materias primas, acervo genético y medicinas naturales); de regulación (regulación climática, purificación del aire, regulación hídrica y depuración del agua, control de la erosión y fertilidad del suelo, control biológico y polinización) y, culturales (educación ambiental, conocimiento científico, conocimiento ecológico local, identidad cultural y sentido de pertenencia, disfrute espiritual, disfrute estético, actividades recreativas y turismo de naturaleza) (Martín-López et al., 2012; Summers et al., 2012; ECOSER, 2016). Además, se conceptualizan componentes y procesos de paisajes, en términos de funciones ecosistémicas (FE) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Las FE son definidas como un subconjunto de

interacciones entre estructura y procesos biofísicos, que sustentan la capacidad de un ecosistema de proveer bienes y servicios (TEEB, 2010a). Las FE en las que se enmarca este trabajo son: (1) retención de flujos de agua de escorrentía por infiltración y 2) retención de sedimentos y contaminantes por franjas de vegetación ribereñas. En tanto que los SE, -derivados de las anteriormente mencionadas FE-, en que se enfocan los capítulos 1 y 2, -basado en el modelo de cascada (Haines-Young y Potschin, 2010) adoptado de ECOSER (2016)-, son de provisión y regulación: 1) seguridad de hábitat y bienestar humano; 2) provisión de agua para consumo. Por su parte, en el capítulo 3 se analiza la valoración integral, que les asignan los tomadores de decisión del uso de los suelos de las explotaciones agropecuarias, a los distintos tipos de FE provistas por las FVR, que proporcionan numerosos beneficios a los seres humanos, como mejora en la calidad del agua, regulación de inundaciones, estéticos y culturales con oportunidades de recreación (Klapproth y Johnson 2001a).

Los ecosistemas proporcionan una gama de servicios que son de fundamental importancia para el bienestar humano, la salud, los medios de vida y la supervivencia. En 1997, el valor de los servicios ecosistémicos globales se estimó en alrededor de 33 billones de dólares por año (Costanza et al., 1997) aunque, posteriores revisiones basadas en críticas a este trabajo, arrojaron valores de entre 125 y 145 billones de dólares por año (Costanza et al., 2014).

I.1.1.3 Comunidades ribereñas y su función de filtrado

Los ecosistemas ribereños son ambientes dinámicos, caracterizados por fuertes regímenes de energía, marcada heterogeneidad en el hábitat, diversidad de procesos ecológicos y gradientes multidimensionales. Ocupan la zona de transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos e incluyen las FVR (Naiman et al., 2005).

Quizá la mejor manera para delimitar la ecología ribereña sea considerando los niveles de organización (adaptado de Odum y Barrett, 2006). La escala más amplia es la **Ecosfera**, que incluye a todos los organismos vivos de la Tierra que interaccionan con el entorno físico, creando un todo; la siguiente, -comprendida dentro de la anterior- es el **Bioma**, que se caracteriza por un tipo principal de vegetación o algún otro aspecto asociado al paisaje, en nuestro caso, es el Bioma Pampeano que abarca el sur de Brasil, toda la República Oriental del Uruguay y toda la Pampa húmeda argentina. El Bioma del Distrito Pampeano Oriental característico es el pastizal pampeano, formado por una estepa o seudostepa de gramíneas de 0,50 – 1 m de altura. Existen también estepas sammófilas, halófilas, bosques marginales y diversos tipos de vegetación hidrófila. El siguiente nivel de organización es el **Paisaje**, el cual se define como “un área heterogénea compuesta de un grupo de **Ecosistemas** que interaccionan y se repiten de manera similar en toda su extensión” (Forman y Godron, 1986).

En nuestro trabajo, focalizamos en el estudio de los Ecosistemas ribereños, compuestos por diferentes **Comunidades** vegetales ribereñas de las cuales, algunas son de interés para este estudio (las compuestas mayoritariamente por **Poblaciones** de *Salix fragilis* y *Festuca arundinacea* y la conformada por *Festuca arundinacea*).

Giaccio et al. (2010) identificaron para el área en estudio, 8 asociaciones florísticas, 6 de ellas sólo integradas por un estrato herbáceo y 2 con un estrato arbóreo. En este trabajo se obtuvieron valores de conductividad hidráulica saturada (K_s) más elevados en los sitios con árboles y estos valores, se relacionaron con las propiedades del suelo más sensibles a la influencia de la vegetación, como biomasa de raíces y mantillo, materia orgánica y densidad aparente del suelo (Giaccio, 2011). Los más altos valores de K_s en sitios con árboles también fue reportado por Gumiere et al. (2011). Para verificar la generalidad de estos resultados para el área en estudio, y poner a prueba la hipótesis 1, se realizó este trabajo en donde contamos con dos

ambientes contrastantes (Giaccio, 2011): a) estrato arbóreo: conformado por *Salix fragilis* con un estrato herbáceo dominado por *Festuca arundinacea*; b) estrato herbáceo: conformado mayoritariamente por *Festuca arundinacea*. Si bien la mayor parte de la bibliografía hace hincapié en las altas eficiencias de retención de contaminantes de las especies arbóreas (Naiman et al., 2005), generalmente se ha evaluado el efecto de esta vegetación en comparación con ambientes sujetos a grandes modificaciones humanas, en lugar de hacerlo con vegetación herbácea en buen estado de conservación. Asimismo, existen pocos trabajos que documenten las eficiencias relativas de retención de diferentes contaminantes, en ambientes ribereños con y sin árboles, respectivamente (Lyons et al., 2000).

Si bien muchos trabajos, asumen que la escorrentía proveniente de LA y la capacidad de retención de las FVR, es uniforme a lo largo del cauce, otros trabajos demuestran que en ciertos sitios converge y en otros diverge, debido a diferencias topográficas y edáficas (Dillaha et al., 1989; Dosskey, 2001; Hay et al., 2006; Sheppard et al., 2006; Verstraeten et al., 2006; Knight et al., 2010; Pankau et al., 2011; Hösl et al., 2012). Estos flujos pueden concentrarse en VFP (Augeard et al., 2005; Deasy et al., 2009) y fluir directamente a las aguas superficiales, sin ser filtrados por las FVR (Bach et al., 1994; Hösl et al., 2012; Stehle et al., 2016), reduciendo así su eficiencia de retención de contaminantes y de sedimentos (Dillaha et al., 1989; Daniels y Gilliam, 1996; Dosskey, 2001; Helmers et al., 2005; Mayer et al., 2007; Fox et al., 2010; Knight et al., 2010). Sin embargo, existen pocos antecedentes que evalúen la morfometría y la capacidad de retención de contaminantes de estas vías en ambientes con y sin árboles, lo que sirve de punto de partida para poner a prueba la hipótesis 2.

Finalmente, se intenta obtener una visión global de los principales factores determinantes de la intención de conservar las FVR, prestando especial atención a la dinámica y el comportamiento de los grupos sociales en los que participan los productores (Mastrangelo et al., 2013) y la influencia que genera sobre ellos, las

necesidades de la sociedad que incluyen información más completa para la comprensión de los procesos con actividades ecológicamente racionales, económicamente viables, y socialmente justas (Naiman, 2013). Se procura desarrollar modelos orientados a explicar el comportamiento de los actores, impulsados por el interés propio y motivos pro-sociales de la intención, con que planea llevar adelante una acción de conservación en el futuro (Mastrangelo et al., 2013) de las FVR, evaluando factores cognitivos (Litton, 1977; Landini, 2013) para poner a prueba la hipótesis 3; factores motivacionales (Bethelmy Rincón, 2012) para poner a prueba la hipótesis 4 y factores normativos personales (Ostrom, 2000) para poner a prueba la hipótesis 5.

I.2 Planteo de hipótesis, predicciones y objetivos

En base a los antecedentes analizados, se plantean las siguientes hipótesis y predicciones:

Hipótesis 1: La presencia de un estrato arbóreo aumenta la capacidad de filtrado de la escorrentía superficial (retención de sedimentos, nutrientes y plaguicidas transportados por la misma) por suelos aluvionales de ambientes ribereños dominados por pastizales.

Predicción 1: La eficiencia de retención de sedimentos, nitrógeno, fósforo y glifosato, de los suelos aluvionales de los ambientes ribereños de la Pampa Austral (cuya vegetación natural es dominada por pastizales), es mayor en las comunidades ribereñas invadidas por *Salix fragilis* que en aquellas no invadidas por especies arbóreas.

Predicción 2: La eficiencia de reducción del flujo de escorrentía superficial por infiltración, es mayor en las comunidades ribereñas invadidas por *Salix fragilis* que en aquellas no invadidas por especies arbóreas.

Hipótesis 2: La retención de fósforo, nitrógeno y glifosato en las franjas de vegetación ribereñas no es espacialmente uniforme dentro de las franjas, sino que existen vías preferenciales de flujo superficial, cuya morfometría no difiere en sitios con y sin árboles, y donde la retención de esos elementos es mayor que en el resto de la franja.

Predicción 3: Los valores de concentración de fósforo, nitrógeno y glifosato en el suelo de las franjas de vegetación ribereñas son mayores dentro de las vías de flujo preferenciales, -cuya morfometría no difiere en sitios con y sin árboles,- que fuera de ellas y que dentro de las áreas adyacentes.

Hipótesis 3: Los factores cognitivos de los tomadores de decisión afectan las intenciones de conservar.

Predicción 4: El conocimiento y la actitud hacia los servicios ecosistémicos influyen, individual y conjuntamente, en forma positiva sobre las intenciones de conservar por parte de los tomadores de decisión.

Hipótesis 4: Los factores motivacionales de los tomadores de decisión afectan las intenciones de conservar.

Predicción 5: La conexión con la naturaleza y la identidad influyen, individual y conjuntamente, en forma positiva sobre las intenciones de conservar por parte de los tomadores de decisión.

Hipótesis 5: Los factores normativos personales de los tomadores de decisión afectan las intenciones de conservar.

Predicción 6: El control del comportamiento y la atribución de responsabilidades influyen, individual y conjuntamente, en forma positiva sobre las intenciones de conservar por parte de los tomadores de decisión.

La hipótesis 1 se pondrá a prueba en el capítulo 1, la hipótesis 2 se pondrá a prueba, en el capítulo 2 en tanto que, las hipótesis 3, 4 y 5, se pondrán a prueba en el capítulo 3.

El objetivo general de este proyecto es evaluar la función de filtrado del agua de escurrimiento superficial que ejercen dos comunidades contrastantes, -presencia y ausencia de árboles,- en las FVR, como un estimador parcial de su aporte al SE de provisión de agua limpia y, evaluar la capacidad de las franjas gramíneas para retener sedimentos, nitrógeno, fósforo y glifosato de origen agrícola, y las consecuencias de la invasión de especies arbóreas exóticas sobre esa capacidad, en FVR de la Pampa Austral (capítulo 1). Además, se procura caracterizar morfológicamente las VFP en ambientes con y sin árboles, y mediante variables químicas de los suelos, cuantificar su eficiencia de retención de nutrientes y glifosato, en comparación al resto de las FVR. Asimismo, comparar variables físicas de los suelos, a fin de mostrar la conexión hidrológica entre las VFP y los lotes adyacentes (LA) (capítulo 2). Finalmente, se analiza el proceso de toma de decisiones, por los responsables del uso de tierras agropecuarias, evaluando la influencia relativa de distintos factores psico-sociales, sobre las intenciones de conservar elementos del paisaje clave en el mantenimiento de la biodiversidad y los SE (capítulo 3).

Finalmente, los objetivos específicos de esta tesis son:

- Determinar los sitios de muestreo más representativos.
- Estimar la K_s de los suelos que sustentan las estructuras de la vegetación a estudiar.
- Analizar la reducción del volumen del flujo de agua de escorrentía y la retención total de sedimentos, glifosato, nitrógeno y fósforo, por estructuras de la vegetación con y sin árboles de FVR.

- Mostrar la conexión hidrológica entre las VFP y los LA.
- Cuantificar la retención de sedimentos y contaminantes en VFP en relación a las FVR, en sitios con y sin árboles.
- Cuantificar el efecto de factores cognitivos, actitudinales, emocionales y sociales sobre las intenciones de los tomadores de decisiones de conservar las FVR en sus establecimientos agropecuarios.

Estructura de la tesis

Esta tesis presenta tres capítulos. La introducción general es breve, incluye la definición del problema, los principales antecedentes que sustentan las hipótesis y sus predicciones derivadas, los objetivos, una descripción de la estructura de la tesis y un diagrama conceptual del trabajo. En el capítulo 1, se presenta la relación entre el flujo de escorrentía y los solutos transportados, con el objeto de cuantificar la retención superficial. El capítulo 2 focaliza en caracterizar las VFP y cuantificar su eficiencia de retención de contaminantes, en relación al resto de las FVR. En el capítulo 3, se analizan diferentes factores psicosociales entre los tomadores de decisiones, para conocer su influencia en la valoración que poseen de los SE que proveen las FVR. Finalmente, se presentan las conclusiones generales de este trabajo.

Diagrama conceptual del trabajo

Se presenta un esquema que abarca los distintos aspectos abordados por esta tesis (Fig. 2).

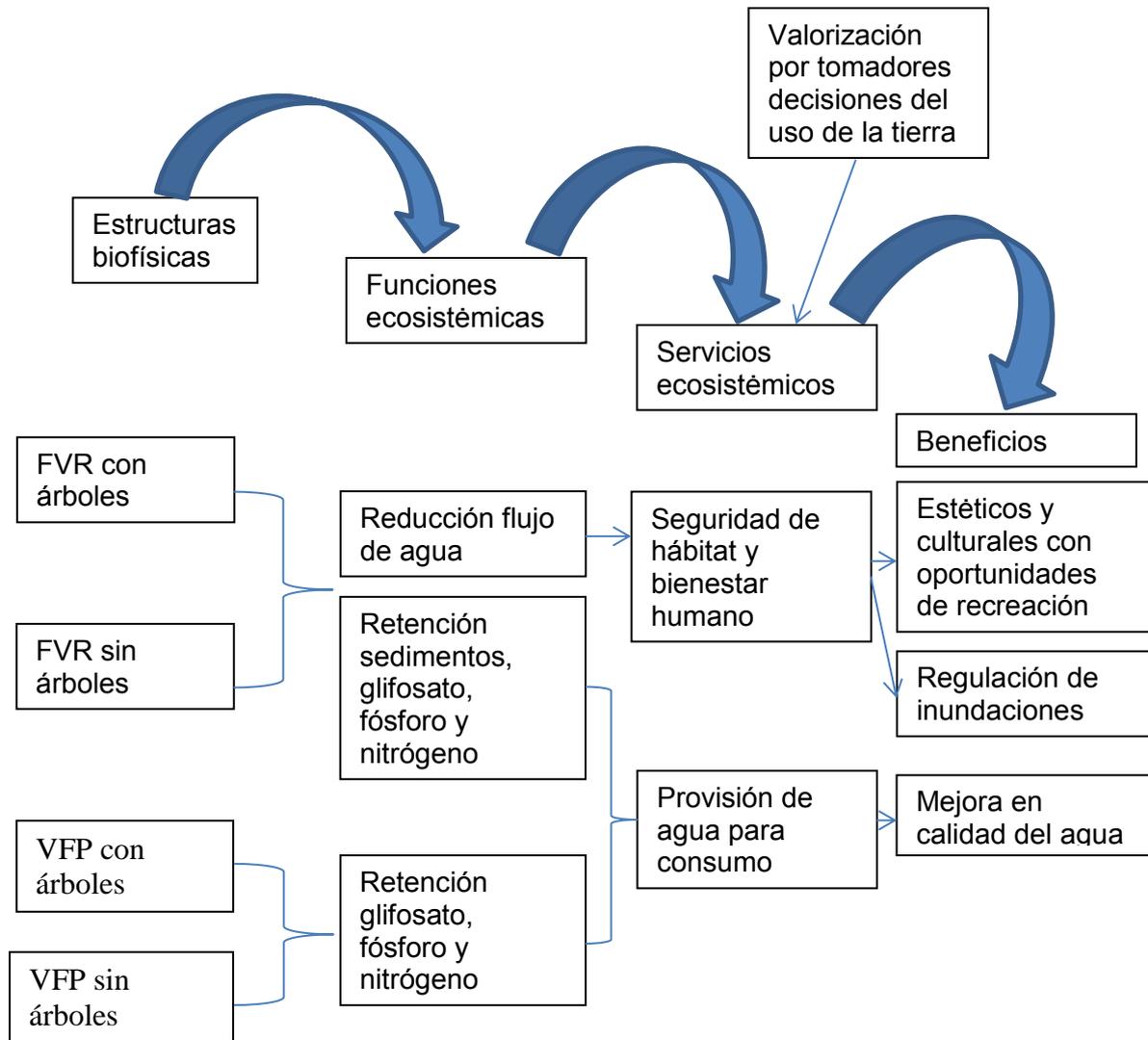


Figura 2. Esquema conceptual de la presente tesis (basado en Haines-Young & Potschin, 2010). Donde, FVR: franja vegetación ribereña y VFP: vía de flujo preferencial.

CAPITULO 1

REDUCCION DEL VOLUMEN DE ESCORRENTIA SUPERFICIAL Y RETENCION DE CONTAMINANTES TRANSPORTADOS EN FRANJAS DE VEGETACION RIBEREÑAS CON Y SIN ARBOLES

RESUMEN

En este estudio se analizaron algunos aspectos relacionados al efecto de la invasión de *Salix fragilis* sobre la reducción del flujo de escorrentía y retención de sedimentos, glifosato, nitrógeno y fósforo en ambientes ribereños con vegetación herbácea de la Pampa Austral de Argentina. Con el fin de evaluar la influencia de los sauces sobre los mecanismos de filtrado se realizaron experimentos de simulación de escurrimiento superficial en parcelas de 1,5 por 2,5 m en ambientes caracterizados por presencia vs. ausencia de sauces. A pesar de la escasa longitud de las parcelas experimentales, la retención de glifosato en las parcelas sin árboles alcanzó el 73,6%, valor superior al registrado en franjas con árboles (43,8%). No obstante la retención de sedimentos, nitrógeno y fósforo, no variaron significativamente entre tratamientos. Por su parte, la reducción del volumen de escorrentía en los sitios con árboles alcanzó el 63 %, valor superior al registrado en franjas sin árboles (31%). La presencia de árboles solo modificó significativamente las propiedades biofísicas conductividad hidráulica, rugosidad superficial, biomasa aérea y humedad del suelo, comparadas con áreas sin árboles. Los análisis de correlaciones parciales para ambientes con y sin árboles, mostraron que la reducción en volumen de escorrentía aumentó significativamente con la conductividad hidráulica, el contenido de arena del suelo y la profundidad al nivel freático, y disminuyó con la densidad aparente, la humedad del suelo y la pendiente de la franja ribereña. Sin embargo, la retención de sedimentos aumentó significativamente con la biomasa aérea, de mantillo y de raíces y disminuyó con la pendiente de la franja ribereña. A su vez, la retención de glifosato aumentó significativamente con la retención de sedimentos y disminuyó con la pendiente de la franja ribereña y la biomasa de mantillo. Por su parte, la retención de nitrógeno aumentó con la reducción del flujo de escorrentía, la conductividad hidráulica del suelo y la profundidad al nivel freático y disminuyó con la pendiente y la retención de sedimentos. En tanto que, la retención de fósforo aumentó con la retención de sedimentos y disminuyó con la pendiente y el contenido de arena de los suelos. Sin embargo, los mecanismos involucrados en el efecto diferencial de la vegetación con o sin árboles no pudieron ser explicados. De este trabajo surge la importancia de la función ecosistémica de filtrado de glifosato de los ambientes ribereños cubiertos por vegetación herbácea frente a la creciente intensificación de la agricultura. Por su parte, en el contexto de agro ecosistemas y paisajes agrícolas la presencia de árboles, contribuye a la reducción del flujo de escorrentía, aunque estos subcompensan en relación a los sitios sin árboles, considerando el balance entre flujo y concentración.

1.1 Introducción

El contexto espacial a escala de paisajes es capaz de modificar la capacidad de los ecosistemas para proveer distintos servicios que dependen de flujos de materia, energía e información (van Noordwijk, 2002), tales como el filtrado del escurrimiento superficial (Booman et al., 2010; Dosskey et al., 2011; Orué et al., 2011) por la vegetación ribereña.

Los tres principales mecanismos de generación de escorrentía (Sinha et al., 2016) son: (1) flujo terrestre con exceso de infiltración o flujo hortoniano, (2) flujo de saturación superficial y (3) flujo sub-superficial. El flujo hortoniano, se produce cuando la tasa de precipitación excede la tasa de infiltración del suelo (Horton, 1933) y ocurre, generalmente, durante y poco tiempo después de las tormentas (Rittenburg et al., 2015). Se produce con más frecuencia en regiones áridas y semiáridas y/o en suelos con afloramientos y en lugares donde las intensidades de precipitación son altas y la capacidad de infiltración del suelo es reducida. Por su parte, el flujo de saturación superficial, se genera cuando el suelo está saturado y la precipitación producirá inmediatamente una escorrentía superficial (Hewlett y Hibbert, 1967). El nivel precedente de humedad del suelo, es un factor que afecta al tiempo que pasará hasta que el suelo se sature (Dafonte Dafonte et al., 2013). Si bien a campo, estos dos procesos son difíciles de observar ya que se producen con rapidez, están estrechamente vinculados y pueden ocurrir simultáneamente (Cros-Cayot, 1996; Elsenbeer y Vertessy, 2000; Sayer et al., 2006). Independientemente del tipo de flujo superficial, su mera documentación no puede explicar el comportamiento de toda la cuenca, debido a que la escorrentía superficial puede ser o no ser capturada por el sistema de canales. Cualquier vía de flujo se vuelve irrelevante si carece de conectividad (Bracken y Croke, 2007; Lane et al., 2009; Michaelides y Chappell, 2009;

Ali y Roy, 2010; Wainwright et al., 2011) entre laderas y cursos de agua (Brunsdén y Thorne, 1979; Michaelides y Wainwright, 2002). En nuestra área de estudio, el flujo de saturación superficial es más importante que el flujo hortoniano (Ares, 2014).

Por su parte, los procesos que aportan al escurrimiento superficial en flujo sub-superficial son: (1) flujo en zona no saturada o vadosa; (2) flujo en zona saturada. La zona no saturada comprende la porción del suelo situada entre la superficie del mismo y la zona saturada, donde se producen flujos de materia (agua y solutos) y energía, adsorción, transformación y cambios de fase y procesos biológicos. Posee gran complejidad y variabilidad, tanto temporal como espacial, que dificulta el estudio de los procesos que tienen lugar en ella. Pero desde un punto de vista más práctico, es la zona de almacenamiento de agua y nutrientes para las plantas, teniendo una gran importancia por su valor depurador y almacenador de sustancias potencialmente contaminantes. Por su parte, el flujo en zona saturada está determinado por el aporte del acuífero al escurrimiento base y su variación en función de la recarga en los eventos anteriores (Dafonte Dafonte et al., 2013).

De acuerdo con Rittenburg et al. (2015) en los suelos de diferentes paisajes, pueden presentarse al menos tres situaciones, a) la intensidad de la precipitación es mayor que la tasa de infiltración del suelo y la capa restrictiva a la infiltración puede o no estar presente en la capa sub-superficial del suelo, como resultado en ambos casos, -aunque con diferentes intensidades-, se produce escorrentía superficial; b) la intensidad de la precipitación es menor que la tasa de infiltración del suelo y la capa restrictiva a la infiltración está presente en la capa sub-superficial del suelo, en este caso, se genera escorrentía sub-superficial; c) la intensidad de la precipitación es menor que la tasa de infiltración del suelo y no se encuentra una capa restrictiva a la infiltración por lo que, la totalidad del agua percola hacia la capa freática. En el marco de este estudio, nos interesan las áreas del paisaje descritas en la primera situación. A su vez, los bajos contenidos de materia orgánica, la formación de costras

superficiales y las texturas finas, -con la consiguiente disminución en la macroporosidad-, favorecen la ocurrencia de la escorrentía superficial. En el período inicial de un evento de lluvia, se registran en los suelos las tasas de infiltración más altas. En este período inicial, donde solo se produce el proceso de infiltración, los contaminantes disueltos en agua se transportan verticalmente y están menos disponibles para el transporte por el flujo superficial horizontal. Es por ello que la pérdida de nitratos por escorrentía superficial es, a menudo, menor que la producida en vías de lixiviación (Wang y Zhu, 2011). Los plaguicidas en las dos fases, se infiltran mucho más lentamente que los nitratos, resultando en una mayor disponibilidad para transportarse a través del flujo de escorrentía superficial (Saia et al., 2013).

Los flujos verticales están determinados por la conductividad hidráulica saturada (K_s) que ejerce una influencia dominante en la partición de las precipitaciones en vías de flujo vertical y en vías horizontales, incluyendo las vías de escurrimiento preferenciales (Zimmermann et al., 2013). En las zonas donde coincide una disminución de K_s con la ocurrencia de eventos de grandes e intensas lluvias, la cantidad de agua no infiltrada, genera con frecuencia flujos de escorrentía superficial (Germer et al., 2010) que transportan contaminantes disueltos en agua y vehiculizados por los sedimentos, hacia las aguas superficiales (Kronvang et al., 2012).

Las áreas saturadas que generan el flujo superficial, pueden ser las zonas de origen de los compuestos fosforados (Sánchez y Boll, 2005), nitrógeno bajo formas orgánicas, plaguicidas y sedimentos (Steenhuis y Muck, 1988). La forma en que más comúnmente se encuentra el nitrógeno en agua es el nitrato (Logan et al., 1990) aunque, bajo condiciones aeróbicas, otras formas móviles como amonio y nitrito, pueden transformarse rápidamente a nitrato en el suelo (Wild y Cameron, 1981).

Los plaguicidas aplicados, -cuyos excedentes quedan en los suelos-, generan riesgo de pérdidas posteriores, vehiculizados por los sedimentos, a través de procesos de escorrentía, hacia las aguas superficiales (Kronvang et al., 2012).

Las diferentes vías por las que circulan flujos de agua en los ambientes ribereños y los arroyos, se muestran en la figura 3.

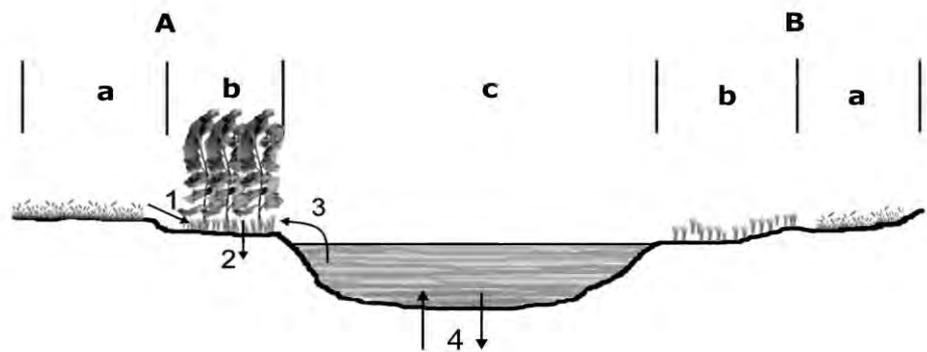


Figura 3. Vías preferenciales de flujos en el continuum tierras altas-franjas ribereñas-arroyo en paisajes agrícolas y ganaderos (adaptada de Vidon et al., 2010). A. (a) tierras agrícolas o ganaderas (b) franjas de vegetación ribereñas con árboles. B. (a) tierras agrícolas o ganaderas (b) franjas de vegetación ribereñas sin árboles. c: arroyo. 1. Escorrentía superficial. 2. Infiltración superficial. 3. Inundación de la franja de vegetación ribereña. 4. Intercambio de flujo con el hiporreico.

Algunas de las funciones de las FVR son: i) capacidad de reducción de los flujos de agua de escorrentía (Arora et al., 2010; Schoumans et al., 2014); ii) retención de sedimentos (Syversen, 2005; Gumiere et al., 2011; Schoumans et al., 2014); iii) retención de glifosato (Syversen, 2003; Syversen y Bechmann, 2004); iv) retención de

nitrógeno (Mayer et al., 2007; Ranalli y Macallady, 2010); y v) retención de fósforo (Hoffmann et al., 2009).

Con unas pocas excepciones, no se han registrado diferencias en la eficiencia de retención entre el verano y el invierno (Sóvik et al., 2012).

La retención de contaminantes en las FVR se produce a través de cuatro mecanismos: infiltración, sedimentación, absorción y adsorción (Dillaha et al., 1989; Barling y Moore, 1994; Mayer et al., 2007).

La vegetación representa la mejor protección contra la erosión, el follaje intercepta las gotas de lluvia, impidiendo su impacto directo sobre la superficie del suelo. La intercepción varía, dependiendo del tipo de vegetación y de la intensidad de la lluvia (Suarez Díaz, 2001). Existe poca información acerca del efecto de las raíces en diferentes estructuras de vegetación (Abramson, 1996). En estructuras herbáceas, Wynn et al. (2004) encontraron muy altas densidades de raíces finas en los 30 cm superiores del perfil, mientras que las estructuras arbóreas, presentaron raíces de mayor tamaño distribuidas a mayor profundidad, lo que determina su mayor área de influencia (Styczen y Morgan, 1995). Por su parte, la materia orgánica, las lombrices y el alto nivel de actividad biológica presentes en su entorno, ayudan a crear un sistema continuo de poros que generan mayor conductividad del suelo (Suarez Díaz, 2001).

La reducción del volumen y de la velocidad del flujo de escorrentía, se deben a la resistencia que ejerce la vegetación al agua (Arora et al., 2003), por la rugosidad generada (Van de Kamp et al., 2013), por la resistencia hidráulica, la erodabilidad (Camporeale et al., 2013) y por el aumento de la tasa de infiltración (Le Bissonnais et al., 2004; Borin et al., 2005; Deletic y Fletcher, 2006). La rugosidad de la vegetación depende de su altura y del coeficiente de rigidez, un parámetro compuesto que incluye la densidad, la elasticidad y la forma (Kouwen, 1988; Fathi-Maghadam y Kouwen, 1997). El flujo superficial al encontrar una obstrucción, cambia de dirección generando turbulencia la cual, puede generar altas tasas de erosión cuando la vegetación se

encuentra muy espaciada. A su vez, cuando el diámetro basal de la mata herbácea se incrementa, disminuye el coeficiente de resistencia de la vegetación y la retención de sedimentos (Yang et al., 2017). La vegetación, a su vez, puede ser afectada por el agua, los pastos altos pueden inclinarse, y a grandes velocidades, puede producirse el arrancamiento de las plantas por acción de las fuerzas hidráulicas. A su vez, la vegetación actúa como filtro del flujo de agua, facilitando la sedimentación de las partículas de suelo transportadas. Cuanto mayor sea la densidad de la vegetación, se pueden capturar mayor cantidad de sedimentos. El proceso de sedimentación es muy eficiente en la vegetación de mediana altura y alta densidad, en pequeños flujos de agua (Figura 4).

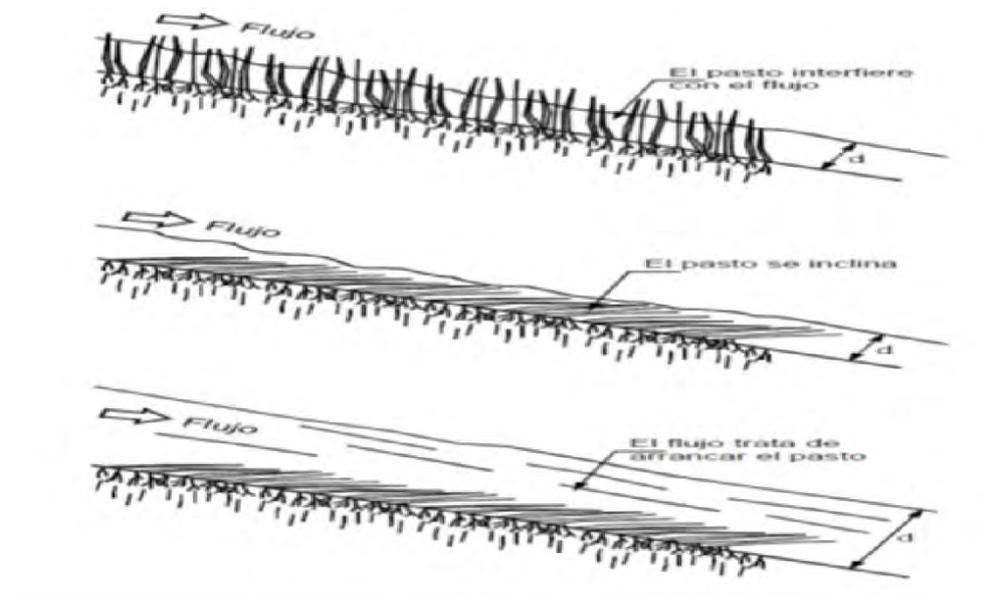


Figura 4. Efectos de los esfuerzos del flujo de agua sobre una cobertura herbácea (Suarez Díaz, 2001). En la primera situación, estamos en presencia de un esfuerzo hidráulico bajo, en la segunda, un esfuerzo hidráulico medio y, en la tercera, un esfuerzo hidráulico alto.

Si bien la mayor parte de la bibliografía en FVR hace hincapié en especies arbóreas (Naiman et al., 2005), generalmente se ha evaluado el efecto de esta vegetación en comparación con ambientes sujetos a grandes modificaciones

humanas, en lugar de hacerlo con vegetación herbácea en buen estado de conservación (Lyons et al., 2000), la cual podría proporcionar beneficios aun superiores (Davies-Colley, 1997).

Ghadiri et al. (2001) trabajando en FVR con estructuras de vegetación herbáceas, informaron una alta retención de partículas finas de sedimentos las cuales, adsorben productos químicos, transportados por flujo de escorrentía superficial.

Muchas especies invasoras modifican la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas nativos (Vitousek et al., 1996; Hejda y Pyšek, 2006; Truscott et al., 2008; Gooden et al., 2009), y algunas de ellas, causan una disminución significativa en la diversidad de especies nativas (Davis, 2003; Gaertner et al., 2009; Vilà et al., 2011). En casos extremos, las especies invasoras pueden transformar totalmente el paisaje (Busch y Smith, 1995) a través de su dominancia, superior capacidad competitiva y la modificación del ecosistema (Hejda y Pyšek, 2006). Los impactos potenciales de las especies invasoras son ampliamente reconocidos en todo el mundo aunque, sus evaluaciones cuantitativas son poco frecuentes (Hulme, 2003; Hulme y Bremner, 2006; Jäger et al., 2007; Pyšek y Richardson, 2010; Jo et al., 2017).

En las FVR de la Pampa Austral, el pastizal natural nativo, -conformado mayoritariamente por especies de las familias *Poaceae* y *Cyperaceae* (Soriano et al., 1991; León, 1992)-, conserva la fisonomía original aunque, está ampliamente invadido por la especie exótica *Festuca arundinacea*. Actualmente, una alta proporción de las márgenes de ríos y arroyos se encuentran modificadas por la presencia de franjas boscosas bien desarrolladas de la especie naturalizada *Salix fragilis*. Por debajo de los árboles, -al permitir el ingreso de la radiación lumínica-, siempre se encuentra un estrato herbáceo bien desarrollado (Giaccio, 2011).

Varios autores (FOCUS, 2007; Reichenberger et al., 2007) recomiendan la vegetación arbórea, como una medida eficaz para reducir la deriva de plaguicidas y

evitar su ingreso a los ambientes acuáticos. Además, la presencia de árboles es considerada un foco de biodiversidad para organismos terrestres (Richardson et al., 2010) y acuáticos (Suurkuukka et al., 2014). Por su parte, en Australia, los sauces naturalizados son reconocidos por alterar la estructura de la vegetación y el funcionamiento de los arroyos (Catford et al., 2013).

Sin embargo, otros trabajos mencionan que los sauces (*Salix*) desarrollan un gran sistema radicular que estructura los suelos ribereños. Además, los grandes trozos leñosos caídos, reducen la velocidad del flujo de escorrentía y retienen las partículas de sedimento transportadas en suspensión (Lyons et al., 2000). Estudios preliminares en la Pampa Austral, muestran que la presencia de una especie de sauce invasora, *Salix fragilis*, origina un incremento de la infiltración en los suelos que lo sustentan (Giaccio et al., 2010).

Por su parte, algunos trabajos documentan casos específicos, donde los estratos herbáceos proporcionan beneficios iguales o superiores a los obtenidos con estratos arbóreos. Fundamentalmente esto ha sido señalado en lugares donde las riberas y las pendientes son bajas y la vegetación herbácea puede mostrar un desempeño superior a la arbórea en la prevención de la erosión (Lyons et al., 2000).

Reducción del volumen de agua de escorrentía

En una cuenca hidrográfica con densa vegetación natural, la mayor parte de las precipitaciones son absorbidas por el suelo y la vegetación, por lo que se genera relativamente poca escorrentía superficial (McCulloch y Robinson, 1993). La eliminación de la vegetación natural y su reemplazo por tierras agrícolas o de pastoreo promueve la escorrentía superficial (Bruijnzeel, 1990; McCulloch y Robinson, 1993).

El pastoreo del ganado puede impactar sobre el ciclo hidrológico, mediante la reducción de la cubierta vegetal afectando la intercepción y la evaporación (Sansom,

1999) a través del pisoteo de los suelos (Greenwood y McKenzie, 2001). El pisoteo del ganado puede dar lugar al desarrollo de una capa fina e impermeable en el horizonte superficial del suelo (Warren, 1986). Por el contrario, con la eliminación del pastoreo se observa, en general, una reducción en los volúmenes de flujo de escorrentía, atribuibles a una mejora en la estructura superficial del suelo, con el consiguiente incremento en la infiltración (e.g. Gifford y Hawkins, 1978; Greenwood et al., 1998; Nguyen et al., 1998; Greenwood y McKenzie, 2001; Carroll et al., 2002; Carroll et al., 2004) y reducciones en las tasas de escorrentía superficial (Marshall et al., 2013).

Los árboles también pueden tener un impacto significativo en el ciclo hidrológico, mediante el aumento de las tasas de interceptación y de evapotranspiración, como así también efectos sobre las propiedades físicas del suelo (McCulloch y Robinson, 1993). Carroll et al. (2004) midieron las tasas de infiltración de los suelos las cuales, eran hasta 60 veces mayores en áreas plantadas con árboles jóvenes en comparación con las medidas en pastizales adyacentes. En la revisión de Chandler y Chappell (2008), se enumeran los efectos positivos y negativos de los árboles sobre la conductividad hidráulica del suelo. Los efectos positivos, se atribuyeron a mejoras de la estructura de los macroporos del suelo como resultado de la presencia de sus raíces que ayudan a crear discontinuidades entre los horizontes del suelo y al aumento del material orgánico debajo de los doseles, que contribuye con la retención de humedad. Los impactos negativos incluyen la acidificación del suelo, que puede reducir la estabilidad estructural (Adams et al., 2005).

Sin embargo, Gumiere et al. (2011) muestran que las franjas con estructuras de vegetación herbácea, aumentan la capacidad de infiltración del suelo. Le Bissonais et al. (2004) mostraron que la escorrentía se redujo significativamente en franjas herbáceas de 6 m de largo, con valores del 63 al 84 %, coincidentes con Abujamin et al. (1984) quienes informaron disminuciones del 50 al 60 %.

Retención de sedimentos

La producción de sedimentos de una cuenca es el resultado neto de los procesos de erosión y deposición dentro de la misma (Jain y Das, 2010). La cantidad de sedimentos generados es función de factores antropogénicos y físicos, incluyendo la agricultura, la pendiente, la ubicación de la cuenca y la intensidad de la lluvia (Kusimi et al., 2014). Al impactar las gotas de lluvia sobre los agregados del suelo, éstos se fragmentan en otros de menor tamaño o en partículas minerales que son más fácilmente transportadas y que tapan los poros del suelo, sellándolo y favoreciendo, por tanto, la escorrentía superficial (Ta et al., 2013). La tasa de desprendimiento de sedimentos generada por el flujo de escorrentía, es proporcional al cuadrado de la velocidad del flujo (Penman, 1963).

De acuerdo con la revisión de Gumiere et al. (2011) no se encontró una relación significativa entre el ancho y la pendiente de la FVR con la eficiencia de retención de sedimentos. Lacas et al. (2005) concluyen que esta magnitud no es un parámetro determinante dado que, en los primeros metros de las FVR se produce la deposición de las partículas grandes (Tingle et al., 1998) y un incremento en su ancho, tiene un impacto limitado en la eficiencia dado que las partículas más finas pueden viajar más lejos (Gharabaghi et al., 2006). Ghadiri et al. (2001) demostraron que en franjas con vegetación herbácea, bajo ciertas condiciones de pendientes, velocidades de flujos de escorrentía y densidad de vegetación, se forman remansos donde puede aumentar la eficiencia de retención de sedimentos. Asimismo, muchos estudios han demostrado que la vegetación herbácea es más eficiente en la retención de sedimentos que las arbórea (Yu et al., 2009; Tian, 2010; Wu et al., 2010; Xiao et al., 2011; Palacio et al., 2014).

Gumiere et al. (2011) además plantean una relación entre la reducción del flujo de escorrentía y la retención de sedimentos. La infiltración en el suelo impacta

directamente en la reducción de la escorrentía y la consiguiente reducción en la capacidad de transporte de sedimentos. La distancia a la que una partícula viaja en suspensión, antes de sedimentar se determina por la velocidad de flujo horizontal (Burke y Stoltzenbach, 1983; Wang et al., 1993), la energía turbulenta del flujo (Kadlec, 1990; Tsujimoto et al., 1991) y la velocidad de sedimentación de las partículas (Sternberg et al., 1999). Christiansen et al. (2000) mostraron un efecto combinado de reducción de los niveles de turbulencia dentro de la vegetación, bajas velocidades de flujo y tasas relativamente altas de sedimentación en la deposición de sedimentos además, las partículas finas ($< 0,45 \mu\text{m}$) pueden penetrar en las capas superiores del suelo a través de sus poros.

En lo que respecta a la eficacia de las funciones de filtrado que ejercen las FVR, Arora et al. (2010) muestran importantes valores de retención de sedimentos aunque, no se informan las magnitudes de retención para los procesos intervinientes, –infiltración, sedimentación, absorción y adsorción–, de forma individual dado que muestran un efecto combinado de ellos.

Se ha observado que áreas ribereñas con estratos herbáceos, pueden atrapar más del 50 % de los sedimentos transportados por escorrentía, cuando la profundidad del flujo de agua es menor de 5 cm. (Magette et al., 1989). Todo factor que reduzca la velocidad del flujo de escorrentía, aumenta la deposición de sedimentos. Las FVR pueden poseer mayor rugosidad que los lotes adyacentes, disminuyendo la velocidad del flujo de escorrentía y, por lo tanto, incrementando la sedimentación de las partículas (Syversen, 2005).

Retención de glifosato

Si bien se considera que el glifosato ($\text{C}_3\text{H}_8\text{NO}_5\text{P}$) presenta un bajo potencial de lixiviación (Giesy et al., 2000; Vereecken, 2005; Borggaard y Gimsing, 2008), algunos

trabajos muestran que exhibe alta movilidad vertical (Veiga et al., 2001) y que se han detectado residuos en aguas subterráneas (Andriulo et al., 2004; Kjaer et al., 2011; Lupi et al., 2015). Por su parte, Sasal et al. (2010), registraron concentraciones de glifosato en agua de escorrentía, superiores al límite de detección. En tanto, Aparicio et al. (2013) detectaron un pico de concentración en aguas superficiales de arroyos del sudeste bonaerense, un día posterior a la aplicación de glifosato en lotes adyacentes.

Sus características físico-químicas, son muy diferentes a las de la mayoría de los herbicidas, se comporta como una molécula anfótera (Sprankle et al., 1975) y posee una alta solubilidad en agua (Montgomery, 1993). Esta alta solubilidad, puede aumentar el riesgo de ser transportado en la fase acuosa (Vereecken, 2005). Por su parte, sus bajos valores de coeficiente de partición n-octanol / agua (K_{ow}) y elevados coeficientes de: partición del carbono orgánico (K_{oc}) y partición de fases sólidas abióticas / agua (K_d), siendo las fases sólidas abióticas: suelo, sedimento, particulado suspendido (Mayer et al., 2006). Estos valores permiten inferir que este compuesto se halle mayormente adsorbido (Carrquiriborde, 2010) lo cual contribuye a su acumulación en el suelo. Sin embargo, el grado de adsorción puede verse afectado por varios factores, como el contenido de arcilla del suelo, la capacidad de intercambio catiónico (Hiera da Cruz et al., 2007) y la presencia de aluminio y óxidos de hierro (Morillo et al., 2000). Dentro de un rango de pH de suelo de 4 a 8, el glifosato se encuentra en su forma aniónica y posee una alta afinidad por Al^{3+} y Fe^{3+} (Sheals et al., 2002; Gimsing y Borggaard, 2007; Barja y Dos Santos Afonso, 2005). A medida que aumenta el pH del suelo, disminuye la adsorción de glifosato (Zhao et al., 2009). Estos son importantes parámetros edáficos, para evaluar su adsorción (de Santana et al., 2006), que determinan su transporte a través de los flujos de escorrentía (Nash et al., 2000; Gevao y Jones, 2002; Arora et al., 2010). A causa del bajo valor de su K_{ow} , no cabría esperar que se adsorbiera sobre la materia orgánica del suelo y, de hecho, algunos estudios lo confirman aunque, otros muestran lo contrario (Albers et al., 2009).

El glifosato en el suelo, debido a los procesos dinámicos de adsorción y desorción, puede moverse en la solución del suelo y, por efectos de la acción bacteriana, ser degradado hasta su principal metabolito, el ácido aminometilfosfónico (AMPA: $\text{CH}_6\text{NO}_3\text{P}$) y dióxido de carbono (Borggaard y Gimsing, 2008). Existe cierta evidencia que AMPA es más persistente en el suelo que glifosato (Kjær et al., 2011; Mamy et al., 2005). En algunos casos, se encontró menos adsorbido (Mamy et al., 2005) y en otros más adsorbido (Bergström et al., 2011) que el glifosato siendo la solubilidad en agua de ambas moléculas, altas y similares.

En suelos de Paraná, Manfredi y Pergamino, se encontró que menos de 0,24% del glifosato aplicado fue lixiviado, no encontrándose diferencias significativas entre estos suelos y el tipo de labranza, (convencional y directa). La mayor concentración de glifosato, -67,53% de las dosis aplicadas inicialmente-, se encontró en los primeros 5 cm de suelo (Okada et al., 2016) que son los más susceptibles a ser desprendidos y transportados por los flujos de escorrentía superficial (Polyakov y Nearing, 2004). Dado que el glifosato está ligado a las partículas del suelo a través de su porción de ácido fosfórico, la adición de fósforo inorgánico podría liberar glifosato adsorbido en las partículas del suelo (Franz et al., 1997; Pechlaner, 2002; Sasal et al., 2015) a través de la competencia por sitios específicos de adsorción, lo que aumenta la movilidad del glifosato en el suelo (Prata et al., 2005). Esta reacción solamente se produce cuando los niveles de fósforo y los valores de pH en el suelo son muy elevados (Prata et al., 2003) y explica la razón por la que las altas fertilizaciones fosfatadas, incrementan significativamente el riesgo de lavado de glifosato desde el suelo hacia los cuerpos de agua (Simonsen et al., 2008).

Si bien la mayoría de los estudios de adsorción / desorción de glifosato se han llevado a cabo en suelos agrícolas (Krutz et al., 2005), Litz et al. (2011) muestran que las FVR, en condiciones aeróbicas, tienen el potencial para mitigar eficazmente el glifosato. Además, unos pocos estudios han cuantificado los cambios en la

concentración de plaguicidas disueltos debido al efecto de dilución ocasionado por las precipitaciones y la escorrentía a través de las FVR. Esto depende de la cantidad de plaguicida adsorbido o desorbido, de la estructura de la vegetación, del tamaño y distribución de las partículas del suelo y de la acumulación de biomasa de mantillo (Arora et al., 2010) que contribuye a una mayor rugosidad, incrementando las tasas de infiltración y disminuyendo los umbrales de generación de escorrentía (Boer y Puigdefábregas, 2005). Esto podría ocasionar que el glifosato se transporte a través de los macroporos de los suelos que actuarían como vías de flujos preferenciales (Vereecken, 2005; Kjaer et al., 2011).

Retención de nitrógeno

La desnitrificación es el principal mecanismo por el que se produce la retención de nitrógeno, aunque también deben mencionarse la absorción por el suelo, por sus microorganismos (Weissteiner et al., 2013) y la vegetación que actúa como un sumidero temporal de nitratos (Mitchell et al., 2014).

De acuerdo con Mayer et al. (2006) la eficiencia de retención de nitrógeno sub-superficial es más alta (89,6%) que la retención superficial (33,3%). Estos autores, asumen que el grado en que las FVR son capaces de retener nitrógeno es, al menos en parte, función del ancho de ella, en referencia a los trabajos de Vidon y Hill (2004) y Phillips (1989), quienes muestran que la eficiencia de retención en la última porción de la FVR fue del 81%. En otro trabajo se informaron valores del 37 al 81% (Syversen, 2005). La relación positiva entre ancho de las FVR y retención se debería a la presencia de más espacio físico para estos procesos (Mayer et al., 2006). Por su parte, la topografía y el uso del suelo en la cuenca pueden influir indirectamente en las tasas de desnitrificación en los suelos ribereños. Los sitios bajos de las zonas ribereñas son los indicados para prácticas de conservación y/o restauración dada su

alta eficiencia en la retención de nitrógeno y la consecuente mejora en la calidad de las aguas de los arroyos (Xiong et al., 2015).

De una revisión de 88 trabajos Mayer et al. (2007) encontraron reducciones del 68 % en las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ en aguas superficiales y subterráneas. Por su parte, en otra revisión de 20 cuencas agrícolas de USA, Canadá y Europa, Ranalli y Macallady (2010) informaron que en 14 de ellas, la retención de nitratos por las FVR fue mayor al 90% en tanto que, considerando la totalidad de las mismas, los valores de retención oscilaron entre 65 a 100%. La concentración de nitrógeno transportado por escorrentía que es retenido, depende de muchos factores, incluyendo las características del suelo, la profundidad al nivel freático, la pendiente, el ancho y el tipo de vegetación. Wenger (1999) y Salazar et al. (2015) informaron casos en los que las estructuras de vegetación herbáceas retienen más nitrógeno que las arbóreas contrariamente a lo informado por Zhang et al. (2010).

Retención de fósforo

La distribución de los compuestos fosforados, entre fracciones de diferentes tamaños del suelo, es una propiedad importante para evaluar su transporte a través de la escorrentía, dadas las diferentes susceptibilidades de estas fracciones al desprendimiento, erosión y transporte. El desprendimiento de las fracciones de fósforo es ocasionado por fenómenos físicos, como el impacto de las gotas de agua de lluvia y el posterior efecto de erosión de las partículas del suelo, por la acción hidráulica del agua de escorrentía que interactúa sólo con la parte superior del suelo (Polyakov y Nearing, 2004). Esta porción del suelo es la que contiene la mayor concentración de fósforo ligado a las arcillas (Sheppard et al., 2006).

Sin embargo, mecanismos químicos, tales como cambio en las fuerzas iónicas o pH, también pueden ocasionar el mismo resultado (Leinweber et al., 2002). El

contenido de fósforo en las partículas del suelo, a menudo aumenta con la disminución de tamaño de ellas (Tiessen et al., 1983). El fósforo que no es adsorbido o captado por la biomasa, puede ser adsorbido o incorporado en la materia orgánica del suelo (Leinweber et al., 2002) en tanto, el fósforo presente en la materia orgánica en descomposición, es propenso a pérdidas por transporte en procesos erosivos (Lane et al., 2008).

El paso crítico en el proceso de transferencia, es la liberación del fósforo de la fase sólida del suelo a la fase líquida del mismo, a través de mecanismos de solubilización y desprendimiento de coloides sólidos y partículas de mayor tamaño. La desorción del fósforo inorgánico del suelo a la solución del mismo, se produce en escalas de tiempo de segundos a minutos (López-Hernández et al., 1998).

Vidon et al. (2010) sugirieron que la desorción directa de fósforo de los sedimentos depositados en las FVR podría ser una fuente significativa o “punto caliente” para la lixiviación de las formas solubles.

Las pérdidas de fósforo son mayores en los suelos arenosos que en los limo-arenosos y, a su vez, mayores en los suelos cultivables que en los que sustentan pastizales (Meissner et al., 1995) éstos, parecen transferir una menor proporción de fósforo inorgánico soluble que los suelos cultivables, especialmente cuando el contenido de fósforo extractable es bajo. Skłodowski et al. (2014) informaron una acumulación media de fósforo en biomasa aérea de sauces de 14,44 kg. P.Ha⁻¹ en parches de hasta 3 años de edad. A su vez, la concentración de fósforo en el follaje de los árboles fueron mucho más altas que en el tallos de los mismos (O'Driscoll et al., 2014). En concordancia, Carey (1980) reportó valores de 46 Kg. P.Ha⁻¹ en follaje y ramas y 14 Kg. P.Ha⁻¹ en tallos.

De la revisión bibliográfica no queda claro que especies ribereñas mejoran la retención física de fósforo como así tampoco, si una especie individual o múltiples especies, son más eficientes. Por lo tanto, hay necesidad de identificar las

características de las estructuras de vegetación ribereña que permiten maximizar estos procesos (Roberts et al., 2012).

1.2 Materiales y métodos

1.2.1 Sitios de estudio y elección de los sitios de muestreo

En forma previa al trabajo de campo, se efectuó un relevamiento de los ambientes ribereños existentes. Para la elección de los sitios de muestreo, se procuró que reúnan ciertas condiciones tales como, un amplio rango geográfico –partidos de Azul, Tandil y Balcarce-, accesibilidad y que posean pendientes y texturas de suelos comparables, donde podamos contar con dos ambientes contrastantes (Giaccio, 2011): a) estrato arbóreo: conformado por *Salix fragilis* con un estrato herbáceo dominado por *Festuca arundinacea* (Figura 5A); b) estrato herbáceo: conformado mayoritariamente por *Festuca arundinacea* (Figura 5B).



Figura 5. Estructura de vegetación con árboles (A) y sin árboles (B), en arroyo La Pastora.

Sobre el área de estudio se efectuó un Modelo Digital del Terreno, a fin de delimitar las sub-cuencas, las cuales determinan el volumen de escorrentía que recibe cada sitio, para poder seleccionar los de mayor relevancia. Para ello, se trabajó sobre una imagen obtenida por la Misión Topográfica Shuttle Radar (acrónimo en inglés

SRTM, de Shuttle Radar Topography Mission) de 90 metros de resolución (<http://srtm.csi.cgiar.org>) del Sur de la provincia de Buenos Aires. Esta imagen se recortó para trabajar sobre el área de estudio. Luego, la imagen se analizó utilizando el programa Idrisi Andes, con 286 píxeles (Halley, 2003). De los numerosos sitios seleccionados y que contaban con los parámetros requeridos, se procedió a efectuar una selección al azar, a fin de elegir cuatro sitios que contaran con presencia y ausencia de árboles, realizándose las repeticiones en cada uno de estos sitios. Como resultado se obtuvieron los límites de las sub-cuencas con sus respectivas superficies. La información relacionada a sus ubicaciones, se muestran en la Tabla 1 y en la Figura 6.

Tabla 1. Sitios de muestreo, ubicación y superficie de la sub-cuenca seleccionada.

Arroyo	Latitud	Longitud	Altura SNM (m.)	Superficie (Has.)
Del Azul	S 36°50'50.3"	W 59°54'03.7"	148	247,05
La Pastora	S 37° 4'55.63"	W 59°32'12.39"	156	235,30
San Felipe	S 37° 26' 47.3"	W 58° 56' 31.0"	178	556,90
Napaleofú	S 37° 33' 24.0"	W 58° 47' 32.4"	141	146,60

...

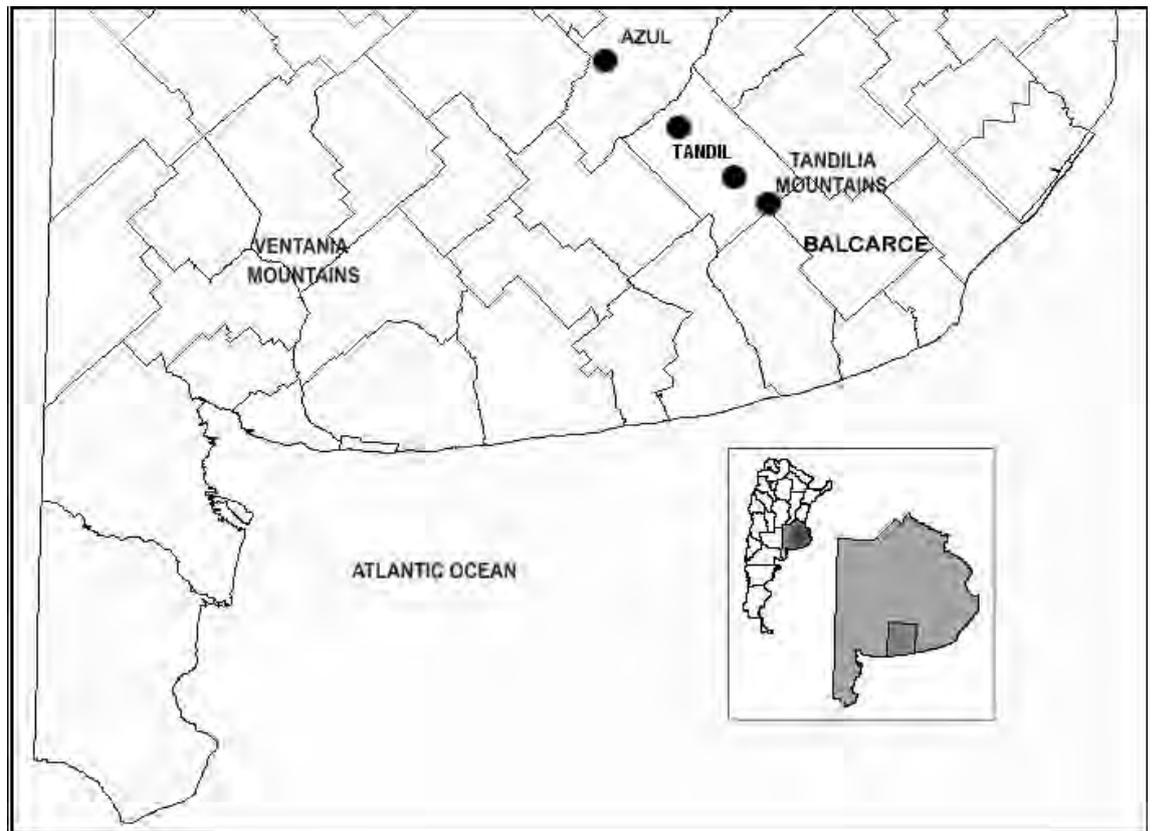


Figura 6. Ubicación de los sitios de muestreo (puntos negros) a escala de partido dentro de la Pampa Austral.

De este modo, en el partido de Azul, se seleccionó la sub-cuenca 2 correspondiente al Arroyo “Del Azul”. En el partido de Tandil, se seleccionaron tres unidades diferentes: la sub-cuenca 6 -ubicada en el arroyo “La Pastora”-, la sub-cuenca 8 –ubicada en el arroyo “San Felipe”- y la sub-cuenca 10 en el límite con el partido de Balcarce, -ubicada sobre el arroyo Napaleofú-.

Todos los sitios seleccionados dentro de estas sub-cuencas, están compuestos por dos estructuras de vegetación contrastantes: a) la compuesta por un estrato arbóreo de *Salix fragilis* acompañado por un estrato herbáceo de *Festuca arundinacea* y, b) la compuesta exclusivamente por un estrato herbáceo de *Festuca arundinacea*.

1.2.2 Metodología utilizada y análisis de las muestras

Se realizaron simulaciones de escorrentía superficial aplicando un manto de agua en parcelas de escurrimiento, siguiendo un procedimiento similar al utilizado por Hook (2003). Si bien no se midieron las reducciones de velocidad de flujo superficial, como variable indicadora de la capacidad de filtrado, se utilizó la reducción del volumen de escorrentía y el porcentaje de retención de sedimentos dado que, la capacidad de transporte de estos en el agua, es función de la velocidad del flujo (Haan et al., 1994).

El experimento se llevó a cabo en la primavera de 2012. En cada uno de los sitios de estudio (Tabla 1) se delimitaron en forma aleatoria tres parcelas rectangulares, cuyos lados mayores, -2,5 metros-, estaban orientados en forma paralela a la pendiente general de la FVR y sus lados menores, -1,5 metros-, se encontraban en forma perpendicular a la anterior. Sobre estas parcelas se efectuaron las mediciones de escorrentía. Para la generación de escorrentía superficial, se utilizó un dispositivo (Figura 7) que consta de un tanque con un volumen de 150 litros, planchas contenedoras de cinc y un recolector del flujo. En el tanque se agregaron agua y la cantidad total de sedimentos con glifosato, nitrógeno y fósforo a utilizar (adaptado de Syversen y Bechmann, 2004).

Dado que, en condiciones naturales, cuando comienza a llover y hasta que se genera escorrentía superficial, los suelos adyacentes junto con los de las FVR, se van saturando simultáneamente, a las parcelas se les aplicaron previamente al experimento 150 litros de agua, -equivalentes a 40 mm de lluvia-, para no saturarla completamente y poder cuantificar los tres mecanismos básicos de retención. Para lograr esto, un agitador mantuvo las partículas en suspensión en el tanque, durante el experimento. Se utilizó una bomba para extraer la solución, con un medidor de presión que nos permitió controlar y ajustar el caudal entregado a la parcela. El mismo, se

mantuvo constante en $1,11 \text{ l}\cdot\text{seg}^{-1}$, el que según la fórmula racional (FAO, 1997), representó una lluvia de $40 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ de intensidad. El agua utilizada fue siempre del mismo pozo, para mantener constante los parámetros fisicoquímicos en todos los sitios. Ellos fueron RAS: 7,65, CE: $0,62 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, -clasificada como C₂-S₂ según la clasificación de aguas para riego Riverside- (Thorne y Peterson, 1954; Wilcox, 1984) y pH: 8,0. Cabe consignar que este último valor no sufrió modificaciones cuando se le adicionó el sedimento con los solutos utilizados.

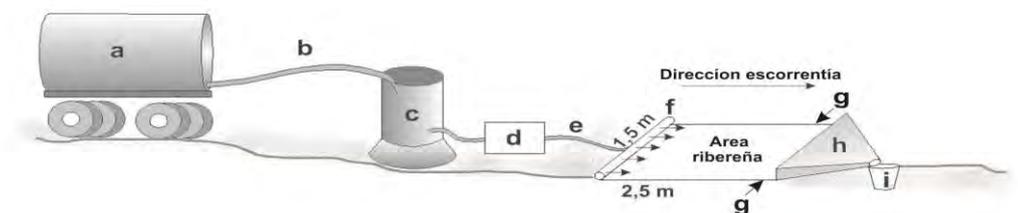


Figura 7. Dispositivo simulador de escorrentía superficial donde: a: cisterna con agua; b: tubería de suministro de agua; c: tanque de suministro de agua con agregado de sedimentos, glifosato, fósforo y nitrógeno; d: bomba con medidor de presión; e: tubería de suministro de agua con agregado de sedimentos y solutos; f: caño cribado para generar escorrentía; g: planchas contenedoras de cinc; h: embudo colector del flujo; i: recipiente colector del flujo de escorrentía.

En concordancia con Svik y Syversen (2008) se utilizó como sólido en suspensión o sedimento, suelo recolectado de un lote agrícola del área en estudio. Su composición fue (arcilla: 37,7 %; arena: 29,4 %; limo: 32,9 %; CIC: 23,5; PSI: 4,2 y RAS: 6,7) en todos los tratamientos. El mismo se obtuvo de los primeros 3 cm del horizonte A, por tratarse de la porción del suelo más susceptible de erosionarse (Polyakov y Nearing, 2004), a modo de evitar que el glifosato no manifieste adsorciones diferenciales debidas a diferentes granulometrías.

El suelo fue desagregado, secado a 30°C hasta peso constante y tamizado por una malla de 2 mm., se tomó una masa de 1000 g a la que se añadió la cantidad

necesaria de “glifosato (líquido emulsionable, 480 g.Kg⁻¹, Estrella®)”, para alcanzar la concentración requerida de 18 µg.l⁻¹ (Syversen y Bechmann, 2004) y se dejó en reposo durante 24 horas para obtener el equilibrio de adsorción-desorción de glifosato a las partículas del suelo. Posteriormente, se agregó esta mezcla obtenida, -previamente disuelta en 12 litros de agua-, en el tanque del simulador, resultando en una concentración de 5 mg.l⁻¹. Para corroborar, -dado que no se consideraron las concentraciones de solutos presentes en el suelo utilizado como sedimento-, una vez iniciado el experimento, se extrajo una muestra de la solución run-on, la cual se analizó en laboratorio junto a las muestras run-off. Posteriormente, se midió el volumen de escurrimiento run-off luego de cada corrida, a fin de obtener el valor de reducción del volumen de agua que se infiltra. Todo lo recolectado en las tres determinaciones efectuadas en cada sitio, se mezcló en una sola muestra, -compuesta por cada sitio de muestreo-, en recipientes plásticos de 1 litro. Estos se conservaron a 4°C hasta su llegada al laboratorio, donde se almacenaron a -20°C hasta su análisis. En el momento del análisis las muestras fueron descongeladas y filtradas por una membrana de nylon de 0,45 µm para separar el agua de los sedimentos en suspensión. Se registró el peso húmedo de los sedimentos y se llevaron a estufa hasta obtener el peso seco, para determinar su concentración en cada muestra (1):

$$\text{Concentración de sedimentos} = \frac{(\text{peso húmedo} - \text{peso seco})}{\text{volumen de la muestra}} \quad (1)$$

La retención se calculó como la diferencia entre el sedimento agregado menos el recolectado, expresándose como porcentaje del primero. La eficacia de retención se expresa como (2):

$$\text{Retención de sedimentos} = \frac{(\text{Concentración inicial} - \text{Concentración final})}{\text{Concentración inicial}} 100 \quad (2)$$

La retención de glifosato se calculó utilizando las concentraciones iniciales y finales, en las matrices agua y sedimento, sobre las muestras run-on y run-off, para lo cual se utilizó el método de Cromatografía Líquida y Espectrometría de masas, en el Laboratorio de Física de suelos de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce. El cromatógrafo líquido se acopló a un espectrómetro de masas con analizadores de triple cuadrupolo (Aparicio et al., 2013). El límite de detección (LD) obtenido en el suelo con la presente técnica fue de 5 mg.kg^{-1} , tanto para AMPA como para glifosato mientras que, el límite de cuantificación (LQ) fue de 10 mg.kg^{-1} .

La retención de glifosato + AMPA se calculó como la diferencia entre el agregado menos el recolectado, expresándose como porcentaje de los primeros. La eficacia de retención se expresa como (3):

$$\text{Retención de glifosato} = \frac{(\text{Concentración inicial} - \text{Concentración final})}{\text{Concentración inicial}} 100 \quad (3)$$

Asimismo, para determinar la partición en el flujo de escorrentía, es decir, el flujo run-off y cuantificar la retención física, -retención de agua de escorrentía-, y química o biológica, del total del flujo se comparó la masa de glifosato, nitrógeno y fósforo corrigiendo sus concentraciones por el volumen de escorrentía.

Paralelamente, en cada sitio de muestreo, se determinaron: 1) pendiente de la FVR; 2) rugosidad superficial (R_c); 3) profundidad al nivel freático; 4) conductividad hidráulica a saturación (K_s); 5) biomasa aérea y porcentaje de intercepción de radiación lumínica (PIRL); 6) biomasa de mantillo; 7) biomasa de raíces; 8) materia orgánica del suelo; 9) conductividad eléctrica del suelo; 10) contenido de arena del suelo; 11) contenido de limo del suelo; 12) contenido de arcilla del suelo; 13) densidad aparente del suelo; 14) contenido de humedad del suelo; 15) capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo; 16) pH del suelo.

Las determinaciones de la pendiente de las FVR, se realizaron utilizando nivel óptico considerando los puntos que las delimitan, por una línea perpendicular de largo variable, que comprendió desde el borde del agua hasta el inicio del lote adyacente.

Las mediciones de rugosidad superficial dentro de los sitios de muestreo, se determinaron mediante el método de la cadena (R_c), eligiendo lugares al azar, sobre los cuales, en concordancia con Saleh (1993), se delimitaron parcelas de 1m^2 en las que se tomaron cuatro repeticiones de R_c . La cadena de rodillos utilizada en este estudio tenía secciones de 1,1 cm de ancho y de 2 cm de longitud y una longitud total de 1,29 m., similares a las utilizadas por Saleh (1993). Dado que se procuró evaluar la rugosidad de la vegetación ribereña en relación a la reducción del flujo de escorrentía y a la retención de solutos con dos estructuras de vegetación contrastantes, esto podría explicar las diferencias obtenidas en los valores reportados por la bibliografía en que las mediciones se realizan luego de retirar la cobertura vegetal. La cadena se colocó cuidadosamente sobre la superficie del suelo y la longitud cubierta se midió con una cinta métrica. Se utilizó la relación entre la longitud medida sobre la superficie (medida con cinta métrica) sobre la longitud de la cadena (Figura 8).



Figura 8. Mediciones de rugosidad del suelo utilizando el método de la cadena, en arroyo Del Azul.

El coeficiente R_c (se expresa en porcentaje y es adimensional) determina el perfil de la superficie del suelo mediante la siguiente ecuación (4) (Saleh, 1993):

$$R_c = 100 (1 - L_2/L_1) \quad (4)$$

Donde L_1 es la longitud total de la cadena, expresada en metros y L_2 es la distancia euclidiana, entre extremos de la cadena cuando se coloca sobre el suelo, expresada en metros.

La profundidad al nivel freático se determinó en el lugar de la FVR en que se realizaron las demás determinaciones, utilizando un freatómetro, al que se acopló una sonda freatómetrica Eijkelkam.

Para las determinaciones de K_s se tomaron 3 muestras de suelo sin disturbar de la capa superficial, por tratamiento y por bloque, utilizando cilindros de 8,5 cm de profundidad y 6 cm de diámetro (Klute y Dirksen, 1986). Las mediciones en laboratorio se realizaron utilizando un permeámetro de carga constante (Reynolds et al., 2002). A los cilindros de suelo tomados en el campo, en el laboratorio, se les colocó en el extremo inferior una cubierta de tela atada con una banda de goma y en el extremo superior una extensión de metal, fijándola herméticamente con un trozo de goma. Los cilindros así preparados se saturaron por capilaridad en una bandeja y posteriormente se colocaron en el permeámetro sobre los que se mantuvieron una carga constante de agua, midiéndose el volumen de agua percolada a través de ellos en un tiempo determinado. Los valores obtenidos, -expresados en $\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ -, no se distribuyeron normalmente y fueron transformados a logaritmo, antes de aplicar el análisis de varianza y la comparación entre los distintos tratamientos (Biggar y Nielsen, 1976).

La biomasa aérea se cortó al ras y cosechó todo el material vegetal correspondiente al estrato herbáceo contenido en 4 parcelas de $0,25 \text{ m}^2$ cada una. La biomasa aérea de los árboles no se calculó dado que, no influye directamente en los procesos de retención a evaluar aunque, a modo de contar con una caracterización de la vegetación, se midió la radiación fotosintéticamente activa por debajo del estrato de *Salix fragilis* y fuera de éste, obteniéndose el PIRL (porcentaje de intercepción de radiación lumínica), el cual se expresa como (5):

$$PIRL = \frac{\text{Intercepción de radiación (afuera-abajo) canopeo estrato arbóreo}}{\text{Intercepción radiación fuera del canopeo estrato arbóreo}} 100 \quad (5)$$

Para esta determinación, se utilizó un radiómetro integrado Li-Cor Inc., modelo Li-188B. Se contó con un plazo de 4 horas, -2 horas a cada lado del mediodía solar-, considerando el mismo a las 13:15 horas. Las lecturas se realizaron cuando el cielo

estaba despejado. En cada sitio de muestreo, se realizaron cuatro mediciones bajo el estrato arbóreo, cuyos valores se promediaron y una lectura fuera de él, procurando evitar todas las sombras e integrando cada 100 segundos. La radiación fotosintéticamente activa, -que es expresada en microeinsteins por metro cuadrado por segundo ($\mu E/m^2/seg$)-, comprende la banda espectral de la radiación solar de 400 a 700 nanómetros que es la utilizada en el proceso de fotosíntesis. Esta región espectral se corresponde aproximadamente con la gama de luz visible para el ojo humano (McCree, 1981).

La biomasa de mantillo, se tomó dentro de las mismas parcelas, recolectándose toda la vegetación desprendida del suelo y la broza remanente. De las muestras totales de biomasa aérea y de mantillo, se separaron 4 alícuotas las cuales, fueron procesadas para la estimación de peso seco y referidas a unidad de superficie; las alícuotas y muestras obtenidas, fueron procesadas en el laboratorio de Ecología de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce, donde se tomó el peso húmedo de las mismas, llevándose a estufa a 60°C durante 48 horas para obtener el peso seco de la alícuota y, referirlo al total de la muestra y calcular su error estándar, de acuerdo a lo sugerido por Kandus (2012).

La biomasa de raíces se tomó dentro de las mismas parcelas. Para la extracción de muestras conjuntas de los estratos arbóreo y herbáceo de 0 - 20 cm de profundidad, se utilizó un muestreador en cuyo interior se colocaron tubos plásticos de 1,5 cm de radio por 20 cm de longitud en tanto que, para los estratos de 20-30 y 30-40 cm., se utilizó otro muestreador en cuyo interior se colocaron tubos plásticos de 1,5 cm de radio por 10 cm de longitud. A fin de referir el peso seco de la biomasa de raíces por unidad de volumen de suelo ($Kg.m^{-3}$), se calculó el volumen total de los tubos, mediante (6):

$$V = \pi r^2 h \quad (6)$$

Las muestras de biomasa subterránea, se procesaron disgregando el suelo, para luego ser lavado sobre tamices con malla de 20 mm. Se extrajeron manualmente las raíces visibles con la ayuda de una lupa y una pinza. Dada la pequeña cantidad extraída, no se tomaron alícuotas. Las raíces recuperadas fueron llevadas a peso seco en estufa a 60°C, durante 48 horas en el laboratorio de Ecología de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce.

Para la determinación de las variables químicas de los suelos, en todos los casos, se tomaron 4 muestras por cada sitio de estudio; a su vez, cada muestra estuvo compuesta por 20 sub-muestras. Se utilizó un muestreador de 10 cm. de profundidad por 2,5 cm. de diámetro. Las muestras fueron procesadas en el laboratorio de análisis de suelos en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce.

Para obtener los valores de materia orgánica del suelo, se utilizó el método de Walkley y Black (1934). La conductividad eléctrica del suelo se obtuvo utilizando un conductímetro, usando el extracto de suelo de la pasta saturada.

La textura, -contenido de arena, limo y arcilla-, se determinó mediante el método de la pipeta de Robinson (Soil Conservation Service, 1972).

La densidad aparente se determinó por el método del cilindro (Blake y Hartge, 1986). Se tomaron tres muestras de suelo no disturbadas con un muestreador manual (Eijkelkamp, Equipamiento del Suelo Res. BV, Giesbeek) con cilindros de acero inoxidable de 5 cm de diámetro y de altura en cada sitio.

El contenido de humedad del suelo, se determinó por gravimetría pesando la masa de la muestra húmeda y seca. La capacidad de intercambio de cationes se realizó por Chapman (1965) y el pH de la solución del suelo de acuerdo a metodología detallada en Nelson y Sommers (1982).

1.2.3 Análisis de los datos

Para la puesta a prueba de la hipótesis 1 y de sus dos predicciones derivadas, los datos se analizaron mediante un análisis de la varianza con covarianza (ANAVA) (acrónimo en inglés ANOVA, de ANalysis Of VAriance), cuyos supuestos fueron comprobados, para un diseño completamente aleatorizado, con 4 repeticiones y 2 tratamientos (presencia o ausencia de estructuras arbóreas), que fueron las variables de clasificación. Se utilizaron como covariables aquellas menos dependientes del tipo de vegetación, de modo de remover la influencia de factores fuera de control (e.g. pendiente de la FVR, contenido de arena, limo, arcilla y contenido de humedad del suelo). Además, se efectuaron Correlaciones Parciales con el objetivo de calcular la magnitud y el sentido de la asociación entre dos variables, -reducción del volumen de escorrentía, retención de sedimentos, de glifosato, de nitrógeno y de fósforo vs. variables topográficas, biológicas y edáficas, respectivamente-, después de ajustar el efecto de las 5 variables que mayor peso tienen sobre cada relación.

Los análisis estadísticos se realizaron mediante el software InfoStat Profesional (Di Renzo et al., 2011).

1.3 Resultados

La presencia de sauces solo alteró de forma significativa las propiedades biofísicas conductividad hidráulica a saturación del suelo (K_s), rugosidad superficial (R_c), biomasa aérea del estrato herbáceo y humedad del suelo, en comparación con las áreas sin árboles (Tabla 2).

Tabla 2. Análisis de comparaciones múltiples entre variables biofísicas de los suelos, en franjas con o sin árboles. Los valores de error estándar se muestran entre paréntesis. En cada fila, los valores seguidos por letras diferentes indican diferencias significativas entre los ambientes (con o sin árboles) ($p \leq 0,05$).

	K_s (mm.h ⁻¹)	Log. K_s	R_c	Biomasa aérea del estrato herbáceo (Kg.m ⁻²)	Humedad del suelo (%)
Presencia de arboles	756,46 (189,2) (b)	2,86 (0,09) (b)	7,09 (0,19) (a)	0,50 (0,10) (a)	30,53 (1,15) (a)
Ausencia de arboles	406,86 (53,3) (a)	2,56 (0,09) (a)	10,83 (0,19) (b)	0,76 (0,06) (b)	47,35 (2,25) (b)

Las valores de pendientes, profundidad al nivel freático, biomasa aérea del estrato herbáceo, biomasa de mantillo, -error estándar de sus alícuotas de 0,07-, biomasa de raíces, materia orgánica, conductividad eléctrica, contenido de arena, contenido de limo, contenido de arcilla, densidad aparente, capacidad de intercambio catiónico y pH, en las FVR no difirieron significativamente en los sitios con y sin árboles.

Considerando las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin árboles, los resultados de los análisis efectuados muestran que: 1) conductividad hidráulica a saturación transformada logarítmicamente (Log K_s), fue mayor (p : 0,05) en los sitios con presencia de árboles (Figura 9); 2) rugosidad superficial (R_c) arrojaron mayores valores (p : 0,006) en los sitios que solo cuentan con estructuras herbáceas (Figura 10); 3) biomasa aérea registró mayores valores (p : 0,04) en los sitios que solo cuentan con estructuras herbáceas (Figura 11) con un error estándar de las alícuotas de 0,22. Esto podría atribuirse al mayor desarrollo vegetativo que experimenta, al no disponer de competencia por radiación lumínica; 4) interceptación de la radiación solar, expresada en %, registró mayores valores (p : 0,001) en los sitios que solo cuentan con estructuras herbáceas (Figura 12); 5) biomasa de raíces no arrojó diferencias significativas para los sitios con y sin árboles. Dada la poca cantidad de material fresco obtenido, no se tomaron alícuotas. Cuando se analizó por estratos, en concordancia

con Adhikari et al. (2013), los valores más altos se encontraron en el estrato superficial del suelo, en comparación con los más profundos (Figura 13) y 6) contenido de humedad de los suelos registró los mayores valores ($p: 0,0006$) en los sitios que solo cuentan con estructuras herbáceas (Figura 14).

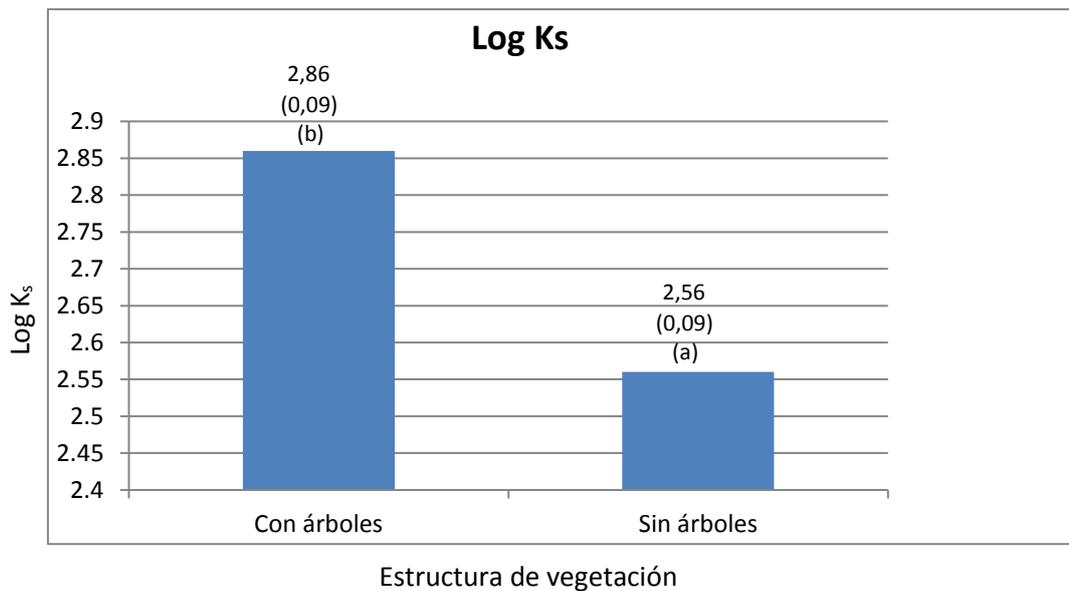


Figura 9. Comparación de la conductividad hidráulica saturada, transformada logarítmicamente ($\text{Log } K_s$), de suelos con estructuras de vegetación ribereñas, con y sin presencia de árboles. Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

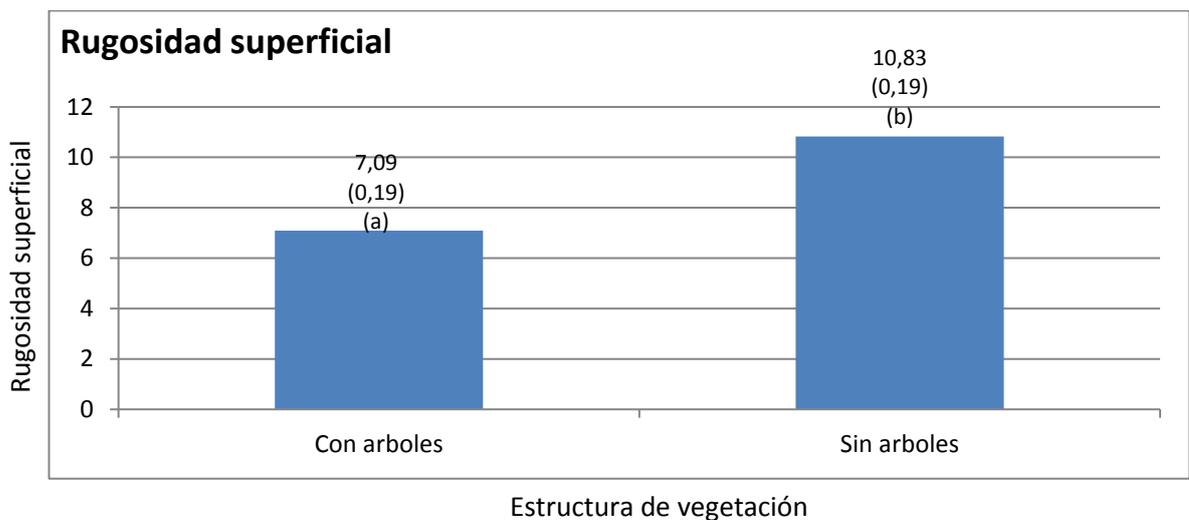


Figura 10. Comparación de la rugosidad superficial, en las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin presencia de árboles. Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

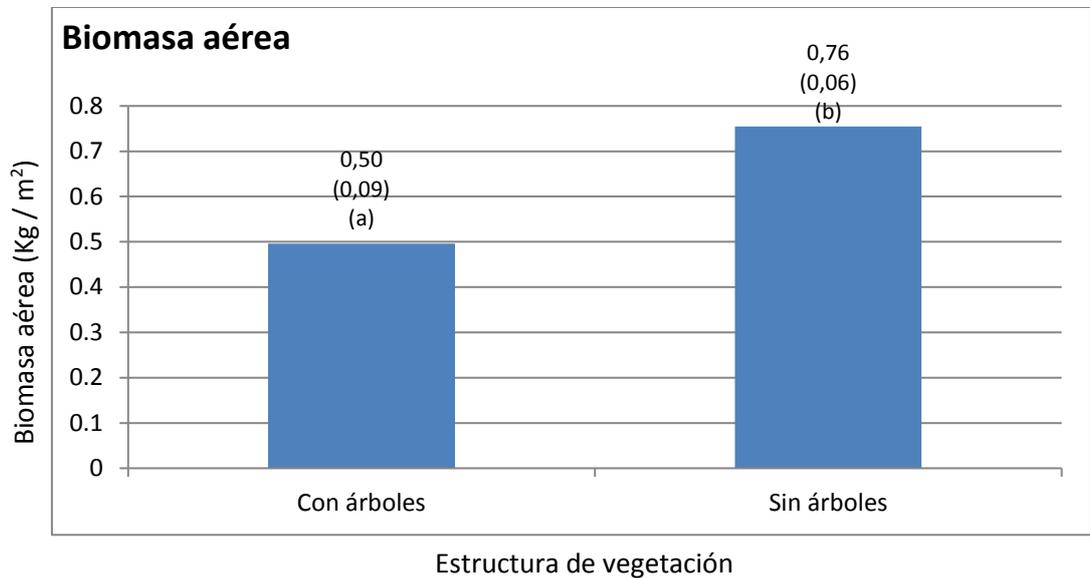


Figura 11. Comparación de la biomasa aérea, expresada en Kg.m⁻², existente en las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin presencia de árboles. Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

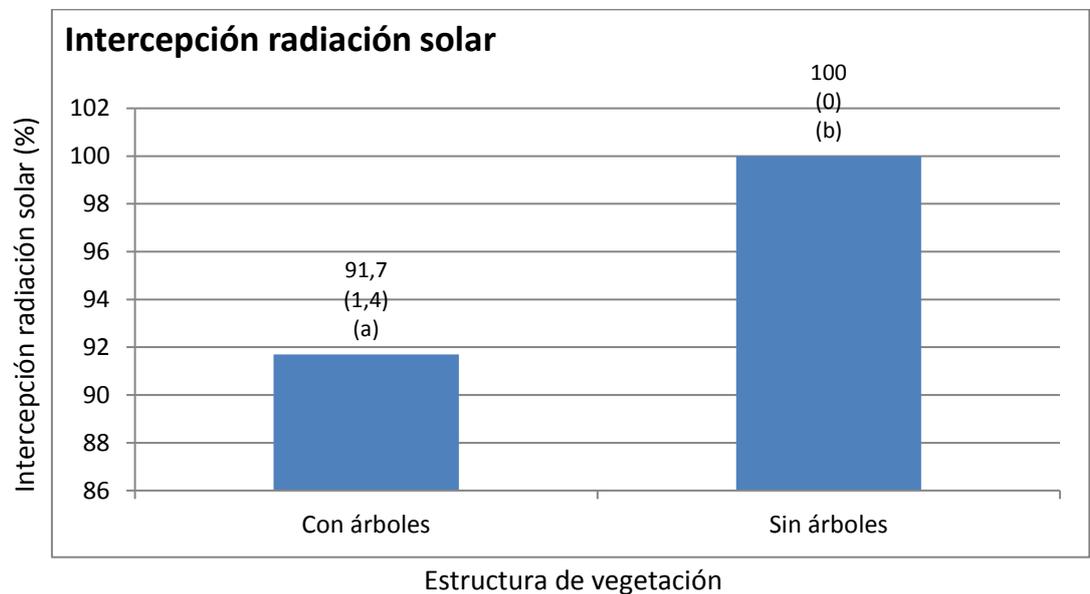


Figura 12. Comparación de la intercepción de la radiación solar, expresada en %, en las estructuras de la vegetación ribereñas con y sin presencia de árboles. Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

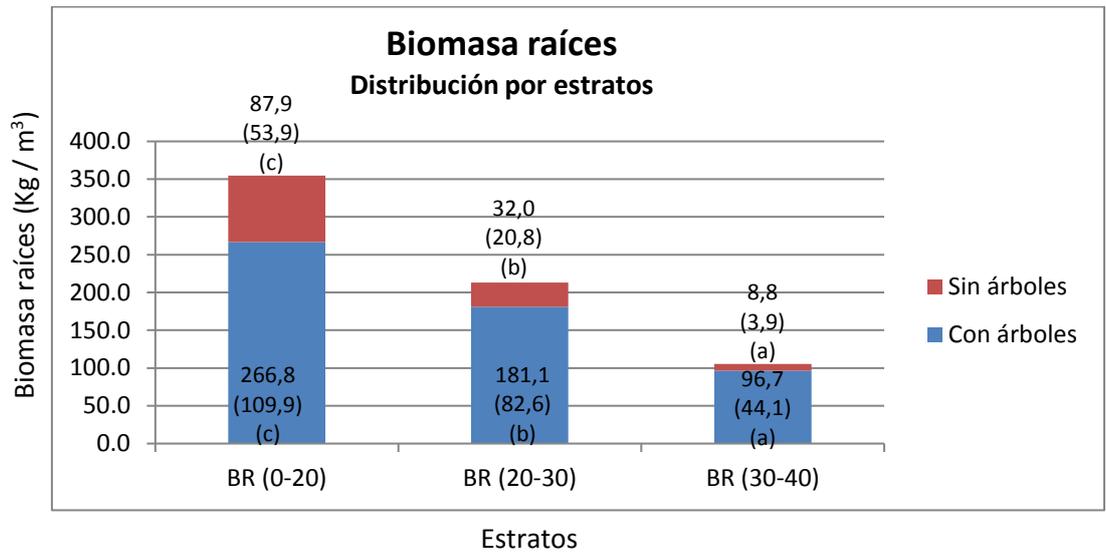


Figura 13. Comparación de la biomasa de raíces y su distribución por estratos, expresada en Kg. m⁻³, en suelos con estructuras de vegetación ribereñas, con y sin presencia de árboles. Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

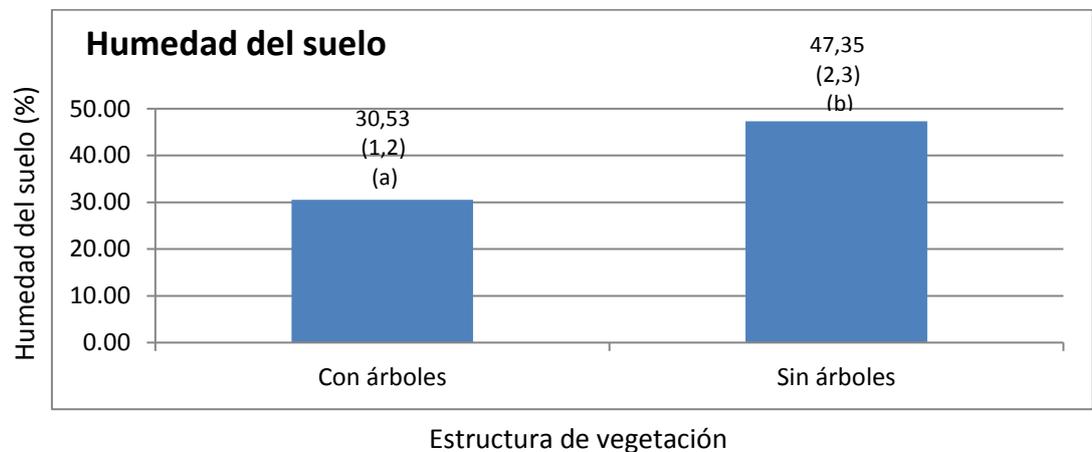


Figura 14. Comparación del contenido de humedad del suelo, expresado en porcentaje, existente en suelos con estructuras de la vegetación ribereñas, con y sin presencia de árboles. Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

Por su parte, se presentan los valores de reducción del volumen de escorrentía y de retención de sedimentos, glifosato, nitrógeno y fósforo en áreas con y sin árboles. Cabe aclarar que los valores de sedimentos, nitrógeno y fósforo no mostraron diferencias significativas (Fig. 15).

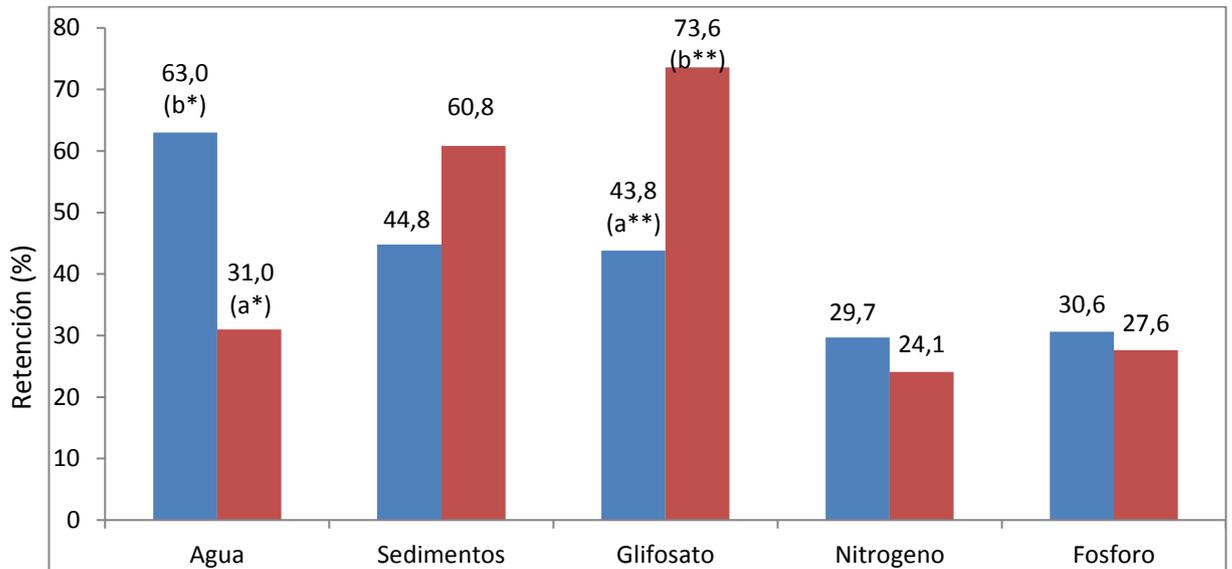


Figura 15. Eficiencia media de la reducción del volumen de escorrentía superficial, de la retención de sedimentos, glifosato, nitrógeno y fósforo en áreas ribereñas con y sin árboles. Las columnas azules representan los sitios con árboles y las columnas rojas representan los sitios sin árboles. Letras diferentes indican diferencias significativas (* $p \leq 0.05$; ** $p \leq 0.01$).

1.3.1 Reducción del volumen de escorrentía

La reducción del volumen de escorrentía fue significativamente mayor en los ambientes con árboles (Fig. 15). Aunque la presencia de árboles no alteró significativamente las propiedades biofísicas de los suelos, la variación de estas propiedades dentro del conjunto de datos, -con y sin árboles-, se asoció significativamente con la reducción del volumen de escorrentía. Los análisis de correlaciones parciales para los ambientes con y sin árboles, mostraron que la reducción del volumen de escorrentía aumentó significativamente con el contenido de arena del suelo, la conductividad hidráulica saturada del suelo y la profundidad al nivel freático, mientras que disminuyó con la densidad aparente, la humedad del suelo y la pendiente ribereña (Tabla 3).

Tabla 3. Análisis de correlaciones parciales entre reducción del flujo de escorrentía y variables topográficas, biofísicas y químicas de los suelos con y sin árboles, con sus niveles de significancia.

	Pendiente FVR	Profundidad al nivel freático	Arena	Conductividad hidráulica	Densidad aparente	Humedad suelo
Reducción flujo escorrentía	-0,44	0,92	0,70	0,79	-0,88	-0,74
Niveles de significancia (p)	0,05*	0,04*	0,05*	0,04*	0,04*	0,05*

1.3.2 Retención de sedimentos

En cuanto a la retención de sedimentos, no se encontraron diferencias significativas entre los ambientes con y sin árboles (Fig. 15). Los análisis de las correlaciones parciales para los ambientes con y sin árboles, mostraron que la retención de sedimentos aumentó significativamente con la biomasa aérea del estrato herbáceo, de mantillo y de raíces y, disminuyó con la pendiente ribereña (Tabla 4).

Tabla 4. Análisis de correlaciones parciales entre retención de sedimentos y variables topográficas, biofísicas y químicas de los suelos con y sin árboles, con sus niveles de significancia.

	Pendiente FVR	Biomasa aérea	Biomasa de mantillo	Biomasa de raíces
Retención de sedimentos	-0,88	0,90	0,89	0,98
Nivel de significancia (p)	0,02*	0,01*	0,03*	0,04*

1.3.3 Retención de glifosato

La retención de glifosato fue significativamente mayor en los ambientes sin árboles (Fig. 15). A su vez, los análisis de las correlaciones parciales para los ambientes con y sin árboles, mostraron que la retención de glifosato aumentó

significativamente con la retención de sedimentos y disminuyó con la pendiente ribereña y la biomasa de mantillo (Tabla 5).

Tabla 5. Análisis de correlaciones parciales entre retención de glifosato y variables topográficas, biofísicas y químicas de los suelos con y sin árboles, con sus niveles de significancia.

	Pendiente FVR	Biomasa de mantillo	Retención de sedimentos
Retención de glifosato	-0,84	-0,94	0,93
Niveles de significancia (p)	0,05*	0,05*	0,05*

1.3.4 Retención de nitrógeno

En cuanto a la retención de nitrógeno, no se encontraron diferencias significativas entre los ambientes con y sin árboles (Fig. 15). No obstante, los análisis de las correlaciones parciales para los ambientes con y sin árboles, mostraron que la retención de nitrógeno aumentó significativamente con la reducción del flujo de escorrentía, la conductividad hidráulica saturada del suelo y la profundidad al nivel freático en tanto que, disminuyó con la retención de sedimentos y la pendiente FVR (Tabla 6).

Tabla 6. Análisis de correlaciones parciales entre retención de nitrógeno y variables topográficas, biofísicas y químicas de los suelos con y sin árboles, con sus niveles de significancia.

	Pendiente FVR	Profundidad al nivel freático	Conductividad hidráulica	Retención sedimentos	Reducción flujo escorrentía
Retención nitrógeno	-0,97	0,98	0,73	-0,95	0,99
Niveles de significancia (p)	0,03*	0,001*	0,05*	0,05*	0,01*

1.3.5 Retención fósforo

En cuanto a la retención de fósforo, no se encontraron diferencias significativas entre los ambientes con y sin árboles (Fig. 15). No obstante, los análisis de las correlaciones parciales para los ambientes con y sin árboles, mostraron que la retención de fósforo aumentó significativamente con la retención de sedimentos y disminuyó con la pendiente de la FVR y el contenido de arena de los suelos (Tabla 7).

Tabla 7. Análisis de correlaciones parciales entre retención de fósforo y variables topográficas, biofísicas y químicas de los suelos con y sin árboles, con sus niveles de significancia.

	Pendiente FVR	Arena	Retención de sedimentos
Retención de fósforo	-0,95	-0,96	0,98
Niveles de significancia (p)	0,04*	0,04*	0,01*

Finalmente, se muestra la partición de glifosato, nitrógeno y fosforo, transportados por el flujo de escorrentía, en franjas de vegetación ribereñas con y sin árboles, en el flujo run-off, retención química y/o biológica y retención física (Tabla 8).

Tabla 8. Partición de glifosato, nitrógeno y fosforo, transportados por el flujo de escorrentía.

	Glifosato con árboles	Glifosato sin árboles	Nitrógeno con árboles	Nitrógeno sin árboles	Fósforo con árboles	Fósforo sin árboles
Run-off	20,8	18,2	26,0	52,4	25,7	49,9
Retención química / biológica	16,2	50,8	11,0	16,6	11,3	19,1
Retención física	63,0	31,0	63,0	31,0	63,0	31,0

1.4. Discusión

Los valores de reducción del volumen de escorrentía son consistentes con el hecho de que la profundidad al nivel freático determina la porción de suelo no saturado que puede almacenar agua (Troch y De Troch, 1993), que también explica la influencia de la humedad del suelo, condicionada por el contenido de arena. Por su parte, a medida que aumenta la densidad aparente, se reduce la porosidad del suelo (Sobieraj et al., 2004), afectando negativamente la infiltración. La influencia de la pendiente ribereña en la reducción del volumen de escorrentía se debe a una disminución del flujo de agua, aumentando así la infiltración (Naiman y Décamps, 1997). Los valores más altos de reducción del volumen de escorrentía se atribuyen a la presencia de árboles, en concordancia con Niemeyer et al. (2014). Este comportamiento está relacionado con la profundidad al nivel freático, la conductividad hidráulica, el contenido de arena y de humedad del suelo, la densidad aparente y la pendiente ribereña, registrada en los suelos que sustentan árboles en comparación a aquellos sin árboles, consistente con lo informado por Frasier et al. (1998). Rahe et al. (2015) por su parte, informaron que la densidad aparente del suelo fue significativamente menor en los sitios con árboles y que a su vez, tuvieron mayores contenidos de materia orgánica, nitrógeno total y de contenido de humedad.

Los suelos con buen drenaje, minimizan la generación de escorrentía superficial tanto en la ladera como dentro de las FVR (Herron y Hairsine, 1998). Los suelos que sustentan vegetación arbórea, tienden a ser relativamente más porosos y con altas tasas de infiltración (Thorne, 1990), lo que influye en mayor capacidad de retención de agua (Sóvik et al., 2012) y por lo tanto, menores tasas de escorrentía superficial (Engler, 1919; Lull y Reinhardt, 1972; Moeschke, 1998; Hümann et al., 2011). Las raíces de los árboles des compactan las capas hidrológicamente

impermeables de los suelos, aumentando de este modo la capacidad total de almacenamiento de agua (Lüscher y Zürcher, 2002).

Además, según Blackburn et al. (1992) y Spaeth et al. (1996), la infiltración se relaciona con diferentes comunidades vegetales, lo que indica que la textura del suelo es un factor menos importante que la vegetación. Marelli y Arce (1995) y Pacheco et al. (1996) obtuvieron valores bajos de conductividad hidráulica en suelos degradados con cultivos continuos, valores intermedios para cultivos herbáceos anuales con diferentes sistemas de labranza y los valores más altos en suelos con bosques naturales.

Los valores de retención de sedimentos transportados por escorrentía superficial están relacionados con la biomasa aérea y de mantillo, que ocasionan una reducción en la velocidad del flujo de escorrentía, por el aumento en la rugosidad superficial y las fuerzas de fricción (Robinson et al., 1996; Schmitt et al., 1999; Dosskey, 2001). Además, la reducción de velocidad del flujo, genera una menor capacidad de transporte, lo que favorece la deposición de sedimentos. Por su parte, la biomasa de raíces aumenta la porosidad la cual, favorece la infiltración y la estructura del suelo (Thorne, 1990) que a su vez, beneficia la deposición de sedimentos (Wilson et al., 2005). Al mismo tiempo, las menores pendientes ribereñas reducen la velocidad del flujo de escorrentía (Naiman y Décamps, 1997), lo que favorece la deposición de sedimentos. El ángulo de la pendiente de la FVR es un factor clave para determinar la retención de sedimentos dentro de la FVR (Young et al., 1980; Peterjohn y Correll, 1984; Dillaha et al., 1989; Magette et al., 1989; Phillips, 1989). Dillaha et al. (1989) compararon la remoción de sedimentos bajo diferentes pendientes con todos los demás factores constantes, encontrando una relación inversa entre el ángulo de la pendiente y la retención de sedimentos. Muchos trabajos (e.g. Barling y Moore, 1994; Collier et al., 1995) concluyen que las FVR deben poseer un mayor ancho cuando la

pendiente es pronunciada, para dar más tiempo a la disminución de la velocidad del flujo de escorrentía superficial.

Los valores de retención de sedimentos obtenidos en nuestro trabajo son similares a los informados por Arora et al. (2010), en una extensa revisión bibliográfica de los trabajos realizados en diferentes condiciones experimentales principalmente, con diferentes longitudes de parcelas y flujos de escorrentía. La tendencia observada de mayores valores de retención en las áreas sin árboles es consistente con lo informado por Dillaha et al. (1989). Sin embargo, en dos sitios (“La Pastora” y “San Felipe”) los mayores valores se obtuvieron en sitios con árboles. Este comportamiento está relacionado con los valores más altos de biomasa aérea registrados en estos sitios, que ocasionan valores más altos de rugosidad superficial (Orué, 2008). Por su parte, Sovik et al. (2012) concluyen que es crucial la presencia de una cobertura herbácea densa para que se produzca la sedimentación.

Los valores de retención de glifosato se encuentran muy relacionados a la retención de sedimentos. Esta relación es confirmada por estudios que muestran su mayor afinidad por las partículas de arcilla (Syversen y Bechmann, 2004; Carriquiriborde, 2010; Aparicio et al., 2013). Cabe consignar que el sedimento utilizado en el ensayo poseía un 37,7 % de arcilla. Esto también mostraría su mayor preferencia por adsorberse a estas partículas que a ser retenido por la biomasa de mantillo (Gevao y Jones, 2002). La alta afinidad de glifosato a partículas de suelo, explicaría la no influencia de otras variables estudiadas asociadas a la infiltración (humedad del suelo, arena y densidad aparente).

Los valores de retención de glifosato obtenidos en nuestro trabajo son similares a los informados por Syversen (2003) y Syversen y Bechmann (2004) en una extensa revisión bibliográfica de los trabajos realizados en diferentes condiciones experimentales principalmente, con diferentes longitudes de parcelas y flujos de escorrentía.

Los valores de retención de nitrógeno obtenidos en nuestro trabajo son sustancialmente menores a los informados por la bibliografía, aunque en condiciones experimentales diferentes, -fundamentalmente en lo concerniente a longitudes de parcelas y caudales- (Mayer et al., 2007; Ranalli y Macallady, 2010). En este trabajo, en los sitios con estrato arbóreo, los valores de retención de nitrógeno fueron algo mayores (29,7%) que en los sitios que no lo poseían (24,1%) en concordancia con Syversen (2005) probablemente debido a su mayor biomasa total y a que las especies arbóreas invasoras facilitan el ciclado del nitrógeno al aumentar su disponibilidad en el suelo y su absorción (Jo et al., 2017). A pesar de la pequeña diferencia, no pudo atribuirse estadísticamente a la presencia de estructuras arbóreas y se relacionó con los mayores valores de reducción del volumen del flujo de escorrentía, registrados en los suelos que sustentan las estructuras arbóreas, en comparación a aquellos que sustentan estructuras herbáceas, en concordancia con lo informado por Zhang et al. (2010) aunque no por otros trabajos (Wenger, 1999). Por su parte, la estrecha relación encontrada entre la retención de nitrógeno con la conductividad hidráulica del suelo y con la reducción del volumen del flujo de escorrentía, ejercida por las franjas de vegetación ribereñas, se debería a que los nitratos son relativamente estables, muy solubles en agua y no se fijan en arcillas ni en la materia orgánica, lo que los hace muy móviles y susceptibles a pérdidas por vías de lixiviación y escurrimiento (Hatch et al., 2002). La retención de nitrógeno también se correlacionó positivamente con la profundidad al nivel freático ya que determina la porción de suelo sin saturar, que puede almacenar agua (Troch y De Troch, 1993) y en concordancia con Lowrance et al. (1997) que mostraron altas tasas de eliminación de nitrógeno en zonas con bajas profundidades al nivel freático y circulación de aguas subterráneas cerca de la zona de las raíces. Por su parte, se encuentra negativamente relacionada a la pendiente de la franja de vegetación ribereña dado que, ésta es la que determina la velocidad del flujo de escorrentía (Naiman y Décamps, 1997) y a la retención de sedimentos (Hatch et al.,

2002). Las menores pendientes ocasionan un incremento en el tiempo de permanencia del flujo de escorrentía, favoreciendo los fenómenos de infiltración y de deposición de sedimentos (Wilson et al., 2005).

Los valores de retención de fósforo obtenidos en nuestro trabajo son sustancialmente menores a los informados por la revisión bibliográfica de Hoffmann et al. (2009), -aunque en condiciones experimentales diferentes, fundamentalmente en lo concerniente a longitudes de parcelas y caudales-, que citan eficiencias del 41 al 95%. En este trabajo no se registraron diferencias significativas en sitios con árboles (30,6%) y sin árboles (27,6%) en concordancia con Roberts et al. (2012) quienes concluyeron que no queda claro que especies ribereñas mejoran la retención física de fósforo como así tampoco, si una especie individual o múltiples especies, son más eficientes. Sin embargo, Lee et al. (1998) concluyeron que una sola especie ribereña, retuvo más fósforo debido a su distribución uniforme. Contrariamente, Young et al. (1980) encontraron que múltiples especies retuvieron más este elemento. Algunos trabajos muestran que las estructuras herbáceas son generalmente, más eficientes que las arbóreas para retener fósforo (Osborne y Kovacic, 1993; Parsons et al., 1994) dada su correlación positiva con la cobertura vegetal (Liu et al., 2014). En cambio, Søvik y Syversen (2008), determinaron que las estructuras arbóreas retienen un 40% más que las herbáceas. Esto se relacionaría con los mayores valores de reducción de los volúmenes de escorrentía que poseen las estructuras arbóreas dado que, algunos autores (Barfield et al., 1998; Lee et al., 2000) consideran que la infiltración es el mecanismo más eficaz para la retención del fósforo transportado por escorrentía. A su vez, esto podría estar promovido por la presencia de densos sistemas radiculares, con un alto número de raíces finas, que favorecen el mecanismo de retención (Dillaha y Inamdar, 1997). A su vez, los sistemas radiculares densos favorecen la infiltración durante la escorrentía superficial, mediante el aumento de la permeabilidad y de la porosidad del suelo (Zaimes et al., 2008; Rätty et al., 2010a). Además, la infiltración, es

potenciada por la reducción de la velocidad de flujo, con lo que aumenta el tiempo de contacto de las formas solubles de fósforo con la superficie del suelo y la rizosfera (Roberts et al., 2012). La retención de fósforo se encuentra positivamente relacionada a la retención de sedimentos dado que, este elemento presenta una marcada afinidad por las partículas de arcilla que lo componen (Borrero et al., 1988) y por ende, se encuentra negativamente relacionada al contenido de arena de los suelos y a la pendiente de la franja de vegetación ribereña dado que, ésta es la que determina la velocidad del flujo de esorrentía (Naiman y Décamps, 1997) dado que a menores pendientes el tiempo de permanencia es mayor y ocasiona una menor capacidad de transporte, que favorece la deposición de los sedimentos (Wilson et al., 2005). La relación entre retención de fósforo y pendiente de la FVR se debería a la asociación de esta última con la erosión que, a su vez, está fuertemente vinculada con la transferencia de fósforo por escurrimiento (Sharpley, 1985; Haith y Shoemaker, 1987). Por su parte, Karr y Schlosser (1978) identificaron la pendiente y la vegetación ribereña, como los factores que afectan a la retención física del fósforo. En tanto que, la relación entre retención de fósforo y retención de sedimentos estaría dada por la alta capacidad de adsorción de las arcillas y su transporte preferencial de fósforo (Sharpley, 1985; Kretschmar et al., 1999). Algunos autores consideran que frecuentemente se relacionan las formas coloidales con fracciones de arcillas (Syversen y Borch, 2005; Owens et al., 2007; Hesse et al., 2013). También podría relacionarse con la retención geoquímica de fósforo en los suelos ribereños, que se limitaría a las formas solubles dado que, las particuladas ya se encuentran adsorbidas a los sedimentos o conformando combinaciones orgánicas de alto peso molecular, que se depositan sobre la superficie del suelo. Estas formas solubles transportadas por el flujo superficial, percolan a través del perfil del suelo, donde pueden ser adsorbidas (Roberts et al., 2012).

Si bien la presencia de árboles representa mayores valores de reducciones de flujo y una menor reducción en la concentración de glifosato, en relación a la que ejercen los sitios sin árboles, el balance entre flujo y concentración, se subcompensan. Es decir, la mayor retención es para las FVR sin árboles.

Cabe consignar que durante el período de tiempo en que se realizó este trabajo, no pudimos cuantificar la retención de las FVR a contaminantes transportados por escorrentía sub-superficial dada la cercanía a la superficie en que se encontraba la capa freática, lo cual no permitió su recolección, dado que el agua se infiltraba directamente hacia la capa freática. Massone, H., com. pers. (2012) afirmó que los valores de profundidad de la capa freática en estos ambientes, son los habituales en tanto, Costa, J.L., com. pers. (2012) y Quiroz Londoño, M., com. pers. (2014) afirman que, en esas condiciones, es sumamente difícil su cuantificación.

CAPITULO 2

CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE SEDIMENTOS Y CONTAMINANTES TRANSPORTADOS POR ESCORRENTIA SUPERFICIAL, EN SUELOS DE VÍAS DE FLUJO PREFERENCIALES CON Y SIN ARBOLES

RESUMEN

Las franjas de vegetación ribereñas reducen el volumen del flujo de escorrentía superficial y retienen sedimentos y nutrientes que son transportados por ellos, desde lotes adyacentes con uso agropecuario. Ese flujo de escorrentía puede presentar distintos grados de heterogeneidad espacial asociados a la micro-topografía, con valores máximos a lo largo de vías preferenciales. En este trabajo, se predice que la morfología de las vías de flujo preferenciales, no difiere en sitios con y sin árboles y los valores de concentración de fósforo, nitrógeno y glifosato en suelos, son mayores dentro de las vías de flujo preferenciales que en el resto de las franjas de vegetación ribereñas. Se identificaron vías de flujo preferencial, dentro de la franja de vegetación ribereña, de cuatro arroyos de la Pampa Austral, las que fueron caracterizadas micro-topográficamente y a través de variables químicas, en relación a los suelos del resto de la franja de vegetación ribereña y mediante variables físicas con el resto de las franjas ribereñas y los lotes adyacentes. Los resultados se analizaron mediante un ANAVA factorial y se encontraron mayores valores de retención fósforo disponible, fósforo total, nitratos y glifosato más AMPA, en los suelos de las vías de flujo preferenciales, -en sitios con y sin árboles-, en relación al resto de la franja de vegetación ribereña. Por su parte, en los sitios sin árboles se encontraron los mayores índices de rugosidad. Por separado, se realizó un ANAVA de una vía, para comparar variables físicas de los suelos en vías de flujo preferenciales en relación al resto de las franjas de vegetación ribereñas en sitios con y sin árboles y a los lotes adyacentes. Los más altos valores de densidad aparente y de contenido de arcilla, registrados en los lotes adyacentes y en las vías de flujo preferencial, explicarían la alta composición en arcilla de los sedimentos transportados por los flujos de escorrentía superficiales y, junto a los mayores valores de retención obtenidos, demostraría la conexión hidrológica entre las vías preferenciales y los lotes adyacentes. Sin embargo, el radio hidráulico no mostró diferencias significativas en vías con y sin árboles, por lo que no se pudieron cuantificar diferencias morfométricas. Estos resultados contradicen algunas conclusiones obtenidas a partir de estudios experimentales en parcelas uniformes y ponen en evidencia la importancia de tomar en cuenta génesis y estructura de vías superficiales de flujo preferencial en el diseño, evaluación y manejo de la función de filtrado de la escorrentía superficial.

2.1 Introducción

Numerosos trabajos reconocen las franjas de vegetación ribereñas (FVR) por su eficiencia para retener sedimentos y solutos, transportados por escorrentía desde las tierras de cultivo hacia los arroyos (Osborne y Kovacic, 1993; Xiang, 1996; Wenger, 1999; Burkart et al., 2004; Liu et al., 2008; Sahu y Gu, 2009; Tomer et al., 2003; Yuan et al., 2009; Zhang et al., 2010; Dosskey et al., 2011; Fox y Penn, 2013; Mom et al., 2014). Si bien muchos, asumen que la escorrentía proveniente de lotes adyacentes (LA) y la capacidad de retención de las FVR, es uniforme a lo largo del cauce, otros demuestran que en ciertos sitios converge y en otros diverge, debido a diferencias topográficas y edáficas (Dillaha et al., 1989; Bach et al., 1994a, 1994b; Leeds-Harrison et al., 1999; Dosskey et al., 2002; Blanco-Canqui et al., 2004; Hay et al., 2006; Sheppard et al., 2006; Verstraeten et al., 2006; Knight et al., 2010; Pankau et al., 2011; Hösl et al., 2012). Estos flujos pueden concentrarse en vías superficiales de flujo preferenciales (VFP) (Augeard et al., 2005; Deasy et al., 2009) y fluir directamente a las aguas superficiales, sin ser filtrados por las FVR (Bach et al., 1994; Hösl et al., 2012; Stehle et al., 2016), reduciendo así su eficiencia de retención de contaminantes y de sedimentos (Dillaha et al., 1989; Daniels y Gilliam, 1996; Dosskey et al., 2002; Helmers et al., 2005; Mayer et al., 2007; Fox et al., 2010; Knight et al., 2010).

Asimismo, cuando la frecuencia y/o intensidad de las lluvias es alta, las entradas continuas de sedimentos a las FVR, pueden dar lugar al desarrollo de pequeñas elevaciones producidas por su acumulación, que pueden promover una concentración del flujo de escorrentía a través de las VFP (Pankau et al., 2011).

Si bien los resultados obtenidos en mediciones de retención de FVR a pequeña escala, a menudo son consistentes con los hallazgos de laboratorio, los intentos de ampliar estos resultados y modelos (“*upscaling*”) a la totalidad de las laderas o zonas

de captación a menudo no han tenido el éxito esperado, debido fundamentalmente a la concentración de los flujos de escorrentía en VFP (Banaszuk et al., 2013).

Dosskey et al. (2002) encontraron que la ocurrencia de flujos concentrados redujo el área de retención efectiva de las FVR entre 6 y 81%. Adicionalmente, la retención de sedimentos se redujo entre 7 a 56%, en comparación con los flujos uniformemente distribuidos. Además, algunos trabajos (Dillaha, 1987; Abu-Zreig et al., 2003) muestran que la reducción en la retención de sedimentos conlleva una reducción en la retención de fósforo dada su afinidad a transportarse adsorbido a ellos.

Este capítulo, consta de dos partes. En la primera, se procura caracterizar micro-topográficamente las VFP, -en áreas con y sin árboles-, dentro de las FVR y encontrar relaciones morfométricas entre ellas. En la segunda parte, se busca determinar a través del contenido de nutrientes y de glifosato en suelo, la retención de las VFP, en relación a los suelos del resto de las FVR, -en sitios con y sin árboles-, y a su vez, se comparan las variables físicas de los suelos de los LA, en relación a los suelos de las VFP y al resto de las FVR, a fin de demostrar la conexión hidrológica entre los LA y las VFP e inferir donde se concentran mayormente los sedimentos y nutrientes transportados por escorrentía.

2.1.1 Caracterización micro-topográfica de las vías de flujos preferenciales con y sin árboles, en franjas de vegetación ribereñas

Muchos trabajos a campo indican que el proceso de generación y transporte de solutos, es influenciado por la heterogeneidad de las propiedades físico químicas y topográficas de los suelos, a diferentes escalas (Havel et al., 1999; Soulsby et al., 2004; Likens y Buso, 2006). Los estudios hidrológicos en cuencas de captación, han sugerido que la variabilidad espacial puede disminuir con un incremento en el área de

estudio, dada la multiplicidad de condiciones hidrológicas a pequeña escala (Wood et al., 1988; Sivapalan et al., 2002).

La micro-topografía ocasiona efectos de significativa variabilidad sobre la dinámica de la escorrentía superficial (Dunne et al., 1991; Esteves et al., 2000; Fiedler y Ramírez, 2000) pudiendo atenuar y retrasar el flujo de escorrentía (Kvæerner y Kløve, 2008), debido a que las depresiones superficiales necesitan primero ser llenadas, hasta superar un umbral de almacenamiento de agua superficial específico. A partir de ese momento, se genera el flujo de escorrentía superficial (Fiedler y Ramírez, 2000; Sheppard et al., 2006; Antoine et al., 2009). Esteves et al. (2000) y Fiedler y Ramírez, (2000) mostraron que la micro-topografía afecta fuertemente las direcciones, velocidades y profundidades de los flujos a lo largo de la superficie de los microcanales (Figura 16).



Figura 16. Vía de flujo preferencial en franja de vegetación ribereña, en arroyo San Felipe.

En los últimos años, varios estudios se han centrado en los efectos de las estructuras topográficas a pequeña escala (Figura 17), sobre los procesos de flujo superficiales (Frei y Fleckenstein, 2014) dado que desempeñan un papel importante en la regulación de la generación de escorrentía superficial (Kværner y Kløve, 2008).



Figura 17. Vía de flujo preferencial por la que circula la escorrentía superficial, en arroyo La Pastora.

Desde el punto de vista hidrológico, las VFP son canales efímeros que fluyen solamente durante los períodos de intensas precipitaciones (Dieterich y Anderson, 2000).

Las áreas de baja pendiente poseen una mayor capacidad de almacenamiento de agua superficial en sus micro-depresiones, en comparación con áreas de mayor pendiente (Onstad, 1984; Borselli y Torri, 2010).

Los procesos hidrológicos, edafológicos y geomorfológicos están fuertemente interrelacionados e influenciados por la escala. Estas interacciones ejercen controles importantes en la generación de escorrentía, flujo preferencial, transporte de contaminantes y erosión de la superficie (Sidle, 2013).

A escala de ladera, el flujo superficial preferencial se puede producir a través de capas de baja conductividad y de escasos macroporos (Jones, 1987; Chappell y

Ternan, 1992). A escala de evento, el flujo de escorrentía superficial es controlado por características de la tormenta y de la cuenca en tanto que, a escala estacional, es controlado por características físico-climáticas, como el ciclo anual de las precipitaciones (Mandelbrot y Wallis, 1968).

El aumento de la rugosidad del suelo genera disminuciones en la velocidad del flujo de escorrentía (Leeds-Harrison et al., 1999), el volumen de la escorrentía superficial y en consecuencia, el desprendimiento y transporte de sedimentos del suelo (Cogo et al., 1983; Amoah et al., 2013). Burwell y Larson (1969) demostraron una correlación altamente positiva entre la capacidad de infiltración del suelo, con el índice de rugosidad del mismo. Además, Allmaras et al. (1966); Burwell y Larson, (1969) y Johnson et al. (1979) encontraron una correlación positiva entre la rugosidad y la porosidad de los suelos.

Estos efectos dependen de las escalas de los procesos involucrados. Para escalas de mm a cm, la rugosidad del suelo reduce la velocidad del flujo de escorrentía (Baird et al., 1992; Grayson y Moore, 1992; Scoging et al., 1992). A escala decímetro, terrones superficiales, crestas, montículos y depresiones definen sus propiedades en tanto que, cuando la escala de longitud excede varios decímetros, sus efectos se vuelven significativos para la trayectoria de flujo (Mohamoud et al., 1990).

Kuipers (1957) fue uno de los primeros en desarrollar un procedimiento para cuantificar el micro-relieve superficial y posteriormente, Allmaras et al. (1966) utilizaron mediciones de altura para calcular los parámetros que definen los factores de rugosidad aleatorios. Estos factores, se utilizan ampliamente aunque, la recopilación y análisis de los datos pueden resultar tediosos y lentos. Saleh (1993) propuso el método de la cadena para obtener la rugosidad (R_c) (acrónimo en inglés CR, de chain roughness), como una técnica de estimación directa de la rugosidad superficial, fácil de obtener y precisa (Gilley y Kottwitz, 1995).

2.1.2 Caracterización físico química de los suelos de las vías de flujos preferenciales con y sin árboles, en relación al resto de las franjas de vegetación ribereñas y a los lotes adyacentes

Hay pocos estudios (Dillaha et al., 1989; Knight et al., 2010) centrados en la ocurrencia de flujos superficiales a través de VFP en las FVR y sus conclusiones no siempre son coincidentes (Dosskey et al., 2002; Sheppard et al., 2006).

Con respecto a nitrógeno, si bien es ampliamente aceptado que los nitratos, por ser altamente solubles en agua, se transportan por lixiviación a las aguas subterráneas (Haag y Kaupenjohann, 2001) las mayores tasas se producen en periodos secos, en los que no se generan flujos superficiales. Sin embargo, en periodos en que se produce escorrentía superficial, el transporte horizontal hacia aguas superficiales, adquiere relevancia (Oenema y Roest, 1998).

Con respecto a fósforo, los principales mecanismos que gobiernan sus pérdidas de los suelos en cuencas agrícolas, son la escorrentía superficial (Banaszuk et al., 2013) y la erosión de los suelos (Sharpley et al., 1981; Pionke et al., 1995). Las FVR retienen las partículas más gruesas en su superficie (Owens et al., 2007), aunque también hay evidencias de una migración significativa hacia aguas subterráneas, en particular en suelos que han agotado su capacidad de absorción (Heathwaite y Dils, 2000; Addiscott y Thomas, 2000).

En cuanto a los plaguicidas, muchos trabajos (Schulz, 2001a; Bereswill et al., 2012; Stehle y Schulz, 2015a) identifican la escorrentía superficial como la principal vía de ingreso a las aguas superficiales. Esta cantidad, depende de las características específicas de las FVR (Reichenberger et al., 2007) además de otros factores como la intensidad de la lluvia, la humedad del suelo y la pendiente (Capel et al., 2001; Reichenberger et al., 2007). Otros trabajos (Bereswill et al., 2012; Umweltbundesamt, 2015) cuantifican la reducción de plaguicidas transportados por flujos de escorrentía

sin considerar los factores del paisaje, atributos de las franjas, eventos meteorológicos y propiedades físico-químicas de los plaguicidas. Sin embargo, la eficiencia de las FVR puede verse comprometida sustancialmente por factores tales como eventos de intensas lluvias, que producen grandes volúmenes de agua en un corto período de tiempo (Schulz, 2004). Los anchos de las FVR son de importancia limitada para altos niveles de exposición a plaguicidas en los flujos de escorrentía, debido al ingreso de estos en las VFP, que actúan como vías rápidas de transporte hacia los cuerpos de agua (Dosskey et al., 2002; Blanco-Canqui et al., 2006; Stehle et al., 2016).

Bereswill et al. (2012) mostraron una correlación significativa y positiva en las concentraciones de plaguicidas dentro de cursos de agua con las detectadas en las VFP asociadas. Bereswill et al. (2013) también mostraron, -en una región agrícola intensiva, con pendientes entre el 1 y 3%-, que las FVR no protegieron las aguas superficiales de altas concentraciones de plaguicidas, debido a la presencia de VFP en los sitios investigados. Sin embargo, el estado de la vegetación en las VFP, es importante dado que, pueden compensar completamente la eficiencia de las FVR (Stehle et al., 2016).

Entre los mecanismos que pueden explicar la heterogeneidad de concentración de sedimentos, nutrientes y glifosato entre VFP versus otras áreas de la FVR, cabe considerar:

Diferencias en la concentración de nutrientes en el flujo de agua

Las concentraciones de los flujos de escorrentía se encuentran determinadas básicamente por la cantidad de nutrientes existentes en el suelo (Baker y Laflen, 1983) y por los flujos de precipitaciones los cuales, representan la entrada de agua que transporta sedimentos y solutos desde los suelos de la cuenca, hasta la FVR e influyen directamente en la concentración de nutrientes en el sedimento y en el agua

donde, -a igualdad de otras condiciones-, cuanto mayor es el flujo de escorrentía, mayor es la cantidad de nutrientes retenibles (Ruiz Suescún et al., 2003). Sin embargo, también puede ocurrir que si la carga de nutrientes es baja, el efecto sea el contrario es decir, se produzca el lavado de los nutrientes presentes en el suelo. También pueden ocurrir ambas situaciones y, en forma compensatoria, anular las diferencias de retención. Estos tres mecanismos explicarían los resultados obtenidos por Sheppard et al. (2006) que encontraron en muestras de agua de escorrentía superficial provenientes de LA, a) disminuciones en la concentración de fósforo, cuando el flujo atravesó la FVR; b) sin cambios y, c) aumento en su concentración, lo que indica que la propia FVR se convirtió en una fuente de fósforo en el proceso de escorrentía. El flujo de escorrentía interactúa sólo con la parte superior del suelo (Polyakov y Nearing, 2004) denominada profundidad efectiva de interacción (Ahuja et al., 1981), la que a menudo contiene la mayor concentración de fósforo y puede generar concentraciones altas en escurrimiento superficial. Polyakov y Nearing (2004) mostraron que, en regiones de muy baja pendiente, el flujo de escorrentía se produce principalmente en VFP, encontrando en estos sectores, una mayor concentración de sedimentos, fósforo y plaguicidas. La localización de los nutrientes afecta su concentración en la escorrentía superficial, -cuando los nutrientes están en la superficie, las pérdidas son mayores que en los casos donde no se fertilizó o donde los nutrientes fueron incorporados al suelo- (Timmons et al., 1973).

La adsorción del suelo es otro factor importante en la determinación de la concentración de nutrientes en las fases líquida y sólida, debido a la existencia de un equilibrio entre ambas fases. Para la mayoría de los nutrientes existe una constante de equilibrio o coeficiente de adsorción, que es la relación entre la concentración del nutriente asociado al suelo o sedimento y la concentración del nutriente disuelto en el agua en contacto con el suelo o sedimento. Cuando el nutriente presenta un aumento de afinidad por el suelo, la constante aumenta. Para un nutriente y un suelo

determinados, la constante generalmente disminuye levemente, cuando las concentraciones aumentan (Baker y Laflen, 1983).

Diferencias en las propiedades de la vegetación

Las estructuras de vegetación ribereña y los tipos de biomasa muerta que generan, -leñosa o herbácea-, pueden obstruir, desviar o facilitar los flujos de agua superficiales y afectar las propiedades que se producen a grandes escalas en las zonas ribereñas, como la conectividad hidráulica (Kouwen and Li, 1980). Asimismo, la alta agregación de la vegetación ribereña aumenta la heterogeneidad en los patrones de flujo de escorrentía que transportan sedimentos, lo que lleva al desarrollo de las VFP. Las continuas entradas de sedimentos, transportados por los flujos de escorrentía superficiales, originan deposiciones sobre la vegetación ribereña (Swanson et al., 1998) que modifican su estructura (Wondzell y Swanson, 1999).

Los estratos con densa vegetación herbácea, limitan localmente la infiltración del agua de escorrentía superficial (Thorne et al., 1997).

La fragmentación en las FVR, a menudo, se produce a partir de una variación en el ancho de la franja y/o una falta de cobertura vegetal que puede generar una VFP la que puede tener un efecto negativo sobre la eficiencia de retención de la FVR en su totalidad (Momm et al., 2014).

Numerosos estudios llevados a cabo en parcelas experimentales utilizando generadores de lluvia o lluvias naturales demuestran que la degradación de la cobertura vegetal, ya sea, por disminución en altura, en número de tallos o en cobertura basal, resultan en una reducción de la rugosidad superficial y la resistencia impuesta al flujo superficial (Pan y Shangguan, 2006). Esto lleva a mayores velocidades de flujo, mayor concentración en VFP, acelerando los procesos erosivos (Dillaha et al., 1989), menor tiempo de permanencia del flujo en la parcela y menor

infiltración (Pan y Shangguan, 2006) que a su vez afectan la capacidad de retención de los sedimentos.

Diferencias en propiedades edáficas

Stutter y Richards (2012) mencionan que los suelos de las FVR poseen densidades aparentes menores que la de los campos adyacentes, lo que explica el aumento de la porosidad y su capacidad de infiltración. No obstante, dentro de las FVR se reconocen áreas perturbadas, donde el suelo se presenta más compactado y su micro-relieve favorece la canalización del flujo de escurrimiento superficial (Hairsine et al., 2001).

En cuanto al contenido de arcilla, es un importante parámetro para evaluar la adsorción de fósforo y glifosato y su transporte a través de flujos de escorrentía superficiales (de Santana et al., 2006; Wang y Zhu, 2011).

2.2 Materiales y métodos

2.2.1 Sitios de estudio y elección de los sitios de muestreo

En forma previa al trabajo de campo, se efectuó un relevamiento de los ambientes ribereños existentes. Para la elección de los sitios de muestreo, se procuró que reúnan ciertas condiciones tales como, un amplio rango geográfico –partidos de Azul, Tandil y Balcarce-, accesibilidad y que posean pendientes y texturas de suelos comparables, donde podamos contar con dos estructuras de vegetación contrastantes (Giaccio, 2011): a) la compuesta por un estrato arbóreo de *Salix fragilis* acompañado por un estrato herbáceo dominado por *Festuca arundinacea*; b) la compuesta

exclusivamente por un estrato herbáceo conformado mayoritariamente por *Festuca arundinacea*.

Sobre el área de estudio se efectuó un Modelo Digital del Terreno, a fin de delimitar las sub-cuencas, las cuales determinan el volumen de escorrentía que recibe cada sitio, para poder seleccionar los de mayor relevancia. Para ello, se trabajó sobre una imagen obtenida por la Misión Topográfica Shuttle Radar (acrónimo en inglés SRTM, de Shuttle Radar Topography Mission) de 90 metros de resolución (<http://srtm.csi.cgiar.org>) del Sur de la provincia de Buenos Aires. Esta imagen se recortó para trabajar sobre el área de estudio. Luego, la imagen se analizó utilizando el programa Idrisi Andes, con 286 píxeles (Halley, 2003). De los numerosos sitios seleccionados y que contaban con los parámetros requeridos, se procedió a efectuar una selección al azar, a fin de elegir cuatro sitios, realizándose las repeticiones en cada uno de ellos.

De este modo, en el partido de Azul, se seleccionó la sub-cuenca correspondiente al arroyo “Del Azul”. En el partido de Tandil, se seleccionaron tres unidades diferentes: la sub-cuenca del arroyo “La Pastora”-, la sub-cuenca del arroyo “San Felipe”- y la sub-cuenca del arroyo Napaleofú, ubicada en el límite con el partido de Balcarce.

Las escalas consideradas en este trabajo (Dooge, 1982; 1986) son: en el espacio, escala de ladera o “*hillslope*” (100 m.) y en el tiempo, escala estacional (1 año).

En los cuatro sitios seleccionados, el 18 de mayo de 2012 se produjo una importante inundación originada por intensas lluvias, -120 a 180 mm.- ocurridas en sus cuencas. Posteriormente, en los mismos sitios, se registraron en agosto de 2012, intensas lluvias, -139 a 183 mm.- que nuevamente generaron inundaciones de grandes magnitudes (Cazenave, 2012). Estos fenómenos periódicos y de corta duración, generaron desborde de los arroyos y aportes de agua por flujos horizontales

superficiales. Inmediatamente de concluido este último evento, se seleccionaron visualmente las VFP más representativas y se georeferenciaron para efectuar en ellas todas las determinaciones topográficas y físico-químicas (Tabla 1). Las VFP seleccionadas dentro de cada sitio de muestreo, se muestran en imágenes de muy alta resolución, con píxeles sub-métricos (Figura 18).

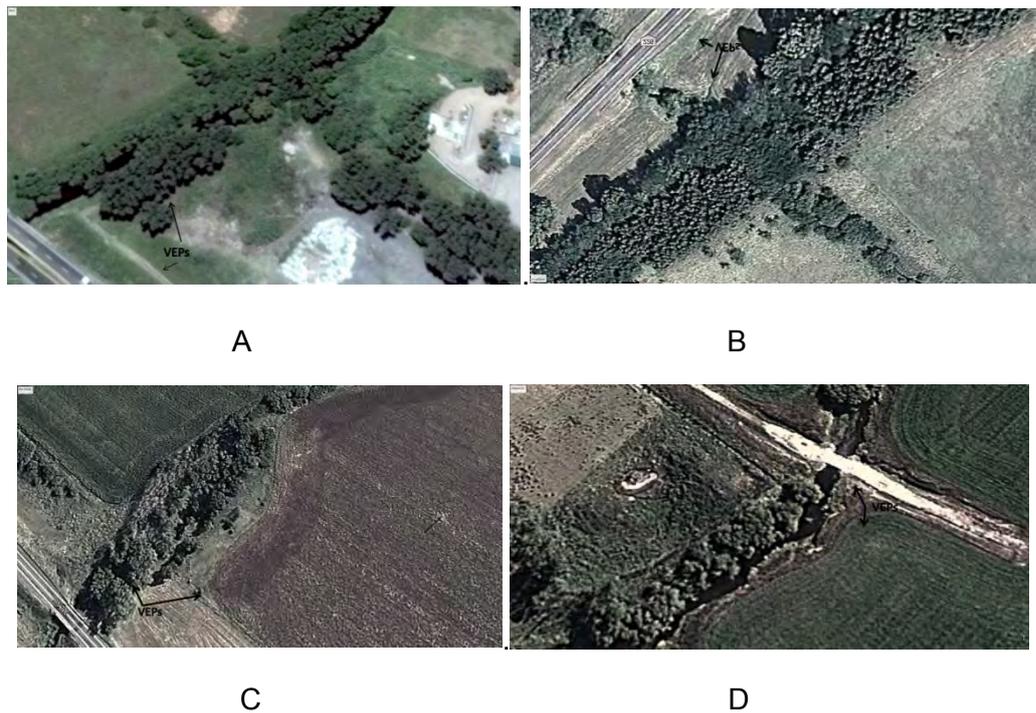


Figura 18. Franjas de vegetación ribereña con y sin árboles y sus vías de flujos preferenciales estudiadas en arroyos Del Azul (A), La Pastora (B), San Felipe (C) y Napaleofú (D). Imágenes del satélite GeoEye-1 el 03/07/2013 provistas por Google Earth Plus.

2.2.2 Diseño muestral y análisis de las muestras

- Caracterización topográfica de los suelos

Consistieron en: a) determinación del perfil de las VFP en relación a la superficie del suelo dentro de las FVR en sitios con y sin árboles, determinando sus radios hidráulicos (R_h) y b) determinación del índice de rugosidad superficial (R_c) dentro y fuera de las VFP en sitios con y sin árboles. Cabe consignar que la superficie

relativa de las VFP en FVR con y sin árboles, se cuantificó visualmente y se estimó como despreciable en ambos casos (<10%).

Para caracterizar el perfil de las VFP se utilizó un bastidor de agujas verticales (adaptado de Allmaras et al., 1966). La elección de éste método se basó en la sencillez, su fiabilidad y la economía en sus determinaciones, que hacen sean los equipos más utilizado en condiciones de campo (García Moreno et al., 2008b; Moreno et al., 2008). Este dispositivo fue diseñado para medir las micro-depresiones de un ancho de hasta 1,00 m., y fue construido sobre un rectángulo de madera dura de 0,60 por 1,40 metros sobre el cual se acopló otro rectángulo con los soportes de las agujas, -travesaños de madera de 4 por 4 centímetros-, sobre los que se colocaron 50 barras roscadas “pins” de 40 centímetros de largo, las que pueden deslizarse hasta tomar contacto con el suelo, espaciadas entre sí a 2 cm., conectadas a una tabla graduada en centímetros, de fibrofácil que permite visualizar las diferentes profundidades de los sitios que componen cada VFP. Durante la operación de medición, el soporte del bastidor se mantuvo en una posición fija, previamente nivelado mediante un nivel de burbuja (Figuras 19 y 20).



Figura 19. Bastidor de agujas verticales utilizado para medir el perfil de las vías de flujo preferenciales (Langhi, 2015).



Figura 20. Determinación de micro-topografía en vía de flujo preferencial, en arroyo Del Azul.

A fin de caracterizar la micro-topografía de cada VFP que drena a través de las FVR de los sitios seleccionados, se efectuaron seis mediciones ubicando el bastidor en forma paralela al cauce del arroyo y a lo largo de una transecta perpendicular al mismo. Dentro de cada transecta, el bastidor se posicionó a distancias variables procurando maximizar la variabilidad micro-topográfica del sitio, dado que el uso de distancias fijas puede hacer perder información (Puricelli, 2015). Las mediciones se expresaron en metros.

En cada sitio de muestreo, los perfiles obtenidos se registraron por medio de fotografías con una cámara digital, a fin de obtener rápidamente la posición de cada aguja a lo largo de la fila. Posteriormente, en gabinete, los valores obtenidos en cada aguja, se pasaron a una planilla Excel para construir seis perfiles en cada VFP y determinar sus R_h . Este coeficiente, -que se expresa en metros-, se obtiene mediante la ecuación (7) (Chow, 1983):

$$R_h = \frac{A}{P} \quad (7)$$

Donde A es el área mojada, expresada en metros cuadrados y P es el perímetro mojado, expresado en metros.

Las mediciones de rugosidad superficial dentro de cada transecta, se determinaron mediante el método de la cadena (R_c), eligiendo lugares al azar, sobre las cuales, -en concordancia con Saleh (1993)-, se delimitaron parcelas de 1m² en las que se tomaron cuatro repeticiones. En este estudio, se colocó sobre la superficie del suelo una cadena de rodillos de 1,29 m de longitud con secciones de 1,1 cm de ancho y 2 cm de longitud. Esta determinación, se basa en el principio de que la distancia entre dos puntos de la superficie del suelo será mayor, a medida que aumenta la rugosidad del suelo, en comparación con una superficie lisa.

Dado que el objetivo de nuestro trabajo fue evaluar la rugosidad de la vegetación ribereña dentro de las VFP y fuera de ellas, en relación a la retención de contaminantes, no retiramos la cobertura vegetal como lo reporta la bibliografía (Gilley y Kottwitz, 1995), y la cadena se colocó cuidadosamente sobre la superficie del suelo. La longitud cubierta se midió con una cinta métrica. Se utilizó la relación entre la longitud medida sobre la superficie dividida por la longitud total de la cadena, obteniéndose el R_c . Este coeficiente, -que se expresa en porcentaje y es adimensional-, se obtiene mediante la ecuación (8) (Saleh, 1993):

$$R_c = 100 \left(1 - \frac{L_2}{L_1}\right) \quad (8)$$

Donde L_1 es la longitud total de la cadena, expresada en metros y L_2 es la distancia euclidiana, entre los extremos de la cadena cuando se coloca sobre el suelo, expresada en metros.

- Caracterización físico química de los suelos

El trabajo se llevó a cabo entre los días 10 y 11 de marzo de 2013 y se repitió entre los días 23 y 26 de noviembre de 2015.

Se determinaron bloques completos para estratos arbóreos y herbáceos por separado: LA, FVR con árboles, FVR sin árboles, VFP con árboles y VFP sin árboles. Dentro de ellos, en cada sitio de muestreo (8), se tomaron 3 muestras compuestas de suelo, -lote adyacente, FVR y VFP-. Cada muestra compuesta, constaba de 20 sub-muestras, en sitios con y sin árboles respectivamente para determinar: densidad aparente (DAP), y contenidos de fósforo disponible (P_d), fósforo total (P_t), nitratos (NO_3), nitrógeno total (N_t), pH, porcentajes de arena, limo, arcilla y contenido de glifosato más AMPA, que fue incorporado en el segundo muestreo. En lo que concierne a los sitios de muestreo en primer término, se recolectó 1 muestra compuesta de suelo en el lote adyacente a cada sitio determinado, con 20 sub-muestras tomadas con un patrón concéntrico alrededor del punto de salida de la escorrentía en un radio de 200 metros, con la mayor parte del material tomado a aproximadamente 50 m del punto de salida. Las primeras muestras se tomaron en la “salida de escorrentía” desde los lotes adyacentes, -todos con usos ganaderos-, es decir, dentro de la FVR a 0,5 m del borde del campo. A cada lado, a 10 y 20 m respectivamente, a lo largo del borde del campo se tomaron las muestras, distanciadas a 1 m entre ellas (Figura 21). Posteriormente, se recogieron otras cuatro muestras en la FVR, ubicadas a 5 m de las posiciones anteriores, agregándose tantas filas de muestras a lo largo de la trayectoria del flujo como el ancho de la franja lo permitiera, con una distancia de un metro entre fila y fila. En cada posición de muestreo, tres cilindros se introdujeron en el suelo a fin de obtener muestras

compuestas para determinar DAP, a una distancia de 1 metro entre ellos y sobre una línea perpendicular a la trayectoria del flujo, para controlar la variación espacial local.

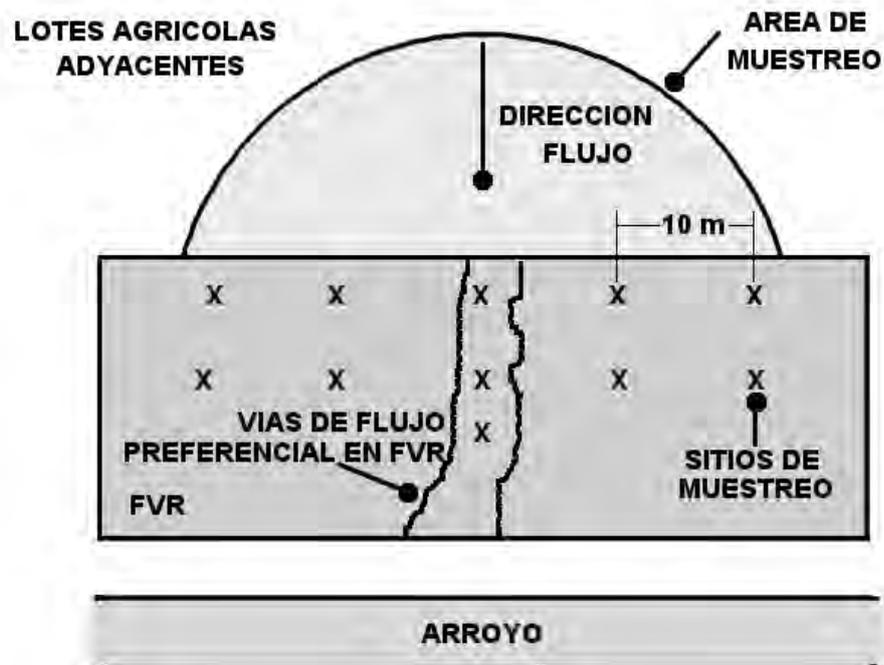


Figura 21. Distribución espacial de los muestreos de suelo tomados en franjas de vegetación ribereña y vías de flujo preferencial (adaptado de Sheppard et al., 2006).

Las muestras obtenidas se homogeneizaron minuciosamente y se refrigeraron a 4° C, hasta su envío al Laboratorio de Análisis Químicos de la Universidad Nacional del Sur y las destinadas a glifosato al Laboratorio de Suelos de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce.

2.2.3 Análisis de los datos

Para la puesta a prueba de la hipótesis 2, las variables físico-químicas de los suelos estudiados, fueron analizadas mediante un análisis de varianza (ANAVA) factorial, cuyos supuestos, -normalidad, homogeneidad de varianzas, independencia y

aditividad bloque-tratamiento-, fueron comprobados, para un diseño de cuatro bloques completos aleatorizados. Como variables de clasificación se consideraron dos factores: 1) presencia o ausencia de árboles; 2) dentro o fuera de la VFP y cuatro tratamientos: 1) con árboles y dentro de la VFP; 2) con árboles y fuera de la VFP; 3) sin árboles y dentro de la VFP; 4) sin árboles y fuera de la VFP. Como variables dependientes, -que se analizaron individualmente-, se tomaron las variables respuesta: P_d , P_t , NO_3 , N_t , glifosato más AMPA y R_c . Las repeticiones fueron los cuatro arroyos: Del Azul, La Pastora, San Felipe y Napaleofú. Las variables cuyos ANAVA factoriales con interacciones, indicaron diferencias significativas a un nivel de probabilidad del 5% fueron sujetas a un análisis de comparaciones múltiples mediante el test de Tukey.

Por separado, se realizó un ANAVA de una vía a fin de determinar grados de similitud entre variables edáficas de LA versus VFP y FVR. El bloque fue el arroyo, los cinco tratamientos: LA, FVR con árboles, FVR sin árboles, VFP con árboles y VFP sin árboles y las variables de clasificación fueron: bloque y tratamiento. Las variables dependientes que se analizaron individualmente fueron: DAP, porcentajes de arena, limo y arcilla y pH del suelo.

Finalmente, se realizó un análisis de varianza de una vía a fin de comparar la morfología de las VFP en términos de R_h . El bloque fue el arroyo, los dos tratamientos: VFP con árboles y VFP sin árboles. Las variables de clasificación fueron: bloque y tratamiento.

Las variables cuyos ANAVA de una vía, indicaron diferencias significativas a un nivel de probabilidad del 5% fueron sujetas a un análisis de comparaciones múltiples mediante el test de Tukey.

Los análisis estadísticos se realizaron mediante el software InfoStat Profesional (Di Renzo et al., 2011).

2.3 Resultados

Del ANAVA factorial, para los dos factores analizados: 1) presencia o ausencia de árboles y 2) dentro o fuera de la VFP, surgieron diferencias significativas ($p: 0,05$) en las variables: glifosato más AMPA y R_c en tanto que, sólo se encontraron diferencias significativas ($p: 0,05$) para el factor 2, -dentro o fuera de la VFP-, en las variables: P_d , P_t y NO_3 . Por su parte, la variable N_t , no mostró diferencias significativas ($p: 0,55$) para ninguno de los dos factores analizados.

La concentración de glifosato más AMPA mostró interacciones ($R^2: 0,98$; Fig. 22), registrando los valores más altos dentro de las VFP tanto en los sitios sin árboles (96,69), como en los sitios con árboles (80,01), aunque mostrando diferencias significativas entre ellos. Por su parte, los valores más bajos, se obtuvieron fuera de las VFP, tanto en los sitios sin árboles (1,23) como en los sitios con árboles (0,78), no mostrando diferencias significativas entre ellos.

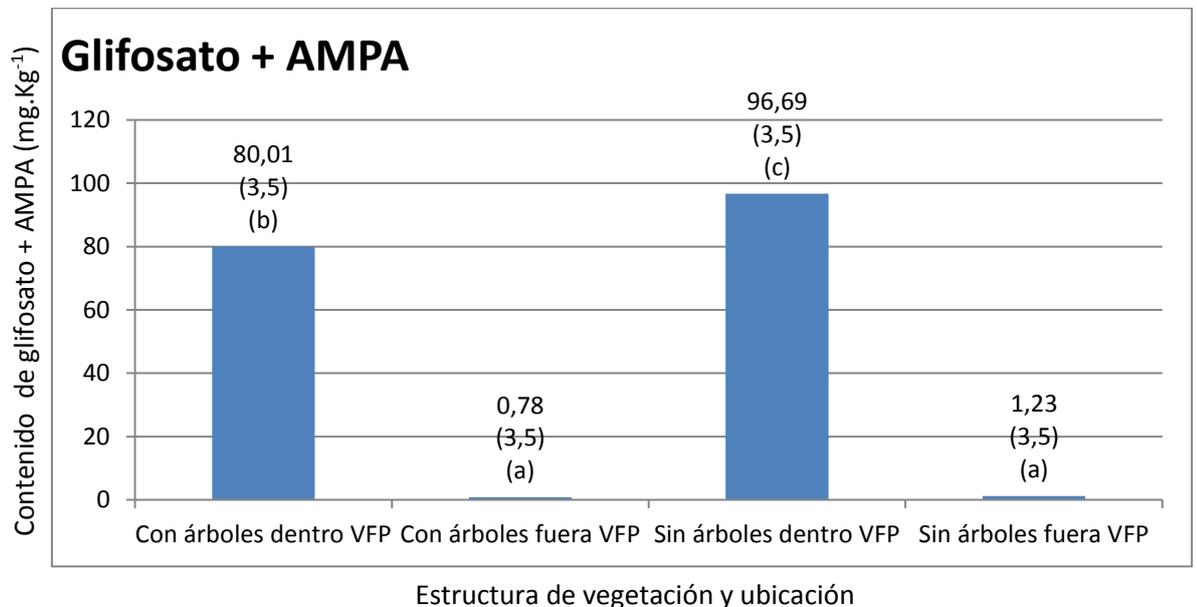


Figura 22. Comparación del contenido de glifosato más AMPA, expresado en $mg.kg^{-1}$, de los suelos de los sitios con y sin árboles y dentro y fuera de sus respectivas vías de flujo preferencial (VFP). Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

El R_c mostró interacciones (R^2 : 0,78; Fig. 23), registrando los valores más altos en los sitios sin árboles, tanto fuera de las VFP (10,83) como dentro de las VFP (9,31), mostrando diferencias significativas entre ellas. En cambio, los valores más bajos se encontraron en los sitios con árboles tanto fuera de las VFP (7,09) como dentro de las VFP (5,41), mostrando diferencias significativas entre ellas.

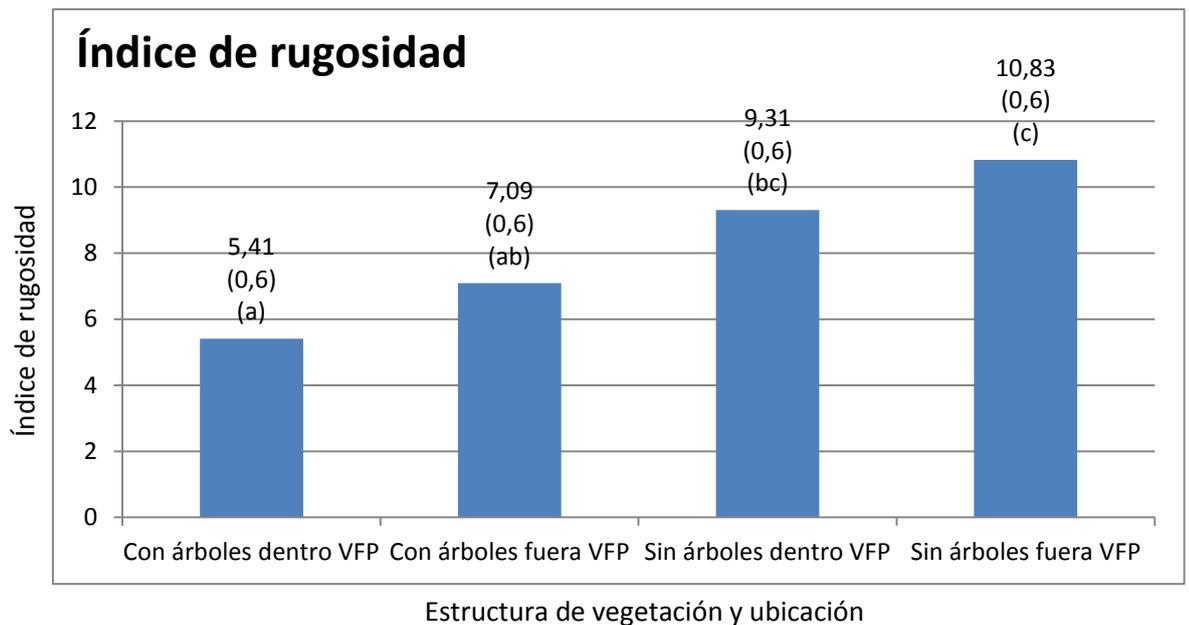


Figura 23. Comparación del índice de rugosidad, expresado en %, de los suelos de los sitios con y sin árboles y dentro y fuera de sus respectivas vías de flujo preferencial (VFP). Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

El P_d mostró interacciones (R^2 : 0,58; Fig. 24), registrando los valores más altos dentro de las VFP, tanto en los sitios con árboles (44,28) como en los sitios sin árboles (43,83), no mostrando diferencias significativas entre ellos. Los valores más bajos se encontraron fuera de las VFP, tanto en los sitios con árboles (17,83) como en los sitios sin árboles (8,90), aunque mostraron diferencias significativas entre ellos.

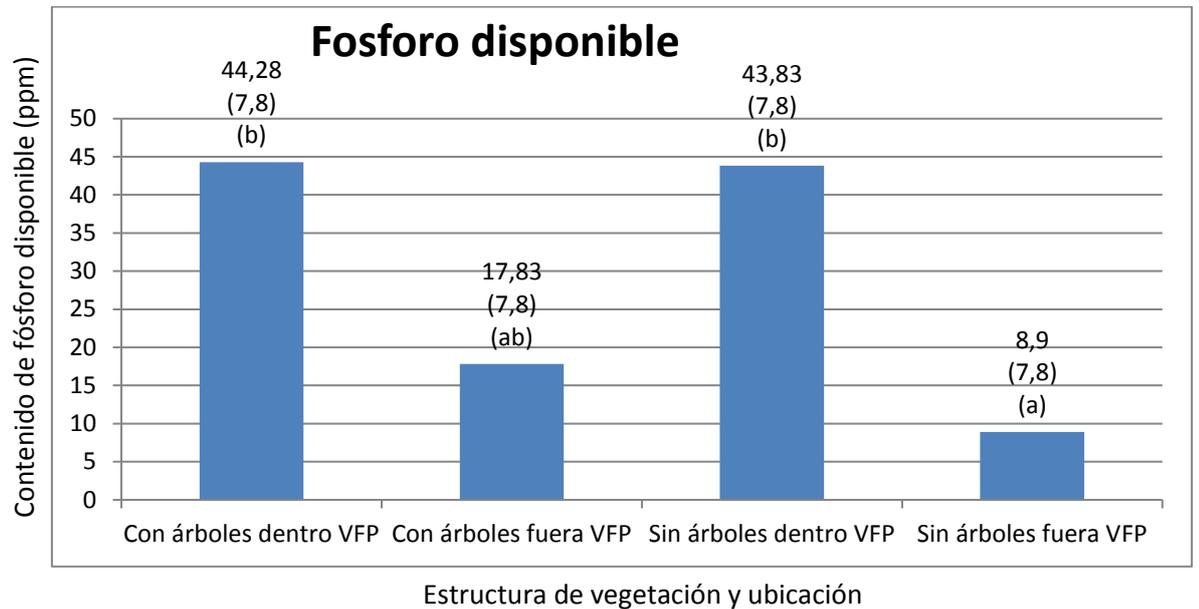


Figura 24. Comparación del contenido de fósforo disponible, expresado en ppm, de los suelos de los sitios con y sin árboles y dentro y fuera de sus respectivas vías de flujo preferencial (VFP). Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

El P_t mostró interacciones (R^2 : 0,54; Fig. 25), registrando los valores más altos dentro de las VFP sin diferencias en los sitios con árboles (532) y sin árboles (527,5). Los valores más bajos, se encontraron fuera de las VFP, sin diferencias en los sitios con árboles (413,25) y sin árboles (397).

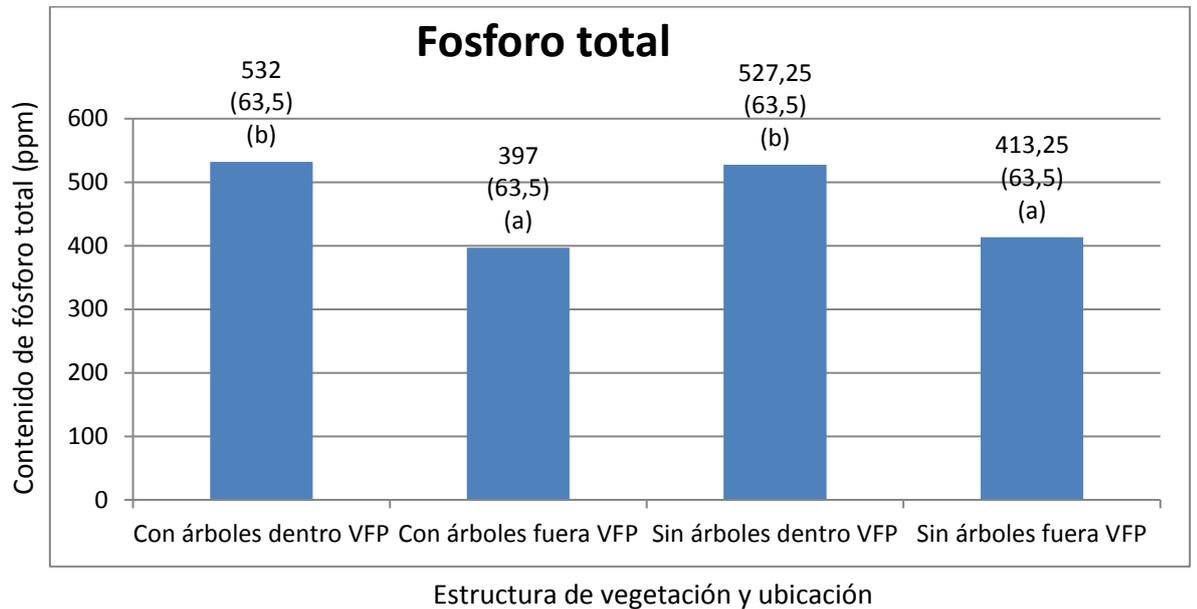


Figura 25. Comparación del contenido de fósforo total, expresado en ppm, de los suelos de los sitios con y sin árboles y dentro y fuera de sus respectivas vías de flujo preferencial (VFP). Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

El contenido de NO_3 de los suelos mostró interacciones (R^2 : 0,65; Fig. 26), registrando los valores más altos dentro de las VFP sin diferencias en los sitios con árboles (16,70) y sin árboles (16,25). Los valores más bajos, se encontraron fuera de las VFP, sin diferencias en los sitios sin árboles (6,13) y con árboles (5,55).

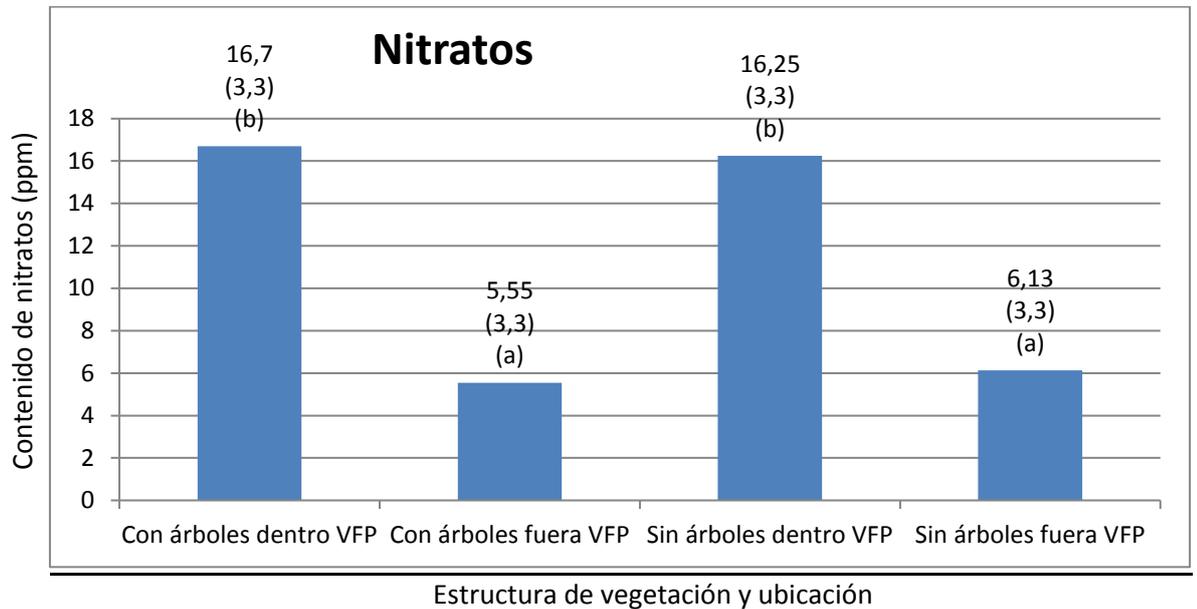


Figura 26. Comparación del contenido de nitratos, expresado en ppm, de los suelos de los sitios con y sin árboles y dentro y fuera de sus respectivas vías de flujo preferencial (VFP). Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Del ANAVA de una vía, surgieron diferencias significativas ($p: 0,05$) en las variables: DAP y contenido de arcilla del suelo. Sin embargo, las variables que no mostraron diferencias significativas fueron contenido de arena ($p: 0,35$), contenido de limo ($p: 0,26$) y R_h ($p: 0,06$). En éste último, a pesar de los valores obtenidos en sitios con árboles ($R_h: 0,01$) y sin árboles ($R_h: 0,02$), no se detectaron diferencias morfométricas significativas entre VFP.

La DAP ($R^2: 0,95$; Fig. 27), registró los valores más altos en los LA (1,45), luego las VFP, sin diferencias significativas en sitios sin árboles (1,38) y con árboles (1,37) y los valores más bajos en las FVR, sin diferencias significativas en sitios sin árboles (1,25) y con árboles (1,22).

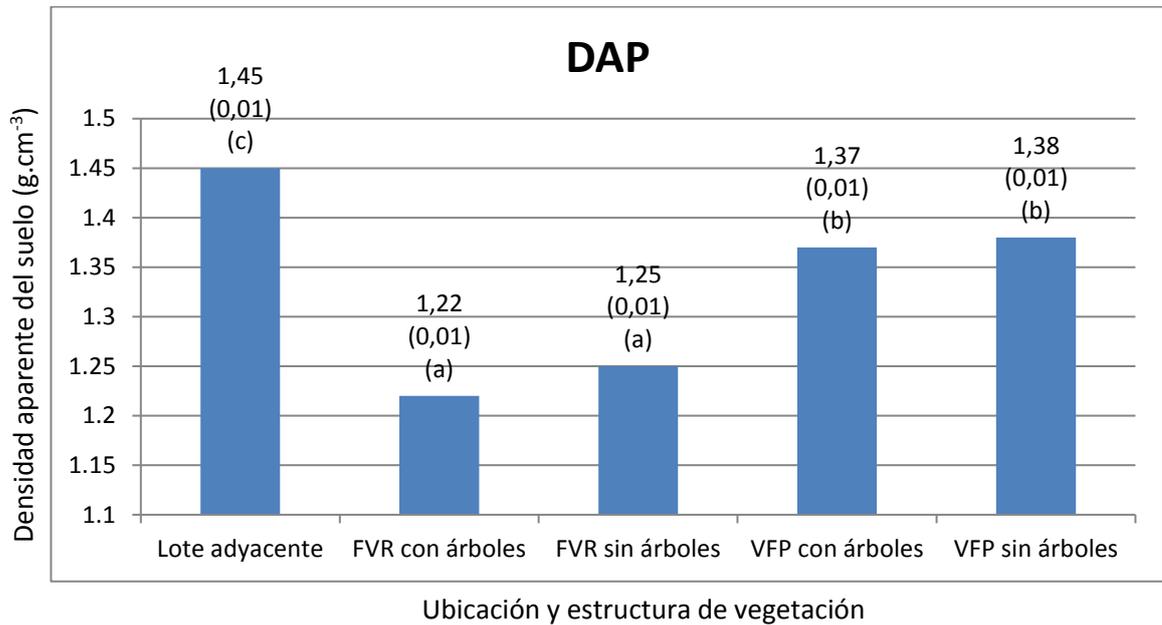


Figura 27. Comparación de la densidad aparente, expresada en gr.cm^{-3} , de los suelos de los lotes adyacentes (LA) y de los que sustentan las franjas de vegetación ribereñas (FVR) con y sin árboles y sus respectivas vías de flujo preferencial (VFP). Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

El contenido de arcilla de los suelos ($R^2: 0,80$; Fig. 28), registró los valores más altos en las VFP, -sin mostrar diferencias en sitios sin árboles (39,50) y sitios con árboles (39,48)-, y en los LA (38,78) y los valores más bajos, en las FVR sin mostrar diferencias en sitios sin árboles (23,50) y sitios con árboles (20,80).

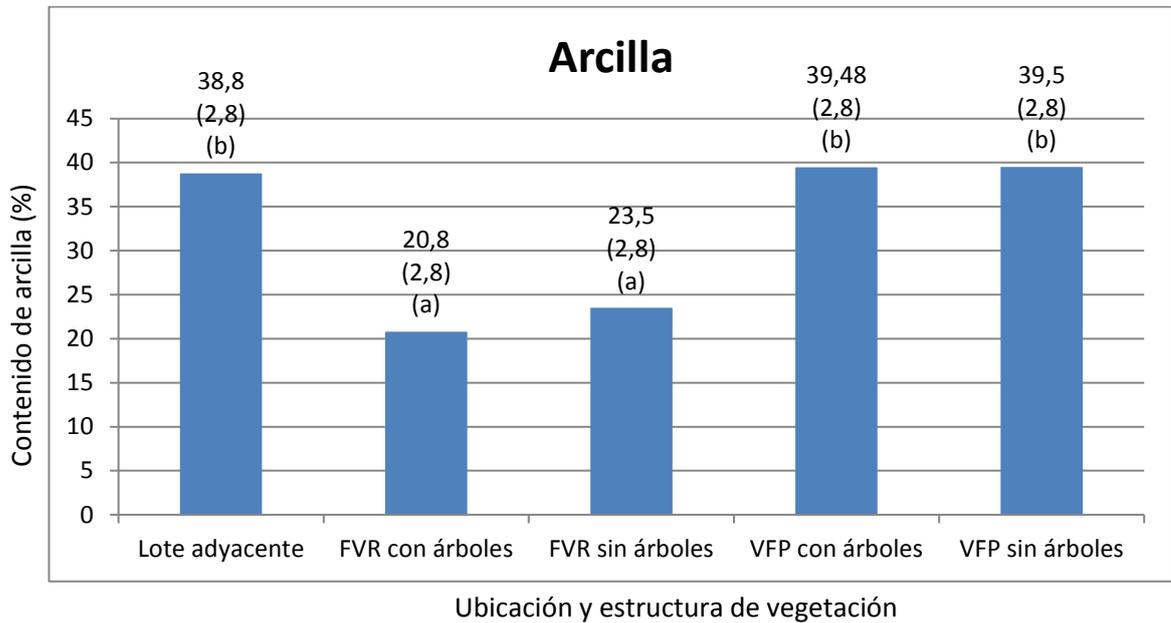


Figura 28. Comparación del contenido de arcilla, expresado en %, de los suelos de los lotes adyacentes (LA) y de los que sustentan las franjas de vegetación ribereñas (FVR) con y sin árboles y sus respectivas vías de flujo preferencial (VFP). Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar. Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

2.4 Discusión

Diversos estudios sobre diseños de FVR se basan en el análisis de datos que no consideran las VFP (Xiang, 1996; Lin et al., 2004). Del mismo modo, Xiangmei et al. (2008) discutieron los principales factores que influyen en la eficacia de retención de sedimentos en las FVR, -tales como ancho, pendiente, relación de área y precipitaciones-, aunque las VFP no se mencionan como una limitante de la eficiencia de filtrado de las FVR.

Diferencias en la concentración de nutrientes en el flujo de agua

Si bien en este capítulo no se midieron la concentración de nutrientes en el flujo de agua de escorrentía, por no ser el objetivo de este estudio, se infiere que, por los valores de las variables químicas determinadas en los suelos de las VFP y, de

acuerdo con Ruiz Suescún et al. (2003) el mayor flujo de escorrentía con mayor cantidad de nutrientes retenibles ha determinado la retención en las VFP y que, en coincidencia con Baker y Laflen (1983), las concentraciones de los flujos de escorrentía se encuentran determinadas básicamente por la cantidad de nutrientes existentes en el suelo.

Diferencias en las propiedades de la vegetación

La presencia de sitios contrastantes de vegetación, -con y sin arboles-, no modificó la morfología de las VFP. Los mayores valores de rugosidad se registraron en los sitios sin árboles, sin encontrar diferencias en cuanto a su ubicación, -dentro o fuera de las VFP-. Estos se relacionaron con los valores más altos de biomasa aérea registrados en estos sitios (Orué, 2008) con un rol muy importante en el aumento de la infiltración del agua y en la reducción de la escorrentía superficial (Podmore y Huggins, 1981; Armstrong, 1986; Kamphorst et al., 2000).

Diferencias en propiedades edáficas

Con respecto a las variables químicas, consideramos fósforo disponible, fósforo total, nitratos y contenido de glifosato más AMPA. En cuanto a fósforo, en los primeros análisis, no se encontraron diferencias significativas en la retención de fósforo disponible y fósforo total, en los suelos de las FVR y de las VFP. Esto se debería fundamentalmente a una perturbación de gran magnitud como fue el desborde de los arroyos por efecto de las inundaciones ocurridas unos meses antes de la realización de este trabajo que podrían haber modificado los contenidos de fósforo en la totalidad de los suelos ribereños, dada la gran cantidad de sedimentos removidos y transportados desde los lotes adyacentes (Taboada et al., 2009). Sin embargo, en los

segundos análisis efectuados, en coincidencia a lo encontrado por varios autores (Aye et al., 2006; Sheppard et al., 2006; Zaimes et al., 2008) y contrariamente a lo reportado por Owens et al. (2007), surge que los mayores valores de retención de fósforo disponible y fósforo total se encontraron en las VFP.

Con respecto a nitratos y nitrógeno total, en los primeros análisis, no se encontraron diferencias significativas en los valores de retención de los suelos de las FVR y de las VFP. En los segundos análisis, se registraron mayores valores de nitratos en las VFP. Los mayores contenidos de nitratos en los suelos de las VFP se debería a que estas moléculas solubles se vehiculizan en agua (Hatch et al., 2002), se transportan por el flujo de escorrentía superficial, percolan a través del perfil del suelo, donde pueden ser adsorbidas (Roberts et al., 2012). Además, la baja posición en el paisaje de estos ambientes ribereños y la presencia de la capa freática a escasa profundidad podrían permitir pérdidas de nitratos por lavado los cuales, son translocados, y movido por flujo masal (Haag y Kaupenjohann, 2001; Kuglerová et al., 2014). La magnitud de estas pérdidas depende de la cantidad de nitratos presentes en el suelo y del volumen de agua drenada (Vinten y Smith, 1993). Para nitrógeno total, las diferencias no fueron significativas en ninguna de las dos campañas, lo cual podría deberse a que la mayor parte se halla formando compuesto orgánicos, dentro de la materia orgánica del suelo. Sin embargo, la cantidad de nitrógeno presente en muchos suelos es escasa, debido a su propia dinámica y a su ciclo biogeoquímico (Maynard y Kalra, 1993) y de la abundante biomasa en descomposición presente en estos ambientes.

Si bien no encontramos antecedentes bibliográficos, que relacionen contenidos de glifosato + AMPA en suelos de VFP, consideramos que la mayor retención dentro de éstas, se debería a que las moléculas de glifosato, -al igual que las de fósforo-, presentan una alta afinidad para adsorberse superficialmente a las arcillas (Carrquiriborde, 2010), que son desprendidas de los suelos adyacentes por efectos

erosivos, transportadas por escorrentía y depositadas en las vías de flujo preferenciales (Welten, 2000; Carriquiriborde, 2010). Además, las arcillas son el componente de los sedimentos que más es retenido en los suelos ribereños (Magette et al., 1989; Lyons et al., 2000; Ghadiri et al., 2001; Giaccio et al., 2016). A su vez, glifosato posee alta solubilidad en agua (Mayer et al., 2006) que favorece su transporte en los flujos de escorrentía superficiales.

De las propiedades físicas analizadas, surgen como más relevantes, la DAP y el contenido de arcilla de los suelos. Los más bajos valores de DAP de los suelos, en las FVR, -tanto en sitios con y sin arboles-, en relación a los LA, coincide a lo reportado por Stutter y Richards (2012) que lo atribuyen al aumento de la porosidad y su capacidad de infiltración. Por su parte, los mayores valores de DAP en las VFP, que los registrados en el resto de las FVR, podría obedecer a que éstas vías, son utilizados por el ganado como caminos para abreviar lo cual, influye en un incremento de la compactación del suelo, debido a la reducción en el volumen de los macroporos (Bryant et al., 1972; Hairsine et al., 2001). Este comportamiento, da lugar a una reducción de las tasas de infiltración del suelo (Jones, 1987; Chappell y Ternan, 1992) que generan un aumento de la escorrentía superficial por las VFP hacia los arroyos (O'Connell et al., 2007; Magner et al., 2008) encontrando una marcada conexión hidrológica con el arroyo adyacente (Miller et al., 2017).

Por su parte, el mayor contenido de arcilla registrado en los suelos de las VFP y en los LA, -en relación a los suelos del resto de las FVR, demostraría la conexión entre LA y VFP y que los sedimentos desprendidos por procesos erosivos, están compuestos mayoritariamente por arcilla, la cual se transporta a través de los flujos de escorrentía superficiales, -con moléculas de fósforo y glifosato adsorbidas-, (Sharpley, 1985; Dillaha, 1987; Kretzschmar et al., 1999; Abu-Zreig et al., 2003) y depositadas en las VFPs (Welten, 2000; Carriquiriborde, 2010). Si bien la bibliografía cita que la composición de los sedimentos está influenciada principalmente por la litología, el

clima y la erosión (Young et al., 2012) este proceso, es consecuencia del mal uso de los suelos agrícolas y puede ser activado por movimientos de maquinarias agrícolas, animales, vehículos e incluso personas. Asimismo, el sobrepastoreo de áreas ribereñas, frecuentemente ocasiona incisiones y reducciones de la vegetación, que favorecen altas descargas de sedimentos provenientes de sus cuencas (Van de Kamp et al., 2013).

CAPITULO 3

FACTORES PSICOSOCIALES QUE INFLUYEN EN LA INTENCIÓN DE LOS PRODUCTORES AGROPECUARIOS DE CONSERVAR LAS FRANJAS DE VEGETACIÓN RIBEREÑAS

RESUMEN

En este estudio se analizó la valoración integral, que les asignan los tomadores de decisión del uso de tierras agropecuarias, a los distintos tipos de funciones ecosistémicas (FE) provistas por las franjas de vegetación ribereñas (FVR). El objetivo de este trabajo fue comprender la influencia relativa de distintos factores psicosociales sobre las intenciones de conservar elementos del paisaje clave en el mantenimiento de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Del total de explotaciones que integran las sub-cuencas determinadas, en los arroyos Del Azul, La Pastora, San Felipe, Napaleofú, Orellano, Del Medio, Seco y Claromecó, pertenecientes a los partidos de Azul, Tandil, Balcarce y Tres Arroyos, se eligieron aquellas por las que pasaba un arroyo y se seleccionaron 50 de ellas, las que totalizaron una superficie de 52.107 Has. El instrumento de investigación consistió en una encuesta, de tipo estructurada, compuesta de tres secciones. La primera dirigida a conocer las características psico-sociales del encuestado, la segunda, dirigida a conocer la composición de usos de la tierra del establecimiento y la tercera, orientada a relevar los datos personales del tomador de decisión. De los modelos obtenidos surge que el basado en los factores normativos personales (atribución de responsabilidad y control de comportamiento) fue el de mayor peso en la toma de decisiones. El segundo mejor modelo, fue el basado en los factores cognitivos (conocimiento y la actitud hacia los servicios ecosistémicos) en tanto que, el modelo basado en factores emocionales (conexión con la naturaleza y la identidad) fue el de menor peso en la toma de decisiones, sobre la intención de conservar. Se destaca que las intenciones de conservar las FVR por parte de los tomadores de decisión fueron moderadas y positivas en un futuro próximo, sin embargo la afirmación de que las FVR reducen la superficie cultivable recibió un puntaje alto. Asimismo, los tomadores de decisión valoran más los servicios ecosistémicos (SE) provistos por las FVR cuando el campo es propio y, la actitud hacia los SE, muestra una relación con los años de permanencia en el territorio y en la actividad.

3.1 Introducción

3.1.1 Valoración de los servicios ecosistémicos provistos

En este capítulo se analiza la valoración integral que les asignan los tomadores de decisión sobre usos de la tierra en las explotaciones agropecuarias, a los distintos tipos de funciones ecosistémicas provistas por las franjas de vegetación ribereñas, que proporcionan numerosos beneficios a los seres humanos, como mejora en la calidad del agua, regulación de inundaciones, estéticos y culturales con oportunidades de recreación (Klapproth y Johnson, 2001a) dado que son ricas en características culturales, históricas y arqueológicas (Barbera, 2015).

Existe poca información acerca del valor de los servicios ecosistémicos provistos por las FVR y de la valoración integral, que les asignan los tomadores de decisiones. El estado de la biodiversidad y los SE en paisajes agrícolas, depende de las decisiones de uso de la tierra, que múltiples productores agropecuarios toman en sus propiedades privadas. En este contexto, es necesario diseñar intervenciones dirigidas a motivarlos a que tomen decisiones de uso de la tierra que promuevan la conservación de elementos claves del paisaje para lo cual, se requiere información sobre qué factores influyen en el proceso de toma de decisiones (Goijman, 2014) para priorizar las acciones de conservación (Mastrangelo et al., 2013).

Dybkjær et al. (2012) concluyen que a pesar de los beneficios provistos por las FVR, existe una gran presión en contra de legislar a favor de la protección de las FVR en muchos de países agrícolas de Europa, por los costosos esquemas compensatorios que generan. González Cueva (2011) concluye que en Latinoamérica, -Costa Rica, Panamá y Nicaragua-, no se encuentran criterios técnicos o científicos para determinar el ancho de las franjas ribereñas. En Brasil y Chile, la normativa sí establece algunos criterios técnicos que se deben considerar, en tanto que, en Costa Rica existe muy poco cumplimiento de la normativa vigente sobre franjas ribereñas. En

todos estos países, la normativa prohíbe el uso y aprovechamiento de productos maderables y no maderables en las franjas ribereñas. Sin embargo, en Argentina no existe legislación que proteja las FVR.

Existe una elevada complejidad socio-ecológica asociada al mantenimiento y/o restauración de los SE de los ambientes ribereños, -múltiples propietarios, diferentes jurisdicciones e intereses, valores y participación pública-, por lo que deben buscarse soluciones que equilibren estos aspectos interrelacionados (Naiman, 1992; Rogers, 2006; Rogers et al., 2013).

Aunque se reconocen las ventajas de las prácticas de conservación de las FVR, la concientización de los tomadores de decisión, de incorporarlas sigue siendo dificultosa. Investigaciones anteriores han demostrado que las campañas para fomentar la adopción de prácticas sostenibles, a menudo consiguieron un éxito limitado (McKenzie-Mohr, 2000).

3.1.2 Incidencia de las variables sociales en la toma de decisiones

Existen varias investigaciones que estudian las motivaciones y actitudes hacia las prácticas conservacionistas (Lokhorst et al., 2011; 2012; Mastrangelo et al., 2013). Las investigaciones anteriores se han centrado en las características socio-demográficas o modelos económicos en busca de respuestas acerca de quienes adoptan o no, las prácticas agrícolas sostenibles. Es de esperar, por ejemplo, que los tomadores de decisión más jóvenes que, a menudo, poseen mayor nivel educativo, serán más propensos a adoptarlas. Sin embargo, se han encontrado resultados disímiles entre las variables socio-demográficas y actitudes pro ambientales (Tarrant y Cordell, 1997). En concordancia, Cary et al. (2001) concluyeron que existía una relación débil o inexistente entre la edad, el nivel educativo alcanzado y la adopción de buenas prácticas agrícolas. Los investigadores también han reconocido que los

modelos económicos no ayudan a que los tomadores de decisión adopten prácticas de conservación (Lynne et al., 1995).

Landini (2013) hace hincapié en la importancia de estudiar las creencias, actitudes y conocimientos como una forma de entender y analizar los comportamientos y prácticas sociales de los actores. Carr y Tait (1991) concluyeron que las diferencias entre agricultores convencionales y conservacionistas, se relacionaron con las creencias.

Dentro de la psicología social, el construccionismo sostiene que la “realidad” es una construcción social (Aceros, 2012; López-Silva, 2013) lo cual es compatible con la articulación entre creencias - conocimientos y conductas - prácticas sociales. Puede argumentarse que las creencias y el conocimiento son componentes fundamentales de las conductas y prácticas sociales.

Puesto que las causas de los problemas ambientales están enraizadas en la conducta humana, la solución podría hallarse en el cambio de la conducta de los grupos y de las organizaciones y en las políticas de control del crecimiento de la población y del uso eficiente de los recursos y, por tanto, en cambios culturales y de estilos de vida (González López, 2002).

Por ello, la Psicología está implicada en la explicación y modificación de los factores desencadenantes de las conductas del deterioro o conservación del medio ambiente y, bajo esta perspectiva psicosocial, se analiza la relación que establecen entre sí determinados construcciones psicológicas características de la preocupación por la calidad del medio ambiente, con el objetivo último de entender y explicar la forma de transformar esta preocupación en conductas ecológicas observables (González López, 2002).

Los seres humanos afectan al ambiente a través de sus actividades, -causas humanas inmediatas-, que consiguen modificar los sistemas medioambientales -agua, gases y suelo- y estos sistemas medioambientales -medio ambiente global- terminan

por afectar a los seres humanos a través de sucesos tales como catástrofes naturales, calentamiento, sequías, etc., -efectos inmediatos del cambio-, que finalmente alteran aquellos aspectos que las personas valoran y necesitan para su bienestar -salud, paisajes, etc.-. Por tanto, la conducta y las actividades de los seres humanos provocan cambios en los ciclos naturales, en los ecosistemas y en las relaciones que los seres vivos establecen entre sí. A su vez, las actividades o causas humanas inmediatas del deterioro del ambiente son el resultado tanto del crecimiento de población, económico y tecnológico, como del sistema sociopolítico y de los valores, actitudes y conductas de la población (Stern, 1992).

El comportamiento humano suele ser de naturaleza social e incluye elementos de cooperación, interés propio y altruismo, en lugar de simplemente actuar instintivamente dado que, nuestra conducta está determinada por sistemas sociales, sistemas afectivos, solidaridad y la ética (Crawhall, 2015).

En conjunto, las causas y las soluciones de los problemas medioambientales están en continuo cambio y dependen tanto de los factores psicológicos personales como de las condiciones externas que operan sobre los individuos y los sistemas sociales. Las decisiones conductuales de los individuos están condicionadas por las opciones que imponen las instituciones sociales y las organizaciones. Los cambios en los patrones que configuran estas instituciones han de ser provocados por cambios en los estilos de vida y por nuevos valores humanos (Oskamp, 2000a, 2000b). Por ello, el deterioro ecológico sería provocado por la conducta humana, las actitudes y valores que emergen de las estructuras sociales y culturales. Pradhananga et al. (2015) informaron que los tomadores de decisión tienen más probabilidades de ser comprometidos en temas de recursos hídricos si sienten una obligación personal de tomar esta acción y perciben que tienen la capacidad de protegerlos.

Desde este punto de partida, Winter (2000) postula la existencia de cuatro acercamientos psicológicos para el estudio y modificación de la conducta ecológica. A

saber: neo analítico, conductual, cognitivo y psicosocial. Desde el enfoque neo analítico, la solución de los problemas ecológicos pasaría por experimentar o sentir nuestra original e íntima unión con el ambiente natural, para de esta forma despertar el yo ecológico reprimido. Desde el planteamiento conductual, se abogaría por el análisis de los antecedentes y consecuencias del consumo y la contaminación, además de los incentivos y contingencias que motivan a los legisladores y gestores que deciden las normas y procedimientos de las corporaciones. Por lo que se refiere al acercamiento cognitivo, la solución a los problemas del medio ambiente se basaría en la forma de plantear y comunicar a los seres humanos la información medioambiental relevante. Por último, desde la perspectiva psicosocial se plantea que las actitudes y opiniones medioambientales están relacionadas con las creencias sobre lo apropiado de la organización social, sobre la relación del ser humano con la Naturaleza y con el carácter moral de las distintas acciones hacia el entorno.

A pesar de lo variado de estos acercamientos, hasta el momento actual y según Aragonés (1990), el enfoque psicológico de los problemas del medio ambiente se ha realizado casi exclusivamente desde la vertiente de la modificación de conducta y desde la perspectiva de las actitudes. En este caso, recurriendo al cambio de actitud hacia el medio ambiente, es decir provocando una disposición favorable como forma de conseguir una conducta ecológica rápida y eficazmente. Pero aquí, ha surgido de nuevo la vieja polémica de la Psicología Social sobre si las actitudes predicen o no las conductas (Fishbein y Ajzen, 1975; Ajzen 1988; Morales et al., 1994).

El análisis psicológico de los problemas del medio ambiente basado en las actitudes ha estado muy condicionado por los repetidos intentos de contemplar la posible existencia de una actitud general hacia el ambiente o constructo de "preocupación ambiental" que pudiese explicar la conducta que los seres humanos despliegan con respecto a su ambiente.

El concepto de actitud, por tanto, ha sido considerado como de capital importancia para poder explicar los determinantes de la conducta ecológica o ambiental y la forma en que ésta podría ser cambiada en una determinada dirección (Newhouse, 1990). La noción de actitud ha sido considerada una de las principales influencias del comportamiento social (Rodríguez, 1989). Las innumerables definiciones existentes del concepto de actitud comparten una serie de aspectos comunes como son el conjunto de convicciones o creencias estables y la predisposición favorable o desfavorable para actuar hacia un objeto o tema (Herrera y Seoane, 1989). A este respecto, las actitudes nos permiten conocer y responder ante la realidad (Ros, 2001b) y, en este sentido, nuestra actitud hacia el medio ambiente estaría formada, al menos, por la información que tengamos sobre el propio medio ambiente y por el afecto o desafecto que sentimos hacia el entorno ecológico. En cualquier caso, como menciona Milbrath (1990c), todas las formas de conocimiento se basan en los sentimientos y de esta forma el componente afectivo cobra especial relevancia. Si bien, el grado de contribución del afecto o de la cognición en la explicación de las actitudes depende del objeto de actitud y de las diferencias individuales (Holahan, 1991; Ajzen, 2001).

Desde la Psicología Ambiental se intentó elaborar una teoría general de preocupación ambiental por medio de la medición de las actitudes hacia temas específicos del medio ambiente. La denominada “conducta ecológica significativa” abarcaría diferentes tipos de acciones ecológicas caracterizadas bien por su relevancia o impacto sobre el medio ambiente o bien por la intención de protegerlo (Stern, 2000b).

Dada la existencia de diferentes tipos de comportamientos con respecto al ambiente, cuyas manifestaciones pueden ser relativamente independientes entre sí, no es posible considerar un único factor explicativo del comportamiento ambiental. Deben considerarse la existencia de diferentes factores que determinan los distintos

tipos de conductas ambientales (Suárez, 1998). Los factores sociales y comunitarios también han mostrado su efecto sobre la atribución personal de responsabilidad en las conductas relacionadas con los bienes públicos. Algunos trabajos comprueban que en comunidades que tienen establecido un sistema de normas y reglas compartidas tienden a conservar los recursos naturales a lo largo del tiempo (Bell et al., 1989; Martichuski y Bell, 1991; Birjulin et al., 1993).

Por todo ello, en la línea de Stern (2000a, 2000b), se concluye que la conducta pro ambiental quedaría al final de una amplia variedad de factores personales y contextuales interactuando entre sí, como los actitudinales, los externos o situacionales y también las habilidades y los hábitos o rutinas cotidianas. A este respecto, De Young (1996, 2000) plantea que a pesar de la preocupación ambiental, de las actitudes positivas y de los incentivos externos, la conducta ecológica sólo se dará en aquellos contextos que estimulen los motivos cognitivos de satisfacción intrínseca como son la competencia y la participación, basados en el disfrute por la realización de las destrezas y capacidades que exige la conducta.

La bibliografía consultada (e.g. Hernández et al., 1997; González López, 2002) nos impulsa a preguntarnos cuales son los factores de mayor peso que motivan el comportamiento de los actores, impulsados por la intención de conservación (Mastrangelo et al., 2013) de las zonas ribereñas.

3.1.3 Modelos de toma de decisiones

Las investigaciones sobre el papel de las actitudes relativas a los temas ambientales se han realizado dentro de determinados marcos teóricos o modelos de la Psicología Social. Un modelo que se ha utilizado ampliamente para comprender la toma de decisiones humanas, es la Teoría de la Acción Razonada (acrónimo en inglés TRA, de theory of reasoned action) (Fishbein y Ajzen, 1975) y su extensión, la Teoría

del Comportamiento Planificado (acrónimo en inglés TPB, de theory of planned behaviour) (Ajzen, 1985, 1988, 1991; Ajzen y Madden, 1986). Esta teoría de la psicología social es la más utilizada para explicar la conducta, y ayuda a entender cómo se consolidan o se producen cambios en el comportamiento de la gente. Según esta teoría, la acción humana es conducida por tres clases de consideraciones: 1) creencias de comportamiento: referidas a las consecuencias probables de éste (¿Qué puede suceder si...?); 2) creencias normativas: referidas a las expectativas de otros (¿Qué esperan los demás de mi comportamiento?); y, 3) creencias de control: sobre la presencia de factores de control (¿Qué cosas o quién pueden dificultar o facilitar mi comportamiento?).

La TPB proporciona una metodología rigurosa, replicable y objetiva para identificar las creencias que sustentan actitudes, normas y percepciones de control, permitiendo una investigación de cómo estas creencias se diferencian entre los individuos que adoptan o no una práctica sostenible en particular (Beedell y Rehman, 2000).

Para aumentar el poder explicativo de la TPB en contextos particulares (Ajzen, 2011), algunos autores (e.g. Bamberg y Möser (2007) integraron la TPB con la Teoría de Activación de Normas (acrónimo en inglés NAT, de norms activation theory) (Schwartz, 1977) que postula que el comportamiento es motivado por normas sociales, caracterizado por sentimientos de obligaciones personales para llevar a cabo determinado comportamiento. En el contexto del comportamiento de la conservación, el conocimiento de los problemas ambientales y de sus consecuencias son, probablemente, importantes precondiciones cognitivas para activar las normas personales (Bamberg y Moser, 2007) en tanto, las normas sociales, se cree que subyacen a la activación de las normas personales (Bamberg et al., 2007).

Por lo tanto, se añaden las normas personales como predictor de intención, así como la sensibilización del problema (conocimiento de su magnitud y su gravedad) y el

conocimiento de las consecuencias (percepción que una acción tiene consecuencias negativas para los demás) como los factores subyacentes de las construcciones de la TPB, para poner a prueba un modelo integrado de ambas teorías (TPB-NAT).

Para el comportamiento de conservación en los sistemas agrícolas, la identidad (conductas que se consideran como parte del mismo) es un factor importante que subyace en la toma de decisiones de uso del suelo (Burton y Wilson, 2006). Van Dijk et al. (2016) concluyen que la identidad es la más importante determinante de la intención de conservación de los agricultores. Además, se admite que las identidades son múltiples y jerárquicas (Stryker, 1994).

3.1.4 Modelos de ecuaciones estructurales

El modelo de ecuaciones estructurales (acrónimo en inglés SEM, de Structural Equation Modelling) tiene antecedentes en el “path diagram” que surgió para representar relaciones entre variables dentro de cadenas o redes de causalidad (Wright 1921, 1934). Años más tarde, este método fue redescubierto y desarrollado para las ramas económicas y sociales, quienes lo transformaron en este modelo SEM (Jöreskog, 1974; Jöreskog y Sörbom, 1982).

Este modelo permite examinar simultáneamente una serie de relaciones de dependencia, y es particularmente útil cuando una variable dependiente se convierte en independiente en ulteriores relaciones de dependencia. Además, muchas de las mismas variables afectan a cada una de las variables dependientes, pero con efectos distintos (Hair et al., 2001). Los SEM utilizan un conjunto de ecuaciones para representar las relaciones propuestas inicialmente por el investigador (Kahn, 2006).

En un SEM se distinguen distintos tipos de variables según sea su papel y su medición: a) variables observadas o indicadores, que mide a los sujetos (ejemplo, las preguntas de un cuestionario); b) variable latente (sinónimos: constructos,

construcciones, factores) es un supuesto, que sólo puede ser medido a través de otras variables directamente observables dado que no se puede observar y que, en consecuencia, está libre de error de medición; c) variable error, representa tanto los errores asociados a la medición de una variable como el conjunto de variables que no han sido contempladas en el modelo y que pueden afectar a la medición de una variable observada, se consideran variables de tipo latente por no ser observables directamente; d) error asociado a la variable dependiente, que representa el error de predicción; e) variable de agrupación, es categórica y representa la pertenencia a las distintas subpoblaciones que se desea comparar; f) variable exógena, que afecta a otra variable y que no recibe efecto de ninguna variable; g) variable endógena, que recibe efecto de otra variable y debe ir acompañada de un error (García Veiga, 2011).

Otra característica destacada, reside en el hecho de que una misma variable puede comportarse, dentro de un mismo modelo, como variable respuesta en una ecuación y aparecer como una variable explicativa en otra ecuación. Así como también es posible, especificar un efecto recíproco, en el que dos variables produzcan efectos la una sobre la otra, mediante un proceso de feedback (Bollen, 1989).

Para interpretar los resultados del SEM, se deben evaluar cuidadosamente varias pruebas estadísticas y un conjunto de índices, que determinan que la estructura teórica propuesta suministra un buen ajuste a los datos empíricos. Este ajuste se verifica si los valores de los parámetros estimados reproducen tan estrechamente como sea posible la matriz observada de covarianza (Kahn, 2006).

El principal aporte que realiza el SEM es que permite evaluar modelos teóricos, convirtiéndose en una de las herramientas más potentes para el estudio de relaciones causales sobre datos no experimentales cuando estas relaciones son de tipo lineal (Kerlinger y Lee, 2002). La modelización de ecuaciones estructurales se basa en relaciones causales, en las que el cambio de una variable se supone que produce un cambio en otra variable. No obstante, estos modelos nunca prueban la causalidad. En

realidad, solo ayudan a seleccionar hipótesis causales relevantes, eliminando aquellas no sustentadas por la evidencia empírica. Así, los modelos causales son susceptibles de ser estadísticamente rechazados si se contradicen con los datos (Weston y Gore, 2006).

Aunque la existencia de correlación entre dos variables no implica, necesariamente, la existencia de una relación causal entre ambas, la existencia de relación causal entre dos variables sí implica la existencia de correlación. Ésta es en esencia la base de los SEM. Las relaciones causales establecidas en la hipótesis de partida implican una serie de limitaciones en la matriz de varianzas-covarianzas. Si la matriz de varianzas covarianzas que producen los datos observados es compatible con las limitaciones impuestas por la hipótesis, el modelo no se descarta. La gran ventaja de este tipo de modelos es que permiten proponer el tipo y dirección de las relaciones que se espera encontrar entre las diversas variables contenidas en él, para pasar posteriormente a estimar los parámetros que vienen especificados por las relaciones propuestas a nivel teórico. Por este motivo se denominan también modelos confirmatorios, ya que el interés fundamental es “confirmar” mediante el análisis de la muestra las relaciones propuestas a partir de la teoría explicativa que se haya decidido utilizar como referencia. Asimismo, son de gran utilidad en la comparación de modelos alternativos, pues permite el uso de variables latentes y la consideración del error de medida que, con la variación de los valores de los índices de bondad de ajuste pueden indicar la existencia de modelos alternativos mejorados. En definitiva, podemos decir que los puntos fuertes de estos modelos son: haber desarrollado unas convenciones que permiten su representación gráfica, la posibilidad de analizar efectos causales entre las variables, permitir la concatenación de efectos entre variables y permitir relaciones recíprocas entre ellas (García Veiga, 2011).

La aplicación de este tipo de modelos requiere de un diseño a priori, para el cual el investigador se apoya en la teoría de aquello que busca explicar. Este diseño a

priori se conoce como “modelo teórico”, consistente en un conjunto sistemático de relaciones (entre variables) que proporcionan una explicación consistente y comprensiva del fenómeno que se pretende estudiar (García Veiga, 2011).

Una vez que el modelo ha sido identificado y estimado, el siguiente paso consistió en evaluar el ajuste de los datos al modelo propuesto. Las medidas empleadas en este trabajo fueron las siguientes:

- Razón de chi-cuadrado corregido por los grados de libertad (CMIN/DF). Se consideran aceptables valores menores a 2 (Beltrán, 2009).
- Índice de Ajuste Comparativo (CFI), (Bentler, 1990) indica un buen ajuste del modelo para valores próximos a 1.
- Error cuadrado de aproximación a las raíces medias (RMSEA), (Steiger, 1990) aquí, la discrepancia entre ambas matrices está medida en términos de la población y no en términos de la muestra. Valores inferiores a 0,1 son indicativos de un buen ajuste del modelo en la población.
- Error estandarizado de las raíces medias residuales (SRMR), es una adecuación del anterior. El SRMR es una medida absoluta de ajuste y se define como la diferencia estandarizada entre la correlación observada y la correlación predicha. Un valor inferior a 0,08 se considera generalmente un buen ajuste (Hu y Bentler, 1999).

Las medidas de ajuste de la parsimonia en un modelo hacen referencia al grado en que alcanza ajuste para cada coeficiente o parámetro estimado. No se dispone de ninguna prueba estadística asociada de estos índices, por lo que su uso es más adecuado comparando modelos alternativos.

- Criterio de Información de Akaike (acrónimo en inglés AIC de Akaike Information Criteria) (Akaike, 1974) sirve para comparar modelos que poseen

diferente número de variables latentes. Valores pequeños de esta medida indican una alta parsimonia.

3.2 Materiales y métodos

3.2.1 Sitios de estudio

Se recortaron imágenes de las sub-cuencas determinadas, en los arroyos Del Azul, La Pastora, San Felipe, Napaleofú, Orellano, Del Medio, Seco y Claromecó, pertenecientes a los partidos de Azul, Tandil, Balcarce y Tres Arroyos, obtenidas del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) ubicado a bordo del satélite TERRA. Estas imágenes se re-proyectaron a formato img coordenadas geográficas y luego, se les superpuso las capas de catastro provincial (shapes) a fin de identificar las explotaciones agropecuarias, incluidas dentro de cada cuenca. De estas explotaciones, se eligieron aquellas por las que pasaba un arroyo y se seleccionaron 50 de ellas, las que totalizaron una superficie de 52.107 Has. La selección del sujeto a encuestar, se efectuó utilizando el criterio de que el mismo fuera el tomador de decisión, -propietario, arrendatario, administrador o asesor-. Dado que el objetivo de este estudio fue diseñar intervenciones con impacto a escala de paisajes y territorios, en que se producen y capturan los SE, se seleccionaron los que representan la mayor parte es decir, de grandes establecimientos. Se comenzó encuestando a los de explotaciones de grandes superficies y luego, siguiendo el método de bola de nieve, a los de menores superficies.

3.2.2 Metodología utilizada y análisis de las encuestas

Las encuestas se realizaron en forma personal, mediante visitas al lugar por ellos elegido (establecimientos agropecuarios, oficinas, domicilios en la ciudad, etc.). Previamente a la reunión, se los contactó telefónicamente, explicándoseles los objetivos del trabajo, garantizándoles que la encuesta es anónima, -por lo que no se registraría el nombre, dirección, teléfono o cualquier otro dato personal-, confidencial y que la información será utilizada en una tesis doctoral. Al momento de concretar la entrevista, en algunos casos, fue necesario volver a aclarar los objetivos del trabajo y se explicó la forma en que se contesta cada sección.

La encuesta, de tipo estructurada estuvo compuesta de tres secciones. La primera, dirigida a conocer las características psico-sociales del encuestado, la segunda, a conocer la composición de usos de la tierra del establecimiento y la tercera orientada a relevar los atributos personales del encuestado (Apéndice I).

La primera sección estuvo compuesta de 38 ítems, cada uno compuesto de un enunciado y una escala tipo Likert, de cinco puntos para que el encuestado manifieste en qué medida el enunciado representa su opinión. Esta técnica utiliza una categorización del continuo actitudinal graduada según la intensidad (Sarabia Sánchez, 1999). Al utilizar escalas se utiliza el método axiomático (Mosterín, 1984) asociada tradicionalmente con el escalamiento de estímulos. Para ser más específicos, las escalas utilizadas fueron aditivas, siendo éstas constituidas por una serie de ítems ante los cuales se solicita la reacción del sujeto. El interrogado señala su grado de desacuerdo o acuerdo con cada ítem, respondiéndose con base en la escala (1= es muy cierto, 2= es cierto, 3= tiene algo de cierto, 4= no es cierto, 5= no es para nada cierto). Los ítems utilizados para valorar cada uno de los 9 factores están detallados en las Tablas 9 a 12. Los enunciados estuvieron contruidos siguiendo el principio de compatibilidad, el cual permitió evaluar las relaciones entre los factores

psico-sociales. Este principio establece que todos los enunciados deben ser consistentes en cuanto a la acción de interés, el objetivo de la acción, el contexto de la acción y el horizonte temporal de la acción. En este caso la acción de interés es la conservación, el objetivo de la acción son las franjas de vegetación ribereñas, el contexto de la acción es el establecimiento agropecuario y el horizonte temporal de la acción son 2 o 5 años. Estos ítems, fueron agrupados en nueve factores los cuales, a su vez se clasifican, -de acuerdo a la teoría del comportamiento social-, en tres grandes grupos:

- Cognitivos: conocimiento – actitud
- Emocionales: apego al lugar – conexión con la naturaleza – identidad
- Normativos: norma social – control de comportamiento – atribución de responsabilidades.

Cabe consignar que los normativos describen sentido de obligación, responsabilidad, en tanto que la intención de conservar no se agrupa dado que es la variable respuesta.

Entre los meses de septiembre y diciembre de 2014, se efectuaron 50 encuestas (ver Apéndice I). En las mismas, se evaluaron las variables observadas que describen la intención de conservar (ver Apéndice II), introduciéndose la rentabilidad agropecuaria y la ocurrencia de posibles sequías, que pueden influir en sus necesidades de incrementar la superficie productiva, en desmedro de áreas de reserva. Luego se analizaron la influencia de los factores cognitivos, emocionales y normativos sobre la intención de conservar las FVR.

De acuerdo a la ubicación geográfica de las explotaciones, 13 estuvieron ubicadas en el partido de Azul, 13 en el de Balcarce, 12 en el de Tandil y 12 en el de Tres Arroyos. Posteriormente, una vez recolectadas las encuestas, las respuestas

fueron codificadas de acuerdo al número de la opción elegida para su posterior análisis estadístico.

3.2.3 Análisis de los datos

Para la puesta a prueba de las tres hipótesis de este capítulo y de sus predicciones derivadas, se utilizaron, análisis de ecuaciones estructurales y de correlaciones canónicas. Para la modelación de ecuaciones estructurales, el programa Análisis de Estructuras Momentáneas (acrónimo en inglés AMOS de Analysis of Moment Structures) (Arbuckle, 2003), permite al usuario que especifique, vea y modifique el modelo de estructura gráficamente por medio del uso de herramientas gráficas sencillas.

En los SEM, las variables latentes se construyen a partir del análisis factorial confirmatorio de las variables observadas. Los coeficientes de determinación (R^2) indican el grado de contribución de éstas a las latentes. Es por ello que aquellas variables cuyo R^2 estuvieron por debajo de ese valor, fueron excluidas de los modelos.

Se realizó una matriz de correlación entre las características personales y los factores psico-sociales de los encuestados, para identificar aquellas relaciones significativas.

Los diagramas estructurales siguen unas convenciones particulares (Batista y Coenders, 2000): a) las variables observadas se representan encerradas en rectángulos; b) las variables latentes se representan encerradas en óvalos o círculos; c) los errores (sean de medición o de predicción) se representan sin rectángulos ni círculos; d) las relaciones bidireccionales (covariación entre dos variables exógenas o dos términos de perturbación) se representan como vectores curvos con una flecha en cada extremo y el parámetro asociado indica la covarianza; e) la falta de flecha entre dos variables significa que dichas variables no están directamente relacionadas,

aunque sí podrán estarlo indirectamente; f) cualquier efecto estructural se representa como una flecha recta y unidireccional, cuyo origen es la variable predictora y cuyo final, donde se encuentra la punta de la flecha, es la variable dependiente. Es decir, las variables a las que llega alguna flecha, se denominan endógenas y aquellas a las que no llega ninguna flecha, exógenas (García Veiga, 2011).

Los paquetes estadísticos utilizados para trabajar con las ecuaciones estructurales fueron IBM SPSS AMOS versión 21. Para los análisis de correlaciones, se utilizó la versión gratuita del programa XLSTAT.

3.3 Resultados

La muestra de tomadores de decisiones seleccionados consistió de 43 hombres y 7 mujeres; y su relación con los predios se dividió en 30 propietarios, 11 asesores y/o administradores y 9 locatarios bajo distintas formas contractuales. En lo que compete al uso de la tierra, hubo predominio de productores mixtos, que realizan ganadería vacuna y cultivos extensivos de cereales y oleaginosas (treinta y ocho), productores que solo realizan agricultura (siete) y productores exclusivamente ganaderos (cinco). El tamaño medio de las propiedades de los encuestados fue de 1042 hectáreas. La edad media de los encuestados fue 53 años y la mayoría de los participantes poseen estudios universitarios (veinticuatro), terciarios (dos), secundarios (catorce) y primarios (diez).

En la realización de los modelos, los coeficientes de regresión entre los ítems medidos y sus correspondientes construcciones fueron en su mayoría moderados a altos. Tres elementos medidos con factor de cargas por debajo de 0,25 no se incluyeron en los análisis. Como medida de fiabilidad se utilizó el alfa de Cronbach, en donde los valores cercanos a 1, indican que son más consistentes o fiables. Cuando los ítems fueron fiables (0,5 – 0,7), se promediaron dentro de cada encuestado, a fin

de obtener para cada uno: promedio de intención, promedio de conocimiento, promedio de actitud, identidad, conexión, atribución de responsabilidad y control de comportamiento. Estos valores son aceptables en la investigación de dimensiones humanas (Vaske, 2008).

Las variables ubicadas dentro de círculos en las figuras 29, 30 y 31, son variables latentes es decir, aquellas no observadas directamente como: intención de conservar, conocimiento sobre los SE, actitud hacia los SE, identidad del productor, conexión con la naturaleza, atribución de responsabilidades y control de comportamiento. Mientras que las variables observadas o manifiestas, se encuentran ubicadas dentro de los cuadrados como: CONSE3, CONSE4, ACTSE3, ACTSE4, etc.

En los tres modelos propuestos, la intención de conservar es la variable de respuesta. Para todos los encuestados, se obtuvo un promedio de 2,29 (DS: 0,7) de los puntajes de los 9 ítems relevados, lo cual nos indica una moderada intención de conservar. Esta variable latente está construida en los tres modelos en base al análisis factorial confirmatorio de las mismas seis variables observadas (Apéndice II) aunque, con pequeñas diferencias en los valores de sus coeficientes.

3.3.1 Influencia de los factores cognitivos sobre la intención de conservar

Se analizó el efecto de los factores cognitivos, a través de dos variables latentes. En primer lugar, para conocimiento sobre los SE, se obtuvo un promedio de 2,36 (DS: 0,4) de los puntajes de los 6 ítems, lo cual nos indica que los encuestados, en promedio, manifestaron estar de acuerdo con los enunciados de la encuesta. En tanto que para la variable actitud hacia los SE, se obtuvo un promedio de 2,21 (DS: 0,6) de los puntajes de los 5 ítems relevados, lo cual nos indica que los encuestados, en promedio, consideraron que los ítems enunciados eran importantes. La magnitud y

el sentido de cada factor que componen estas variables se muestran en las Tablas 9 y 10.

Tabla 9. Valores promedios obtenidos de las variables conocimiento.

Código	Descripción	Valor promedio
CONSE1	Las franjas de vegetación en bordes de arroyos previenen que el viento erosione el suelo.	2,36
CONSE2	Las franjas de vegetación en bordes de arroyos previenen que el agua de lluvia erosione el suelo.	1,86
CONSE3	Las franjas de vegetación en bordes de arroyos contribuyen a mantener la diversidad de plantas y animales.	1,62
CONSE4	Las franjas de vegetación en bordes de arroyos bien conservadas aumentan la belleza del paisaje.	1,84
CONDS1	Las franjas de vegetación en bordes de arroyos son lugares donde viven las plagas y enfermedades.	2,9
CONDS2	Las franjas de vegetación en bordes de arroyos reducen significativamente la superficie que se puede cultivar.	3,6

Opciones para responder (1=Es muy cierto, 2=Es cierto, 3=Tiene algo de cierto, 4=No es cierto, 5=No es para nada cierto)

De estos resultados, surge claramente que los encuestados otorgan una mayor valoración al efecto de las FVR, sobre la erosión producida por el agua de lluvia que por el viento. Asimismo hay una valoración positiva acerca de la función de soporte de las FVR, en el mantenimiento de la biodiversidad y las FE estéticas que proveen estos paisajes. Sin embargo, hay una valoración negativa de los tomadores de decisión en relación a que las FVR son lugares donde viven plagas y enfermedades y que reducen significativamente la superficie cultivable.

Tabla 10. Valores promedios obtenidos de las variables actitud.

ACTSE1	Para mí, aumentar la superficie cultivada en este campo es...	2,8
ACTSE2	Para mí, reducir la erosión del suelo en este campo es...	1,36
ACTSE3	Para mí, manejar este campo para mantener la belleza del paisaje es...	2,24
ACTSE4	Para mí, aumentar la diversidad de plantas y animales en este campo es...	2,02
ACTDS1	Para mí, reducir los lugares donde viven las plagas y enfermedades es...	2,62

Opciones para responder (1= Muy importante, 2= Importante, 3= Algo Importante, 4= Poco importante, 5= Para nada importante)

De estos resultados, surge claramente que los encuestados otorgan la mayor valoración al cuidado del suelo contra la erosión y moderadas intenciones de aumentar la superficie cultivada del campo y de reducir los lugares donde viven plagas y enfermedades. Asimismo hay una valoración positiva acerca de mantener las FE estéticas (belleza) y en el mantenimiento de la biodiversidad, que proveen estos paisajes.

Cuando se analizan en conjunto los factores cognitivos, el modelo 1, muestra un efecto relativamente fuerte ($\beta = 0,61$) sobre las intenciones de conservar generado por un alto efecto del conocimiento ($\beta = 0,61$) y un moderado efecto de la actitud ($\beta = 0,49$) (Figura 29).

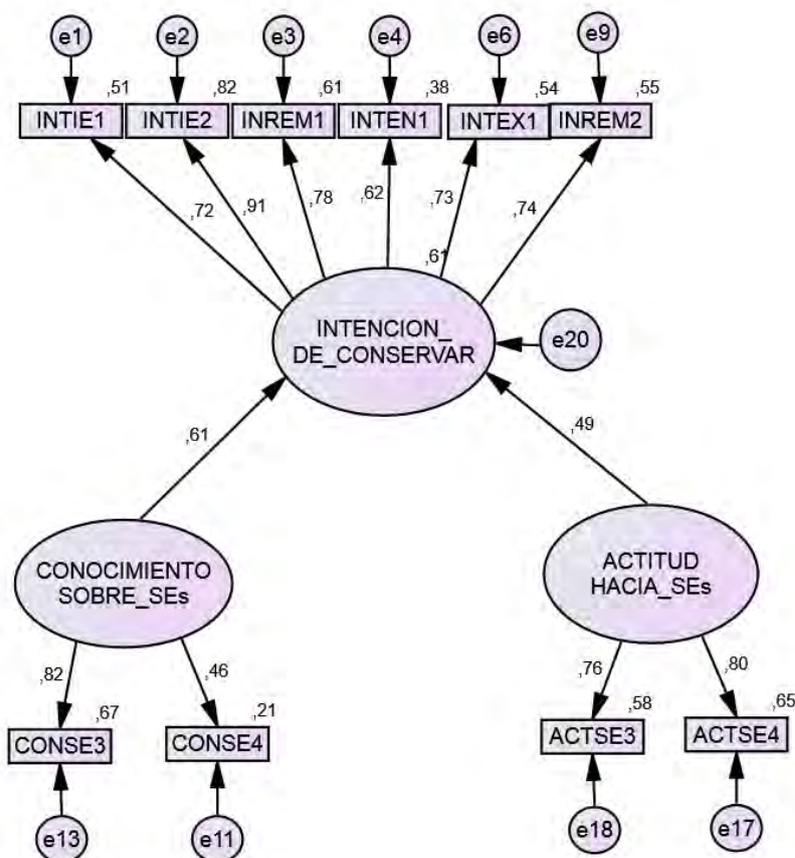


Figura 29. Efectos de los factores cognitivos sobre las intenciones de conservar.
 Nota: los números situados en el ángulo superior derecho de las cajas de las construcciones, son los coeficientes de determinación (R^2) en tanto, los números ubicados junto a las flechas, son los coeficientes de regresión estandarizados (β).

La variable latente conocimiento, se construyó a partir de las variables observadas descritas en Tabla 9: CONSE3, con un alto grado de contribución (0,82) y CONSE4, con un mediano grado de contribución (0,46).

En tanto, la variable latente actitud, se construyó a partir de las variables observadas descritas en Tabla 9: ACTSE3, con un alto grado de contribución (0,76) y ACTSE4, con un alto grado de contribución (0,80).

El modelo mostró un ajuste moderado de los datos de la encuesta (Tabla 10) (CMIN/DF: 2,1; CFI: 0,85; RMSEA: 0,15; SRMR: 0,14; AIC: 114,62) y explicó el 61% de la varianza de la intención de conservar por parte de los tomadores de decisión. El

conocimiento sobre los SEs tuvo el mayor efecto ($\beta = 0,61$) y luego la actitud hacia los SEs ($\beta = 0,49$) sobre las intenciones de conservar (Figura 29).

3.3.2 Influencia de los factores emocionales sobre la intención de conservar

Se analizan el efecto de los factores emocionales, a través de dos variables latentes. En primer lugar, para identidad se obtuvo un promedio de 2,65 (DS: 0,7) de los puntajes de los 3 ítems relevados, lo cual nos indica que los productores, en promedio, manifestaron que los enunciados de la encuesta tienen algo de cierto y se identifican con el productor de tipo “productivista”. En tanto que para la variable conexión con la naturaleza, se obtuvo un promedio de 2,37 (DS: 0,4) de los puntajes de los 3 ítems relevados. La magnitud y el sentido de cada factor que componen estas variables se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Valores promedios obtenidos de las variables identidad y conexión con la naturaleza.

Código	Descripción	Valor promedio
IDENT1	Yo me identifico con los productores que conservan las franjas de vegetación en bordes de arroyos.	2,02
IDENT2	Conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos forma parte del tipo de producción que yo hago.	2,42
IDENT3	Los productores como yo no necesitamos conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos.	3,52
CONAT1	Mi bienestar depende de un ambiente natural sano.	1,52
CONAT2	Yo no siento una conexión personal con las plantas y los animales.	3,80
CONAT3	La existencia de otros seres vivos es indispensable para mi bienestar.	1,78

Opciones para responder (1= Es muy cierto, 2= Es cierto, 3= Tiene algo de cierto, 4= No es cierto, 5= No es para nada cierto)

De estos resultados, surge claramente que los encuestados otorgan una alta valoración positiva a mantener las FE estéticas y en el mantenimiento de la biodiversidad, que proveen estos paisajes.

Cuando se analizan en conjunto los factores emocionales, el modelo 2, muestra un fuerte efecto ($\beta = 0,73$) sobre las intenciones de conservar generado por muy alto efecto de la identidad del productor ($\beta = 0,82$) y un alto efecto de la conexión con la naturaleza ($\beta = 0,59$) (Figura 30).

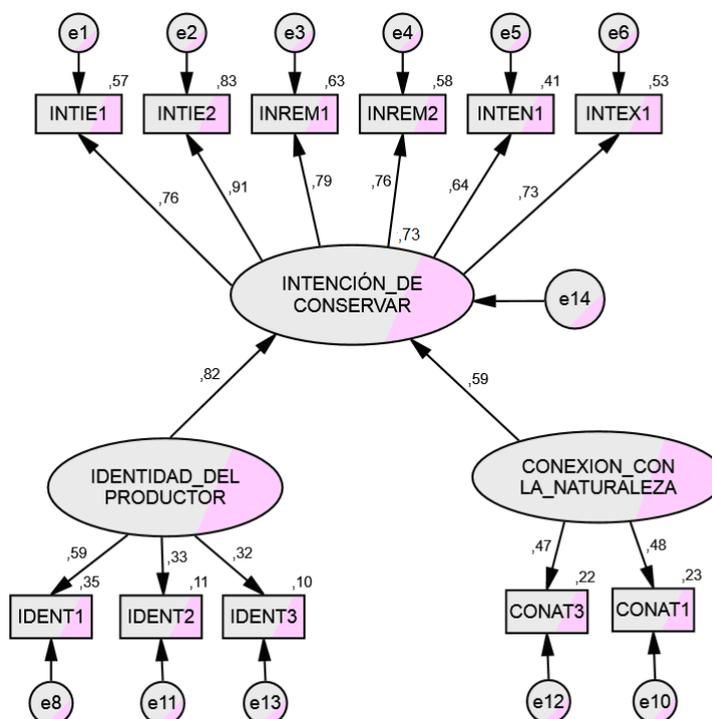


Figura 30. Efectos de los factores emocionales sobre las intenciones de conservar. Nota: los números situados en el ángulo superior derecho de las cajas de las construcciones, son los coeficientes de determinación (R^2) en tanto, los números ubicados junto a las flechas, son los coeficientes de regresión estandarizados (β).

La variable latente identidad del productor, se construyó a partir de las variables observadas descritas en Tabla 11: IDENT1, con un mediano grado de contribución (0,59); IDENT2, con un bajo grado de contribución (0,33) e IDENT3, con un bajo grado de contribución (0,32).

La variable latente conexión con la naturaleza, se construyó a partir de las variables observadas descritas en Tabla 10: CONAT3, con un mediano grado de contribución (0,47) y CONAT1, con un mediano grado de contribución (0,48).

El modelo mostró un ajuste moderado de los datos de la encuesta (Tabla 11) (CMIN/DF: 2; CFI: 0,8; RMSEA: 0,15; SRMR: 0,15; AIC: 136,04) y explicó el 73% de la varianza de la intención de conservar por parte de los tomadores de decisión. La identidad tuvo el mayor efecto ($\beta = 0,82$) y luego la conexión con la naturaleza ($\beta = 0,59$) sobre las intenciones de conservar (Figura 30).

3.3.3 Influencia de los factores normativos sobre la intención de conservar

Se analizó el efecto de los factores normativos personales, a través de dos variables latentes. En primer lugar, para control de comportamiento se obtuvo un promedio de 2,83 (DS: 0,7) de los puntajes de los 3 ítems relevados, lo cual nos indica que los encuestados, en promedio, manifestaron que los enunciados de la encuesta tienen algo de cierto. En tanto que para la variable atribución de responsabilidades, se obtuvo un promedio de 2,43 (DS: 0,7) de los puntajes de los 3 ítems relevados, lo cual nos indica que los encuestados, en promedio, consideraron que los enunciados de la encuesta son ciertos. La magnitud y el sentido de cada factor que componen estas variables se muestran en la Tabla 12.

Tabla 12. Valores promedios obtenidos de las variables control de comportamiento y atribución de responsabilidades.

Código	Descripción	Valor promedio
LOCTD1	La decisión de conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos en este campo es completamente mía.	2,26
LOCTD2	Lo que pase con las cortinas forestales en este campo está fuera de mi control.	3,34
LOCTD3	El destino de las franjas de vegetación en bordes de arroyos depende de lo que yo tenga ganas de hacer con ellas.	2,9
ATRES1	Si el suelo se erosiona es porque los productores no cuidamos las franjas de vegetación en bordes de arroyos.	2,68
ATRES2	Si hay menos fauna en la zona porque los productores no cuidamos el pastizal.	2,24
ATRES3	El tipo de producción que yo hago no degrada el ambiente natural.	2,36

Opciones para responder (1= Es muy cierto, 2= Es cierto, 3= Tiene algo de cierto, 4= No es cierto, 5= No es para nada cierto)

De estos resultados, surge claramente que los encuestados otorgan una moderada valoración a las variables correspondientes a control de comportamiento y atribución de responsabilidades de los tomadores de decisión de las tierras sobre sus intenciones de conservar estos ambientes.

Cuando se analizan en conjunto los factores normativos, el modelo 3, muestra un fuerte efecto ($\beta = 0,75$) sobre las intenciones de conservar generado por un muy alto efecto negativo del control del comportamiento ($\beta = -0,87$) y un efecto moderado de la atribución de responsabilidades ($\beta = 0,55$) (Figura 31).

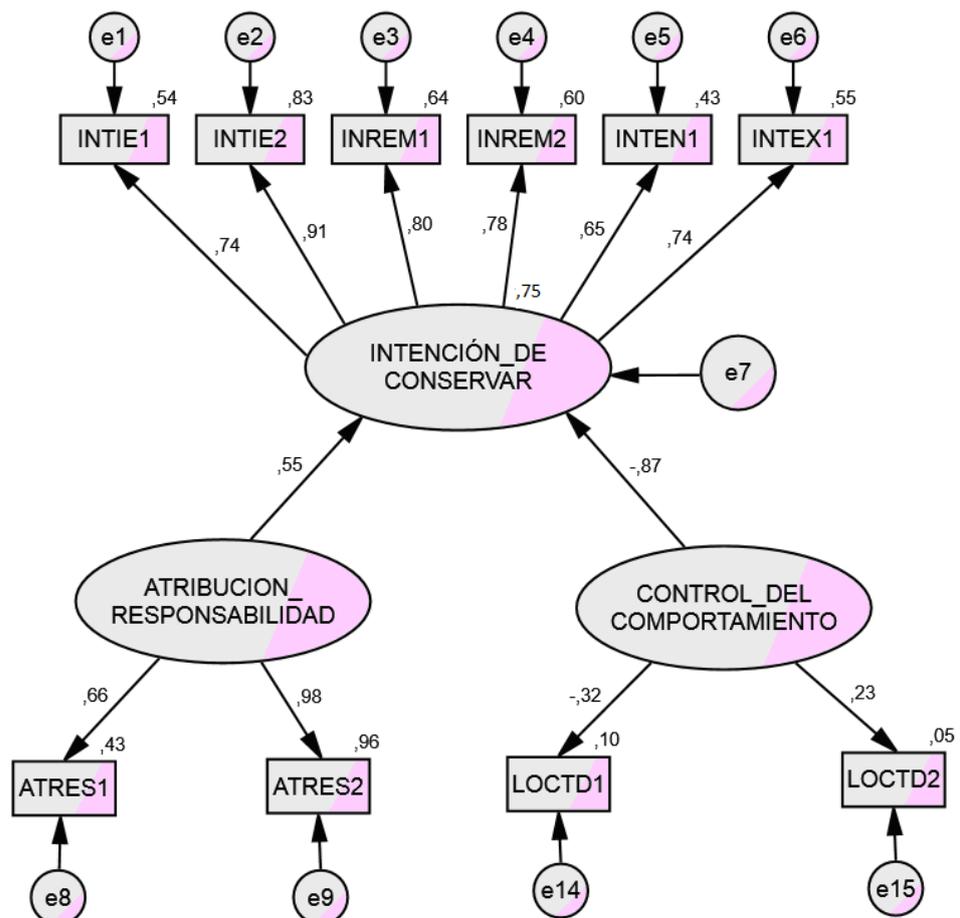


Figura 31. Efectos de los factores normativos sobre las intenciones de conservar. Nota: los números situados en el ángulo superior derecho de las cajas de las construcciones, son los coeficientes de determinación (R^2) en tanto, los números ubicados junto a las flechas, son los coeficientes de regresión estandarizados (β).

Por un lado, la variable latente atribución de responsabilidades, se construyó a partir de las variables observadas descritas en Tabla 11: ATRES1, con un mediano grado de contribución (0,66) y ATRES2, con un alto grado de contribución (0,98).

Por su parte, la variable latente control del comportamiento, se construyó a partir de las variables observadas descritas en Tabla 11: LOCTD1, con un bajo grado de contribución (0,32) y LOCTD2, con un bajo grado de contribución (0,23).

El control del comportamiento tuvo el mayor efecto ($\beta = -0,87$) y luego la atribución de responsabilidad ($\beta = 0,55$) sobre las intenciones de conservar (Figura 31).

El modelo 3 basado en atribución de responsabilidad y control de comportamiento (Tabla 12) mostró el mejor ajuste de los datos de la encuesta (Tabla 13) (CMIN/DF: 1,84; CFI: 0,88; RMSEA: 0,13; SRMR: 0,08; AIC: 104,73) y explicó el 75% de la varianza de la intención de conservar por parte de los tomadores de decisión. La diferencia en el AIC con el segundo mejor modelo (modelo 1) fue mucho mayor que 2 umbral generalmente utilizado para identificar un modelo sustancialmente mejor, sobre la base de su forma y parsimonia (Burnham and Anderson, 2002).

Tabla 13. Resultados de índices de ajuste y parsimonia de los tres modelos construidos.

Índice	Valor umbral de ajuste	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3
CMIN/DF	< 2 (Beltrán, 2009)	2,1	2	1,84
CFI	> 0,9 (Bentler, 1990)	0,85	0,8	0,88
RMSEA	< 0,1 (Steiger, 1990)	0,15	0,15	0,13
SRMR	< 0,08 (Hu and Bentler, 1999)	0,14	0,15	0,08
AIC	Valores pequeños indican una alta parsimonia (Akaike, 1974)	114,62	136,04	104,73

Donde, CMIN/DF: razón de chi-cuadrado corregido por los grados de libertad; CFI: índice de ajuste comparativo; RMSEA: error cuadrado de aproximación a las raíces medias; SRMR: error estandarizado de las raíces medias residuales; AIC: criterio de Información de Akaike.

3.3.4 Factores psico-sociales y características personales de los productores

Se analizaron correlaciones entre los factores psico-sociales con los atributos personales de los tomadores de decisión en el uso de las tierras. De estos resultados, surge que la intención de conservar las FVR solo se correlacionó con la tenencia de la tierra en tanto que, la actitud hacia los SE, se relacionó con los años de permanencia (años en el establecimiento, en la actividad agropecuaria y en la región). El apego al lugar, también se relacionó con los años de permanencia, aunque solo a través de años en el establecimiento y en la región. Las normas sociales se correlacionaron con el nivel de estudios alcanzado. Por su parte, el conocimiento acerca de los SE, la conexión con la naturaleza, la identidad, el control del comportamiento y la atribución de responsabilidades no mostraron correlaciones significativas con los atributos personales. Finalmente, la edad y el sexo no se correlacionaron con los factores psico-sociales de los encuestados (Tabla 14).

Tabla 14. Análisis de correlaciones parciales entre factores psico-sociales y atributos personales de los encuestados, con sus niveles de significancia (p) entre paréntesis.

	Nivel estudios alcanzado	Tenencia de la tierra	Sexo	Edad	Años en el establecimiento	Años en actividad agropecuaria	Años en la región
Intención de conservar	0,062 (0,67)	-0,283 (0,04)	-0,142 (0,33)	0,043 (0,77)	0,148 (0,31)	0,081 (0,58)	0,053 (0,72)
Conocimiento acerca SE	0,185 (0,2)	-0,142 (0,3)	0,178 (0,2)	-0,07 (0,6)	0,124 (0,4)	-0,031 (0,8)	-0,058 (0,7)
Actitud hacia los SE	-0,164 (0,26)	-0,074 (0,61)	0,111 (0,44)	0,125 (0,39)	0,300 (0,04)	0,321 (0,02)	0,323 (0,02)
Apego al lugar	-0,002 (0,99)	-0,004 (0,79)	0,198 (0,17)	-0,210 (0,14)	-0,297 (0,04)	-0,205 (0,15)	-0,304 (0,03)
Conexión con la naturaleza	0,088 (0,54)	0,007 (0,96)	-0,148 (0,31)	0,019 (0,89)	0,037 (0,80)	-0,186 (0,20)	-0,072 (0,62)
Identidad del productor	0,103 (0,48)	-0,089 (0,54)	-0,183 (0,20)	-0,153 (0,29)	-0,097 (0,50)	-0,131 (0,37)	-0,043 (0,77)
Normas sociales	0,321 (0,02)	0,010 (0,95)	0,145 (0,32)	-0,178 (0,22)	-0,025 (0,86)	-0,184 (0,20)	-0,061 (0,67)
Control del comportamiento	0,153 (0,29)	-0,086 (0,56)	-0,013 (0,93)	-0,171 (0,24)	0,057 (0,69)	-0,117 (0,42)	-0,122 (0,40)
Atribución de responsabilidades	0,167 (0,25)	-0,174 (0,23)	-0,001 (0,99)	-0,208 (0,15)	-0,058 (0,69)	-0,125 (0,39)	-0,198 (0,17)

Cabe consignar que por tratarse de un análisis social, solo se consideran aquellos coeficientes superiores a 0,25, lo cual es aceptable en la investigación de dimensiones humanas (Vaske, 2008).

3.4 Discusión

Aunque estos resultados no se pueden generalizar a la población en general, proporcionan una visión global de los principales factores determinantes de la intención de conservar las FVR. En base a los resultados obtenidos de las encuestas realizadas a los tomadores de decisión, surgieron tres modelos que responden a las tres hipótesis planteadas. Estos modelos están orientados a explicar el comportamiento de los actores, impulsados por el interés propio y motivos pro-sociales de la intención, es decir, la “fuerza” con que planea llevar adelante una acción de conservación en el futuro (Mastrangelo et al., 2013) de las franjas de vegetación ribereñas.

El modelo 1 (Figura 29) explicó la intención de conservar por parte de los tomadores de decisión, considerando los factores cognitivos, que ejercieron una influencia relativamente fuerte. Esta fuerte contribución está dada porque, en cada caso, se manifiesta una relación similar entre la variable dependiente, -intención de conservar-, con las variables independientes, -conocimiento y actitud-, en relación a la comprensión de la importancia de las FVR en el mantenimiento de la biodiversidad, su contribución al valor estético del paisaje (Litton, 1977) y por la concientización creciente en cuestiones ambientales, que manifiestan muchos productores, influenciados por las demandas de la sociedad (Naiman, 2013). En tanto la actitud, -tendencia a valorar una acción en forma favorable o desfavorable-, hacia los SE en conjunto mostró una moderada contribución para explicar la variabilidad del nivel de intención, -en coincidencia a lo reportado por Donati et al. (2015) y McDonald et al.

(2015)-, analizando las dos principales variables observadas, hay una marcada tendencia en "...mantener la belleza del paisaje..." y "...aumentar la biodiversidad en el establecimiento..." con lo que hay una relación bastante fuerte entre "lo que sabe" y "sus intenciones". Debe destacarse que, según Aragonés (1990), la concientización se ha enfocado casi exclusivamente en la modificación de la conducta y en conseguir un cambio de actitud favorable hacia el ambiente, como forma de conseguir rápida y eficazmente una conducta ecológica y, según Newhouse, (1990) la actitud ha sido considerada de capital importancia para poder explicar los determinantes de la conducta ecológica y la forma en que ésta podría ser cambiada en una determinada dirección. Consideramos que, a través de la educación puede lograrse dado que, los encuestados que mayores conocimientos aparente poseen sobre las FE de las FVR, tienden a tener relativamente altas intenciones de conservar.

El modelo 2 (Figura 30) explicó la intención de conservar por parte de los tomadores de decisión, considerando los factores emocionales, que ejercieron una fuerte influencia. La identidad, –grado con que se percibe que la acción forma parte de su rol en la sociedad, es decir, "lo que uno es" y "lo que uno hace"-, significa una fuerte contribución de la identidad para explicar la variabilidad del nivel de intención en concordancia a lo observado por Warren et al. (2016). Esa fuerte contribución está dada porque la identidad e intención, son ambas moderadas y demuestran la alta identificación con "líderes" locales que son generadores de normas sociales. La identidad influyó sobre las intenciones de conservación, a través de una alta valoración positiva a afirmaciones tales como: "Yo me identifico con los productores que conservan las franjas de vegetación en bordes de arroyos" y "Conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos forma parte del tipo de producción que yo hago" y a través de una alta valoración negativa a la afirmación "Los productores como yo no necesitamos conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos". La conexión con la naturaleza sugiere una fuerte contribución de esta variable para explicar la

variabilidad del nivel de intención, en coincidencia con Bethelmy Rincón (2012), quien a través de una nueva variable, -la emoción sublime-, muestra la vinculación emocional hacia la naturaleza, que interviene en la explicación de conductas pro ambientales. La identidad se define como un patrón de conducta asociado con la posesión u ocupación de un lugar o área geográfica por parte de un individuo o grupo (Holahan, 1991). El compartir un territorio da sentido de identidad grupal pues proporciona a las personas conocimientos y experiencias comunes, además de que ayuda a organizar y manejar la vida cotidiana tanto de los individuos como de los grupos sociales. En el caso del sector rural, esta territorialidad está tornándose ambigua debido a que un porcentaje creciente de la población que trabaja en el sector agropecuario reside en ciudades cercanas, otros migran completamente y los que se quedan pierden un poco esta identidad. Además, existe un mayor contacto con lo urbano, reforzado por los medios masivos de comunicación, lo que lleva a la transformación de las expectativas y los patrones de vida, especialmente entre los jóvenes (Olivera Méndez, 2015) aunque muchos, luego de realizar carreras universitarias agropecuarias, se hacen cargo de las explotaciones familiares. Muchos resultados son potencialmente generalizables, como el hecho de que los seres humanos buscamos tener una identidad social positiva, como señala Tajfel (1984), o que construimos conocimientos apoyándonos en nuestros saberes previos, como surge de los trabajos de Piaget (1994) y Vigotsky (1988).

El modelo 3 (Figura 31) fue el que mostró el mejor ajuste a los datos de la encuesta. Este modelo explicó la intención de conservar por parte de los tomadores de decisión, considerando los factores normativos, que ejercieron una fuerte influencia. Esto coincide a lo informado por varios autores (Stern et al., 1999; Primmer and Karpinnen, 2010; Lokhorst et al., 2011; De Snoo et al., 2012; Mastrangelo et al., 2013; Donati et al., 2015; McDonald et al., 2015). Las normas sociales son entendimientos y expectativas compartidas entre los miembros de un grupo acerca de cómo

comportarse cuando se enfrentan a decisiones individuales concernientes al grupo (Ostrom, 2000) y representan el grado con que las opiniones de otras personas que considero importantes influyen sobre mi intención de conservación de las FVR. Dentro de los factores normativos, hay un efecto moderado de la atribución de responsabilidades, contrariamente a lo reportado por Wauters et al. (2010) quien sugiere la ausencia de factores que inhiben el control de comportamiento. González López (2002), informa una conciencia ambiental en el grupo encuestado y en el efecto que produce la sociedad en el control de sus comportamientos. Esto revela que el diseño de intervenciones orientadas a promover la conservación de estos ambientes, debe prestar especial atención a la dinámica y el comportamiento de los grupos sociales en los que participan los productores (Mastrangelo et al., 2013) y la influencia que genera sobre ellos, las necesidades de la sociedad que incluyen información más completa para la comprensión de los procesos con actividades ecológicamente racionales, económicamente viables, y socialmente justas (Naiman, 2013). Sin embargo, las campañas para concientizar a los tomadores de decisión de uso de las tierras, a menudo consiguieron un éxito limitado (McKenzie-Mohr, 2000).

Las intenciones de conservar las FVR por parte de los tomadores de decisión fueron moderadas y positivas en un futuro próximo. Sin embargo, la afirmación de que las FVR reducen la superficie cultivable, recibió un alto puntaje, a pesar que éstas tierras no poseen una alta capacidad productiva, y un bajo “lucro cesante” (Báez, A., com. pers., 2013). Esto podría ayudar a entender cuánto interviene la valoración del productor bajo distintos escenarios regulatorios y de incentivos (Hardin, 1968; Crawhall, 2015). Jackson et al. (2014) concluye que cuando la calidad de los suelos lo permiten, los tomadores de decisión convierten la zona ribereña en áreas de cultivo.

En concordancia a lo reportado por la bibliografía (González López, 2002), la relación entre intención de conservar con la tenencia de la tierra muestra claramente que los tomadores de decisión valoran más los SE provistos por las FVR cuando el

campo es propio y, la actitud hacia los SE, muestra explícitamente una relación con los años de permanencia en el territorio y en la actividad, incrementando la valorización de los SE que consideran propios.

Por su parte, en concordancia con Lynne et al. (1995) los modelos económicos no ayudan a que los tomadores de decisión adopten prácticas de conservación. En general, el comportamiento de los tomadores de decisión puede ser influenciado por disponibilidad de incentivos económicos, aplicación de legislaciones gubernamentales o la construcción del capital social (De Snoo et al., 2012). Los incentivos económicos basados en pagos por servicios ecosistémicos no están disponibles en el área en estudio, aunque deberían gestionarse incentivos gubernamentales para la conservación de las FVR, dado que, con la promulgación del nuevo Código Civil y Comercial (2015), el camino de sirga sólo rige para los ríos y arroyos navegables, pasando a ser propiedad privada, aquellos que no lo son como ocurre en nuestros sitios de estudio. No obstante, los incentivos económicos pueden erosionar las normas sociales cambiando comportamientos arraigados a éstas, por comportamientos motivados financieramente (Crawhall, 2015; De Snoo et al., 2012). Sin embargo, las legislaciones gubernamentales pueden conducir a la internalización de normas a favor de la conservación de los recursos naturales, si son aceptadas por la mayoría de los propietarios de las tierras e implementadas por un largo plazo (Stobbelaar et al., 2009).

Si bien el modelo basado en factores normativos fue el que mejor explicó la intención de conservar por parte de los tomadores de decisión, no podemos influir sobre estas variables, al igual que para el modelo basado en factores emocionales. Sin embargo, el buen ajuste demostrado en el modelo basado en las variables cognitivas, sustenta la conveniencia de promover el conocimiento de las FE de las FVR, a través de distintos organismos vinculados a la conservación y al uso sustentable del suelo (e.g. el INTA a través de sus agencias de extensión y del

programa Cambio Rural) y a los recursos hídricos (Instituto de Hidrología de Llanuras, Dirección Provincial de Saneamiento y Obras Hidráulicas) para promover su conservación y el diseño de intervenciones (Goijman, 2014).

CONCLUSIONES GENERALES

En esta última sección se integran los principales aportes realizados por esta tesis. El objetivo de este estudio no fue determinar el ancho recomendable de áreas ribereñas, su relación del ancho con la pendiente y con las variables biofísicas del suelo.

Los resultados obtenidos muestran que la retención de glifosato fue mayor en las comunidades ribereñas no invadidas por árboles mientras que, la retención de sedimentos, nitrógeno y fósforo no se asociaron con la presencia o ausencia de árboles (se rechaza predicción 1). Por su parte, la reducción del flujo superficial de agua de escorrentía, fue mayor en las comunidades ribereñas invadidas por árboles (se acepta predicción 2) (Figura 32). Sin embargo, el balance entre flujo y concentración, se subcompensan. Es decir, la mayor retención es para las FVR sin árboles. Cabe consignar que ninguno de los mecanismos de retención de glifosato explorados, -reducción de la escorrentía, retención por sedimentos y propiedades biofísicas del suelo-, permitieron explicar la influencia de los ambientes sin árboles. Si bien algunos mecanismos fueron cuantificados, consideramos necesario medir individualmente los cuatro mecanismos -infiltración, sedimentación, absorción y adsorción- de retención de contaminantes.

Si bien en el capítulo 1 al igual que muchos otros trabajos, se reconocen las FVR por su eficiencia de filtrado de contaminantes, se asume que la escorrentía proveniente de lotes adyacentes y la capacidad de retención de las FVR, es uniforme a lo largo del cauce, en el capítulo 2, tomando como antecedentes otros trabajos que demuestran que el flujo de escorrentía superficial, en ciertos sitios converge y en otros diverge, debido a diferencias topográficas y edáficas, concentrándose en vías de flujo preferenciales que fluyen directamente a las aguas superficiales, sin ser filtrados por las FVR, encontramos evidencias que la morfología de las vías de flujo preferenciales,

-cuantificadas a través de sus radios hidráulicos-, no difieren en sitios con y sin árboles y que, los valores de retención de fósforo disponible, fósforo total, nitratos y glifosato más AMPA, son mayores dentro de las vías de flujo preferenciales que en el resto de las franjas de vegetación ribereña, por lo que se acepta la predicción 3 (Figura 33). Asimismo, encontramos los más altos valores de densidad aparente en los LA y las VFP en relación a las FVR y, junto a los mayores valores de retención obtenidos, demostraría la conexión hidrológica entre las vías preferenciales y los lotes adyacentes. Esto tiene como implicancia, la determinación de puntos calientes dentro de las cuencas que es necesario preservar para mantener las funciones ecosistémicas retención de flujos de agua de escorrentía y retención de sedimentos y contaminantes, que ofrecen las franjas de vegetación ribereñas.

De los capítulos 1 y 2, surgen valoraciones de las funciones ecosistémicas de reducción del flujo de agua de escorrentía y de retención sedimentos, glifosato, fósforo y nitrógeno aunque, para conocer la valoración de estas y otras funciones ecosistémicas por parte de decisores del uso de las tierras, en el capítulo 3, se evaluaron la influencia de distintos factores psicosociales de los encuestados, sobre las intenciones de conservar las franjas de vegetación ribereñas. Se mostró que, los factores cognitivos (conocimiento y la actitud hacia los servicios ecosistémicos) influyeron positivamente sobre la intención de conservar (se acepta predicción 4). En tanto que, los factores emocionales (conexión con la naturaleza y la identidad) intervinieron positivamente sobre la intención de conservar (se acepta predicción 5). Finalmente, considerando los factores normativos personales, aunque el control de comportamiento influyó negativamente sobre la intención de conservar y la atribución de responsabilidades intervino positivamente sobre la intención de conservar, ambos factores en conjunto fueron los que mejor explicaron la intención de conservar (se acepta predicción 6) (Figura 34).

Se concluye que si bien los factores normativos fueron los que mejor explicaron las intenciones de conservación de los decisores del uso de las tierras, al igual que los factores emocionales, representan los cuellos de botella en los que no se puede influir. Concluimos que solo se puede hacer a través de los factores cognitivos, que sustentan la conveniencia de promover el conocimiento de las FE de las FVR, lo que resulta el principal aporte de este trabajo a su valoración multifuncional.



Figura 32. Representación esquemática de los resultados obtenidos de la reducción del flujo de escorrentía y de la retención de glifosato en franjas de vegetación ribereñas (FVR) con y sin árboles.

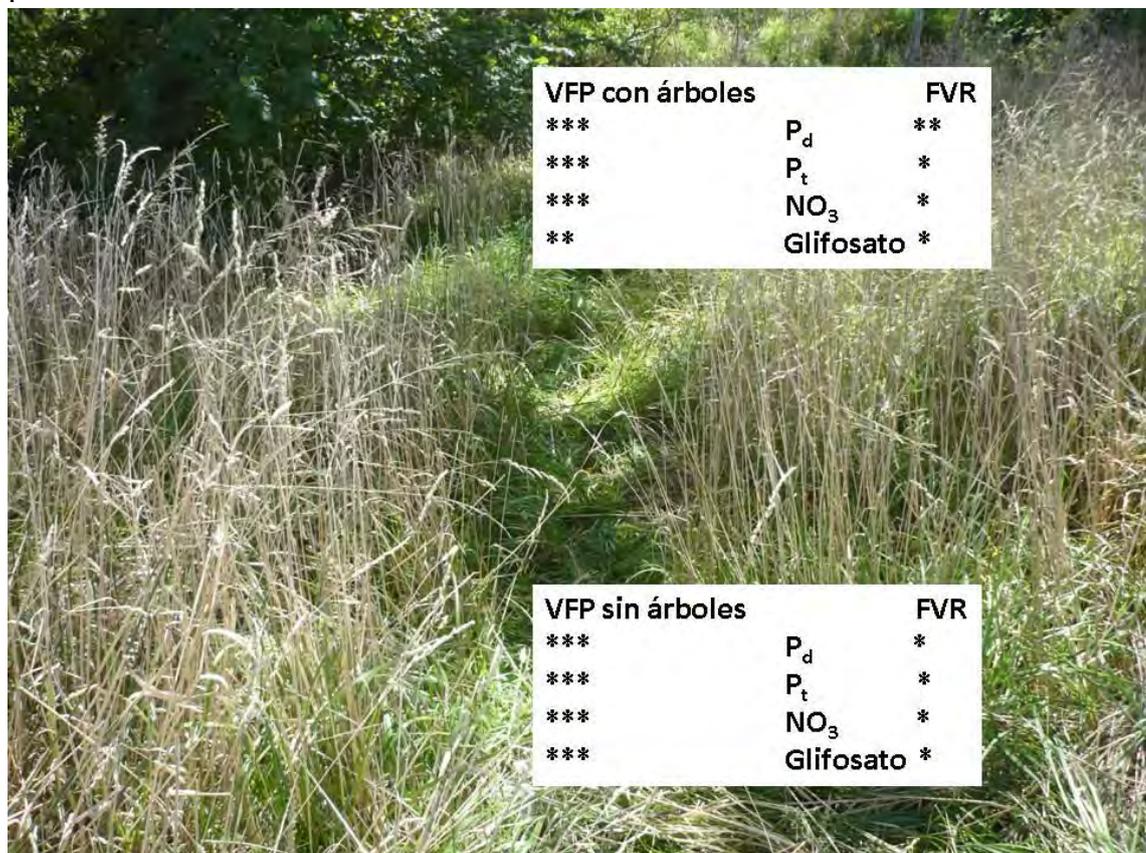
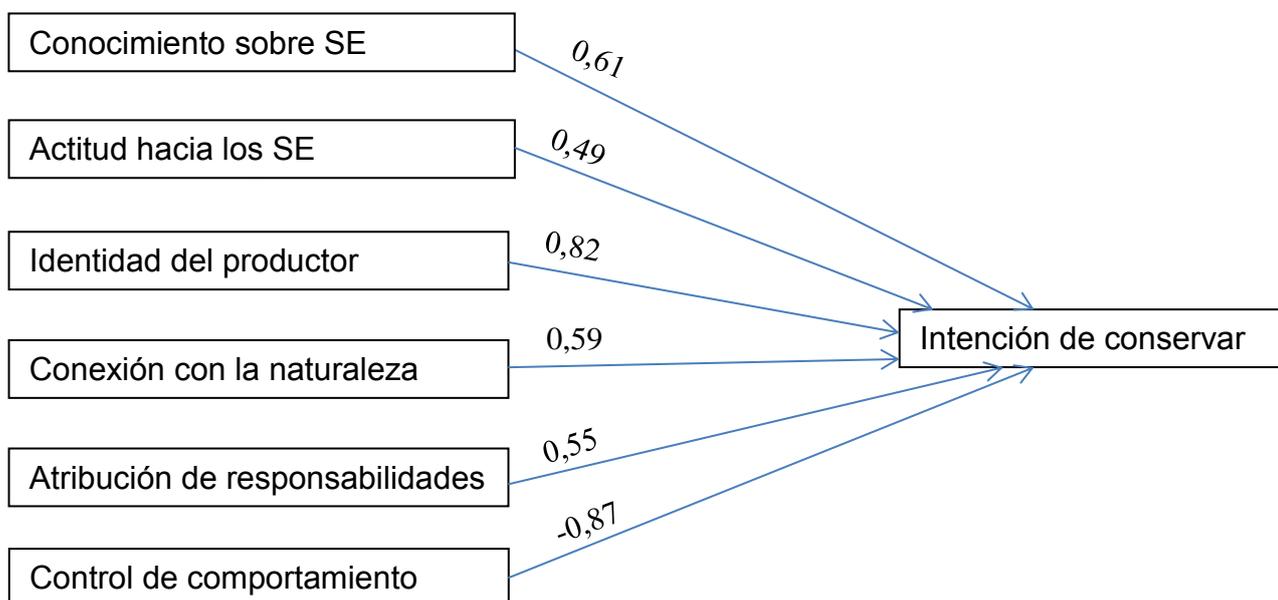


Figura 33. Representación esquemática de los resultados obtenidos en la retención de fósforo disponible (P_d), fósforo total (P_t), nitratos (NO_3) y glifosato en vías de flujo preferenciales (VFP) en relación al resto de las franjas de vegetación ribereñas (FVR) en ambientes con y sin árboles.



C

Figura 34. Representación esquemática de los resultados del modelo de ecuaciones estructurales para la teoría del comportamiento planificado. SE: servicios ecosistémicos.

Es necesaria una tarea de educación y concientización dirigida a los tomadores de decisión para que gradualmente migren a sistemas de producción agroecológicos a fin de reducir el uso de fertilizantes y plaguicidas, que minimicen las externalidades del sistema. Este enfoque de alta productividad y eficiencia no genera conflictos con el servicio ecosistémico de provisión de alimentos (Sarandón, 2014; Zamora et al., 2015).

El desafío es avanzar hacia un sistema de valoración multifuncional del paisaje, que releve sus múltiples funciones ecosistémicas, a través de comisiones en las que se encuentren todos los sectores representados, que velen por la integridad y diseñen intervenciones orientadas a promover la conservación de los cuerpos de agua, sus ambientes ribereños y el bienestar de la población. Todo esto redundaría a futuro en la reducción de conflictos entre distintos sectores de la sociedad que, con equidad, disfrutarán de los servicios ecosistémicos provistos por estos ambientes.

Futuras líneas de investigación:

Evaluar el rol de los ambientes ribereños en la provisión de servicios ecosistémicos (regulación y purificación de agua) y generar propuestas de manejo para conservar y/o mejorar la provisión de los mismos en dos cuencas del sudeste bonaerense (cuenca de los arroyos Las Brusquitas y El Durazno, partido de general Alvarado. PICT-2016-0619. Ambientes ribereños y sus servicios ecosistémicos: desarrollo de criterios y herramientas para la planificación sostenible de cuencas rurales. Coordinadora: Dra. Paula Barral.

Mapear los servicios ecosistémicos de los ambientes ribereños en la cuenca del arroyo Claromecó, partido de Tres Arroyos, sur de la provincia de Buenos Aires. PNNAT 1128034. PE: Soporte técnico y capacitación en procesos de ordenamiento territorial rural. Coordinadora: Dra. Beatriz Giobellina.

Evaluar diferentes mecanismos de remoción de contaminantes, -fósforo, nitrógeno y glifosato-, de franjas de vegetación ribereñas para mantener su capacidad de filtrado de los flujos de escorrentía superficial proveniente de suelos agrícolas. Coordinadores: Dr. José Luis Costa y Pedro Laterra.

BIBLIOGRAFIA

- AAPRESID, 2012. Evolución de la superficie en Siembra Directa en Argentina. Campañas 1977/78 a 2010/11. Páginas 2-3. [en línea] www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2013/02/aapresid.evolucion_superficie_sd_argentina.1977_a_2011.pdf. [consulta: 08/12/2014].
- ABRAMSON, L.W. 1996. Slope Stabilization methods. Slope stability and stabilization methods. John Wiley & Sons, New York, pp. 441-582.
- ABU-ZREIG, M.; RUDRA, R.P.; WHITELEY, H.R.; LALONDE, M.N.; KAUSHIK, N.K. 2003. Phosphorus Removal in Vegetated Filter Strips. *Journal of Environmental Quality* 32:613-618.
- ACEROS, J. 2012. Social Construction and Relationalism: A Conversation with Kenneth Gergen. *Universitas Psychologica* 11(3):1001-1011.
- ADAMS, B.W.; EHLERT, G.; STONE, C.; ALEXANDER, M.; LAWRENCE, D.; WILLOUGHBY, M.; MOISEY, D.; HINCZ, C.; BURKINSHAW, A. 2005. Range health assessment for grassland, forest and tame pasture. Alberta Sustainable Resource Development, Canada 117 p.
- ADDISCOTT, T.M.; THOMAS, D. 2000. Tillage, mineralization and leaching: phosphate. *Soil & Tillage Research* 53:255-273.
- ADDISCOTT, T.M.; WHITMORE, A.P.; POWSON, D.S. 1991. Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem. CBA International, Wallingford, UK, 170 p.
- AHUJA, L.R.; SHARPLEY, A.N.; YAMAMOTO, M.; MENZEL, R.G. 1981. The depth of rainfall-runoff interaction as determined by ³²P. *Water Resources Research* 17: 969-974.
- AJZEN, I. 2001. Nature and operation of attitudes. *Annual Review of Psychology* 52:27-58.
- AJZEN, I. 1991. The theory of planned behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes* 50:179-211.

- AJZEN, I. 1985. From intentions to actions: a theory of planned behaviour. In: Kuhl, J.; Beckmann, J. (eds.). Action-control: from cognition to behaviour. Springer, Heidelberg, DEU pp. 11-39.
- AJZEN, I.; MADDEN, T.J. 1986. Prediction of goal-directed behaviour: attitudes, intentions, and perceived behavioural control. *Journal of Experimental Social Psychology* 22:453-474.
- AKAIKE, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19(6):716-723.
- ALBERS, C.N.; BANTA, G.T.; HANSEN, P.E.; JACOBSEN, O.S. 2009. The influence of organic matter on sorption and fate of glyphosate in soil-Comparing different soils and humic substances. *Environmental Pollution* 157:2865-2870.
- ALEXANDRATOS, N. 1999. World food and agriculture: outlook for the medium and longer term. *Proceedings of the National Academy of Sciences. USA*, 96:5908-5914.
- ALI, G.A.; ROY, A.G. 2010. Shopping for hydrologically representative connectivity metrics in a humid temperate forested catchment. *Water Resources Research* 46 W122544, doi:10.1029/2010WR009442.
- ALLMARAS, R.R.; BURWELL, R.E.; LARSON, W.E.; HOLT, R.F.; NELSON, W.W. 1966. Total porosity and random roughness of the inter row zone as influenced by tillage. United States Department of Agriculture. Washington, D.C. Conservation Research Report N° 7, 22 p.
- AMOAH, J.K.O.; AMATYA, D.M.; NNAJI, S. 2013. Quantifying watershed surface depression storage: determination and application in a hydrologic model. *Hydrological Processes* 27:2401-2413.
- ANDRADE, F.H. 2016. Los desafíos de la agricultura. 1ª ed. International Plant Nutrition Institute. Acassuso, Buenos Aires, AR 136 p.
- ANDRIULO, A.E.; SASAL, M.C.; PORTELA, S.I. 2004. Impacto ambiental de la agricultura pampeana. *IDIA XXI* (6):80-84.

- ANTOINE, M.; JAVAUX, M.; BIELDERS, C. 2009. What indicators can capture runoff-relevant connectivity properties of the micro-topography at the plot scale? *Advances in Water Resources* 32(8):1297-1310.
- APARICIO, V.; DE GERÓNIMO, E.; HERNÁNDEZ GUIJARRO, K.; PÉREZ, D.; PORTOCARRERO, R.; VIDAL, C. 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. 1ª ed. Balcarce, Buenos Aires; Famaillá, Tucumán; Reconquista, Santa Fe. Ediciones INTA, 2015. 73 p.
- APARICIO, V.C.; DE GERONIMO, E; MARINO, D.; PRIMOST, J; CARRIQUIRIBORDE, P.; COSTA, J.L. 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere* 93(9):1866-1873.
- APARICIO, V.; COSTA, J.L.; ZAMORA, M. 2008. Nitrate leaching assessment in a long-term experiment under supplementary irrigation in humid Argentina. *Agricultural Water Management*, 95:1361-1372 doi:10.1016/j.agwat.2008.06.003.
- APARICIO, V.; COSTA, J.L. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil & Tillage Research* 96:155-165.
- APARICIO, V.; COSTA, J.L.; ECHEVERRIA, H.; CAVIGLIA, O. 2002. Evaluación de propiedades edáficas y crecimiento del maíz bajo diferentes sistemas de labranza en cuatro sitios del sudeste bonaerense. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 31:55-71.
- ARAGONÉS, J.I. 1990. Conservación de recursos naturales: agua, suelos y energía. En de Castro, R.; Aragonés, J.I.; Corraliza, J.A. (eds.), *La Conservación del entorno. Programas de intervención en psicología ambiental*. Junta de Andalucía. Agencia de Medio Ambiente. Sevilla, ES pp. 69-89
- ARES, M.G. 2014. Lluvia, escurrimiento y producción de sedimentos en una microcuenca agrícola del sistema de Tandilia. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de La Plata. Buenos Aires, AR 138 p.
- ARMSTRONG, A.C. 1986. On the fractal dimensions of some transient soil properties. *European Journal of Soil Science* 37:641-652.

- ARORA, K.; MICKELSON, S.K.; HELMERS, M.J.; BAKER, J.L. 2010. Review of pesticide retention processes occurring in buffer strips receiving agricultural runoff. *Journal of the American Water Resources Association* 46(3):618-647.
- ARORA, K.; MICKELSON, S.K.; BAKER, J.L. 2003. Effectiveness of vegetated buffer strips in reducing pesticide transport in simulated runoff. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 46(3):635-644.
- ATIA, A.M.; MALLARINO, A.P. 2002. Agronomic and environmental soil phosphorus testing in soils receiving liquid swine manure. *Soil Science Society of America Journal* 66:1696-1705.
- AUGEARD, B.; KAO, C.; CHAUMONT, C.; VAUCLIN, M. 2005. Mechanisms of surface runoff genesis on a subsurface drained soil affected by surface crusting: a field investigation. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 30 (8-10):598-610.
- AYE, T.M.; NGUYEN, M.L.; BOLAN, N.S.; HEDLEY, M.J. 2006. Phosphorus in soils of riparian and non-riparian wetland and buffer strips in the Waikato area, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 49:349-358.
- BAI, Z.; LI, H.; YANG, X.; ZHOU, B.; SHI, X.; WANG, B.; LI, D.; SHEN, J.; CHEN, Q.; QUIN, W.; ONEMA, O.; ZHANG, F. 2012. The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. *Plant Soil* 372:27-37.
- BAIRD, A.J.; THORNES, J.B.; WATTS, G.P. 1992. Extending overland-flow models to problems of slope evolution and the representation of complex slope-surface topographies. In: Parsons, A.J., Abrahams, A.D. (eds.), *Overland Flow. Hydraulics and Erosion Mechanisms*. University College London Press, London, UK pp. 199-233.
- BAKER, J.L.; LAFLEN, J.M. 1983. Water quality consequences of conservation tillage. *Journal of Soil & Water Conservation* 38(3):186-193.
- BAMBERG, S.; HUNECKE, M.; BLÖBAUM, A. 2007. Social context, personal norms and the use of public transportation: two field studies. *Journal of Environmental Psychology* 27:190-203.

- BAMBERG, S.; MÖSER, G. 2007. Twenty years after Hines, Hungerford, and Tomera: a new meta-analysis of psycho-social determinants of pro-environmental behaviour. *Journal of Environmental Psychology* 27:14-25.
- BANASZUK, P.; KRASOWSKA, M.; KAMOCKI, A. 2013. Transport of contaminants in agricultural catchments during snowmelt: buffer strips vs. preferential flow paths. *Ecohydrology & Hydrobiology* 13:31-40.
- BANCO MUNDIAL. 2015. Rendimiento de los cereales (Kg por hectárea) [en línea] <http://datos.bancomundial.org/indicador/AG.YLD.CREL.KG> [consulta: 15/11/2015].
- BARBERA, S. 2015. Molino Mayolas. [en línea] <http://jovenesporelfuturochsj.blogspot.com.ar/2013/09/molino-mayolas.html> [consulta: 24/05/2015].
- BARFIELD, B.J.; BLEVINS, R.L.; FOGLE, A.W.; MADISON, C.E.; INAMDAR, S.; CAREY, D.I.; EVANGELOU, V.P. 1998. Water quality impacts of natural filter strips in karst areas. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 41:371-381.
- BARJA, B.C.; DOS SANTOS AFONSO, M. 2005. Aminomethylphosphonic acid and glyphosate adsorption onto goethite: a comparative study. *Environmental Science & Technology* 39:585-592.
- BARLING, R. D.; MOORE, I. D. 1994. Role of buffer strips in management of water way pollution: A review. *Environmental Management* 18:543-558.
- BAUMHART, R.L.; LESCANO, R.J. 1996. Rain infiltration as affected by wheat residues amount and distribution in ridged tillage. *Soil Science Society of America Journal* 60:1908-1913.
- BEEDELL, J.D.C.; REHMAN, T. 2000. Using social-psychology models to understand farmers' conservation behaviour. *Journal of Rural Studies* 16:117-127.
- BELL, P.A.; PETERSEN, T.R.; HAUTALUOMA, J.E. 1989. The effect of punishment probability on overconsumption and stealing in a simulated commons. *Journal of Applied Social Psychology* 19:1483-1495.

- BELTRAN, L.S. 2009. Instrumentos de marketing aplicados a la compra de productos ecológicos: un caso de estudio entre Barcelona, España y La Paz, México. Tesis de Doctorado en Investigación y Técnicas de Mercado. Universidad de Barcelona. España, pp. 4-35.
- BENJAMIN, J.G. 1993. Tillage effects on near-surface soil hydraulic properties. *Soil & Tillage Research* 26:277-288.
- BENTLER, P.M. 1990. Comparative fit indexes in structural models. *Psychological Bulletin*, 238-246.
- BERESWILL, R.; STRELOKE, M.; SCHULZ, R. 2013. Current-use pesticides in stream water and suspended particles following runoff: exposure, effects, and mitigation requirements. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32:1254-1263.
- BERESWILL, R.; GOLLA, B.; STRELOKE, M.; SCHULZ, R. 2012. Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 146:81-92.
- BERGSTRÖM, L.; BÖRJESSON, E.; STENSTRÖM, J. 2011. Laboratory and lysimeter studies of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a sand and a clay soil. *Journal of Environmental Quality* 40:98-108.
- BERTRAM, N.; CHIACCHIERA, S. 2015. Ascenso de napas en la región pampeana: ¿incremento de las precipitaciones o cambios en el uso de la tierra? 25° Congreso Nacional del Agua "Agua como Política de Estado". Paraná, Entre Ríos, Argentina. 10 p.
- BETHELMY RINCÓN, L.C. 2012. Experiencia de lo sublime en la vinculación emocional con la naturaleza. Una explicación de la orientación pro ambiental. Tesis de Doctorado Comportamiento Social y Organizacional. Universidad Autónoma de Madrid. España. 289 p.
- BIGGAR, J.W.; NIELSEN, D.R. 1976. Spatial variability for the leaching characteristic of a field soil. *Water Research* 12:78-84.

- BIRJULIN, A.A.; SMITH, J.M.; BELL, P.A. 1993. Monetary rewards, verbal reinforcement and harvest strategy of others in the commons dilemma. *Journal of Social Psychology* 133:207-214.
- BLACKBURN, W.H.; PIERSON, F.B.; HANSON, C.L.; THUROW, T.L.; HANSON, A.L. 1992. The spatial and temporal influence of vegetation on surface soil factors in semiarid rangelands. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 35:479-486.
- BLAKE and HARTGE, 1986. Bulk density. In: Klute, A. (ed.). *Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods*, 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 363-375.
- BLANCO-CANQUI, H.; GANTZER, C.J.; ANDERSON, S.H. 2006. Performance of grass barriers and filter strips under interrill and concentrated flow. *Journal of Environmental Quality* 35:1969-1974.
- BLANCO-CANQUI, H.; GANTZER, C.J.; ANDERSON, S.H.; ALBERTS, E.E. 2004. Grass barriers for reduced concentrated flow induced soil and nutrient loss. *Soil Science Society of America Journal* 68:1963-1972.
- BOER, M.; PUIGDEFABREGAS, J. 2005. Effects of spatially structured vegetation patterns on hill-slope erosion in a semiarid Mediterranean environment: a simulation study. *Earth Surface Processes and Landforms* 30:149-167.
- BOLLEN, K.A. 1989. A new incremental fit index for general structural equation models. *Sociological Methods & Research* 17:303-316.
- BOOMAN, G.C.; ORUE, M.E.; LATERRA, P. 2010. Modelado en SIG de nutrientes en el escurrimiento superficial y su retención potencial por humedales para la identificación de áreas vulnerables a la contaminación difusa en cuencas agrícolas. En: *Hacia la Gestión Integral de los Recursos Hídricos en Zonas de Llanura. Actas del Primer Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*. Azul, Buenos Aires, pp. 1027-1034.

- BÖRGAARD, O.K.; GIMSING, A.L. 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground water and surface waters: a review. *Pest Management Science* 64:441-456.
- BORIN, M.; VIANELLO, M.; MORARI, F.; ZANIN, G. 2005. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North East Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105(1-2):101-114.
- BORRERO, C.; PEÑA, F.; TORRENT, J. 1988. Phosphate sorption by calcium carbonate in some soils of the Mediterranean part of Spain. *Geoderma* 42:261-269.
- BORSELLI, L.; TORRI, D. 2010. Soil roughness, slope and surface storage relationship for impervious areas. *Journal of Hydrology* 393(3-4):389-400.
- BRACKEN, L.J.; CROKE, J. 2007. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes* 21:1749-1763.
- BRANT, A.S.; SMITH, B.A. 1984. Water management: goals: policies, objectives and implementation procedures of the Ministry of the Environment. Ministry of the Environment, Ontario, Canada pp. 1-78.
- BRUNSDEN, D.; THORNES, J.B. 1979. Landscape sensitivity and change. *Transactions of the Institute of British Geographers* 4:463-486.
- BRYANT, H.T.; BLASER, R.E.; PETERSON, J.R. 1972. Effect of trampling by cattle on bluegrass yield and soil compaction of a meadow ville loam. *Agronomy Journal* 64:331-334.
- BRYSON, D.D.; BOEKMAN, O.C. 1989. Water well methemoglobinemia and water with less than 22.6 mg NO₃-N/L. In: Preprints 19th American Chemical Society National Meeting 29(1):18-19. Dallas, Texas, USA.
- BUDA, A.R.; WILLIARD, K.W.J.; SCHOONOVER, J.E.; SRINIVASAN, M.S. 2015. Featured collection introduction: agricultural hydrology and water quality. *Journal of the American Water Resources Association* 51(4):877-882.

- BURKART, M.R.; JAMES, D.E.; TOMER, M.D. 2004. Hydrologic and terrain variables to aid strategic location of riparian buffers. *Journal of Soil and Water Conservation* 59(5):216-223.
- BURTON, R.J.F.; WILSON, G. 2006. Injecting social psychology theory into conceptualizations of agricultural agency: towards a post-productivist farmer self-identity? *Journal of Rural Studies* 22:95-115.
- BURWELL, R.E.; LARSON, W.E. 1969. Infiltration as influenced by tillage induced roughness and pore space. *Soil Science Society of America, Proceedings* 33(3):449-452.
- BUSCH, D.E.; SMITH, D.S. 1995. Mechanisms associated with decline of woody species in riparian ecosystems of the southwestern US. *Ecological Monographs* 65:347-370.
- CAMPOREALE, C.; PERUCCA, E.; RIDOLFI, L.; GURNELL, A.M. 2013. Modelling the interactions between river morphodynamics and riparian vegetation. *Reviews of Geophysics* 51(3):379-414.
- CAPEL, P.D.; LARSON, S.J.; WINTERSTEIN, T.A. 2001. The behaviour of 39 pesticides in surface waters as a function of scale. *Hydrological Processes* 15:1251-1269.
- CAREY, M.L. 1980. Whole-tree harvesting in Sitka spruce: possibilities and implications. *Irish Forestry* 37:48-63.
- CARR, S.; TAIT, J. 1991. Differences in the attitudes of farmers and conservationists and their implications. *Journal of Environmental Management* 32:281-294.
- CARRIQUIRIBORDE, P. 2010. Toxicidad de glifosato en peces autóctonos: estudios de laboratorio y campo. En: Camino, M; Aparicio, V. (ed.). *Aspectos ambientales del uso de glifosato*. Ediciones INTA. EEA Balcarce. Buenos Aires, AR 114 p.
- CATFORD, J.A.; NAIMAN, R.J.; CHAMBERS, L.E.; ROBERTS, J.; DOUGLAS, M.; DAVIES, P. 2013. Predicting novel riparian ecosystems in a changing climate. *Ecosystems* 16:382-400.

- CAZENAVE, G. 2012. Inundaciones del 18 y 24 de agosto de 2012. Informe de actividades. Instituto de Hidrología de Llanuras. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, 11 p.
- CHANDLER, K.R.; CHAPPELL, N.A. 2008. Influence of individual oak (*Quercus robur*) trees on saturated hydraulic conductivity. *Forest Ecology and Management* 256(5):1222-1229.
- CHANG, C.; LINDWALL, C. 1992. Effects of tillage and crop rotation on physical properties of a loam soil. *Soil & Tillage Research* 22:383-389.
- CHAPPELL, N.; TERNAN, L. 1992. Flow path dimensionality and hydrological modelling. *Hydrological Processes* 6:327-345.
- CHRISTIANSEN, T.; WILBERG, P.L.; MILLIGAN, T.G. 2000. Flow and sediment transport on a tidal salt marsh surface. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50:315-331.
- COGO, N.P.; MOLDENHAUER, W.C.; FOSTER, G.R. 1983. Effect of crop residue, tillage-induced roughness and runoff velocity on size distribution of eroded soil aggregates. *Soil Science Society of America Journal* 47:1005-1008.
- CORRELL, D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *Journal of Environmental Quality* 27:261-266.
- COSTA, J.L.; MASSONE, H.; SUERO, E.; VIDAL, M.; BEDMAR, F. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management* 1744:1-15.
- COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; SUTTON, P.; VAN DER PLOEG, S.; ANDERSON, S.J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; KERRY TURNER, R. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26:152-158.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.;...; VAN DER BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.

- CRAWHALL, N. 2015. Social and economic influences shaping protected areas In: Worboys G. L.; Lockwood, M.; Kothari, A.; Feary, S.; Pulsford, I. (eds.) Protected area governance and management, ANU Press, Canberra, AU, pp. 117-144.
- DANIELS, R.B.; GILLIAM, J.W. 1996. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal* 60:246-251.
- DAVIES-COLLEY, R.J. 1997. Stream Channels are narrower in pasture than in forest. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31:599-608.
- DAVIS, M. 2003. Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity. *Bioscience* 53:481-489.
- DEASY, C.; BRAZIER, R.; HEATHWAITE, A.; HODGKINSON, R. 2009. Pathways of runoff and sediment transfer in small agricultural catchments. *Hydrological Processes* 23(9):1349-1358.
- DELETIC, A.; FLETCHER, T.D. 2006. Performance of grass filters used for stormwater treatment - A field and modelling study. *Journal of Hydrology* 317:261-275.
- DE SANTANA, H.; TONI, L.R.M.; BENETOLI, L.O.; ZAIA, C.T.B.V.; ROSA, M. Jr.; ZAIA, D.A.M. 2006. Effect in glyphosate adsorption on clays and soils heated and characterization by FT-IR spectroscopy. *Geoderma* 136:738-750.
- DE SNOO, G.R.; HERZON, I.; STAATS, H.; BURTON, R.J.F.; SCHINDLER, S.; VAN DIJK, J.; LOKHORST, A. M.; BULLOCK, J.; LOBLEY, M.; WRBKA, T.; SCHWARZ, G.; MUSTERS, C.J.M. 2012. Toward effective nature conservation on farmland: making farmers matter. *Conservation Letters* 6:66-72.
- DE YOUNG, R. 2000. Expanding and evaluating motives for environmentally responsible behavior. *Journal of Social Issues* 56(3):509-526.
- DE YOUNG, R. 1996. Some psychological aspects of reduced consumption behavior. The role of intrinsic satisfaction and competence motivation. *Environment and Behavior* 28(3):358-409.

- DIETRICH, M.; ANDERSON, N.H. 1998. Dynamics of abiotic parameters, solute removal and sediment retention in summery-dry headwater streams of western Oregon. *Hydrobiologia* 379:1-15.
- DILLAHA, T.A.; INAMDAR, S.P. 1997. Buffer zones as sediment traps or sources. In: Haycock, N.E.; Burt, T.P.; Goulding, K.W.T.; Pinay, G. (eds.). *Buffer Zones: Their processes and potential in water protection*. Proceedings of the International Conference on Buffer Zones, Quest Environmental, Hertfordshire, United Kingdom, pp. 33-42.
- DILLAHA, T.A.; RENEAU, R.B.; MOSTAGHIMI, S.; LEE, D. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 32:513-519.
- DI RIENZO, J.A.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M.G.; GONZÁLEZ, L.; TABLADA, M.; ROBLEDO, C.W. InfoStat Profesional version 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina [en línea] <http://www.infostat.com.ar> [consulta: 27/05/2016].
- DOMÍNGUEZ, G.F.; DIOVISALVI, N.; STUDDERT, G.; MONTERUBBIANESI, D. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern Pampas. *Soil & Tillage Research* 102:93-100.
- DONATI, M.; MENOZZI, D.; FIORAVANZI, M. 2015. Understanding Farmers' Responses to CAP Reform. *New Medit* 3:29-39.
- DOOGE, J.C.I. 1986. Looking for hydrologic laws. *Water Resources Research* 22:46-58.
- DOOGE, J.C.I. 1982. Parameterization of hydrologic processes In: Eagleson, P. S. (ed.), *Land surface processes in atmospheric general circulation models*. Cambridge University Press, London. pp. 243-288.
- DOSSKEY, M.G.; HELMERS, M.J.; EISENHAUER, D.E. 2011. A design aid for sizing filter strips using buffer area ratio. *Journal of Soil and Water Conservation* 66(1):29-39.

- DOSSKEY, M.G.; HELMERS, M.J.; EISENHAUER, D.E.; FRANTI, T.G.; HOAGLAND, K.D. 2002. Assessment of concentrated flow through riparian buffers. *Journal of Soil and Water Conservation* 57(6):336-343.
- DOSSKEY, M.G. 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management* 28(5):577-598.
- DUNNE, T.; ZHANG, W.; AUBRY, B.F. 1991. Effects of rainfall, vegetation, and micro topography on infiltration and runoff. *Water Resources Research* 27(9):2271-2285.
- DYBKJAER, J.B.; BAATRUP-PEDERSEN, A.; KRONVANG, B.; THODSEN, H. 2012. Diversity and distribution of riparian plant communities in relation to stream size and eutrophication. *Journal of Environmental Quality* 41:348-354.
- ECOSER, 2016 [en línea] <http://www.eco-ser.com.ar>: [consulta: 12/07/2016]. Latorra, P., P. Barral, A. Carmona, L. Nahuelhual. 2015. ECOSER: protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial.
- ELSENBEER, H.; VERTESSY, R.A. 2000. Stormflow generation and flowpath characteristics in an Amazonian rainforest catchment. *Hydrological Processes* 14:2367-2381.
- ESTEVEZ, M.; FAUCHER, X.; GALLE, S.; VAUCLIN, M. 2000. Overland flow and infiltration modeling for small plots during unsteady rain: numerical results versus observed values. *Journal of Hydrology* 228(3-4):265-282.
- FATHI-MAGHADAM, M.; KOUWEN, N. 1997. Nonrigid, nonsubmerged, vegetative roughness on floodplains. *Journal of Hydrological Engineering* 123(1):51-57.
- FIEDLER, F.R.; RAMÍREZ, J.A. 2000. A numerical method for simulating discontinuous shallow flow over an infiltrating surface. *International Journal for Numerical Methods in Fluids* 32(2):219-239.
- FONTANETTO, H.; KELLER, O. 1998. Evolución de propiedades físicas y químicas del suelo con diferentes secuencias de pasturas y cultivos en siembra directa. In: *Viabilización de la siembra directa en sistemas mixtos de producción*. Ed. INIA, La Estanzuela, Colonia, Uruguay, pp. 5-7.

- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. 2015. [en línea] <http://www.fao.org/3/a-i4691e.pdf>. [consulta: 15/11/2015] Fao Statistical Pocketbook. World Food and agriculture pp. 11.
- FORJÁN, H.; MANSO, L. 2012. Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro sur bonaerense. 30 años de experiencias. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina 102 p.
- FOX, G.A.; PENN, C.J. 2013. Empirical model for quantifying total phosphorus reduction by vegetative filter strips. *Trans. American Society of Agricultural and Biological Engineers* 56:1461-1469.
- FOX, G.A.; MUÑOZ-CARPENA, R.; SABBAGH, G.J. 2010. Influence of flow concentration on parameter importance and prediction uncertainty of pesticide trapping by vegetative filter strips. *Journal of Hydrology* 384:164-173.
- FRANZ, J.E.; MAO, M.K.; SIKORSKI, J.A. 1997. Glyphosate: a unique global herbicide. American Chemistry Society. Chap. 4 pp. 65-97.
- FRASIER, G.W.; TRILCA, M.J.; LENINGER, W.C.; PEARCE, R.A.; FERNALD, A. 1998. Runoff from simulated rainfall in 2 montane riparian communities. *Journal of Range Management* 51:315-322.
- FREI, S.; FLECKENSTEIN, J.H. 2014. Representing effects of micro-topography on runoff generation and sub-surface flow patterns by using superficial rill/depression storage height variations. *Environmental Modelling & Software* 52:5-18.
- FRENGUELLI, J. 1956. Rasgos generales de la hidrografía de la provincia de Buenos Aires. Laboratorio de Ensayo de Materiales e Investigaciones Tecnológicas, Min. Obras Publ., La Plata, Argentina, Serie II, nº 62:1-19.
- GAERTNER, M.; DEN BREEYEN, A.; RICHARDSON, D.M. 2009. Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a metaanalysis. *Progress in Physical Geography* 33:319-338.
- GALLOWAY, J.N.; COWLING, E.B. 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio* 31:64-71.

- GARCÍA MORENO, R.; SAA REQUEJO, A.; TARQUIS ALONSO, A.M.; BARRINGRON, S.; DÍAZ, M.C. 2008b. Shadow analysis: a method for measuring soil surface roughness. *Geoderma* 146:201-208.
- GARCÍA VEIGA, M.A. 2011. Análisis causal con ecuaciones estructurales de la satisfacción ciudadana con los servicios municipales. Proyecto fin de Master. Universidad Santiago de Compostela. 125 p.
- GHADIRI, H.; ROSE, C.W.; HOGARTH, W.L. 2001. The influence of grass and porous barrier strips on runoff hydrology and sediment transport. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 44:259-268.
- GHARABAGHI, B.; RUDRA, R.P.; GOEL, P.K. 2006. Effectiveness of vegetative filter strips in removal of sediments from overland flow. *Water Quality Research Journal of Canada* 41:275-282.
- GIACCIO, G.C.M.; LATERRA, P.; APARICIO, V.C.; COSTA, J.L. 2016. Glyphosate retention in grassland riparian areas is reduced by the invasion of exotic trees. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 85:108-116.
- GIACCIO, G.C.M. 2011. Ambientes ribereños de arroyos del sur y sudeste bonaerense: tipificación y comparación de algunas propiedades relevantes para el filtrado del escurrimiento superficial. Tesis de Magíster Scientiae. Universidad Nacional de Mar del Plata. Argentina. 158 p.
- GIACCIO, G.C.M.; LATERRA, P.; CABRIA, F. 2010. Caracterización de parámetros biofísicos en ambientes ribereños de arroyos del sur y sudeste bonaerense que intervienen en la retención de sedimentos y nutrientes transportados por escorrentía superficial. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Azul. Argentina. 8 p.
- GIESY, J.P.; DOBSON, S.; SOLOMON, K.R. 2000. Ecotoxicological risk assessment for Roundup® herbicide. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 167:35-120.
- GIFFORD, G.F.; HAWKINS, R.H. 1978. Hydrologic Impact of grazing on infiltration: a critical review. *Water Resources Research* 14:305-313.

- GIKONYO, E.W.; ZAHARAH, A.R.; HANAFI, M.M.; ANUAR, A.R. 2010. Comparison of soil phosphorus tests for assessing plant availability of phosphorus in an ultisol amended with water-soluble and phosphate rock sources. *The Scientific World Journal* 10:1679-1693.
- GIL, R.C. 1998. Effect of no-tillage on physical and chemical characteristics of soils in Argentina. *JIRCAS Working Report* 13:29-33.
- GILLEY, J.E.; KOTTWITZ, E.R. 1995. Random roughness assessment by the pin and chain method. *Biological Systems Engineering* 12(1):39-43.
- GIMSING, A.L.; BORGGAARD, O.K. 2007. Phosphate and glyphosate adsorption by hematite and ferrihydrite and comparison with other variable-charge minerals. *Clays and Clay Minerals* 55:110-116.
- GIORGI, A.; FEIJOO, C.; TELL, G. 2005. Primary producer in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation* 14(7):1699-1718.
- GONZÁLEZ CUEVA, M.S. 2011. Análisis de la normativa, criterios y escenarios para la determinación del ancho de franjas ribereñas como áreas de protección en Costa Rica. Tesis Doctoral Escuela de Posgrado del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica, pp. 91-93.
- GONZÁLEZ LÓPEZ, A. 2002. La preocupación por la calidad del medio ambiente. Un modelo cognitivo sobre la conducta ecológica. Tesis de Doctorado en Psicología. Universidad Complutense de Madrid, 234 p.
- GOODEN, B.; FRENCH, K.; TURNER, P.J.; DOWNEY, P.O. 2009. Impact threshold for an alien plant invader, *Lantana camara* L., on native plant communities. *Biological Conservation* 142:2631-2641.
- GRABOWSKY, R.C.; DROPPO, I.G.; WHARTON, G. 2011. Erodibility of cohesive sediment: the importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews* 105:101-120.

- GRAYSON, R.B.; MOORE, I.D. 1992. Effect of land-surface configuration on catchment hydrology. In: Parsons, A.J., Abrahams, A.D. (eds.), *Overland flow. hydraulics and erosion mechanisms*. University College London Press, London, pp. 147-175.
- GREENWOOD, K.L.; MCKENZIE, B.M. 2001. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 41:1231-1250.
- GREENWOOD, K.L.; McLEOD, D.A.; SCOTT, J.M.; HUTCHINSON, K.J. 1998. Changes to soil physical properties after grazing exclusion. *Soil Use and Management* 14:19-24.
- GUMIERE, S.J.; LE BISSONNAIS, Y.; RACLOT, D.; CHEVIRON, B. 2011. Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modelling: A review. *Earth Surface Processes and Landforms* 36:3-19.
- HAAG, D.; KAUPENJOHANN, M. 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe. A critical review of concepts, data, and models for transport and retention *Ecosystems and Environment* 86:1-21.
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D. & C. Frid (eds.): *Ecosystem ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge, pp.110-139.
- HAIRSINE, P.; BORMAN, K.; BROPHY, J. 2001. Stock tracks and the delivery of pollutants to streams by overland flow. 3rd Australian Stream Management Conference. Brisbane. Australia. CRC Catchment Hydrology installing buffers on crop land. *Environmental Management* 28:577-598.
- HAITH, D.A.; SHOEMAKER, L.L. 1987. Generalized watershed loading functions for stream flow nutrients. *Water Resources Bulletin* 23:471-478.
- HARDIN, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 3859(162):1243-1248.
- HAVEL, M.; PETERS, N.E.; CERNY, J. 1999. Longitudinal patterns of stream chemistry in a catchment with forest dieback, Czech Republic, *Environmental Pollution* 104:157-167.

- HAY, V.; PITTROFF, W.; TOOMAN, E.E.; MEYER, D. 2006. Effectiveness of vegetative filter strips in attenuating nutrient and sediment runoff from irrigated pastures. *Journal of Agricultural Science* 144:349-360.
- HAYNES, R.J.; SWIFT, R.S.; STEPHEN, R.C. 1991. Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil & Tillage Research* 19:77-87.
- HEATHWAITE, A.L.; DILS, R.M. 2000. Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. *Science of the Total Environment* 251/252:523-538.
- HEJDA, M.; PYSEK, P. 2006. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological Conservation* 132:143-152.
- HELMERS, M.J.; EISENHAUER, D.E.; FRANTI, T.G.; DOSSKEY, M.G. 2005. Modeling sediment trapping in a vegetative filter accounting for converging overland flow. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 48:541-555.
- HERNÁNDEZ, B.; SUÁREZ, E.; MARTÍNEZ-TORVISCO, J.; HESS, S. 1997. Actitudes y creencias sobre el medio ambiente en la conducta ecológica responsable. *Papeles del Psicólogo* 67:48-54.
- HERRERA, M.; SEOANE, J. 1989. Actitudes e Ideología Política. En J. Mayor-J. L. Pinillos, *Tratado de Psicología General* (vol. 7), Madrid, España, pp. 409-446.
- HERRON, N.F.; HAIRSINE, P.B. 1998. A scheme for evaluating the effectiveness of riparian zones in reducing overland flow to streams. *Australian Journal of Soil Research* 36:683-698.
- HESSE, C.; KRYSANOVA, V.; VETTER, T.; REINHARDT, J. 2013. Comparison of several approaches representing terrestrial and in-stream nutrient retention and decomposition in watershed modeling. *Ecological Modelling* 269:70-85.
- HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In Sopper, W.E.; Lull, H.W. (eds.) *Forest hydrology*, Pergamon, New York, pp. 275-290.

- HIERA DA CRUZ, L.; DE SANTANA, H.; VIEIRA ZAIA, C.T.B.; MOROZIN ZAIA, D.A. 2007. Adsorption of glyphosate on clays and soils from Paraná state: effect of pH and competitive adsorption of phosphate. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50:385-394.
- HOFFMANN, C.C.; KJAERGAARD, C.; UUUSI-KÄMPPÄ, J.; HANSEN, H.C.B.; KRONVANG, B. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality* 38:1942-1955.
- HONG, B.; SWANEY, D.P.; MÖRTH, C-M.; SMEDBERG, E.; ERIKSSON HÄGG, H.; HUMBORDG, C.; HOWARTH, R.W.; BOURAOUI, F. 2012. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin. *Ecological Modelling* 227:117-135.
- HOOK, P.B. 2003. Wetlands and aquatic processes. Sediment retention in rangeland riparian buffers. *Journal of Environmental Quality* 32:1130-1137.
- HORTON, R.E. 1933. The role of infiltration in the hydrologic cycle. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 14:44-46.
- HÖSL, R.; STRAUSS, P.; GLADE, T. 2012. Man-made linear flow paths at catchment scale: Identification, factors and consequences for the efficiency of vegetated filter strips. *Landscape and Urban Planning* 104:245-252.
- HU, L.T.; BENTLER, P.M. 1999. Cutoff criteria for fit indexes in covariance structure analysis: conventional criteria versus new alternatives. *Structural Equation Modeling* 6(1):1-55.
- HUBBARD, R.K.; LOWRANCE, R.R.; WILLIAMS, R.G. 2001. Preferential flow in clayey coastal plain soil as affected by tillage. 2nd International Symposium on Preferential Flow. Honolulu, Hawaii, pp. 261-264.
- HUÉT, M. 1949. Petit glossaire limnologique, en bull. Centre Belge d'Etude et de Documentation des Eaux. Bruxelles (3):183-189; (4):219-236.
- HULME, P.E. 2003. Biological invasions: winning the science battles but losing the conservation war. *Oryx Conservation Journal* 37:178-193.

- HULME, P.E.; BREMNER, E.T. 2006. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology* 43:43-50.
- HÜMANN, M.; SCHÜLER, G.; MÜLLER, C.; SCHNEIDER, R.; JOHST, M.; CASPARI, T. 2011. Identification of runoff processes - The impact of different forest types and soil properties on runoff formation and floods. *Journal of Hydrology* 409:637-649.
- JACKSON, C.R.; LEIGH, D.S.; SCARBROUGH, S.L.; CHAMBLEE, J.F. 2014. Herbaceous versus forested riparian vegetation: narrow and simple versus wide, woody and diverse stream habitat. *River Research and Applications* 31(7):847-857.
- JÄGER, H.; TYE, A.; KOWARIK, I. 2007. Tree invasion in naturally treeless environments: Impacts of quinine (*Cinchona pubescens*) trees on native vegetation in Galápagos. *Biological Conservation* 140:297-307.
- JAIN, M.K.; DAS, D. 2010. Estimation of sediment yield and areas of soil erosion and deposition for watershed prioritization using GIS and remote sensing. *Water Resources Management* 24:2091-2112.
- JO, I.; FRIDLEY, J.D.; FRANK, D.A. 2017. Invasive plants accelerate nitrogen cycling: evidence from experimental woody monocultures. *British Ecological Society. Journal of Ecology*, doi: 10.1111/1365-2745.12732.
- JOBÁGY, E.G.; NOSETTO, M.D.; SANTONI, C.; BALDI, G. 2008. El desafío eco-hidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la Llanura Chaco-pampeana. *Ecología Austral* 18:305-322.
- JOHNSON, C.B.; MANNERING, J.V.; MOLDENHAUER, W.C. 1979. Influence of surface roughness and clod size and stability on the soil and water losses. *Soil Science Society of America Journal* 43:772-777.
- JOHNSTON, A.E.; POULTON, P.R.; WHITE, R.P. 2013. Plant-available soil phosphorus. Part II: the response of arable crops to Olsen P on a sandy clay loam and a silty clay loam. *Soil Use and Management* 29:12-21.
- JONES, J.A.A. 1987. The effect of soil piping on contributing areas and erosion patterns. *Earth Surface Processes and Landforms* 12:229-248.

- JORDAN-MEILLE, L.; RUBÆK, G.H.; EHLERT, P.A.I.; GENOT, V.; HOFMAN, G.; GOULDING, K.; RECKNAGEL, J.; PROVOLO, G.; BARRACLOUGH, P. 2012. An overview of fertilizer-P recommendations in Europe: soil testing, calibration and fertilizer recommendations. *Soil Use and Management* 28:419-435.
- JÖRESKOG, K.G.; SÖRBOM, D. 1982. Recent developments in structural equation modeling. *Journal of Marketing Research* 19:404-416.
- KADLEC, R. 1990. Overland flow in wetlands: vegetation resistance. *Journal of Hydraulic Engineering* 116:691-706.
- KAHN, J.H. 2006. Factor analysis in counseling psychology research, training and practice: principles, advances and applications. *The Counseling Psychologist* 34:1-36.
- KAMPHORST, E.C.; JETTEN, V.; GUERIF, J.; PITKANEN, J.; IVERSEN, B.V.; DOUGLAS, J.T.; PAZ, A. 2000. How to predict maximum water storage in depressions from soil roughness measurements. *Soil Science Society of America Journal* 64:1749-1758.
- KARR, J.R.; SCHLOSSER, I.J. 1978. Water resources and the land-water interface. *Science* 201:229-234.
- KJÆR, J.; ERNSTSEN, V.; JACOBSEN, O.H.; HANSEN, N.; WOLLESEN DE JONGE, L.; OLSEN, P. 2011. Transport modes and pathways of the strongly sorbing pesticides glyphosate and pendimethalin through structured drained soils. *Chemosphere* 84:471-479.
- KLAPPROTH, J.C.; JOHNSON, J.E. 2001a. Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on water quality. University of Virginia Cooperative Extension. Blacksburg, Virginia, USA, pp. 120-151.
- KLUTE A.; DIRKSEN, C. 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. In: Klute, A. (ed.) *Methods of soil analysis, Part 1*. 2nd ed. *Agronomy* 9:687-734.
- KNIGHT, K.W.; SCHULTZ, R.C.; MABRY, C.M.; ISENHART, T.M. 2010. Ability of remnant riparian forests, with and without grass filters, to buffer concentrated surface runoff. *Journal of the American Water Resources Association* 46:311-322.

- KOUWEN, N. 1988. Field estimation of the biomechanical properties of grass. *Journal of Hydrological Research* 26(5):559-568.
- KOUWEN, N.; LI, R.M. 1980. Biomechanics of vegetative channel linings. *Journal of Hydraulics Division*, 106:1085-1103.
- KRETZSCHMAR, R.; BORKOVEC, M.; GROLIMUND, D.; ELIMELECH, M. 1999. Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport. *Advances in Agronomy* 66:121-193.
- KRONVANG, B.; AUDET, J.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; JENSEN, H.S.; LARSEN, S.E. 2012. Phosphorus load to surface water from bank erosion in a Danish lowland river basin. *Journal of Environmental Quality* 41:304-313.
- KRUTZ, L.J.; SENSEMAN, S.A.; ZABLOTOWICZ, R.M.; MATOCHA, M.A. 2005. Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: *Weed Science* 53(3):353-367.
- KUGLEROVÁ, L.; JANSSON, R.; ANNELI, Å.; HJALMAR, L.; MALM-RENÖFÄLT, B. 2014. Groundwater discharge creates hotspots of riparian plant species richness in a boreal forest stream network. *Ecology* 95(3):715-725.
- KUSUMI, J.M.; AMISIGO, B.A.; BANOENG-YAKUBO, B.K. 2014. Sediment yield of a forest river basin in Ghana. *Catena* 123:225-235.
- KVÆRNER, J.; KLØVE, B. 2008. Generation and regulation of summer runoff in a boreal flat fen. *Journal of Hydrology* 360:15-30.
- LACAS, J.G.; VOLTZ, M.; GOUY, V.; CARLUER, N.; GRIL, J.J. 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water. *Agronomy for Sustainable Development* 25(2):253-266.
- LAL, R.; VANDOREN Jr., D.M. 1990. Influence of 25 years of continuous corn production by three tillage methods on water infiltration for two soils in Ohio. *Soil & Tillage Research* 16:71-84.
- LANDINI, F.P. 2013. Argentine rural extensionists. Presentation of small farmers. *Psicologia & Sociedade* 25(2):298-310.

- LANE, S.N.; REANEY, S.M.; HEATHWAITE, A.L. 2009. Representation of landscape hydrological connectivity using a topographically driven surface flow index, *Water Resources Research* 45, W08423, doi: 10.1029/2008WR007336.
- LANE, P.N.J.; SHERIDAN, G.J.; NOSKE, P.J.; SHERWIN, C.B. 2008. Phosphorus and nitrogen exports from SE Australian forests following wildfire. *Journal of Hydrology* 361:186-198.
- LATERRA, P. 2011. From multifunctional grasslands to multifunctional landscapes. *Proceedings from 9° International Rangeland Congress*. Rosario pp. 709-713.
- LE BISSONNAIS, Y.; LECOMTE, V.; CERDAN, O. 2004. Grass strip effects on runoff and soil loss. *Agronomie* 24:129-136.
- LEE, K-H.; ISENHART, T.M.; SCHULTZ, R.C.; MICKELSON, S.K. 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Journal of Environmental Quality* 29:1200-1205.
- LEE, K.H.; ISENHART, T.; SCHULTZ, R.; MICKELSON, S. 1998. Nutrient and sediment removal by switchgrass and cool-season grass filter strips in central Iowa, USA. *Agroforestry Systems* 44:121-132.
- LEEDS-HARRISON, P.B.; QUINTON, J.N.; WALKER, M.J.; SANDERS, C.L.; HARROD, T. 1999. Grassed buffer strips for the control of nitrate leaching to surface waters in headwater catchments. *Ecological Engineering* 12:299-313.
- LEÓN, R.J.C. 1992. Rio de la Plata grasslands. Regional subdivisions. In: Coupland, R.T (ed) *Ecosystems of the world. Natural Grasslands*. Elsevier, Amsterdam. pp. 367-407.
- LIKENS, G.E.; BUSO, D.C. 2006. Variation in stream water chemistry throughout the Hubbard Brook Valley, *Biogeochemistry* 78:1-30.
- LIN, Y.F.; LIN, C.Y.; CHOU, W.C.; LIN, W.T.; TSAI, J.S.; WU, C.F. 2004. Modeling of riparian vegetated buffer strip width and placement: A case study in Shei Pa National Park, Taiwan. *Ecological Engineering* 23:327-339.

- LITTON, R.B. 1977. River landscape quality and its assessment. in: River Recreation Management and research: Proceedings of a Symposium. U.S. Department of Agriculture, Forest Service Publication GTR-NC628. St Paul, Minnesota, USA. pp 46-54.
- LITZ, N.T.; WEIGERT, A.; KRAUSE, B.; HEISE, S.; GRÜTZMACHER, G. 2011. Comparative studies on the retardation and reduction of glyphosate during subsurface passage. *Water Research* 45(10):3047-3054.
- LIU, R.; WANG, J.; SHI, J.; CHEN, Y.; SUN, C.; ZHANG, P.; SHEN, Z. 2014. Runoff characteristics and nutrient loss mechanism from plain farmland under simulated rainfall conditions. *Science of the Total Environment* 468-469:1069-1077.
- LIU, X.; VIDON, P.; JACINTHE, P.-A.; FISHER, K.; BAKER, M. 2014. Seasonal and geomorphic controls on N and P removal in riparian zones of the US Midwest. *Biogeochemistry* 119:245-257.
- LIU, X.; ZHANG, X.; ZHANG, M. 2008. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis. *Journal of Environmental Quality* 37:1667-1674.
- LOGAN, T.J. 1990. Agricultural best management practices and groundwater protection. *Journal of Soil and Water Conservation* 45(2):201-206.
- LOKHORST, A.M.; STAATS, H.; VAN DIJK, J.; VAN DIJK, E.; DE SNOO, G. 2011. What's in It for me? Motivational differences between farmers' subsidised and Non-subsidised conservation practices. *Applied Psychology* 60(3):337-353.
- LOKHORST, A.M.; WERNER, C.; STAATS, H.; VAN DIJK, E.; GALE, J.L. 2012. Commitment and behavior change: a meta-Analysis and critical review of commitment-making strategies in environmental research. *Environment and Behavior* 45(1):3-34.
- LOPEZ-HERNANDEZ, D.; BROSSARD, M.; FROSSARD, E. 1998. P-isotopic exchange values in relation to Po mineralization in soils with very low P-sorbing capacities. *Soil Biology and Biochemistry* 30:1663-1670.

- LÓPEZ-SILVA, P. 2013. Realities, constructions and dilemmas. a philosophical revision to the social constructionism. *Cinta De Moebio* 46:9-25.
- LOWRANCE, R.; ALTIER, L.S.; NEWBOLD, J.D.; SCHNABEL, R.R.; GROFFMAN, P.M.; DENVER, J.M.; ...TODD, A.H. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in chesapeake bay watersheds. *Environmental Management* 21:687-712.
- LULL, H.; REINHARDT, K. 1972. Forest and floods in the eastern United States. USDA, Forest Service Research, Upper Darby, Pennsylvania. Paper NE-226 pp. 3-45
- LUPI, L.; MIGLIORANZA, K.; APARICIO, V.C.; MARINO, D.; BEDMAR, F.; WUNDERLIN, D.A. 2015. Occurrence of glyphosate and AMPA in an agricultural watershed from the southeastern region of Argentina. *Science of the Total Environment* 536:687-694.
- LYNNE, G.; CASEY, C.F.; HODGES, A.; RAHMANI, M. 1995. Conservation technology adoption decisions and the theory of planned behavior. *Journal of Economic Psychology* 16:581-598.
- LYONS, J.; TRIMBLE, S.W.; PAINE, L.K. 2000. Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central North America. *Journal of the American Water Resources Association* 36(4):919-930.
- MAGETTE, W.L.; BRINSFIELD, R.B.; PALMER, R.E.; WOOD, J.D. 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 32(2):0663-0667.
- MAGNER, J.A.; VONDRACEK, B.; BROOKS, K.N. 2008. Grazed riparian management and stream channel response in Southeastern Minnesota (USA) streams. *Environmental Management* 42:377-390.
- MAMY, L.; BARRIUSO, E.; BENOÎT, G. 2005. Environmental fate of herbicides trifluralin, metazachlor, metamitron and sulcotrione compared with that of glyphosate, a substitute broad spectrum herbicide for different glyphosate-resistant crops. *Pest Management Science* 61:905-916.

- MANDELBROT, B.B.; WALLIS, J.R. 1969. Robustness of the rescaled range R/S in the measurement of noncyclic long run statistical dependence. *Water Resources Research* 5:967-988.
- MANUEL-NAVARRETE, D.; GALLOPIN, G.; BLANCO, M.; DIAZ-ZORITA, M.; FERRARO, D.; HERZER, H.; ...VIGLIZZO, E. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environment, Develop Sustainability* 11:621-638.
- MARELLI, J.H.; ARCE, J. 1995. Aportes en siembra directa. INTA. EEA Marcos Juárez, Córdoba, Argentina. *Agro de Cuyo*. Manual N° 12, 40 p.
- MARSHALL, M.R.; BALLARD, C.E.; FROGBROOK, Z.L.; SOLLOWAY, I.; McINTRYE, N.; REYNOLDS, B.; WHEATER, H.S. 2013. The impact of rural land management changes on soil hydraulic properties and runoff processes: results from experimental plots in upland UK. *Hydrological Processes* 28(4):2617-2629.
- MARTICHUSKI, D.K.; BELL, P.A. 1991. Reward, punishment, privatization and moral persuasion in a commons dilemma. *Journal of Applied Social Psychology* 21:1356-1369.
- MARTÍN-LÓPEZ, B.; GONZÁLEZ, J.A.; VILARDY, S. 2012. Guía docente ciencias de la sostenibilidad [en línea] <http://www.uam.es/gruposinv/socioeco/> [consulta: 12/07/2016].
- MARTÍNEZ, D.E. 1997. Incremento de la concentración de nitratos en aguas subterráneas de la cuenca de Laguna de los Padres, Provincia de Buenos Aires, Argentina (1982-1994). En: *Actas Congreso Internacional sobre Aguas*. Buenos Aires, Argentina. 4 al 8 de Agosto. Sección III-10.
- MASTRANGELO, M.; GAVIN, M.; LATERRA, P.; LINKLATER, W.; MILFONT, T. 2013. Psycho-social factors influencing forest conservation intentions on the agricultural frontier. *Conservation Letters* 7(2):103-110.
- MAYER, P.M.; REYNOLDS, S.K.; McCUTCHEN, M.D.; CANFIELD, T.J. 2007. Metaanalysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality* 36:1172-1180.

- MAYNARD, C.; KALRA, B. 1993. Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen. In: Carter (ed.). Soil sampling and methods of soil analysis. Lewis Publishers. Boca Raton, USA, pp. 25-98.
- McCULLOCH, J.S.G.; ROBINSON, M. 1993. History of forest hydrology. Journal of Hydrology 150(2-4):189-216.
- McDONALD, E.; MILFONT, T.; GAVIN, M. 2015. What drives cat-owner behaviour? First steps towards limiting domestic-cat impacts on native wildlife. Wildlife Research - <http://dx.doi.org/10.1071/WR14164>
- McKENZIE-MOHR, D. 2000. Promoting sustainable behaviour: an introduction to community-based social marketing. Journal of Social Issues 56:543-554.
- McLELLAN, E.; SCHILLING, K.; ROBERTSON, D. 2015. Reducing fertilizer-nitrogen losses from rowcrop landscapes: insights and implications from a spatially explicit watershed model. Journal of the American Water Resources Association 51(4). DOI: 10.1111/1752-1688.12333.
- MEHLICH, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich2 extractant. Communications in Soil Science and Plant Analysis 15:1409-1416.
- MEISSNER, R.; RUPP, H.; SEEGER, J.; SCHONERT, P. 1995. Influence of mineral fertilizers and different soil types on nutrient leaching: results of lysimeter studies in East Germany. Land Degradation and Rehabilitation 6:163-170.
- MICHAELIDES, K.; CHAPPELL, A. 2009. Connectivity as a concept for characterising hydrological behaviour. Hydrological Processes 23:517-522.
- MICHAELIDES, K.; WAINWRIGHT, J. 2002. Modelling the effects of hillslope-channel coupling on catchment hydrological response. Earth Surface Processes and Landforms 27:1441-1457.
- MILBRATH, L.W. 1990c. Aprendiendo nuevas formas de pensar esenciales para la supervivencia humana. Boletín de Psicología 29:45-71.

- MILLER, J.J.; CURTIS, T.; CHANASYK, D.S.; WILLMS, W.D. 2017. Influence of cattle trails on runoff quantity and quality. *Journal of Environmental Quality* doi:10.2134/jeq2016.07.0280.
- MIRVISH, S.S.; WIESENBURGER, D.D.; JOSHI, S.S.; KAPLAN, A. 1987. Carcinogenicity of 1-(2-hydroxyetil)-1-nitrosourea and 3-nitroso-2-oxazolidinone administered in drinking water to male MRC-Wistar rats: induction of bone, hematopoietic, intestinal and liver tumors. *Journal of the National Cancer Institute* 78:387-393.
- MITCHELL, D.C.; ZHOU, X.; PARKIN, T.B.; HELMERS, M.J.; CASTELLANO, M.J. 2014. Comparing nitrate sink strength in perennial filter strips at toeslopes of cropland watersheds. *American Society of Agronomy* doi:10.2134/jeq2014.05.0201.
- MOHAMOUD, Y.M.; EWING, L.K.; BOAST, C.W. 1990. Small plot hydrology-1. rainfall infiltration and depression storage determination. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 33(4):1121-1131.
- MOMM, H.G.; BINGNER, R.L.; YONGPING, Y.; LOCKE, M.A.; WELLS, R.R. 2014. Spatial characterization of riparian buffer effects on sediment loads from watershed systems. *Journal of Environmental Quality* 43:1736-1753.
- MONBET, P.; McKELVIE, I.D.; WORSFOLD, P.J. 2009. Dissolved organic phosphorus speciation in the waters of the Tamar estuary (SW England). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 73:1027-1038.
- MONTGOMERY, J.H. 1993. *Agrochemical desk reference: environmental data*. Lewis, Chelsea, MI, pp. 625-627.
- MONTOYA, J.; BONO, A.; BABINEC, F. 1999. Lixiviación de nitratos provenientes de fertilizaciones nitrogenadas. En: *Actas 14º Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo*. Temuco, Chile. 8 al 12 de noviembre pp. 459.
- MORENO, R.; DÍAZ ÁLVAREZ, M.C.; TARQUIS ALONSO, A.M.; BARRINGTON, S.; SAA REQUEJO, A. 2008. Tillage and soil type effects on soil surface roughness at semiarid climatic conditions. *Soil & Tillage Research* 98:35-44.

- MORGAN, R.P.C., RICKSON, R.J. 1995. Engineering properties of vegetation slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach. E & Spon. London, UK, pp. 5-58.
- MORILLO, E.; UNDABEYTIA, T.; MAQUEDA, C.; RAMOS, A. 2000. Glyphosate adsorption on soils of different characteristics. Influence of copper addition. *Chemosphere* 40:103-107.
- MUELLER, L.; BEHRENDT, A.; SCHALITZ, G.; SCHINDLER, U. 2005. Above ground biomass and water use efficiency of crops at shallow water tables in a temperate climate. *Agricultural Water Management* 75:117-136.
- NAIMAN, R.J. 2013. Socio-ecological complexity and the restoration of river ecosystems. *Inland Waters* 3:391-410.
- NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 28:621-658.
- NARAIN, P.; SINGH, N.K.; SINDHWAL, N.S.; JOSHI, P. 1998. Water balance and water use efficiency of different land uses in western Himalayan valley region. *Agricultural Water Management* 37:225-240.
- NASH, D.; HANNAH, M.; HALLIWELL, D.; MURDOCH, C. 2000. Factors affecting phosphorus export from a pasture-based grazing system. *Journal of Environmental Quality* 29:1160-1166.
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. agronomy monograph, methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties 9.2:539-579.
- NEWHOUSE, N. 1990. Implications of attitude and behavior research for environmental conservation. *Journal of Environmental Education* 22(1):26-36.
- NGUYEN, M.L.; SHEATH, G.W.; SMITH, C.M.; COOPER, A.B. 1998. Impact of cattle treading on hill land 2. Soil physical properties and contaminant runoff. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 41:279-290.

- NIEMEYER, R.J.; FREMIER, A.K.; HEINSE, R.; CHAVEZ, W.; DECLERCK, F.A.J. 2014. Woody vegetation increases saturated hydraulic conductivity in dry tropical Nicaragua. *Vadose Zone Journal* doi:10.2136/vzj2013.01.0025.
- O'CONNELL, E.; EWEN, J.; O'DONNELL, G.; QUINN, P. 2007. Is there a link between agricultural land-use management and flooding?. *Hydrology and Earth System Science* 11:96-107.
- O'DRISCOLL, C.; O'CONNOR, M.; ASAM, Z.U.Z.; EYTO, E.D.; POOLE, R.; RODGERS, M.; ZHAN, X.; NIEMINEN, M.; XIAO, L. 2014. Whole-tree harvesting and grass seeding as potential mitigation methods for phosphorus export in peatland catchments. *Forest Ecology and Management* 319:176-185.
- OKADA, E.; COSTA, J.L.; BEDMAR, F. 2016. Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. *Geoderma* 263:78-85.
- ONEMA, O.; ROEST, C.W.J. 1998. Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters: the effects of policies and measures in the Netherlands. *Water Science and Technology* 37(2):19-30.
- ONSTAD, C.A. 1984. Depressional storage on tilled soil surfaces. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 27(3):729-732.
- ORUE, M.E.; BOOMAN, G.C.; CABRIA, A.F.; LATERRA, P. 2011. Uso de la tierra, configuración del paisaje, y el filtrado de sedimentos y nutrientes por humedales y vegetación ribereña. En: Laterra, P., Jobbágy, E.; Paruelo, J. (eds.). *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina, pp. 237-254.
- OSBORNE, L.L.; KOVACIC, D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29:243-268.
- OSKAMP, S. 2000a. A sustainable future for humanity. *American Psychologist* 55(5):496-508.
- OSKAMP, S. 2000b. Psychological contributions to achieving an ecologically sustainable future for humanity. *Journal of Social Issues* 56(3):373-390.

- OSTROM, E. 2000. Collective action and the evolution of social norms. *Journal of Economic Perspectives* 14(3):137-158.
- OWENS, P.N.; DUZANT, J.H.; DEEKS, L.K.; WOOD, G.A.; MORGAN, R.P.C.; COLLINS, A.J. 2007. Evaluation of contrasting buffer features within an agricultural landscape for reducing sediment and sediment-associated phosphorus delivery to surface waters. *Soil Use and Management* 23(suppl.1):165-175.
- PALACIO, R.G.; BISIGATO, A.J.; BOUZA, P.J. 2014. Soil erosion in three grazed plant communities in north-eastern Patagonia. *Land Degradation & Development* 25:594-603.
- PAMPAS GROUP MARKET RESEARCH. 2014. Estudio de Mercado de Fitosanitarios, CASAFE, CIAFA, Buenos Aires, Argentina 43 p.
- PAN, C.Z.; SHANGGUAN, Z.P. 2006. Runoff hydraulic characteristics and sediment generation in sloped grassplots under simulated rainfall conditions. *Journal of Hydrology* 331:178-185.
- PANKAU, R.C.; SCHOONOVER, J.E.; WILLIARD, K.W.J.; EDWARDS, P.J. 2011. Concentrated flow paths in riparian buffer zones of Southern Illinois. *Agroforestry Systems* 84:191-205.
- PARUELO, J.; GUERSCHMAN, J.P.; VERÓN, S. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 87:14-23.
- PECHLANDER, R. 2002. Glyphosate in herbicides: an overlooked threat to microbial bottom-up processes in freshwater systems. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnology* 28:1831-1835.
- PENMAN, H.L. 1963. *Vegetation and hydrology* / by H.L. Penman Commonwealth Agricultural Bureaux Farnham. Royal Vegetation and Hydrology. Commonwealth Agricultural Bureaux Technical Communication N° 53, pp. 20-24.
- PERDOMO, C.H.; CASANOVA, O.N.; CIGANTA, V.S. 2001. Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay. *Agrociencia* 1:10-22.

- PETERJOHN, W.T.; CORRELL, D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65(5):1466-1475.
- PHILLIPS, J.D. 1989. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. *Journal of Hydrology* 107:133-145.
- PIONKE, H.B.; GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N.; SCHNABEL, R.R. 1996. Flow and nutrient export patterns for an agricultural hill-land watershed. *Water Resource Research* 32(6):1795-1804.
- PODMORE, T.H.; HUGGINS, L.F. 1981. An automated profile meter for surface roughness measurements. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 24:663-669.
- POLYAKOV, V.O.; NEARING, M.A. 2004. Rare earth element oxides for tracing sediment movement. *Catena* 55:255-276.
- PÖTHIG, R.; BEHRENDT, H.; OPITZ, D.; FURRER, G. 2010. A universal method to assess the potential of phosphorus loss from soil to aquatic ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research* 17:497-504.
- PRADHANANGA, A.K.; DAVENPORT, M.; OLSON, B. 2015. Landowner motivations for civic engagement in water resource protection. *Journal of the American Water Resources Association*: DOI: 10.1111/1752-1688.12346.
- PRATA, F.; LAVORENTI, A.; REGITANO, J.B.; VEREECKEN, H.; TORNISIELO, V.L.; PELISSARI, A. 2005. Glyphosate behavior in a rhodic oxisol under no-till and conventional agricultural systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 24:947-951.
- PRATA, F.; CAMPONEZ DO BRASIL CARDINALI, V.; LAVORENTI, A.; TORNISIELO, V.L.; BORGES REGITANO, J. 2003. Glyphosate sorption and desorption in soils with distinct phosphorus levels. *Scientia Agricola* 60(1):175-180.
- PRIMMER, E.; KARPPINEN, H. 2010. Professional judgment in non-industrial private forestry: forester attitudes and social norms influencing biodiversity conservation. *Forest Policy and Economics* 12:136-146.

- PYŠEK, P.; RICHARDSON, D.M. 2010. Invasive species, environmental change and management, and ecosystem health. *Annual Review of Environment and Resources* 35:25-55.
- QUIROGA, A.; ORMEÑO, O.; PEINEMANN, N. 1998. Efectos de la siembra directa sobre las propiedades físicas de los suelos. *Siembra directa. Hemisferio Sur*, Buenos Aires, pp. 29-33.
- QUIROZ LONDOÑO, O.M.; MARTÍNEZ, G.A.; MASSONE, H.; MARTÍNEZ, D.E. 2011. Geomorfología cuantitativa aplicada a la identificación de áreas de recarga preferenciales en la llanura interserrana de la provincial de Buenos Aires. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y el Ambiente* 26:91-98.
- RAHE, N.H.; WILLIARD, K.W.J.; SCHOONOVER, J.E. 2015. Restoration of riparian Buffer function in reclaimed surface mine soils. *Journal of the American Water Resources Association*. 1-12. DOI: 10.1111/1752-1688.12339.
- RANALLI, A.J.; MACALLADY, D.L. 2010. The importance of the riparian zone and in-stream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds - A review of the scientific literature. *Journal of Hydrology* 389:406-415.
- RÄTY, M.; HORN, R.; RASA, K.; YLI-HALLA, M.; PIETOLA, L. 2010a. Compressive behavior of the soil in buffer zones under different management practices in Finland. *Agricultural and Food Science* 19:160-172.
- REICHENBERGER, S.; BACH, M.; SKITSCHAK, A.; FREDE, H.G. 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground - and surface water and their effectiveness: a review. *Science of The Total Environment* 384:1-35.
- REYNOLDS, W.D.; ELRICK, D.E.; YOUNGS, E.G.; AMOOZEGAR, A.; BOOLTINK, H.W.G.; BOURNA, J. 2002. Saturated and field-saturated water flow parameters. In: *Methods of Soil Analysis*, In: Dane, J.H.; Topp, G.C. (eds) *Physical Methods*, Soil Science Society of America. Madison, USA, pp. 797-878.
- RICHARDSON, J.S.; TAYLOR, E.; SCHLUTER, D.; PEARSON, M.; HATFIELD, T. 2010. Do riparian zones qualify as critical habitat for endangered freshwater fishes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67:1197-1204.

- RINGUELET, R.A. 1962. *Ecología Acuática Continental*. EUDEBA. Buenos Aires 137 p.
- RITTENBURG, R.A.; SQUIRES, A.L.; BOLL, J.; BROOKS, E.S.; EASTON, Z.M.; STEENHUIS, T.S. 2015. Agricultural BMP effectiveness and dominant hydrological flow paths: concepts and review. *Journal of the American Water Resources Association* 1-25. DOI: 10.1111/1752-1688.12293.
- ROBERTS, W.M.; STUTTER, M.I.; HAYGARTH, P.M. 2012. Phosphorus retention and remobilization in vegetated buffer strips: *Journal of Environmental Quality* 41:389-399.
- ROBINSON, C.A.; GHAFARZADEH, M.; CRUSE, R.M. 1996. Vegetative filter strip effects on sediment concentration in cropland runoff. *Journal of Soil and Water Conservation* 50(3):227-230.
- RODRÍGUEZ, A. 1989. Interpretación de las actitudes. En Rodríguez, A.; Seoane, J. (Ed.), *Creencias, actitudes y valores*. Tratado de Psicología General. Alhambra Universidad, Madrid, España, pp.199-299.
- RODRIGUES CAPITULO, A.; OCON, C.S.; TANGORRA, M. 2003. Una vision bentónica de arroyos y rios pampeanos. *Biología Acuática* 21:1-18.
- ROGERS, K.H.; LUTOB, R.; BIGGS, H.; BIGGS, R.; BLIGNAUT, S.; CHOLES, A.; PALMER, C.; TANGWE, P. 2013. Fostering complexity thinking in action research for change in complex social-ecological systems. *Ecology and Society* 18(2):31.
- ROGERS, K.H. 2006. The real river management challenge: Integrating scientists, stakeholders and service agencies. *River Research and Applications* 22:269-280.
- ROS, M. 2001. Valores, actitudes y comportamiento: una nueva visita a un tema clásico. En : Ros, M. ; Gouveia, V.V. (coords.), *Psicología social de los valores humanos* Biblioteca Nueva. Madrid, España pp. 79-99
- ROTH, L.V.; FOX, R.H. 1990. Soil nitrate accumulations following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania. *Journal of Environmental Quality* 19:243-248.

- RUIZ SUESCÚN, O.A.; ACOSTA JARAMILLO, J.J.; LEÓN PELÁEZ, J.D. 2003. Flujo de nutrientes en la escorrentía superficial de bosques montanos en Piedras Blancas, Antioquía (Colombia). *Meteorológica Colombiana* 9:23-29.
- SAHU, M.; GU, R.R. 2009. Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality. *Ecological Engineering* 35:1167-1177.
- SAIA, S.M.; BROOKS, E.; EASTON, Z.M.; BAFFAUT, C.; BOLL, J.; STEENHUIS, T.S. 2013. Incorporating pesticide transport into the WEPP model for mulch tillage and no tillage plots underlying with an underlying claypan soil. *Applied Engineering in Agriculture* 29(3):363-372.
- SAINZ ROZAS, H.; ECHEVERRIA, H.; ANGELINI, H. 2012. Fósforo disponible en suelos agrícolas de la región pampeana y extra pampeana argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 38(1):33-39.
- SALAZAR, O.; ROJAS, C.; AVENDAÑO, F.; REALINI, P.; NÁJERA, F.; TAPIA, Y. 2015. Inorganic nitrogen losses from irrigated maize fields with narrow buffer strips. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 102(3):359-370.
- SALEH, A. 1993. Soil roughness measurement?: Chain method. *Journal of Soil and Water Conservation* 48:527-529.
- SAMPLE, E.C.; SOPER, R.J.; RACZ, G.J. 1980. Reactions of phosphate fertilizers in soils. In: Khasawneh, F.E. et al. (ed.) *The role of phosphorus in agriculture*. ASA, Madison, Wisconsin, pp. 263-310.
- SÁNCHEZ, M.; BOLL, J. 2005. The effect of flow path and mixing layer on phosphorus release: physical mechanisms and temperature effects. *Journal of Environmental Quality* 34:1600-1609.
- SASAL, M.C.; BOIZARD, H.; ANDRIULO, A.E.; WILSON, M.G.; LÉONARD, J. 2016. Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. *Soil & Tillage Research* xxx:xxx-xxx. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.08.014>.
- SASAL, M.C.; DEMONTE, L.; CISLAGHI, A.; GABIOUD, E.; OSZUST, J.D.; WILSON, M.G.; MICHLIG, N.; BELDOMÉNICO, H.R.; REPETTI, M.R. 2015. Glyphosate loss

by runoff and its relationship with phosphorus fertilization. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. DOI: 10.1021/jf505533r

SASAL, M.C.; WILSON, M.G.; GUEZENGAR, A.; OSZUST, J.D. 2010. Efecto de la aplicación de agroquímicos al cultivo de maíz sobre el agua superficial y subterránea. INTA: Proyecto Regional ERIOS-630021 y Proyectos Nacionales AEGA-221631, AEGA-221641 y PNECO-093012, 6 p.

SASAL, M.C.; ANDRIULO, A.E.; TABOADA, M.A. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil & Tillage Research* 87:9-18.

SATORRE, E.H. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy* 87:24-31.

SAYER, A.M.; WALSH, R.P.D.; BIDIN, K. 2006. Pipe flow suspended sediment dynamics and their contribution to stream sediment budgets in small rainforest catchments, Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management* 224:119-134.

SCHMITT, T.J.; DOSSKEY, M.G.; HOAGLAND, K.D. 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality* 28:1479-1489.

SCHOUMANS, O.F.; CHARDON, W.J.; BECHMANN, M.E.; GASCUEL-ODOUX, C.; HOFMAN, G.; KRONOVANG, B.; RUBÆK, G.H.; ULÉN, B.; DORIOZ, J.-M. 2014. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: *Science of the Total Environment* 468-469:1255-1266.

SCHULZ, R. 2004. Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: a review. *Journal of Environmental Quality* 33:419-448.

SCHULZ, R. 2001a. Comparison of spray drift- and runoff-related input of azinphos-methyl and endosulfan from fruit orchards into the Lourens River, South Africa. *Chemosphere* 45:543-551.

- SCHWARTZ, S. 1977. Normative influences on altruism. In Berkowitz, L. (ed). *Advances in experimental social psychology*. Academic Press, New York pp. 221-279
- SCOGING, H.; PARSONS, A.J.; ABRAHAMS, A.D. 1992. Application of a dynamic overland-flow hydraulic model to a semi-arid hillslope, Walnut Guch, Arizona. In: Parsons, A.J., Abrahams, A.D. (eds.), *Overland flow: hydraulics and erosion mechanisms*. University College London Press, London, pp. 105-145.
- SHARPLEY, A.N. 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Science Society of America Journal* 49:1527-1534.
- SHARPLEY, A.N.; BERGSTRÖM, L.; ARONSSON, H.; BECHMANN, M.; BOLSTER, C.H.; BÖRLING, K.; ...WITHERS, P.J.A. 2015. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: research needs and direction. *Journal of the Human Environment* 44(2):163-179.
- SHARPLEY, A.N.; MENZEL, R.G.; SMITH, S.J.; RHOADES, E.D.; OLNESS, A.E. 1981. The sorption of soluble phosphorus by soil material during transport in runoff from cropped and grassed watersheds. *Journal of Environmental Quality* 10:211-215.
- SHEALS, J.; SJOBERG, S.; PERSSON, P. 2002. Adsorption of glyphosate on goethite: molecular characterization of surface complexes. *Environmental Science & Technology* 36:3090-3095.
- SHEPPARD, S.C.; SHEPPARD, M.I.; LONJ, J.; SANIPELLI, B.; TAIT, J. 2006. Runoff phosphorus retention in vegetated field margins on flat landscapes. *Canadian Journal of Soil Science* 86:871-884.
- SIBBESEN, E.; SHARPLEY, A.N. 1997. Setting and justifying upper critical limits for phosphorus in soils. In: Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C.; Johnston, A.E. (eds.) *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 151-176.
- SIDLE, R.C. 2013. Scaling considerations related to interactions of hydrologic, pedologic and geomorphic processes. Abstract. American Geophysical Union, Fall Meeting [en línea] <http://adsabs.harvard.edu/abs/2013AGUFM.H31M..07S> [consulta: 16/03/17].

- SIMMONS, R.C.; GOLD, A.J.; GROFFMAN, P.M. 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: groundwater studies. *Journal of Environmental Quality* 21:659-665.
- SIMONSEN, L.; FOMSGAAR, B.; SVENSMARK, B.; SPLIID, N. 2008. Fate and availability of glyphosate and AMPA in agricultural soil. *Journal of Environmental Science and Health* 43:365-375.
- SINHA, S.; RODE, M.; BORCHARDT, D. 2016. Examining runoff generation processes in the Selke catchment in central Germany: Insights from data and semi-distributed numerical model. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 7:38-54.
- SIVAPALAN, M.; JOTHITYANGKON, C.; MENABDE, M. 2002. Linearity and nonlinearity of basin response as a function of scale: Discussion of alternative definitions. *Water Resources Research* 38(2):1012.
- SKLODOWSKI, M.; KIEDRZYŃSKA, E.; KIEDRZYŃSKI, M.; URBANIAK, M.; ZIELIŃSKA, K.M.; KUROWSKI, J.K.; ZALEWSKI, M. 2014. The role of riparian willows in phosphorus accumulation and PCB control for lotic water quality improvement. *Ecological Engineering* 70:1-10.
- SOBIERAJ, J.A.; ELSENBEER, H.; CAMERON, G. 2004. Scale dependency in spatial patterns of saturated hydraulic conductivity. *Catena* 55:49-77.
- SORIANO, A.; LEON, R.J.C.; SALA, O.E.; LAVADO, R.S.; DEREGIBUS, V.A.; CAHUEPE, M.A.; SCAGLIA, O.A.; VELAZQUEZ, C.A.; LEMCOFF, J.H. 1991. Río de la Plata Grasslands. In: Coupland, R.T. (ed) *Natural grasslands. introduction and western hemisphere*. *Ecosystems of the World*. Elsevier, New York, pp. 367-407.
- SOULSBY, C.; RODGERSA, P.J.; PETRY, J.; HANNAH, D.M.; MALCOLM, I.A.; DUNN, S.M. 2004. Using tracers to upscale flow path understanding in mesoscale mountainous catchments: Two examples from Scotland. *Journal of Hydrology* 291:174-196.
- SØVIK, A.K.; SYVERSEN, N.; BLANKENBERG, A-G.B.; MÆHLUM, T. 2012. Retention of agricultural surface runoff in a cold-climate vegetative buffer zone-effect of vegetation and season. *Vatten-Journal of Water Management and Research* 68:85-96.

- SØVIK, A.K.; SYVERSEN, N. 2008. Retention of particles and nutrients in the root zone of a vegetated buffer zone: effect of vegetation and season. *Boreal Environment Research* 13:223-230.
- SPAETH, K.E.; PIERSON, F.B.; WELTZ, M.A.; AWANG, J.B. 1996. Gradient analysis of infiltration and environmental variables as related to rangeland vegetation. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 39:67-77.
- SPRANKLE, P.; MEGGIT, W.F.; PENNER, D. 1975. Adsorption, mobility and microbial degradation of glyphosate in the soil. *Weed Science* 23:229-234.
- STEENHUIS, T.S.; MUCK, R.E. 1988. Preferred movement of non adsorbed chemicals on wet, shallow, sloping soils. *Journal of Environmental Quality* 17:376-384.
- STEHLE, S.; SCHULZ, R. 2015a. Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112:5750-5755.
- STEHLE, S.; DABROWSKI, J.M.; BANGERT, U.; SCHULZ, R. 2016. Erosion rills offset the efficacy of vegetated buffer strips to mitigate pesticide exposure in surface waters. *Science of the Total Environment* 545-546:171-183.
- STEIGER, J.H. 1990. Structural model evaluation and modification: an interval estimation approach, *Multivariate Behavioral Research* 25(2):173-180.
- STERN, P.C. 2000a. Psychology and the science of human-environment interactions. *American Psychologist* 55(5):523-530.
- STERN, P.C. 2000b. Toward a coherent theory of environmentally significant behavior. *Journal of Social Issues* 56(3):407-424.
- STERN, P.C. 1992 Psychological dimensions of global environmental change. *Annual Review of Psychology* 43:269-302.
- STERN, P.C.; DIETZ, A.T.; GUAGNANO, G.A.; KALOF, L. 1999. A value belief-norm theory of support for social movements: The case of environmentalism. *Human Ecology Review* 6(2):81-97.

- STERNBERG, R.; BERHANE, I.; OGSTON, A. 1999. Measurement of size and settling velocity of suspended aggregates on the Northern California continental shelf. *Marine Geology* 154:43-53.
- STOBBELAAR, D.J.; GROOT, J.C.; BISHOP, C.; HALL, J.; PRETTY, J. 2009. Internalization of agri-environmental policies and the role of institutions. *Journal of Environmental Management* 90:S175-S184.
- STRYKER, S. 1994. Identity theory: its development, research base, and prospects. In: Denzin, N.K (ed). *Studies in symbolic interactionism*, JAI Press, London pp. 9-20.
- STUTTER, M.I.; RICHARDS, S. 2012. Relationships between soil physicochemical, microbiological properties, and nutrient release in buffer soils compared to field soils. *Journal of Environmental Quality* 41:400-409.
- SUÁREZ, E. 1998. Problemas ambientales y soluciones conductuales. In Aragonés, J. I. ; Américo, M. (eds.), *Psicología ambiental*. Pirámide, Madrid, España pp. 303-327.
- SUÁREZ DÍAZ, J. 2001. Control de erosión en zonas tropicales. Instituto de Investigaciones sobre Erosión y Deslizamientos, Bucaramanga, Colombia. pp. 253-289.
- SUMMERS, J.K.; SMITH, L.M.; CASE, J.L.; LINTHURST, R.A. 2012. A review of the elements of human well-being with an emphasis on the contribution of ecosystem services. *Ambio* 41:327-340.
- SUURKUUKKA, H.; VIRTANEN, R.; SUORSA, V.; SOININEN, J.; PAASIVIRTA, L.; MUOTKA, T. 2014. Woodland key habitats and stream biodiversity: does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota?. *Biological Conservation* 170:10-19.
- SYVERSEN, N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering* 24:483-490.
- SYVERSEN, N. 2003. Cold-climate vegetative buffer zones as pesticide-filters for surface runoff. *Diffuse Pollution Conference Dublin* pp. 3-20.

- SYVERSEN, N.; BECHMANN, M. 2004. Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff. *Ecological Engineering* 22:175-184.
- SYVERSEN, N.; BORCH, H. 2005. Retention of soil particle fractions and phosphorus in cold-climate buffer zones. *Ecological Engineering* 25:382-394.
- TA, W.; JIA, X.; WANG, H. 2013. Channel deposition induced by bank erosion in response to decreased flows in the sand-banked reach of the upstream Yellow River. *Catena* 105:62-68.
- TARRANT, M.A.; CORDELL, H.K. 1997. The effect of respondent characteristics on general environmental attitude-behavior correspondence. *Environment and Behavior* 29:618-637.
- TEBRUGGE, F.; ABELSOVA, J. 1999. Biopores increase seepage-the influence of soil tillage on biogenic pores and on unsaturated infiltration capacity of soils. *Landtechnik* 54(1):13-15, 58.
- THORNE, C.R. 1990. Effects of vegetation on riverbank erosion and stability. In: Thornes J.B. (ed.). *Vegetation and erosion*, Wiley: Chichester, UK pp. 123-144.
- TIESSEN, H.; STEWART, J.W.B.; MOIR, J.O. 1983. Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle size fractions during 60–90 years of cultivation. *Journal of Soil Science* 34:815-823.
- TILMAN, D.; CASSMAN, K.G.; MATSON, P.A.; NAYLOR, R.; POLASKY, S. 2002. Agricultural sustainability and Intensive production practices. *Nature* 418:671-676.
- TIMMONS, D.R.; BURWELL, R.E.; HOLT, R.F. 1973. Nitrogen and phosphorus losses in surface runoff from agricultural land as influenced by placement of broadcast fertilizer. *Water Resources Research* 9:658-667.
- TINGLE, C.H.; SHAW, D.R.; BOYETTE, M.; MURPHY, G.P. 1998. Metolachlor and metribuzin losses in runoff as affected by width of vegetative filter strips. *Weed Science* 46:475-479.

- TOMER, M.D.; JAMES, D.E.; ISANHART, T.M. 2003. Optimizing the placement of riparian practices in a watershed using terrain analysis. *Journal of Soil and Water Conservation* 58:198-206.
- TORRENT, J.; DELGADO, A. 2001. Using phosphorus concentration in the soil solution to predict phosphorus desorption to water. *Journal of Environmental Quality* 30:1829-1835.
- TROCH, P.A.; DE TROCH, F.P. 1993. Effective water table depth to describe initial conditions prior to storm rainfall in humid regions. *Water Resources Research* 29(2):427-434.
- TRUSCOTT, A.M.; PALMER, S.C.; SOULSBY, C.; WESTAWAY, S.; HULME, P.E. 2008. Consequences of invasion by the alien plant *Mimulus guttatus* on the species composition and soil properties of riparian plant communities in Scotland: perspectives in plant ecology, *Evolution and Systematics* 10:231-240.
- UMWELTBUNDESAMT. 2015.
http://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/03_Antragsteller/04_Zulassungsverfahren/07_Naturhaushalt/psm_naturhaush_node.html;jsessionid=D2642C08C3DFBB63CB833002721C051F.1_cid350#doc1400590bodyText1 [acceso: 28/08/2015].
- VAN DE KAMP, K.; RIGGE, M.; TROELSTRUP, N.H.; SMART, A.J.; WYLIE, B. 2013. Detecting channel riparian vegetation response to best-management-practices Implementation in ephemeral streams with the use of spot high-resolution visible imagery. *Rangeland Ecology & Management* 66(1):63-70.
- VAN DIJK, W.F.A.; LOKHORST, A.M.; BERENDSE, F.; DE SNOO, G.R. 2016. Factors underlying farmers' intentions to perform unsubsidised agri-environmental measures. *Land Use Policy* 59:207-216.
- VAN NOORDWIJK, M. 2002. Scaling trade-offs between crop productivity, carbon stocks and biodiversity in shifting cultivation landscape mosaics: the FALLOW model. *Ecological Modelling* 149:113-126.

- VEIGA, F.; ZAPATA, J.M.; FERNANDEZ MARCOS, M.L.; ALVAREZ, E. 2001. Dynamics of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a forest soil in Galicia, north-west Spain. *The Science of the Total Environment* 271:135-144.
- VELDKAMP, A.; FRESCO, L.O. 1996. CLUE: a conceptual model to study the Conversion of Land Use and its Effects. *Ecological Modelling* 85(2-3):253-270.
- VEREecken, H. 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Management Science* 61:1139-1151.
- VERSTRAETEN, G.; POESEN, J.; GILLIJNS, K.; GOVERS, G. 2006. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? *Hydrological Processes* 20:4259-4267.
- VIDON, P.; ALLAN, C.; BURNS, D.; DUVAL, T.P.; GURWICK, N.; INAMDAR, S.; LOWRANCE, R.; OKAY, J.; SCOTT, D.; SEBESTYEN, S. 2010. Hot spots and hot moments in riparian zones: potential for improved water quality management. *Journal of the American Water Resources Association* 46(2):278-298.
- VIDON, P.; HILL, A.R. 2004. Landscape Controls on Nitrate Removal in Stream Riparian Zones. *Water Resources Research* 40:W03201, doi: 10.1029/2003WR002473.
- VIGAK, O.; MALAGÓ, A.; BOURAOUI, F.; GRIZZETTI, B.; WEISSTEINER, C.J.; PASTORI, M. 2016. Impact of current riparian land on sediment retention in the Danube River basin. sustainability of water quality and ecology, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.swaqe.2016.08.001>.
- VIGLIZZO, E.F.; PORDOMINGO, A.L.; CASTRO, M.G.; LÉRTORA, F.A. 2003. Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 87:169-195.
- VIGLIZZO, E.F.; LERTORA, F.A.; PORDOMINGO, A.J.; BERNARDOS, J.; ROBERTO, Z.E.; DEL VALLE, H. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low intensity farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81:65-81.
- VILÀ, M.; ESPINAR, J.L.; HEJDA, M.; HULME, P.E.; JAROSIK, V.; MARON, J.L.; PERGL, J.; SCHAFFNER, U.; SUN, Y.; PYŠEK, P. 2011. Ecological impacts of invasive

- alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14:702-708.
- VITOUSEK, P.M.; D'ANTONIO, C.M.; LOOPE, L.L.; WESTBROOKS, R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84:468-478.
- WAINWRIGHT, J.; TURNBULL, L.; IBRAHIM, T.G.; LEXARTZA-ARTZA, I.; THORNTON, S.F.; BRAZIER, R.E. 2011. Linking environmental regimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. *Geomorphology* 126:387-404.
- WALKLEY, A.; BLACK, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.
- WANG, T.; ZHU, B. 2011. Nitrate loss via overland flow and interflow from a sloped farmland in the hilly area of purple soil, China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 90(3):309-319.
- WANG, F.; LU, T.; SIKORA, W. 1993. Intertidal marsh suspended sediment transport processes, Terrebonne Bay, Louisiana, USA. *Journal of Coastal Research* 9:209-220.
- WARD, M.H.; MARK, S.D.; CANTOR, K.P.; WIESENBURGER, D.D.; CORREA-VILLASENOR, A. 2000. Non-Hodgkin's lymphoma and nitrate in Drinking Water. *Journal of Epidemiology & Community Health* 54:772-773.
- WARREN, C.R.; BURTON, R.; BUCHANAN, O.; BIRNIE, R.V. 2016. Limited adoption of short rotation coppice: the role of farmers' sociocultural identity in influencing practice. *Journal of Rural Studies* 45:175-183.
- WARREN, S.D.; NEVILL, M.D.; BLACKBURN, W.H.; GARZA, N.E. 1986. Soil response to trampling under intensive rotation grazing. *Soil Science Society of America Journal* 50:1336-1341.
- WAUTERS, E.; BIELDERS, C.; POESEN, J.; GOVERS, G.; MATHIJS, E. 2010. Adoption of soil conservation practices in Belgium: an examination of the theory of planned behaviour in the agri-environmental domain. *Land Use Policy* 27:86-94.

- WEISSTEINER, C.J.; BORAOU, F.; ALOE, A. 2013. Reduction of nitrogen and phosphorus loads to European rivers by riparian buffer zones. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 408, 08.
- WESTON, R.; GORE Jr., P.A. 2006. A brief guide to structural equation modeling. *The Counseling Psychologist* 34:719-751.
- WILD, A.; CAMERON, K.C. 1981. Soil nitrogen and nitrate leaching. In: Tinker, P.B. (ed) *Soils and Agriculture*, Blackwell, Oxford, UK, pp. 35-70.
- WINTER, D.D.N. 2000. Some big ideas for some big problems. *American Psychologist* 55(5):516-522.
- WONDZELL, S.M.; SWANSON, F.J. 1999. Floods, channel change, and the hyporheic zone. *Water Resources Research* 35:555-567.
- WOOD, E.F.; SIVAPALAN, M.; BEVEN, K.; BAND, L. 1988. Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modelling. *Journal of Hydrology* 102:29-47.
- WRIGHT, S. 1934. The method of path coefficients. *Annals of Mathematical Statistics* 5:161-215.
- WRIGHT, S. 1921. Correlation and causation. *Journal of Agricultural Research* 20:557-585.
- WU, Q.; YANG, C.X.; CHEN, Y.E.; GUO, L.N. 2010. Research progress of the role of vegetation in soil erosion reduction. *Journal of Chinese Soil and Water Conservation* 6:44-46.
- WU, J.J.; BERNARDO, D.J.; MAPP, H.P.; GELETA, S.; TEAGUE, M.L.; WATKINS, K.B.; SABBAGH, R.L.; ELLIOT, R.L.; STONE, J.F. 1997. An evaluation of nitrogen runoff and leaching potential in the high plains. *Journal of Soil and Water Conservation* 52:73-80.
- WYNN, T.M.; MOSTAGHIMI, S.; BURGER, J.A.; HARPOLD, A.A.; HENDERSON, M.B.; HENRY, L. 2004. Variation in root density along stream banks. *Journal of Environmental Quality* 33:2030-2039.

- XIAO, P.Q.; YAO, W.Y.; SHEN, Z.Z.; YANG, C.X. 2011. Experimental study on erosion process and hydrodynamics mechanism of alfalfa grassland. *Shui Li Xue Bao* 42:232-237.
- XIANG, W.N. 1996. GIS-based riparian buffer analysis: Injecting geographic information into landscape planning. *Landscape Urban Planning* 34:1-10.
- XIANGMEI, L.; XUYANG, Z.; MINGHUA, Z. 2008. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis. *Journal of Environment Quality* 37:1667-1674.
- XIONG, Z.; LI, S.; LU, Y.; LIU, G.; ZHANG, Q.; LIU, W. 2015. Topography and land use effects on spatial variability of soil denitrification and related soil properties in riparian wetlands. *Ecological Engineering* 83:437-443.
- YADAV, S. 1997. Formulation and estimation of N-NO₃⁻ leaching from corn cultivation. *Journal of Environmental Quality* 26:808-814.
- YANG, D.; XIONG, D.; ZHANG, B.; GUO, M.; SU, Z.; DONG, Y.; ZHANG, S.; XIAO, L.; LU, X. 2017. Effect of grass basal diameter on hydraulic properties and sediment yield processes in gully beds in the dry-hot valley region of Southwest China. *Catena* 152:299-310.
- YOUNG, S.M.; PITAWALA, A.; ISHIGA, H. 2012. Geochemical characteristics of stream sediments, sediment fractions, soils, and basement rocks from the Mahaweli River and its catchment, Sri Lanka. *Chemie der Erde* 73:357-371.
- YOUNG, R.A.; HUNTRODS, T.; ANDERSON, W. 1980. Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. *Journal of Environmental Quality* 9:483-487.
- YU, X.X.; ZHANG, X.M.; NIU, L.L.; YUE, Y.J.; WU, S.H.; ZHANG, M.L. 2009. Dynamic evolution and driving force analysis of land use/cover change on loess plateau watershed. *Transactions of the Chinese Society of agricultural engineering* 25:219-225.
- YUAN, Y.; BINGNER, R.L.; LOCKE, M.A. 2009. A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. *Ecohydrology* 2:321-336.

- ZAIMES, G.N.; SCHULTZ, R.C.; ISENHART, T.M. 2008. Total phosphorus concentrations and compaction in riparian areas under different riparian land-uses of Iowa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127:22-30.
- ZAMORA, M.; CERDÁ, E.; CARRASCO, N.; PUSINERI, L.; BARBERA, A.; DI LUCA, L.; PÉREZ, R. 2015. Agroecología vs agricultura actual I: producción, costos directos y márgenes comparados en cultivos extensivos en el centro sur bonaerense, Argentina. 5^a Congreso Latinoamericano de Agroecología. La Plata, Argentina. 5 p.
- ZAMUNER, E.C.; LLOBERAS, J.; ECHEVERRÍA, H. 2015. Métodos agronómicos y ambientales de determinación de fosforo en Argiudoles del sudeste bonaerense. *Ciencia del Suelo* 33(1):55-63.
- ZAMUNER, E.C.; PICONE, L.I.; ECHEVERRIA, H.E. 2006. Comparison of phosphorus fertilization diagnostic methods for wheat under no-tillage. *Soil & Tillage Research* 89: 70-77.
- ZHANG, X.; LIU, X.; ZHANG, M.; DAHLGREN, R.A.; EITZEL, M. 2010. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *Journal of Environmental Quality* 39:76-84.
- ZHAO, B.; ZHANG, J.; GONG, J.; ZHANG, H.; ZHANG, C. 2009. Glyphosate mobility in soils by phosphate application: laboratory column experiments. *Geoderma* 149(3-4):290-297.
- ZIMMERMANN, A.; SCHIN, D.S.; FRANCKE, T.; ELSENBEER, H.; ZIMMERMANN, B. 2013. Uncovering patterns of near-surface saturated hydraulic conductivity in an overland flow-controlled landscape. *Geoderma* 195-196:1-11.

Durante el periodo de formación Doctoral, partes de este trabajo han sido o están en proceso de ser publicadas en:

Publicaciones en revistas internacionales con referato:

Giaccio, G.; Laterra, P.; Aparicio, V. & Costa, J.L. 2016. Glyphosate retention in grassland riparian areas is reduced by the invasion of exotic trees. *Phyton, International Journal of Experimental Botany* 85:108-116.

Manuscritos en preparación:

Giaccio, G.; Laterra, P.; Aparicio, V.; Costa, J.L & Puricelli, M. Glyphosate and nutrient retention in preferential overland flow in grassy and woody riparian stripes. *Environmental Science and Pollution Research*.

Giaccio, G.; Mastrangelo, M.; Laterra, P. & Costa, J.L. Psychological factors affecting the intention of farmers of keeping riparian vegetation. *Journal of Environmental Policy & Planning*.

Capítulo de libro:

Giaccio, G.; Laterra, P. 2015. Filtrado de contaminantes por franjas de vegetación ribereñas. La influencia de los sauces en arroyos del sudeste bonaerense. Editor: Ing. Agr. (Dr.) Francisco Bedmar. Unidad Integrada Balcarce.

Presentaciones a Congresos:

Giaccio, G.; Laterra, P.; Aparicio, V. & Costa, J.L. Surface runoff and retention of transported pollutants in strips of riparian vegetation with and without trees. European Geosciences Union, General Assembly 2017: The impact of pesticides in life, water, sediment, air and soil resources. 23 - 28 Apr 2017, Vienna, Austria.

Giaccio, G.; Laterra, P.; Costa, J.L. & Aparicio, V. 2016. Retención de sedimentos, nutrientes y glifosato por ecosistemas ribereños en paisajes agrícolas de la Pampa Austral. Taller Plaguicidas en el Ambiente. EEA INTA Balcarce, Argentina, 28 de noviembre a 1 de diciembre de 2016.

Giaccio, G.; Mastrangelo, M.; Laterra, P. & Costa, J.L. 2016. Factores psicosociales que influyen en la intención de los productores agropecuarios de conservar las franjas de vegetación ribereñas. VI Reunión Binacional de Ecología. Puerto Iguazú, Misiones, Argentina, 18 al 22 de septiembre de 2016.

Giaccio, G.; Laterra, P.; Costa, J.L. & Aparicio, V. 2015. La retención de glifosato en franjas ribereñas con vegetación herbácea se reduce con la invasión de árboles exóticos. 4º Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos. Mar del Plata 30 de septiembre al 2 de octubre de 2015.

Giaccio, G.; Laterra, P.; Aparicio, V. & Costa, J.L. 2014. Reducción del volumen de escorrentía y retención de sedimentos y glifosato por ecosistemas ribereños en

paisajes agrícolas de la Pampa Austral. XXVI Reunión Argentina de Ecología. Comodoro Rivadavia, Argentina. 2 al 5 de noviembre de 2014.

Docencia:

Docente invitado al curso post-grado: Impacto ambiental de la intensificación agrícola, coordinado por el Dr. Francisco Bedmar. Clase sobre “Transporte horizontal de plaguicidas en el suelo”. Unidad Integrada Balcarce. 28 mayo 2015.

APÉNDICE

I. Modelo de encuesta.

1. POR FAVOR ENLOBE UNA DE LAS CINCO OPCIONES DE RESPUESTA QUE MEJOR REPRESENTEN SU OPINION CON RESPECTO AL ENUNCIADO					
1. Las franjas de vegetación en bordes de arroyos previenen que el viento erosione el suelo	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
2. Mi bienestar depende de un ambiente natural sano	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
3. Siento que este campo es mi lugar en el mundo	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
4. Yo me identifico con los productores que conservan las franjas de vegetación en bordes de arroyos	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
5. Mi intención de conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos en este campo por los próximos 2 años es...	Muy fuerte	Fuerte	Poco fuerte	Débil	Muy débil
6. Yo no siento una conexión personal con las plantas y los animales	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
7. Las franjas de vegetación en bordes de arroyos previenen que el agua de lluvia erosione el suelo	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
8. Para mí, aumentar la superficie cultivada en este campo es...	Muy importante	Importante	Algo importante	Poco importante	Para nada importante
9. La existencia de otros seres vivos es indispensable para mi bienestar	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
10. Mi intención de conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos en este campo por los próximos 5 años es...	Muy fuerte	Fuerte	Poco fuerte	Débil	Muy débil
11. En el grupo de productores creen que es importante conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
12. Las franjas de vegetación en bordes de arroyos contribuyen a mantener la diversidad de plantas y animales	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
13. La decisión de conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos en este campo es completamente mía	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
14. Mi intención de conservar las zonas con pastizal en este campo por los próximos 2 años es...	Muy fuerte	Fuerte	Poco fuerte	Débil	Muy débil
15. Conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos forma parte del tipo de producción que yo hago	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
16. Para mí, reducir la erosión del suelo en este campo es...	Muy importante	Importante	Algo importante	Muy poco importante	Para nada importante
17. Las franjas de vegetación en bordes de arroyos son lugares donde viven las plagas y enfermedades	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
18. En caso de sequía por los próximos 2 años, mi intención de conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos en este campo será...	Muy fuerte	Fuerte	Poco fuerte	Débil	Muy débil
19. Me da lo mismo tener campo en este lugar o en otro siempre que se pueda producir	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto

20. Los que saben dicen que es fundamental conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
21. Para mí, manejar este campo para mantener la belleza del paisaje es...	Muy importante	Importante	Algo importante	Muy poco importante	Para nada importante
22. Mi intención de restaurar las franjas de vegetación en bordes de arroyos degradadas en este campo es...	Muy fuerte	Fuerte	Poco fuerte	Débil	Muy débil
23. Si el suelo se erosiona es porque los productores no cuidamos las franjas de vegetación en bordes de arroyos	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
24. No me iría a trabajar en otra zona porque acá me gusta mucho	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
25. En caso que aumente la rentabilidad de los cultivos en los próximos 2 años, mi intención de conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos en este campo será...	Muy fuerte	Fuerte	Poco fuerte	Débil	Muy débil
26. Para mí, aumentar la diversidad de plantas y animales en este campo es...	Muy importante	Importante	Algo importante	Muy poco importante	Para nada importante
27. Las franjas de vegetación en bordes de arroyos reducen significativamente la superficie que se puede cultivar	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
28. Lo que pase con las cortinas forestales en este campo está fuera de mi control	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
29. Mi intención de ampliar el área ganadera en los próximos 2 años en este campo es...	Muy fuerte	Fuerte	Poco fuerte	Débil	Muy débil
30. El destino de las franjas de vegetación en bordes de arroyos depende de lo que yo tenga ganas de hacer con ellas	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
31. Si hay menos fauna en la zona es porque los productores no cuidamos el pastizal	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
32. Mi intención de ampliar el área agrícola en este campo por los próximos 2 años es...	Muy fuerte	Fuerte	Poco fuerte	Débil	Muy débil
33. A las personas que son importantes para mí no les interesa conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
34. Para mí, reducir los lugares donde viven las plagas y enfermedades es...	Muy importante	Importante	Algo importante	Muy poco importante	Para nada importante
35. Mi intención de conservar las zonas con pastizal en este campo por los próximos 5 años es...	Muy fuerte	Fuerte	Poco fuerte	Débil	Muy débil
36. Las franjas de vegetación en bordes de arroyos bien conservadas aumentan la belleza del paisaje	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
37. El tipo de producción que yo hago no degrada el ambiente natural	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto
38. Los productores como yo no necesitamos conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos	Es muy cierto	Es cierto	Tiene algo de cierto	No es cierto	No es para nada cierto

2. POR FAVOR INDIQUE EL NUMERO DE HECTAREAS DE CADA CATEGORIA EN SU ESTABLECIMIENTO

	Superficie en 2012 (has)	Superficie actual (has)
	a.	b.
39. Total		
40. Cultivos extensivos		
41. Ganadería en pastizal natural		
42. Ganadería en pastura implantada		
43. Franjas de vegetación en bordes de arroyos		
44. Cubierto por vegetación espontánea		

3. POR FAVOR COMPLETE LOS CASILLEROS CON LOS DATOS DE USTED Y DE ESTE ESTABLECIMIENTO AGROPECUARIO

45. Lugar de nacimiento		49. Edad		50. Años en este establecimiento agropecuario	
46. Nivel educativo	primario – secundario – terciario – universitario		51. Años en la actividad agropecuaria		52. Años en la región
47. Lugar de residencia			53. Frecuencia con que visita el campo (días / semana)		
48. Situación de tenencia de este establecimiento	administra – alquila – es dueño – asesora		54. Su papel en este establecimiento		asesora a quien decide – decide

OBSERVACIONES:

II. Variables observadas que describen la intención de conservar.

Código	Descripción
INTIE1	Mi intención de conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos en este campo por los próximos 2 años es...
INTIE2	Mi intención de conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos en este campo por los próximos 5 años es...
INREM1	Mi intención de conservar las zonas con pastizal en este campo por los próximos 2 años es...
INTEN1	En caso de sequía por los próximos 2 años, mi intención de conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos en este campo será...
INTEX1	En caso que aumente la rentabilidad de los cultivos en los próximos 2 años, mi intención de conservar las franjas de vegetación en bordes de arroyos en este campo será...
INREM2	Mi intención de conservar las zonas con pastizal en este campo por los próximos 5 años es...

Opciones para responder (1=Muy fuerte, 2=Fuerte, 3=Poco fuerte, 4=Débil, 5=Muy débil)