



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTORADO EN AGRONOMÍA

ESTRATEGIAS DE MANEJO DE MALEZAS ACUÁTICAS SUMERGIDAS EN
CANALES DE RIEGO

MARCOS ADRIÁN MOLINARI

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2023

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de DOCTOR en AGRONOMÍA, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del CERZOS- CCT CONICET Bahía Blanca durante el período comprendido entre el 6 de mayo del 2015 y el 9 de mayo del 2023, bajo la dirección de Dr. Diego Javier Bentivegna

Ing. Agrónomo Marcos Adrián Molinari

Certifico que fueron incluidos los cambios y correcciones sugeridas por los jurados.

PhD Diego Javier Bentivegna



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el 09/5/2023, mereciendo la calificación de 10 (sobresaliente diez)

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Diego Bentivegna, por su incansable apoyo y guía en el desarrollo de esta tesis.

A CORFO Río Colorado, sin cuyo apoyo económico y administrativo no hubiese sido posible el desarrollo de esta tesis y a su personal que en todo momento participó con gran generosidad, entre ellos, a Sofia Vittone, Pamela Dorransoro y Gregorio Aagaard quienes colaboraron en las numerosas tareas realizadas a campo.

Al Consorcio Hidráulico del Río Colorado y su personal por su indispensable apoyo en la gestión y desarrollo de muchos de los ensayos realizados.

A la CIC y el CONICET por otorgar las becas que hicieron posible el desarrollo de esta tesis.

A Guillermo Tucac, por sus valiosos aportes a la redacción de este manuscrito, y a todos mis compañeros de oficina, laboratorio y personal del CERZOS por su amistad y compañerismo.

A Antonio Garayalde por paciente colaboración en el análisis estadístico de los datos.

A Micaela Comezaña por su irremplazable apoyo y acompañamiento en el desarrollo de este trabajo desde el primer hasta el último día.

A toda mi familia y amigos por su acompañamiento y motivación constante.

RESUMEN

El crecimiento desmedido de especies como *Chara contraria* y *Stuckenia pectinata* dentro de los canales de riego, reduce la capacidad de transporte del agua en el sistema de riego del Valle Inferior del Río Colorado (VIRC). La presente tesis incluye el estudio de la capacidad invasora de *C. contraria*, diferentes opciones de control químico aplicables tanto en preemergencia como en postemergencia y el impacto del riego con agua tratada con productos químicos sobre distintos cultivos. *C. contraria* tiene la habilidad de colonizar rápidamente ambientes disturbados. Si bien, al momento de iniciarse la temporada de riego se registraron diferencias en promedio de 13.108 y 742 emergencias de talos m⁻² en canales sin reestructurar y reestructurados respectivamente, se establece prontamente un stand monoespecífico en solo tres meses. El control químico en preemergencia se evaluó mediante la aplicación de diuron en canales de riego y diuron, metsulfuron, imazapir y ácido acético en sedimento seco colocado en acuarios. Solo los tratamientos de diuron en acuarios redujeron el crecimiento de *C. contraria*, aunque por efecto del lavado continuo de este producto por el agua de riego estos resultados no se repitieron en los canales. Entre los métodos de control evaluados en postemergencia en acuarios o canales, las aplicaciones de SCP a 0,625 y 1,25 ppm de cobre con tiempos de contacto (TC) mayores a 12h produjeron una reducción de la biomasa de *C. contraria* seguido de un rápido rebrote 10 días después del tratamiento. Se midió solo un 20% del cobre aplicado presente en el agua de riego 200m luego de la aplicación. El uso de diuron a 1ppm y TC de 8 -18 horas redujo la biomasa y evitó el rebrote de *C. contraria* y *S. pectinata* únicamente en acuarios. La aplicación de paraquat a 0,5ppm durante 18h de TC permitió reducir significativamente la biomasa de *S. pectinata* en acuarios y mostrar síntomas de marchitamiento de hojas en canales de riego, seguido de un rebrote 14 días después del tratamiento. El uso de 1,24 g de sulfato de amonio y cal L⁻¹ durante 12h redujo la biomasa

de *C. contraria* tanto en acuarios como en canales de riego. El secado de canales de riego durante los meses de verano por 7 a 12 días redujo en promedio un 80% la biomasa de *C. contraria*. Respecto al riego con agua tratada con SCP durante dos años, no se midió reducciones en el crecimiento ni acumulación de cobre en los tejidos, aunque si se detectó un aumento en el contenido de cobre disponible de los suelos irrigados. Mientras que los riegos con paraquat y SA y cal resultaron seguros para *Trifolium pratense* y *Allium cepa* a las dosis ensayadas para el control de *C. contraria* y *S. pectinata*, el riego con agua tratada con diuron produjo efectos fitotóxicos sobre estos mismos cultivos a partir de 0,016ppm. La información presentada en esta tesis deriva en el aporte de conocimiento aplicable con bases ecofisiológicas que contribuyen al manejo integrado de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego.

ABSTRACT

The excessive growth of species such as *Chara contraria* and *Stuckenia pectinata* within irrigation canals reduces the water transport capacity of the irrigation system of the Lower Valley of the Colorado River (VIRC). This thesis includes the study of the invasive capacity of *C. contraria*, different chemical control options applicable both pre-emergence and post-emergence, and the impact of irrigation with water treated with chemical products on several crops. *C. contraria* has the ability to rapidly colonize disturbed environments. At the beginning of the irrigation season, although average differences of 13,108 and 742 thallus emergence per square meter were recorded in unrestructured and restructured canals, respectively, it quickly establishes in a monospecific stand in just three months. Chemical control in preemergence was evaluated through the application of diuron in irrigation canals and diuron, metsulfuron, imazapir and acetic acid in dry sediment placed in aquariums. Only the diuron treatments in aquarium reduced the growth of *C. contraria*, although due to the effect of the continuous washing of this product by the irrigation water, these results were not repeated in canals. Among the control methods evaluated postemergence in aquariums or canals, SCP applications at 0.625 and 1.25 ppm of copper with contact times (TC) greater than 12 hours produced a reduction in *C. contraria* biomass followed by a rapid regrowth 10 days after treatment. Only 20% of the applied copper present in the irrigation water 200m downstream of the application point was measured. The use of diuron at 1ppm and TC of 8 -18 hours reduced the biomass and prevented the regrowth of *C. contraria* and *S. pectinata* only in aquariums. Paraquat application at 0.5ppm during 18h of TC significantly reduced the biomass of *S. pectinata* in aquariums and showed slight symptoms of leaf wilting in irrigation canals, followed by regrowth 14 days after treatment. The use of 1.24 g de ammonium sulfatate and lime per liter for 12 hours reduced the biomass of *C. contraria* both in aquariums an irrigation

canals. Drying irrigation canals during the summer months for 7 to 12 days reduced the biomass of *C. contraria* by an average of 80%. Regarding irrigation with water treated with SCP for two years, no reductions in growth or accumulation of copper in the tissues were measured, although an increase in the available copper content of the irrigated soils was detected. While the irrigation with paraquat and SA and lime were secure for *Trifolium pratense* and *Allium cepa* at tested doses for the control of *C. contraria* and *S. pectinata*, the irrigation with water treated with diuron produced phytotoxic effects on these same crops from of only 0.016ppm. The information presented in this thesis derives in the amount of applicable knowledge with ecophysiological bases that contribute to the integrated management of submerged aquatic weeds in irrigation canals.

ÍNDICE TEMÁTICO

Capítulo 1	1
Introducción	1
1.1. Características del Valle Inferior del Río Colorado (VIRC).....	2
1.2. Descripción del sistema de riego.....	4
1.3. Características del medio acuático	8
1.4. Vegetación acuática: función, ecosistema y problemas.....	9
1.5. Especies acuáticas sumergidas en el Valle Inferior del Río Colorado.....	10
1.6. Control de malezas acuáticas.....	13
1.6.1. Control químico.....	13
1.6.2. Control mecánico/físico	14
1.6.3. Control biológico	15
1.6.4. Control ambiental/Secado.....	15
1.7. Control de malezas acuáticas sumergidas en el VIRC	16
1.8. Objetivo general	19
1.9. Objetivos particulares	19
Capítulo II	20
Velocidad de Infestación de <i>Chara contraria</i> en canales reestructurados y sin reestructurar.	20
2.1. Introducción.....	21
2.1.1. Hipótesis.....	24
2.1.2. Objetivo general.....	24
2.2. Materiales y métodos	25
2.2.1. Banco activo de propágulos.....	26
2.2.2. Crecimiento inicial durante la temporada de riego en condiciones de campo.....	26

2.2.3. Capacidad invasora de <i>C. contraria</i>	27
2.3. Resultados y discusión.....	28
2.3.1. Banco activo de propágulos.....	28
2.3.2. Crecimiento durante la temporada de riego	30
2.3.3. Capacidad invasora de <i>C. contraria</i>	32
2.4. Conclusiones.....	35
Capitulo III	36
Estrategias de control químico de malezas acuáticas sumergidas en preemergencia	36
3.1. Introducción.....	37
3.1.1. Hipótesis.....	40
3.1.2. Objetivo general.....	40
3.2. Materiales y métodos	41
3.2.1. Evaluación de herbicidas aplicados al sedimento en condiciones controladas	41
3.2.2. En canales de riego	46
3.2.2.1. Diuron	46
3.2.2.2. Ácido acético	49
3.3. Resultados y discusión.....	53
3.3.1. Ensayo en invernáculo.....	53
3.3.2. Ensayos en canales de riego	58
3.3.2.1 Herbicida diuron aplicado en preemergencia en canales de riego....	58
3.3.2.2. Ácido acético	61
3.4. Conclusiones.....	64
Capitulo IV	66
Estrategias de control químico y ambiental de malezas acuáticas sumergidas en postemergencia en canales de riego	66
4.1. Introducción.....	67

4.1.1. Hipótesis.....	71
4.2. Materiales y métodos	73
4.2.1. Ensayos en acuarios ubicadas en invernáculo.....	74
4.2.1.1. Cobre	79
4.2.1.1.1. Aditivos para el Sulfato de Cobre Pentahidratado	79
4.2.1.1.2. Ácido cítrico como aditivo del Sulfato de Cobre Pentahidratado	79
4.2.1.2. Diuron	80
4.2.1.3. Paraquat.....	81
4.2.1.4. Sulfato de amonio y cal	81
4.2.1.4.1. Altos Tiempos de Contacto	81
4.2.1.4.2. Bajos tiempos de contacto	81
4.2.2. Ensayos en canales de riego	83
4.2.2.1. Sulfato de cobre pentahidratado (SCP)	87
4.2.2.2. Diuron	88
4.2.2.3. Paraquat.....	88
4.2.2.4. Sulfato de amonio y Cal	88
4.2.2.5. Secado de canales	90
4.3. Resultados y discusión.....	91
4.3.1. Cobre.....	91
4.3.1.1. Aditivos para el Sulfato de Cobre Pentahidratado en invernáculo ...	91
4.3.1.2. Sulfato de Cobre Pentahidratado en Canales de Riego.....	95
4.3.1.2.1. Control de las especies sumergidas.....	95
4.3.1.2.2. Pérdida y Disipación del Cobre aplicado en canales de riego ...	98
4.3.2. Diuron	100
4.3.2.1. Ensayos realizados en acuarios	100
4.3.2.2. Ensayos realizados en canales	102
4.3.3. Paraquat.....	104

4.3.3.1. Ensayos realizados en acuarios	104
4.3.3.2. Ensayos realizados en canales	107
4.3.4. Sulfato de amonio (SA) y Cal.....	110
4.3.4.1. Ensayos en acuarios	110
4.3.4.2. Ensayos en canales	114
4.3.5. Secado de canales de riego.....	118
4.4. Conclusiones.....	121
Capítulo V.....	123
Efecto del riego con agua tratada con productos fitosanitarios sobre diferentes cultivos	123
5.1. Introducción.....	124
5.1.1. Hipótesis.....	126
5.1.2. Objetivo general.....	127
5.2. Materiales y métodos	128
5.2.1. Ensayos sobre el impacto del cobre	130
5.2.1.1 Rendimiento y concentración de cobre en plantas y suelo de macetas cultivadas en invernáculo.	130
5.2.1.2. Concentración de cobre en el suelo del lote regado	134
5.2.1.3. Concentración de cobre en los sedimentos de canales	135
5.2.2. Ensayos realizados sobre el impacto de paraquat, diuron y SA y cal... 135	
5.2.2.1. Rendimiento de los cultivos regados con agua tratada con paraquat, diuron y SA y cal en invernáculo	135
5.2.2.2. Rendimiento de las parcelas a campo regadas con paraquat y diuron	138
5.3. Resultados y discusión.....	140
5.3.1. Resultados sobre el impacto del cobre	140
5.3.1.1. Rendimiento y concentración de cobre en plantas cultivadas en invernáculo.....	140

5.3.1.2. Concentración de cobre en el suelo de las macetas.....	144
5.3.1.3. Concentración de cobre en el suelo del lote regado	148
5.3.1.4. Concentración de cobre en los sedimentos de canales	149
5.3.2. Resultados del impacto de riego con paraquat, SA-cal y diuron.....	152
5.3.2.1. Rendimiento de los cultivos regados con agua tratada con paraquat, SA-cal y diuron y en invernáculo	152
5.3.2.2. Rendimiento de las parcelas a campo regadas con paraquat y diuron	157
5.4. Conclusiones.....	158
Capítulo VI.....	160
Conclusiones generales y líneas de trabajo a futuro	160
6.1. Conclusiones generales	161
6.2. Futuras líneas de trabajo.....	167
Bibliografía.....	169

Índice de figuras

Figura 1.1. Localización geográfica del VIRC.	3
Figura 1.2. Área de influencia de las intendencias de riego de la Corporación de Fomento del Valle Inferior del Río Colorado.	6
Figura 1.3. Principales canales de riego (azul) y drenaje (rojo) en el Valle Inferior del Río Colorado.	7
Figura 1.4. Organización del talo en <i>Chara</i> sp: A) aspecto general; a) nudo; b) entrenudo. B) verticilo fértil con 8 filoides. C) detalle del verticilo y un filoide fértil; c) célula terminal; d) brácteas anteriores; e) brácteas posteriores; f) estípuloides; g) acículas. D) nudos fértiles de filoides; h) brácteas anteriores; i) brácteas posteriores; j) bractéolas. Fuente: Cirujano et al., 2008.....	12
Figura 1.5. Limpieza de un canal de riego con retroexcavadora.	17
Figura 2.1. Canales de riego vacíos durante el receso invernal en el Valle Inferior del Río Colorado sin reestructurar (Izquierda) y canal reestructurado (Derecha).....	21
Figura 2.2. Esquema del ensayo comparativo de la capacidad colonizadora de <i>Chara contraria</i> en canales de riego desde 2015 a 2018.	25
Figura 2.3. Dinámica de acumulación de biomasa de <i>C. contraria</i> durante 2015, 2016, 2017 y 2018 en los canales de riego reestructurados (R) y sin reestructurar (SR) del VIRC.....	33
Figura 3.1. Equipo de pulverización controlada utilizado para la aplicación de los herbicidas evaluados en condiciones controladas. A. Cinta transportadora B. Dispositivo pulverizador	43
Figura 3.2. Esquema de una unidad experimental utilizada para los ensayos de diuron aplicado en preemergencia en canales de riego sin agua durante 2014 y 2015....	46
Figura 3.3. Pulverizadora utilizada para realizar las aplicaciones de diuron en preemergencia en canales sin agua durante 2014 y 2015.	48
Figura 3.4. Cobertura de suelo en canales recientemente reestructurados (izquierda) y sin reestructurar (derecha)	48
Figura 3.5. A. Canal de riego F2 prima previo a la realización del ensayo de ácido acético como herbicida preemergente. B. Canal de riego con los tubos de pvc colocados a	

modo de parcela experimental. C. Aplicación de la solución correspondiente a cada tratamiento dentro de los tubos. D. Solución de ácido acético contenida dentro de un tubo posteriormente a la aplicación. 51

Figura 3.6. Valores promedio biomasa seca no subterránea de *C. contraria* para cada tratamiento de diuron como preemergente en canales de riego secos durante el año 2014. Barras con la misma letra dentro de cada canal indican que no hay diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$). 59

Figura 3.7. Valores promedio de biomasa seca (g m^{-2}) no subterránea de *C. contraria* tomado 120 días después de los tratamientos de diuron como preemergente en canales de riego secos durante el año 2015. Barras con la misma letra dentro de cada canal indican que no hay diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$). 60

Figura 4.1. Metodología utilizada para la aplicación de compuestos en estado líquido (izquierda) y en estado sólido (derecha) en canales de riego con agua entre 2014 y 2019. 83

Figura 4.2. Muestreador de vegetación acuática sumergida utilizado en canales de riego entre 2014 y 2019. 86

Figura 4.3. Biomasa no subterránea seca promedio (g m^{-2}) de *C. contraria* a los 7 y 30 días de la aplicación de diuron en el canal de riego “Cola del Ramal sur” para cada sitio de muestreo en 2016 y 2017. Barras con la misma letra dentro del del mismo año no presentan diferencias significativas con el testigo según el test de prueba t de Student para dos muestras emparejadas ($p < 0,05$). 103

Figura 4.4. Peso seco promedio por maceta de las plantas de *S. pectinata* luego de 21 días de la aplicación de paraquat al agua de los acuarios. Barras con la misma letra no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$). 105

Figura 4.5. Marchitamiento de plantas de *S. pectinata* tratadas con paraquat a 1 ppm luego de 10 días (Derecha), comparado con el Testigo sin tratar (Izquierda). 107

Figura 4.6. Promedio de Biomasa (g MS) de *Chara contraria* antes y después del secado de los canales de riego durante el año 2016. Barras con la misma letra dentro de un mismo canal y una misma fecha no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$). 119

Figura 5.1. Diagrama resumen de los productos ensayados en este capítulo. 129

Figura 5.2. Macetas con plantas de trigo (izquierda) y cebolla (derecha) previo a la cosecha para determinar el contenido de cobre en los granos y bulbos respectivamente durante 2013 y 2014. 132

Figura 5.3. Macetas con plantas de alfalfa (izquierda) y festuca (derecha), luego de una cosecha de forraje para determinar el contenido de cobre disponible durante 2013 y 2014. 132

Figura 5.4. Macetas y plantas de trébol rojo 20 días después de la siembra para su utilización en los ensayos de riego con herbicidas en condiciones controladas durante 2016 y 2019. 137

Figura 5.5. Rendimiento promedio por maceta de los cultivos regados con agua con SCP a las 3 concentraciones evaluadas. Baja: 0,252 ppm Cu, Media: 0,625 ppm Cu, Alta: 1,25 ppm Cu. Líneas en la misma fecha o barras en el mismo año con la misma letra no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$). 141

Figura 5.6. Concentración de cobre promedio en los tejidos vegetales cosechados durante el ensayo realizado en macetas para cada dosis de cobre en el agua de riego. (Baja: 0,252 ppm Cu, Media: 0,652 ppm Cu, Alta: 1,25 ppm Cu). Líneas en la misma fecha o barras en el mismo cultivo y año con la misma letra no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$). 143

Figura 5.7. Concentración de cobre disponible medida en la mezcla de todo el contenido de suelo de las macetas de trigo y cebolla, y en los primeros 3 cm de suelo de las macetas de festuca y alfalfa, para cada dosis de cobre en el agua de riego (Baja: 0,252 ppm Cu, Media: 0,652 ppm Cu, Alta: 1,25 ppm Cu). Barras con la misma letra dentro de cada cultivo indican que no hay diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$). 145

Figura 5.8. Concentración de cobre disponible en el suelo de las macetas de festuca y alfalfa a una profundidad de 3 a 6 cm para cada dosis de cobre en el agua de riego (Baja: 0,252 ppm Cu, Media: 0,652 ppm Cu, Alta: 1,25 ppm Cu). Barras con la misma letra dentro de cada cultivo indican que no hay diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$). 145

Figura 5.9. Valores promedio de biomasa seca de cebolla entre 2016 y 2019 a los 37 días de realizado el riego con herbicidas para aplicaciones de paraquat, SA y cal y

diuron. Barras con la misma letra dentro de cada herbicida no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$)..... 154

Figura 5.10. Valores promedio de biomasa aérea seca de las plantas de *Trifolium repens* a los 37 días de realizado el riego con paraquat, SA-cal y diuron en invernáculo durante 2016 y 2019. Barras con la misma letra dentro de cada herbicida no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$)..... 156

Figura 5.11. Promedio de biomasa aérea seca de *Trifolium repens* 60 días luego del riego con paraquat y diuron en agua de riego en parcelas a campo durante 2016 y 2017. 157

Figura 6.1. Diagrama para la toma de decisiones en el manejo de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego, suponiendo el registro de los productos mencionados. 166

Figura 6.2. Esquema de la estructura de la presente tesis y perspectivas a futuro en el manejo de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego. 168

Índice de tablas

Tabla 2.1. Banco activo de propágulos (número de talos emergidos m ⁻²) promedio al momento de iniciarse la temporada de riego en los canales de riego utilizados para el estudio de la capacidad invasora de <i>Chara contraria</i>	29
Tabla 2.2. Diferencia entre los valores promedio \pm desvío estándar de la altura y biomasa de <i>Chara contraria</i> entre canales reestructurados y sin reestructurar, para todos los muestreos tomados en los años 2015 ,2016, 2017, y 2018.....	31
Tabla 3.1. Escala de estimación visual de síntomas sobre <i>Chara contraria</i> y <i>Stuckenia pectinata</i> tratadas con productos fitosanitarios*	45
Tabla 3.2. Biomasa no subterránea seca (g) promedio de <i>Chara contraria</i> por maceta a los 80 días de aplicados los herbicidas para diuron, metsulfuron, imazapir y ácido acético realizado en 2015 y 2018. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según el test de Kruskal Wallis ($p < 0,05$).	54
Tabla 3.3. Resumen de la sintomatología registrada mediante la estimación visual para <i>Chara contraria</i> y <i>Stuckenia pectinata</i> en respuesta los tratamientos de diuron, metsulfuron, imazapir y ácido acético aplicados en preemergencia en acuarios durante los primeros 80 días desde incorporada el agua y comienzo del experimento.	55
Tabla 3.4. Valores promedio de altura (cm) y peso (g) de <i>Chara contraria</i> 120 días después del llenado de los canales para cada tratamiento de diuron aplicado como preemergente en canales de riego durante 2014 y 2015.	58
Tabla 3.5. Número de individuos (n) y valores promedio de peso seco (g), altura (cm) y desvíos estándar de <i>Chara contraria</i> , <i>Stuckenia pectinata</i> , y <i>Zanichellia palustris</i> , sometidas a dos concentraciones de ácido acético (2,5 y 5%) y volumen de caldo (20 y 40 L) el canal de riego F2 prima durante los años 2018 y 2019. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$).	63
Tabla 4.1. Características de los compuestos químicos utilizados en los ensayos tanto en acuarios como en canales de riego entre 2013 y 2019.	73
Tabla 4.2. Resumen de los ensayos realizados en acuarios en el invernáculo del CERZOS CONICET Bahía Blanca para evaluar el efecto de diversos compuestos	

químicos aplicados al agua sobre <i>Chara contraria</i> y/o <i>Stuckenia pectinata</i> entre 2016 y 2019.	75
Tabla 4.3. Escala de estimación visual de síntomas en <i>Chara contraria</i> y <i>Suckenia pectinata</i> con productos fitosanitarios durante los muestreos*	78
Tabla 4.4. Resumen de los tratamientos químicos aplicados al agua de canales de riego del Valle Inferior del Río Colorado para el control de malezas acuáticas sumergidas entre los años 2013 y 2019.....	85
Tabla 4.5. Resumen del ensayo de secado realizado en la temporada 2015 y 2016 en canales de riego del Valle Inferior del Río Colorado.....	90
Tabla 4.6. Peso seco promedio de <i>Chara contraria</i> 15 días después de tratamiento, porcentaje de control y síntomas observados para SCP, SCP + EDTA y SCP + Ácido cítrico con 18h de tiempo de contacto. Medias con la misma letra no difieren entre si según Kruskal Wallis ($p < 0,05$).	92
Tabla 4.7. Peso seco promedio de <i>Chara contraria</i> 15 días después de la aplicación, porcentaje de control y síntomas observados para SCP y SCP + Ácido cítrico con 6 y 12 h de tiempo de contacto. Medias con la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$).	94
Tabla 4.8. Caracterización de las condiciones del medio acuático durante las aplicaciones de SCP en canales de riego del Valle Inferior del Río Colorado, altura y variación de biomasa de <i>Chara contraria</i> registrada entre 2013 y 2016.....	97
Tabla 4.9. Precipitación y disipación del SCP aplicado en canales de riego durante los tratamientos realizados entre 2013 y 2016.....	99
Tabla 4.10. Peso seco promedio a los 90 días de la aplicación de diuron al agua en acuarios a dosis “altas”, porcentaje de control y síntomas obtenidos para cada especie en 2016 y 2018. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$).	101
Tabla 4.11. Caracterización de las condiciones del medio acuático y altura promedio en <i>Chara contraria</i> durante las aplicaciones de diuron en el canal “Cola del ramal sur” en 2016 y 2017.....	102
Tabla 4.12. Porcentaje de control y sintomatología observada cada 7 días en <i>Stuckenia pectinata</i> luego de la aplicación de paraquat al agua en acuarios.	106

Tabla 4.13. Caracterización de las condiciones del medio acuático durante las aplicaciones de paraquat en canales de riego del VIRIC, altura promedio y los síntomas observados en <i>S. pectinata</i> entre 2015 y 2018.	109
Tabla 4.14. Peso seco promedio (g) de <i>C. contraria</i> a los 37 días de la aplicación de sulfato de amonio y cal al agua en acuarios, porcentaje de control y síntomas observados en tiempos de contacto de 12 a 48 horas en 2016 y 2018. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$)....	111
Tabla 4.15. Peso seco promedio (g) de <i>C. contraria</i> a los 37 días de la aplicación de sulfato de amonio y cal aplicado al agua en acuarios, porcentaje de control y síntomas observados en tiempos de contacto menores a 4 horas en 2017 y 2018. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$).	113
Tabla 4.16. Caracterización de las condiciones del medio acuático durante las aplicaciones de sulfato de amonio y cal en canales de riego del Valle Inferior del Río Colorado, altura promedio y reducción de biomasa de <i>Chara contraria</i> entre 2016 y 2019.	115
Tabla 4.17. Condiciones climáticas cuando se realizaron los tratamientos de secado de canales, reducción de biomasa obtenida y durante el tiempo del que los canales permanecieron sin agua.	120
Tabla 5.1. Características de los compuestos químicos utilizados en los ensayos para evaluar el efecto sobre cebolla y trébol rojo del riego con agua tratada para el control de malezas acuáticas entre 2013 y 2019.	128
Tabla 5.2. Número de riegos y cantidad de cobre aportada al suelo en cada tratamiento para trigo, cebolla, alfalfa y festuca durante 2013 y 2014.	131
Tabla 5.3. Balance anual de ingresos y egresos (con las cosechas) de cobre de las macetas del ensayo realizado en invernáculo durante 2013 y 2014	147
Tabla 5.4. Concentración de cobre en los primeros 3 cm de suelo en los distintos sectores del lote regado con SCP en 2015, 2016 y 2017.	148
Tabla 5.5. Concentración de cobre disponible en el sedimento de los canales de riego del Valle Inferior del Río Colorado, y su respectivo aporte de cobre realizado mediante la aplicación de SCP para el control de malezas acuáticas en cada canal entre 2015 y 2017.	151

Capítulo 1

Introducción

1.1. Características del Valle Inferior del Río Colorado (VIRC)

El VIRC es una zona destinada a la producción agrícola-ganadera bajo riego complementario ubicada en el extremo sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina (39° 23' S; 62° 37' O). Abarca la zona sur del partido de Villarino y norte del partido de Patagones. El área de influencia consta de 78 kilómetros de norte a sur y 103 kilómetros de oeste a este, incluyendo las localidades de Mayor Buratovich, Hilario Ascasubi y Pedro Luro, dentro del partido de Villarino y las de Juan A. Pradere, Igarzábal y Villalonga, en el partido de Patagones (Figura 1.1) (<https://corfo.gob.ar/corfo/sobre-corfo/>).

El VIRC incluye 535.000 ha de las cuales solo 140.000 se encuentran empadronadas con concesión de riego, regándose efectivamente durante las últimas campañas alrededor de 100.000 ha (Lucanera et al., 2018). La mayoría de la superficie se riega mediante sistemas tradicionales de riego por gravedad, sin pendiente y sin desagüe al pie (Sánchez, 2013).

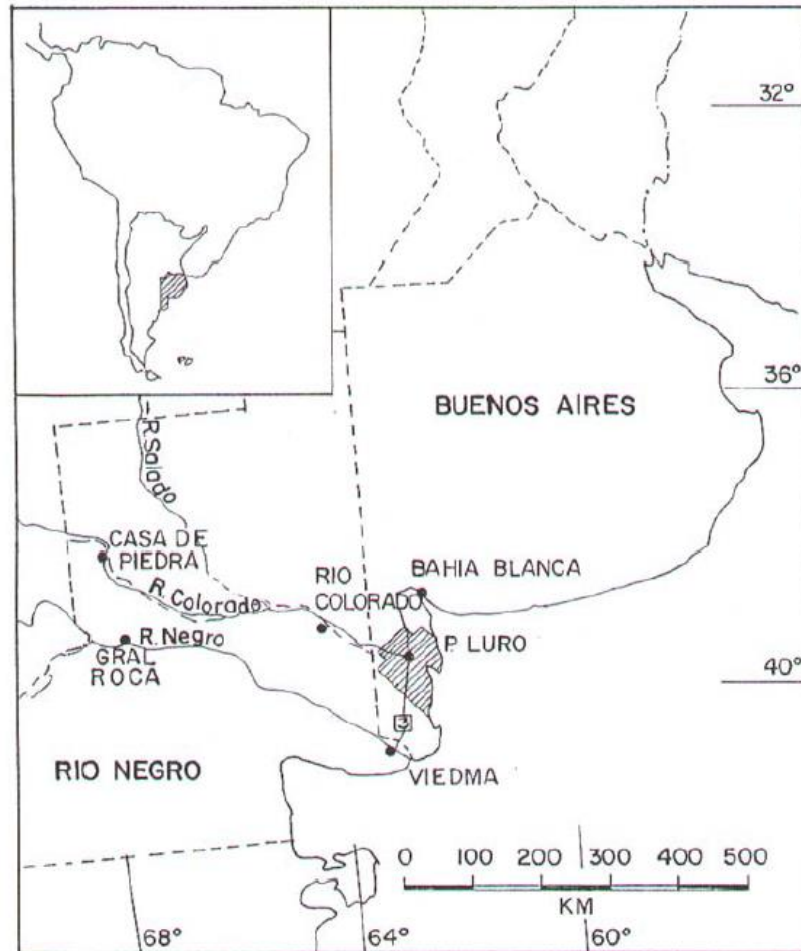


Figura 1.1. Localización geográfica del VIRIC.

El clima del VIRIC se caracteriza por fuertes vientos, bajas temperaturas y escasa humedad. La temporada estival representa una alta demanda hídrica, que es compensada en parte con el riego. La temperatura media anual es de $14,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ y el período libre de heladas de 200 a 260 días (Sánchez et al., 1998). Los vientos predominantes son aquellos de dirección N- NO- O, con velocidades medias de $13\text{ a }18\text{ km h}^{-1}$. Los períodos ventosos ocurren predominantemente en primavera y principios de verano cuando frecuentemente alcanzan valores de $60\text{ a }80\text{ km h}^{-1}$. La humedad relativa promedio anual del aire varía entre 55% y 72%, con períodos de 20% o menos en primavera-verano. El régimen de precipitaciones de la región oscila entre 280 y 680 mm con una media de 490 mm anuales, concentrándose principalmente en el otoño y la primavera (Bongiovanni, 2020).

La mayoría de los suelos de la región son Molisoles, Entisoles y Aridisoles. El material parental es aluvial, con textura fina a moderadamente fina. La textura más común

es franca a franca arenosa. Varias áreas están caracterizadas por la presencia de sedimentos de origen eólico depositados sobre el material fluvial (Cappannini & Lores, 1996; Winschel, 2017).

El área posee un relieve llano con pendiente de Oeste a Este con valores aproximados de $0,02 \text{ m km}^{-1}$ (Cappannini & Lores, 1996). La escasa pendiente genera problemas de drenaje debido a la baja velocidad del agua del subsuelo. El nivel del plano freático es de 1,2 a 1,4 m de profundidad, lo que puede generar procesos de degradación por salinización (Sánchez et al., 1998).

1.2. Descripción del sistema de riego

Entre los años 1912 y 1940 se inicia el desarrollo productivo del VIRIC cuando comenzó la producción agropecuaria en la zona, fundamentalmente la ganadería y la agricultura extensiva. Se realizaron canales de riego nacidos directamente desde los márgenes del Río Colorado que abastecían únicamente a los productores que tenían campos linderos. El abastecimiento de agua era estacional, con picos máximos entre noviembre y enero, a causa de los mayores deshielos producidos en el sistema montañoso de Los Andes. Entre 1940 y 1960 aumentó el área bajo riego en respuesta a un aumento de la producción frutihortícola. Al poco tiempo empezó a notarse síntomas del proceso de salinización de los suelos por falta de desagües. Con el objetivo de solucionar los problemas de abastecimiento irregular del agua y salinización, se creó en el año 1960 la Corporación de Fomento del Valle Bonaerense del Río Colorado (CORFO), con sede central en Pedro Luro, cuyo objetivo fundamental fue el desarrollo integral de la zona regable de los partidos de Villarino y Patagones (Barbero, 2006). En el año 1966 se priorizaron las obras de drenaje, debido al incremento en la salinización de los suelos que alcanzaba anualmente un 2 % de la superficie regada. A fines de la década del '60 se construyeron los canales "unificadores", cuya función fue centralizar las pequeñas tomas de agua existentes a cada lado del Río Colorado en tres bocatomas principales. Durante este período se completó el sistema de desagües parcelarios con la finalidad de eliminar el exceso de agua de una operación de regadío. También se construyeron los colectores principales que conducen el agua de drenaje al mar, puentes, retenciones y saltos que mejoran la distribución del agua de riego y conducción del agua del drenaje.

La Corporación de Fomento del Valle Bonaerense del Río Colorado (CORFO Río Colorado) funciona como entidad autárquica con capacidad de derecho público y privado.

Sus relaciones con el Poder Ejecutivo se mantienen por intermedio del Ministerio de Agroindustria de la Provincia de Buenos Aires. Entre otras; sus funciones abarcan:

- Realizar la planificación integral de la zona bajo su jurisdicción.
- Estudiar, proyectar, ejecutar y explotar las obras de canalización y desagüe que permitan el mejor aprovechamiento del caudal del Río Colorado en su curso por el territorio de la Provincia. A tal efecto podrá otorgar y anular permisos y concesiones para el uso del agua de dominio público.
- Determinar el uso apropiado de la tierra agrícola y el agua, y adoptar las medidas conducentes a evitar y combatir la erosión, degradación y agotamiento de la tierra y a conservar su fertilidad.
- Administrar y hacer cumplir el régimen de riego en el área de su competencia.

(<https://corfo.gob.ar/corfo/institucional/>)

CORFO posee tres intendencias de riego ubicadas en Mayor Buratovich, Pedro Luro y Villalonga, que dependen de la sede central ubicada en Pedro Luro (Figura 1.2) (<https://corfo.gob.ar/corfo/sobre-corfo/>).

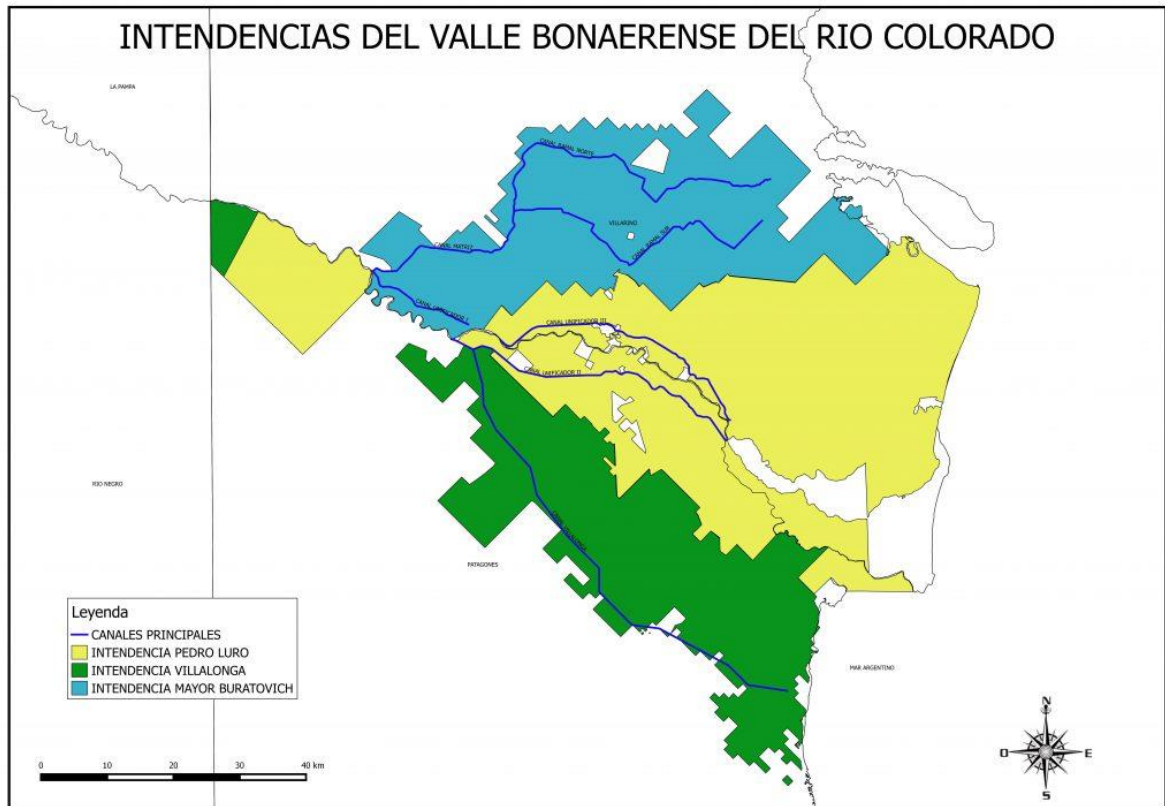


Figura 1.2. Área de influencia de las intendencias de riego de la Corporación de Fomento del Valle Inferior del Río Colorado.

El Río Colorado nace en la confluencia de los ríos cordilleranos Grande y Barranca, luego de recorrer 922 km atravesando cinco provincias desemboca en las aguas del Océano Atlántico. Su caudal medio es de $138,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y abastece a 1238 regantes mediante una red de canales de riego que posee una longitud total de 5441 km, distribuida en 331 km de canales principales, 2967 km de canales secundarios y 2143 km son canales terciarios o parcelarios. La red de drenaje del valle descarga directamente al mar por medio de seis colectores principales, constituyendo así los colectores de cuencas, sus ramales y los drenes parcelarios una red cuya longitud se encuentra cercana a los 3341 km (Figura 1.3). Todo este sistema constituye en conjunto con técnicas adecuadas de manejo, el eje principal de la conservación de suelos de la región ya que sus aguas transportan por día 9400 tn de sal, producto del lavado de los suelos efectuado con el riego. (<https://corfo.gob.ar/corfo/sobre-corfo/>)

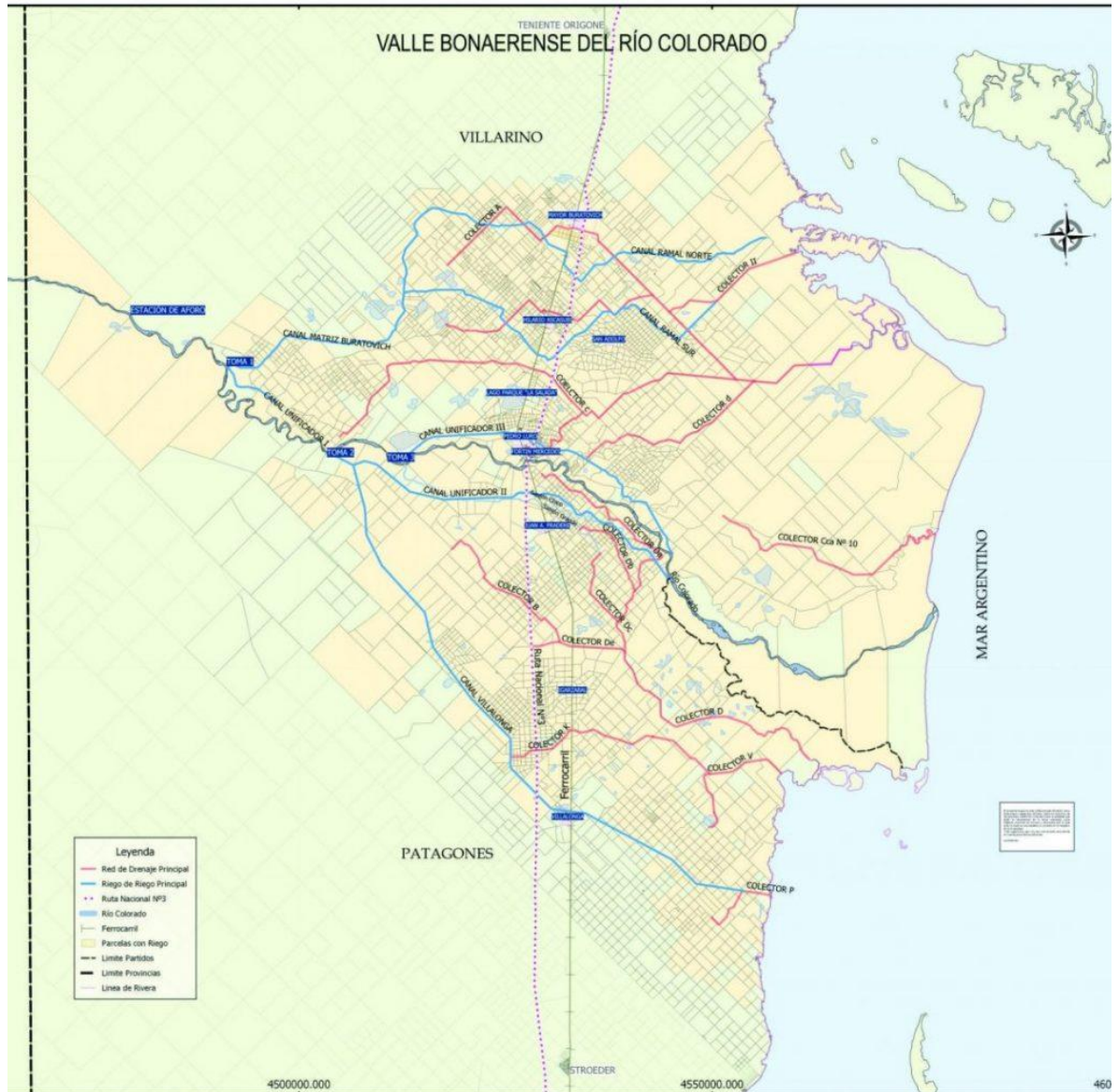


Figura 1.3. Principales canales de riego (azul) y drenaje (rojo) en el Valle Inferior del Río Colorado.

CORFO otorga un permiso de uso del agua que se expresa en hectáreas de concesión, donde una hectárea representa una dotación o caudal medio de $0,4 \text{ L s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$, aunque esta dotación es variable durante la temporada de riego según la oferta y demanda de agua. El agua de riego se asigna por hectárea de concesión de riego de manera continua o por turnados (Bentivegna, 2001; Bongiovanni, 2020).

En el año 2007 se crea el Consorcio Hidráulico del Valle Bonaerense del Río Colorado, que es una entidad pública, no estatal, integrada por la totalidad de los usuarios

del sistema de riego, con el objeto de prestar los servicios relativos a la construcción, mantenimiento y administración de las obras de riego y drenaje necesarias para el uso sustentable del agua en la región. Los consorcios son entidades que ayudan al estado a realizar tareas de operación y mantenimiento de los sistemas de riego a largo plazo, además de propiciar la participación del usuario en la gobernabilidad de los mismos, haciendo que aumente el grado de equidad y transparencia (Bongiovanni, 2020)

La zona agrícola presenta actualmente un modelo productivo en el que se combinan actividades intensivas como horticultura, fruticultura y producción de semillas con actividades extensivas de cereales y ganadería (Barbero, 2006).

La producción agrícola tiene un alto impacto económico sobre la región de VIRC, siendo la cebolla (*Allium cepa*), la alfalfa (*Medicago sativa*) y el maíz (*Zea mays*) los cultivos principales. El cultivo de cebolla es el que mayor aporte económico tiene sobre la región y representa el 50% de las exportaciones del producto en el país (Bongiovanni, 2020).

1.3. Características del medio acuático

El VIRC presenta dos tipos principales de canales con diferencias importantes. Los canales de riego que se caracterizan por una mayor velocidad del agua, mayor turbiedad y menor contenido de sales. Su función es llevar el agua del Río Colorado a los lotes de regadío, solo conducen agua durante la temporada de riego (agosto a mayo) encontrándose sin agua durante el receso invernal (Bentivegna, 2001; Sabbatini, 1988). Mientras que, los canales de drenaje fluyen el exceso de agua hacia el mar, tienen agua todo el año, circula a menor velocidad, generalmente es más translúcida y tiene una concentración de sales muy elevada. A continuación, se detallan los parámetros del medio acuático del agua de riego a la altura del paso Alsina, al inicio de la red de riego del VIRC.

El agua de riego del VIRC es apta para riego según el namograma de Riverside, con una salinidad media (C3) y riesgo de sodificación bajo (S1). La conductividad eléctrica promedio fue de 1,43 dS m⁻¹ entre 2015 y 2018. El ph promedio medido en el río entre 7,2 y 8,5. La concentración de los principales cationes: sodio (121- 215 mg L⁻¹), calcio (99 - 173 mg L⁻¹) > magnesio (3 - 43 mg L⁻¹) > potasio (3 - 5 mg L⁻¹) y con respecto a los aniones: cloruro (195 - 400 mg L⁻¹), sulfato (107 -398 mg L⁻¹) > bicarbonato (69 - 169 g L⁻¹) (Bongiovanni, 2020; Yael & Dunel, 2019). Con respecto a la turbiedad, Bentivegna en

2001 señaló la inmensa variabilidad que puede presentar este parámetro en los canales de riego, con valores fluctuando entre 1,61 y 102 NTU (Nephelometric Turbidity Unit). Durante el desarrollo de esta tesis se pudo observar este hecho.

1.4. Vegetación acuática: función, ecosistema y problemas

La vegetación es de gran importancia en la sustentabilidad de los ecosistemas acuáticos. Como productores primarios, juegan un papel importante en los ciclos de nutrientes, proporcionan alimento y hábitat para las comunidades acuáticas, retienen iones tóxicos y favorecen la oxigenación del agua (Wetzel, 2001). En particular, aquellas especies enraizadas mejoran la claridad de los cursos de agua al estabilizar los sedimentos (Carpenter & Lodge, 1986; Knauert et al., 2010). Sin embargo, el desarrollo excesivo de esta vegetación, creciendo en un lugar no deseado e interfiriendo en el uso del agua por el hombre, le otorga a la misma su característica de maleza (Barret, 1978).

Se definen como malezas acuáticas a aquellas plantas o algas que crecen y completan su ciclo de vida en el agua y que generan algún problema en relación al uso que se pretende hacer de ese cuerpo de agua. Siguiendo la clasificación de Murphy (1995), pueden distinguirse las siguientes categorías de malezas acuáticas:

- a) Microalgas: algas muy pequeñas, no distinguibles a simple vista.
- b) Macrófitas: plantas y algas grandes, identificables a simple vista.

Otra forma de clasificar las malezas acuáticas es agruparlas según su hábito de crecimiento (Barret, 1978; Pieterse & Murphy, 1990; Sabbatini et al., 2013):

* Emergentes: habitan aguas poco profundas, arraigadas en el sedimento extienden sus hojas por encima de superficie del agua. Ej.: *Althernanthera philoxeroides*, *Phragmites australis*, *Typha spp*, *Scirpus spp* y *Panicum spp*, entre otras

* Flotantes: ancladas o no en el sedimento, con varias a todas las hojas flotando en el agua. Ej.: *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*, *S. mínima*, *Azolla sp.* y *Lemna sp.*

* Sumergidas: son aquellas que enraízan en el sedimento y crecen totalmente dentro de la columna de agua, sin partes notables emergentes en superficie. A nivel mundial podemos destacar especies como *Stuckenia pectinata*, *Potamogeton crispus*, *Hydrilla verticillata*, *Myriophyllum spicatum*, *M. aquaticum*, *Ceratophyllum demersum*,

Zannichellia palustris, *Egeria densa*, además de las algas filamentosas de los géneros *Cladophora*, *Enteromorpha* y *Chara*.

El abundante crecimiento de las malezas acuáticas representa una obstrucción física para la circulación del agua en los cauces, que no suele estar considerado en el diseño de los canales y resulta en una reducción del caudal de agua transportado (Pieterse & Murphy, 1990; Sytsma & Parker, 1999). La reducción del flujo de agua en canales debido al crecimiento de malezas puede alcanzar valores de hasta el 97% del caudal original (Mitchell, 1985). Esto dificulta el abastecimiento de agua a los productores, aumentando además las pérdidas por infiltración y evaporación (30 a 40 L s⁻¹ por km de canal- valor registrado en 2014), y en casos extremos el canal puede rebalsar dañando gravemente la estructura del mismo (Bentivegna, 2001). Otros problemas ocasionados por el crecimiento desmedido de malezas en canales son la obstrucción de las compuertas y sifones entre otros (Pieterse & Murphy, 1990). En el caso de los canales de drenaje una reducción en el caudal de los mismos podría reducir la fracción de lavado, favoreciendo el proceso de salinización de los suelos.

1.5. Especies acuáticas sumergidas en el Valle Inferior del Río Colorado

Antiguamente, el agua del Río Colorado presentaba un alto contenido de arcillas en suspensión, esto le otorgaba un tono color rojizo característico al cual debe su nombre. El desarrollo de especies acuáticas sumergidas era escaso en canales de riego debido a la turbiedad. Luego de la puesta en funcionamiento del Dique Casa de Piedra en 1989, se redujo la turbidez del agua debido a la sedimentación que ocurre en el dique. Como resultado se vio un incremento en la incidencia y crecimiento de especies acuáticas sumergidas en los canales de riego del VIRC (Acosta, 1998; Bentivegna, 2001).

Actualmente las malezas que más frecuentemente afectan la circulación del agua en los canales de riego del VIRC, son *Stuckenia pectinata* (L.) Börner y *Chara contraria* Braun ex Kütz (Bentivegna et al., 2004; Molinari, et al., 2018; Sabbatini et al., 2013)

S. pectinata es una monocotiledónea perteneciente a la familia Potamogetonaceae y se encuentra distribuida mundialmente en una gran variedad de ambientes acuáticos. Se trata de una planta sumergida, herbácea, perenne, de vástagos largos y ramificados. Debido a su gran plasticidad fenotípica es una especie muy variable morfológicamente, según las condiciones del medio acuático donde se desarrolle. Se caracteriza por el crecimiento de un estolón rastrero, que toma la forma de tallos ramificados

dicotómicamente. Puede crecer en aguas tranquilas o en movimiento. La reproducción sexual se realiza por semillas dispersadas por el agua. Mientras que, vegetativamente se multiplica por rizoma y tubérculos capaces de sobrevivir al secado invernal y generar una nueva planta en la siguiente temporada de riego (Bentivegna, 2001; Madsen & Adams, 1989; van Wijk, 1988).

C. contraria es un alga macrófita perenne perteneciente a la familia Characeae de ciclo primavero-estival, adaptada a aguas quietas y claras. Dada la complejidad de su estructura vegetativa aparenta ser una planta vascular como *Ceratophyllum sp* o *Myriophyllum sp*, ya que presenta un eje de crecimiento ilimitado dividido en nudos y entrenudos (Caceres & Gardey, 1990). Sin embargo, la estructura de las characeas es muy diferente a la de las angiospermas. El anclaje al sedimento y parte de la absorción de nutrientes se realiza mediante rizoides incoloros en lugar de raíces. No tienen hojas sino verticilos de ramitas de crecimiento limitado y en lugar de tallos tienen un eje de células gigantes unidas por los extremos, que se denomina talo. En lugar de flores y frutos tienen estructuras reproductivas relativamente simples (el oogonio y el anteridio) que producen gametos. A diferencia de las plantas que producen semillas, el producto de la fertilización de los gametos es una oospora. Los ejes talos están formados por células únicas largas, multinucleadas, interrumpidas por nodos multicelulares (Figura 1.4). No cuentan con tejidos como el parénquima, aunque los ganglios axiales cumplen una función similar (Beilby & Casanova, 2014). En los canales de riego de VIRC presenta un ciclo anual comenzando con la germinación de oosporas luego del inicio de la temporada de riego, la producción y dispersión de nuevas oosporas en primavera y otoño respectivamente y finaliza con la muerte del alga por desecación al cortarse el agua en mayo (Acosta et al., 1999).

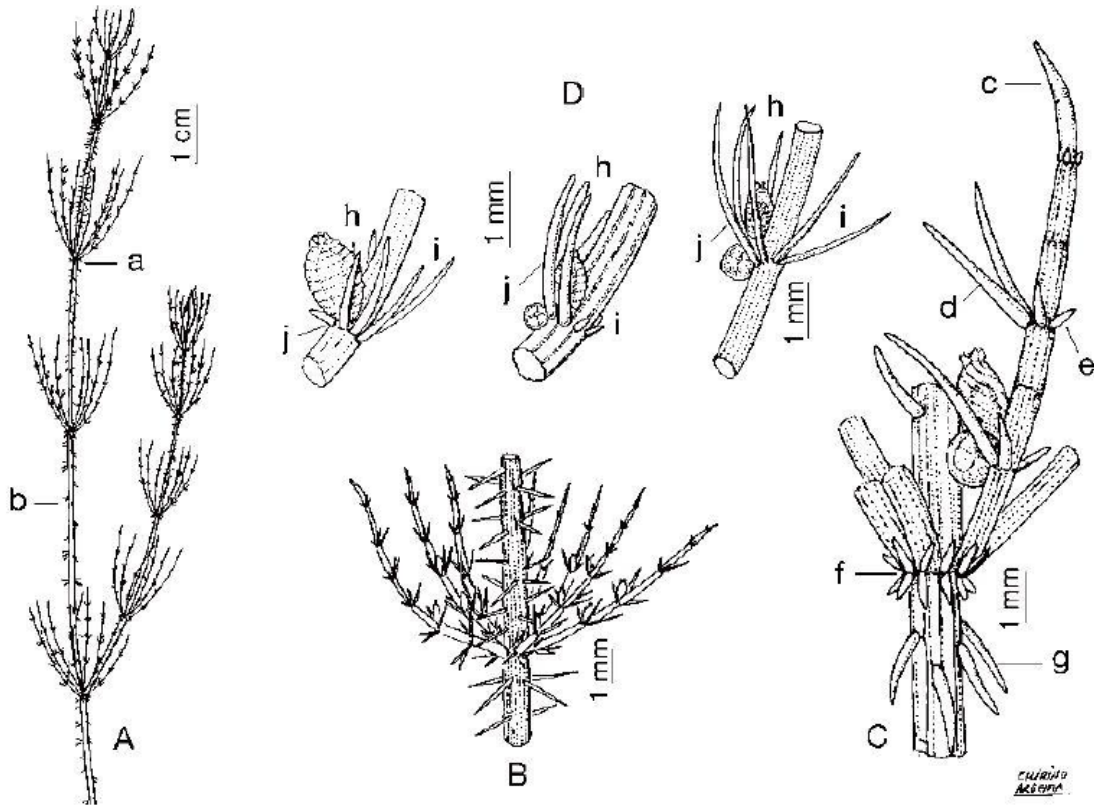


Figura 1.4. Organización del talo en *Chara* sp: A) aspecto general; a) nudo; b) entrenudo. B) verticilo fértil con 8 filoides. C) detalle del verticilo y un filoide fértil; c) célula terminal; d) brácteas anteriores; e) brácteas posteriores; f) estípuloideas; g) acículas. D) nudos fértiles de filoides; h) brácteas anteriores; i) brácteas posteriores; j) bractéolas. Fuente: Cirujano et al., 2008

Las poblaciones de Characeas pueden ocurrir como “lechos” monoespecíficos densos sobre el sedimento de lagos, estanques y canales, o como plantas individuales aisladas, restringidas a una profundidad o tipo de sedimento particular. Una característica llamativa de esta familia es el desarrollo de una capa de carbonato de calcio, “marga” o “cal”, cuando crecen en cuerpos de aguas duras. Desarrollan una capa calcárea en el talo y/o una capa calcificada en la oospora (llamada cáscara de cal o girogonita) (Beilby & Casanova, 2014).

Muchas algas pertenecientes a la familia Characeas son comunes como malezas en arrozales (Debnath & Chatterjee, 1981). Paralelamente también se la menciona como maleza en canales de riego en distintos sistemas de riego en Asia, América del Norte, América del Sur, Europa y Oceanía (Cirujano et al., 2008; Clayton & Matheson, 2010;

Lancar & Krake, 2002; Sabbatini, 1988). Sin embargo, son relativamente pocos los estudios sobre alternativas de manejo para esta especie en canales de riego.

Mientras que *S. pectinata* ha sido estudiada ampliamente en canales de riego (Bentivegna, 2001), *C. contraria* sólo fue estudiada en canales de drenaje del VIRC (Sabbatini, 1988), y ambas han sido objeto de estudio en temas relacionados a las estrategias reproductivas de las mismas (Acosta, 1998).

Otras especies acuáticas sumergidas, potencialmente malezas presenten en el VIRC son especies de los géneros *Zanichella*, *Miriophyllum*, *Elodea*, *Nitella* entre otros (Bentivegna, 2001; Cazzaniga, 1981; Molinari et al., 2018).

1.6. Control de malezas acuáticas

Las metas y objetivos de manejo pueden ser radicalmente diferentes en los sistemas acuáticos naturales y artificiales. Las actividades de manejo de la vegetación que pueden ser apropiadas en los sistemas artificiales pueden dañar seriamente los sistemas naturales, y es importante destacar que es común que ambos estén interconectados (Sytsma & Parker, 1999).

1.6.1. Control químico

El control químico de malezas se ha documentado a lo largo de la historia con relatos escritos de los productos químicos utilizados para el control de insectos y enfermedades de las plantas desde el año 1000 a.C. (Timmons, 2005). En la actualidad, hay una gran cantidad de productos comerciales registrados para el control químico de malezas terrestres. Sin embargo, son pocos los herbicidas registrados para el control de malezas acuáticas. El desarrollo reciente de resistencia en malezas acuáticas al fluridone y diquat limita aún más las opciones disponibles (Gallagher, 2007; Gettys & Haller, 2010).

El diuron y fluridone son dos herbicidas sistémicos residuales que permiten la aplicación en canales seco durante el receso invernal (Barrett & Jaward, 2012; Sytsma & Parker, 1999). El diuron es un inhibidor de la fotosíntesis ampliamente utilizado en el control de malezas acuáticas que mantiene su actividad biológica por largo períodos (Barrett & Jaward, 2012; Pieterse & Murphy, 1990; Silburn et al., 2013). El fluridone es uno de los herbicidas más usados para el control de malezas acuáticas, pudiendo ser asperjado directamente sobre el agua o en el sedimento del fondo del canal (Marquis et al., 1982). Actúa al interferir con un complejo de enzimas desaturadas que lleva a la

degradación de la clorofila y un blanqueo de las plantas (Sandman & Boger, 1986). Cuando se aplica al suelo se adsorbe fuertemente a los compuestos orgánicos y lentamente es liberado, siendo su vida media en el sedimento del canal de aproximadamente 90 días (Sytsma & Parker, 1999). También se han realizado ensayos con muy buenos resultados de control de propágulos de plantas acuáticas mediante la aplicación de una solución de ácido acético diluido. Esta técnica consiste en generar el humedecimiento del suelo, donde se encuentran presentes los propágulos, para lo cual se utilizan entre 20 y 40 L de una solución de ácido acético diluido, con una concentración de entre 1% y 5% (Anderson, 2007; Jin-Cheng et al., 2012; Spencer & Ksander, 1995).

Uno de los inconvenientes significativos del control químico en cuerpos de agua estancada o movimiento lento es la muerte repentina y la descomposición de la materia orgánica. Esto da como resultado condiciones anóxicas debido a la reducción de oxígeno asociada con la descomposición aeróbica, que puede resultar tóxica para los peces y otros organismos acuáticos. La dependencia de los controles químicos puede ser más costosa a largo plazo que otros métodos de control, y en algunos casos, puede exacerbar el problema del crecimiento excesivo de las plantas. El uso de herbicidas no selectivos puede eliminar la vegetación nativa, reduciendo la interacción competitiva con plantas invasoras (Gallagher, 2007).

El control químico de macrófitos acuáticos y algas es un tratamiento rentable si se realiza con un alto grado de eficacia (Allan et al., 1989). Diferentes herbicidas tienen diferentes modos y mecanismos de acción y hay variables sensibilidades en los géneros de plantas. Por lo tanto, para tener un programa de control químico exitoso, es fundamental que las malezas se identifiquen correctamente.

1.6.2. Control mecánico/físico

El control físico o mecánico de malezas acuáticas se ha utilizado ampliamente en los distritos de riego mucho antes de que estuvieran disponibles las alternativas químicas. El uso de retroexcavadoras es frecuentemente utilizado. Los inconvenientes significativos en el uso de una excavadora para el control de malas hierbas acuáticas en canales incluyen daños a la estructura del canal, la disminución del nivel del fondo del mismo (pasado de fondo), la producción de abundantes fragmentos de plantas y turbiedad (Gallagher, 2007). La sustitución del “balde” convencional de la retroexcavadora por uno

sin fondo a modo de rastrillo permite reducir el excesivo retiro de sedimento del canal (Sabbatini et al., 2013)

El control de malezas mediante el arrastre de una cadena también es frecuentemente utilizado y consiste unir una cadena marítima pesada entre dos tractores y arrastrarla por el fondo del canal. Requiere acceso a márgenes habilitadas y estabilizadas para la conducción en ambos lados del canal. La cadena tira de los tallos y las hojas de las macrófitas sumergidas y las desancla del lecho. Frente a su uso debe considerarse el posible daño a la estructura del canal. Es común que se necesite recolectar y eliminar el material vegetal atascado en compuertas o puentes aguas abajo luego del paso de una cadena. La efectividad de esta técnica y la frecuencia requerida de repetición del tratamiento dependen de la tolerancia de la especie objetivo a la perturbación y la eficiencia de la remoción o destrucción de fragmentos de plantas reproductivas (Sytsma & Parker, 1999).

Otra alternativa para el control de malezas sumergidas es cubrir el fondo del canal con plástico negro, membrana geotextil, etc, con el objetivo de evitar el crecimiento de malezas enraizadas. Esta técnica tiene como principal desventaja la acumulación de sedimento por encima del plástico, donde las malezas pueden enraizar y retomar su crecimiento (Sabbatini et al, 2008, Barr & Ditomaso 2014)

1.6.3. Control biológico

El control biológico involucra el uso de especies acuícolas (peces, anguilas, camarones, mejillones, caracoles, cangrejos de río, etc.), plantas competitivas, hongos o insectos para consumir plantas acuáticas directamente o bien reducir el crecimiento de las mismas (Allan et al., 1989; Sytsma & Parker, 1999). Estas técnicas han demostrado ser eficaces en plantas acuáticas flotantes y emergentes principalmente mediante el uso de artrópodos (Harley & Forno, 1990). Mientras que, los patógenos fúngicos parece ser una opción prometedora para el control biológico de malezas acuáticas sumergidas (Gassmann et al., 2006). El complejo funcionamiento de un ecosistema acuáticos y las interrelaciones entre los distintos agentes requieren un enfoque ecosistémico integral.

1.6.4. Control ambiental/Secado

En la antigüedad fueron usadas distintas medidas de control ambiental, muchas de las cuales aún continúan en vigencia. Estas, buscan lograr la alteración del hábitat hacia condiciones adversas para el crecimiento de las plantas. Entre ellas, se puede citar el

secado de los canales de riego por un periodo de aproximadamente 10 días, exponiendo las malezas a la desecación producto del aire seco y caliente del verano. Esta es una técnica de control económica y de mínimo impacto ambiental, pero no es aplicable a todos los sistemas de riego (Pieterse & Murphy, 1990). El objetivo es limitar temporalmente el flujo de agua en un canal de riego al secar la parte superior de las plantas acuáticas, las coronas y los sistemas de raíces superficiales. La vulnerabilidad de las plantas acuáticas sumergidas a la desecación se debe principalmente a la falta de cutícula (Sytsma & Parker, 1999). Sin embargo, estudios en plantas acuáticas con rizomas y tubérculos del género *Stuckenia* sp. muestran la necesidad de lograr un secado completo de los sedimentos para lograr la muerte de las plantas, ya que el suelo saturado o un nivel freático alto evitarían que la planta muera (Allan et al., 1989). La comprensión del ciclo de vida de las especies objetivo es fundamental para coordinar el momento de la manipulación del nivel del agua (Sytsma & Parker, 1999). La combinación de congelación y desecación ha demostrado ser mucho más eficaz para reducir las poblaciones de especies de plantas acuáticas con estructuras vegetativas especializadas que pasan el invierno y que se encuentran dentro de los 5,0-7,5 cm superiores del perfil del sedimento (Allan et al., 1989).

La selección de la mejor combinación de estrategias de manejo para lograr prevenir, eliminar o excluir las malezas acuáticas mediante el manejo integrado de malezas dependerá del tamaño del canal, el material del mismo y las características físicas y reproductivas de las especies que se intente controlar (Gallagher, 2007).

El éxito de un programa de manejo de malezas acuáticas dependerá de la cantidad de plantas muertas o removidas, la velocidad con que esto sucede y el tiempo que tardan en rebrotar, independientemente de la medida de control llevada a cabo (Bentivegna, 2001; Murphy, 1995).

1.7. Control de malezas acuáticas sumergidas en el VIRC

En la zona del VIRC el control de malezas acuáticas sumergidas se realiza principalmente con el uso de maquinarias pesadas, efectuándose labores de corte y/o cosecha y dragado. El tipo de maquinarias más utilizadas son las retroexcavadoras autopropulsadas con brazos hidráulicos, que circulan por la banquina de los canales (Figura 1.5). En menor medida se utiliza el pasaje de una cadena pesada por el interior del canal (Sabbatini et al., 2013).



Figura 1.5. Limpieza de un canal de riego con retroexcavadora.

Estos sistemas de control presentan varias desventajas, siendo las más importantes la deformación de la estructura del canal, su elevado costo y la necesidad de repetirlo varias veces en una estación de riego. Al alterarse la estructura del canal por varios años, las tareas de mantenimiento no alcanzan, y se hace necesario realizar costosas tareas de reestructuración, es decir tapar el canal y realizarlo nuevamente. Además, los medios mecánicos dejan en el sedimento remanente gran cantidad de propágulos que producen una rápida reinfestación de malezas en el canal (Murphy & Barrett, 1993). Como alternativa, el control químico con la aplicación de herbicidas al agua es una metodología ampliamente utilizada para controlar en forma eficiente malezas sumergidas. Mientras que su utilización en lagunas y reservorios de agua es frecuente, su utilización en agua de riego muchas veces es limitada por el destino de la misma (Pieterse & Murphy, 1990). Actualmente, es escasa la información acerca de la efectividad e impacto de los herbicidas y alguicidas disponibles para los canales de riego del VIRCO. Sabbatini (1988) logró buenos controles de *C. contraria* con aplicaciones de sulfato de cobre en canales de drenaje. Sin embargo, no se encontraron trabajos respecto al uso de este alguicida en los canales de riego del VIRCO, siendo que las condiciones del ambiente acuático difieren notablemente entre ambos tipos de canales. Bentivegna (2001) utilizó acroleína para controlar *S. pectinata* en canales de riego de CORFO Río Colorado, observando que la velocidad del agua, concentración del químico y el tamaño de las

plantas a tratar eran las variables principales en el éxito de los tratamientos. Otra alternativa relacionada con el control químico que tampoco ha sido investigada localmente es la aplicación de herbicidas residuales en canales secos durante la temporada invernal (Barrett & Jaward, 2012; Frank et al., 1963). Los herbicidas acuáticos continúan siendo los más efectivos en cuanto a la relación costo/beneficio. Las principales ventajas que se pueden citar son su aplicación en un sitio específico, su relativamente largo tiempo de control y a menudo ejercen un control selectivo de muchas malezas acuáticas.

El control biológico mediante uso del pez *Cyprinus carpio* fue estudiado como una alternativa para el control de vegetación sumergida en canales de drenaje de la zona del VIRC, ya que produce una reducción significativa en el crecimiento de las especies vegetales presentes fundamentalmente por un aumento de la turbiedad y la herbívora (Sidorkewicj, 1998). Aunque su utilización en canales de riego se vería interrumpida por corte invernal del agua.

1.8. Objetivo general

El objetivo de esta tesis es aportar conocimiento útil y herramientas prácticas para el manejo de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego de forma segura, aplicable y repetible en las condiciones del VIRC.

1.9. Objetivos particulares

- Estudiar del proceso de infestación llevado a cabo por *C. contraria* y así colaborar con el entendimiento del ciclo de esta especie en los canales de riego del VIRC.
- Evaluar el control químico de *C. contraria* y *S. pectinata* en preemergencia durante el receso invernal cuando los canales de riego del VIRC se encuentran sin agua.
- Evaluar diferentes métodos de control de *C. contraria* y *S. pectinata* durante la temporada de riego.
- Determinar el impacto que podría tener el riego con agua tratada para el control químico de *C. contraria* y *S. pectinata* sobre los cultivos irrigados.

Capítulo II

Velocidad de Infestación de *Chara contraria* en canales reestructurados y sin reestructurar.

2.1. Introducción

La reestructuración de canales de riego durante el receso invernal se ha vuelto una práctica común en los últimos años en el Valle Inferior del Río Colorado (VIRC). Este trabajo se realiza en canales deformados o deteriorados, y consiste básicamente en tapar con suelo el canal de riego por completo, para luego volver a abrirlo respetando la pendiente, sección y el nivel del fondo que debería tener el canal. Dado que los canales de riego pueden tener varios kilómetros de largo, las tareas de reestructuración se realizan por tramos de aproximadamente 500 y 3000 m por año, lo cual se traduce en un importante disturbio para el ambiente acuático. Un canal antes de la reestructuración suele tener una sección grande, un fondo ancho, pendiente irregular, alta infiltración, nivel inadecuado y además generalmente está cubierto con restos de malezas sumergidas. Luego de la reestructuración, un canal adquiere una sección más chica, con una forma más definida, nivel y pendiente óptima. Además, al menos antes de su primera temporada de riego, no presenta rastro aparente de las malezas que crecieron en la temporada anterior (Figura 2.1).



Figura 2.1. Canales de riego vacíos durante el receso invernal en el Valle Inferior del Río Colorado sin reestructurar (Izquierda) y canal reestructurado (Derecha).

La reestructuración se hace necesaria debido a la deformación de los canales por el uso sucesivo de limpiezas mecánicas a través de los años, las cuales se realizan con retroexcavadoras que extraen las malezas del canal. Lamentablemente junto con las malezas también se extrae un poco de sedimento, lo que hace que, al cabo de un tiempo,

la estructura del canal se vea modificada. Esta situación llega a ser tan extrema, que a veces el fondo del canal se encuentra por debajo de la altura de la acequia que traslada el agua desde el canal hasta el lote, limitando la cantidad de agua que puede salir del canal por gravedad.

En condiciones normales, el primero de mayo de cada año, se corta el suministro de agua que abastece al VIRC y los canales de riego se secan. Si bien la mayoría de las malezas acuáticas sumergidas que proliferan en los canales de riego son perennes, durante 3 meses el follaje queda expuesto a la intemperie, secándose e interrumpiendo el ciclo de vida. Por lo que el crecimiento de malezas sumergidas en un sitio durante la siguiente temporada de riego dependerá de los propágulos disponibles en el fondo del canal, o de los que puedan llegar desde aguas arriba (canales primarios). Entonces aquellos canales que no fueron reestructurados generalmente cuentan con un abundante banco de propágulos de malezas sumergidas y pueden desarrollarse rápidamente en la siguiente temporada de riego (Acosta, 1998; Bentivegna et al., 2004). En cambio, el banco de propágulos de los canales reestructurados y su colonización por especies sumergidas no han sido debidamente estudiados.

Estudios realizados previamente en la zona han explicado la relación y la importancia entre el manejo que se lleva a cabo de *S. pectinata* en una temporada de riego, y el efecto en el crecimiento que se pueda dar en la temporada siguiente. Sucesivos controles con acroleína durante la temporada de riego, se tradujeron en una reducción del peso de semillas, menor biomasa de rizomas, menor tamaño y peso de los tubérculos. Con lo cual se observó un crecimiento más lento y plantas menos vigorosas en la temporada siguiente (Bentivegna, 2001).

Actualmente, la principal maleza presente en los canales de riego es *Chara contraria* Braun ex Kütz., la cual está presente prácticamente en todos los canales de riego del VIRC. Las especies pertenecientes a la familia Characeas son conocidas por ser rápidas colonizadoras de ambientes recientemente disturbados (Beltman et al., 1996; Simons et al., 1994; Van Den Berg et al., 1999). De acuerdo a la teoría clásica de la sucesión se las sugiere como pioneras dentro de la vegetación acuática sumergida (Stewart & Church, 1992).

A diferencia de *S. pectinata* que es una planta vascular, *C. contraria* es un alga, y se comporta de una manera distinta en el sistema de riego del VIRC. Ya que no cuenta con

múltiples formas de reproducción como tubérculos, rizomas, o semillas. Luego del corte del agua y secado de los canales, la biomasa aérea de *C. contraria* se seca, y el principal propágulo responsable de generar el crecimiento en la temporada siguiente son las oosporas, las cuales pueden ser producidas en grandes cantidades llegando a alcanzar los cientos de miles de oosporas.m⁻² (Van Den Berg et al., 1999), encontrándose en muestras disturbadas de canales de riego del VIRC valores promedio de 6700 oosporas m⁻² (Acosta, 1998).

La dispersión de *C. contraria* hacia largas distancias se produce a través de oosporas transportadas por aves, pudiendo sobrevivir estas al paso por el sistema digestivo del animal (Bonis & Grillas, 2002; Proctor, 1962). Mientras que, a menores distancia y en mayor cantidad el arrastre con el movimiento del agua suele ser el método de dispersión más común (Bonis & Grillas, 2002; Casanova & Nicol, 2009). Además, estudios realizados en el VIRC, demuestran que gran parte de estas oosporas carecen de dormancia y pueden germinar sin más estímulo que la luz solar (Acosta, 1998; Sabbatini et al., 1986).

2.1.1. Hipótesis

1. El disturbio del sedimento de los canales producido durante la reestructuración de reducirá significativamente el banco activo de propágulos de *C. contraria* al momento de iniciarse la temporada de riego.
2. Debido a su capacidad de colonizar rápidamente ambientes recientemente disturbados, el crecimiento en biomasa no subterránea de *C. contraria* no presentará diferencias significativas entre las secciones reestructuradas y sin reestructurar durante los primeros tres meses de iniciada la temporada de riego.

2.1.2. Objetivo general

Analizar la influencia del inóculo de *C. contraria* presente en el sedimento de los canales con el crecimiento durante la temporada de riego, y la habilidad de esta especie de colonizar ambientes recientemente disturbados. Relacionando los resultados obtenidos con posibles medidas de manejo que puedan reducir la proliferación de malezas en los canales de riego.

2.2. Materiales y métodos

Los ensayos se realizaron durante cuatro temporadas de riego consecutivas (2015/2016, 2016/2017, 2017/2018, 2018/2019) en dos canales secundarios o terciarios diferentes en cada año. Los canales utilizados eran de tierra y de una capacidad de transporte de entre 200 y 400 L s⁻¹ de caudal. El crecimiento en peso seco y la altura de *C. contraria* en dos secciones de un mismo canal se evaluó en una parte reestructurada ese mismo año y una parte sin reestructurar. El sector sin reestructurar no tuvo ninguna tarea de mantenimiento, por lo que contaba en el fondo del canal, con el inóculo y los restos vegetales de la temporada anterior intactos. Mientras que la parte reestructurada, ubicada aguas abajo sobre el mismo canal, consistió en un canal nuevo sin restos vegetales de ningún tipo en superficie. Para los muestreos se delimitó una parcela de 300 m de largo, dentro de cada sección del canal, ubicándose la parcela correspondiente a la sección reestructurada 1000 m aguas abajo del inicio de la sección reestructurada del canal (Figura 2.2).

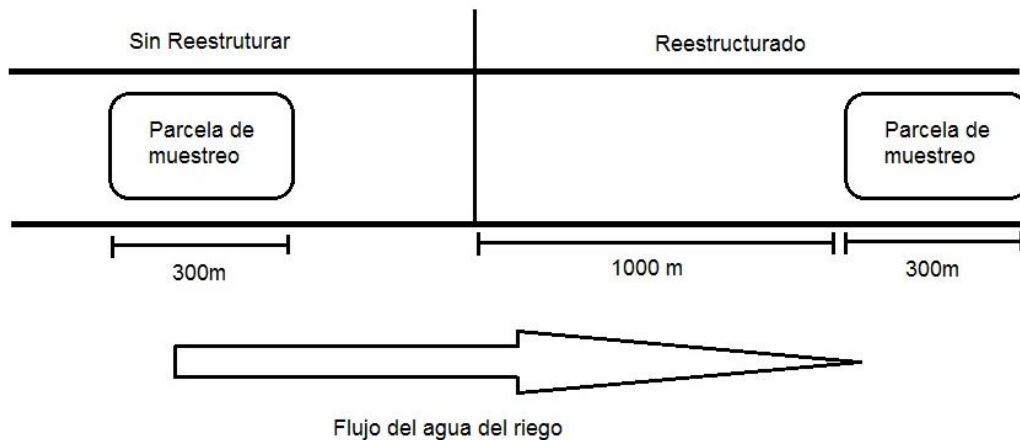


Figura 2.2. Esquema del ensayo comparativo de la capacidad colonizadora de *Chara contraria* en canales de riego desde 2015 a 2018.

En general las secciones sin reestructurar son más grandes y profundas, alcanzando en este ensayo valores de entre 2-3,5m de ancho en la parte superior y 1-1,7m de profundidad. Mientras que, las secciones reestructuradas de un mismo canal contaban con la mitad del ancho y profundidad observado en secciones sin reestructurar.

2.2.1. Banco activo de propágulos

Para evaluar el banco de propágulos, presente al inicio de la temporada de riego, se eligió el método de conteo de germinación, siendo este el más recomendado para ensayos de colonización de una especie (Bonis et al., 1995; Grillas et al., 1993). De esta manera, se realizaron ensayos en acuarios, analizando la parte activa del banco de propágulos como la fracción que es capaz de germinar en condiciones ideales (Haag, 1983; Major & Pyott, 1966).

La recolección de las muestras se llevó a cabo durante la última semana del mes julio durante los años 2015, 2016, 2017 y 2018 cuando todavía los canales se encontraban sin agua. Se tomaron 6 muestras de suelo de cada sección del canal homogéneamente distribuidas en los 300m de la parcela de muestreo. La toma de muestras consistió en retirar un pan de tierra 20 cm de largo, 20 cm de ancho y de 6 cm de profundidad, generando el menor disturbio posible en la superficie del área muestreada. El suelo fue trasladado al invernáculo del CERZOS-CONICET, ubicado en la ciudad de Bahía Blanca, y colocado en 6 macetas sin modificar la cantidad ni la distribución de los restos vegetales presentes en la muestra.

Las macetas utilizadas en este ensayo tienen 8 cm de diámetro y 300 cm³ de capacidad. Las 6 macetas con suelo perteneciente a cada sección de canal se mantuvieron a temperatura ambiente por 30 días y luego se colocaron en acuarios con 40 litros de agua en el invernáculo del CERZOS. Para evitar el posible ingreso de oosporas no deseadas al ensayo, los acuarios fueron cuidadosamente lavados y llenados con agua filtrada con un tamiz de 0,053mm. Luego de 90 días se hizo un recuento del banco activo de propágulos, contando el número de talos emergidos en cada maceta para cada especie encontrada (Haag, 1983; Thompson & Grime, 1979). Para el análisis estadístico de los datos se realizó una prueba t apareada ($p < 0,05$).

2.2.2. Crecimiento inicial durante la temporada de riego en condiciones de campo

Los muestreos de biomasa se empezaron a realizar una vez iniciada la temporada de riego. Cada 15 días se tomaron 10 muestras, para medir la altura y la biomasa seca de *C. contraria*. El muestreo se realizó dentro de la parcela presionando un marco de hierro de 30 cm x 30 cm en el sedimento del fondo del canal, y cosechando toda la biomasa contenida en su interior. De cada muestra se seleccionó una planta representativa al azar para medir altura, luego el total de la muestra se secó en estufa hasta peso constante.

Los canales ensayados fueron muestreados mientras se encontraban en funcionamiento durante la temporada de riesgo. Lamentablemente, el crecimiento excesivo de las malezas en estudio es un problema, tanto para el funcionamiento como para la estructura del canal. Es por esta razón que los muestreos se extendieron hasta que las autoridades responsables de la distribución del agua realizaron el primer control de malezas sobre el tramo de canal ensayado, dando por finalizado el ensayo en ese momento.

2.2.3. Capacidad invasora de *C. contraria*

La habilidad de *C. contraria* de colonizar ambientes recientemente disturbados fue analizada comparando la relación entre los estudios del banco activo de propágulos y crecimiento observado en las dos secciones de cada canal.

El análisis estadístico del crecimiento en ambas secciones del canal se definió a través de la variable diferencia como el valor promedio de altura y biomasa de la parte del canal sin reestructurar menos el promedio de la parte reestructurada. Se espera un valor positivo cuando la parte no reestructurada muestra un valor mayor que la parte reestructurada. Para eso se realizó una prueba t de Student a una cola ($p < 0.05$) de inferencia basada en una muestra. Mientras que, la hipótesis nula fue que el promedio de estas diferencias es menor a igual a cero, en la hipótesis alternativa esta diferencia fue mayor a cero. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2017)

2.3. Resultados y discusión

2.3.1. Banco activo de propágulos

Los sectores reestructurados de los canales de riego contaban con un banco de propágulos activo significativamente menor que los canales sin reestructurar, al inicio de la temporada de riego. Alcanzando en promedio valores del 5,7% de los obtenidos en sus correspondientes secciones sin reestructurar, ubicada agua arriba del mismo canal (Tabla 2.1).

El banco de propágulos activo de *C. contraria* que germinó en cada sección de canal fue en promedio de 13.108 y de 742 talos m^{-2} para canales sin reestructurar y canales reestructurados, respectivamente (Tabla 2.1).

Los resultados de este estudio se asemejan a los obtenidos previamente para esta especie en el mismo sistema de riego (Acosta et al., 1999). Los autores mencionan que los canales de riego en ese momento sufrían un acondicionamiento con excavadoras durante el invierno (retirando sedimento del canal), mientras que los canales de drenaje eran ambientes menos disturbados. Bajo estas condiciones, obtuvieron en promedio 10.298 emergencias m^{-2} en canales de drenaje y en muestras disturbadas valores de talos emergidos de 1.606 m^{-2} para canales de riego.

Las condiciones ecológicas de los canales de riego del VIRC favorecen la emergencia de mayor cantidad de talos. Por ejemplo, estudios realizados en otras especies del género *Chara*, obtuvieron un menor número de talos emergidos comparado con este estudio. Casanova & Brock (1990) obtuvo 592 emergencias m^{-2} con muestras disturbadas y Haag (1983) encontró 532 emergencias m^{-2} con muestras sin disturbar, ambos casos corresponden a muestras de lagos en Australia y Canadá, respectivamente. El mayor porcentaje de germinación en relación a otras localidades podría explicarse por la baja dormancia las oosporas de *C. contraria* registradas previamente en canales de drenaje del VIRC (Sabbatini, 1988).

Tabla 2.1. Banco activo de propágulos (número de talos emergidos m⁻²) promedio al momento de iniciarse la temporada de riego en los canales de riego utilizados para el estudio de la capacidad invasora de *Chara contraria*.

Año	Especie Canal	<i>C. contraria</i>			<i>S. pectinata</i>		
		Sin reestructurar*	a	Reestructurado	b	Sin reestructurar	Reestructurado
2015	S 2 prima	12633	a	500	b	0	0
2015	F 2	12033	a	267	b	0	0
2016	Guanaco	15333	a	867	b	66	0
2016	Sec. 9	11800	a	400	b	0	0
2017	Santa María	9833	a	967	b	100	0
2017	Remo	12133	a	833	b	100	0
2018	5250	12933	a	633	b	166	0
2018	Terc Fortín	18167	a	1467	b	0	0
Promedio		13108		742		54	0

*Letras iguales dentro de cada columna no difieren entre si según prueba t ($p < 0,05$).

En relación a la presencia de especies, el estudio del banco activo de propágulos encontró únicamente plantas de *C. contraria* en las muestras de canales reestructurados. Mientras que, en las muestras correspondientes a las secciones sin reestructurar del Guanaco, Santa María, Remo y 5250, a pesar de la clara abundancia de *C. contraria*, también se registró la emergencia de algunas plantas de *S. pectinata*. El hecho de que especies del grupo Charophyta dominen numéricamente el banco activo de propágulos coincide con los resultados obtenidos tanto en el VIRC como en el continente europeo. (Bonis & Lepart, 1994; Kautsky, 1990). Este hecho es debido a la gran producción de oosporas de estas especies y la capacidad de mantener la viabilidad por largos periodos de tiempo, habiendo registros de hasta 45 años (Calero et al., 2015; Casanova & Brock, 1996; Grillas et al., 1993; Rodrigo et al., 2009; Simons et al., 1994).

Los canales ensayados, previo al trabajo de reestructuración, contaban con abundantes residuos de *C. contraria* en superficie, lo cual es un indicador de una gran cantidad de propágulos de esta especie (Van Den Berg et al., 1999). Sin embargo, el trabajo de reestructuración representa un importante movimiento de suelo, y muchas de estas oosporas pudieron quedar fuera del canal, o bien enterradas en el sedimento y sin acceso a la luz solar. Siendo la luz el principal factor necesario para su germinación (Sabbatini, 1988).

2.3.2. Crecimiento durante la temporada de riego

Durante la temporada de riego, el crecimiento de *C. contraria* fue significativamente mayor en los canales sin reestructurar, tanto en parámetros de altura como de biomasa seca (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Diferencia entre los valores promedio \pm desvío estándar de la altura y biomasa de *Chara contraria* entre canales reestructurados y sin reestructurar, para todos los muestreos tomados en los años 2015 ,2016, 2017, y 2018.

Año	n	Altura (cm)	Biomasa (g.MS)
		Promedio de diferencias	Promedio de diferencias
2015	7	4,24 \pm 4,47 *	7,99 \pm 10,61 *
2016	12	9,4 \pm 8,13 **	14,53 \pm 13,91 **
2017	12	5,11 \pm 6,07**	10,8 \pm 12,8 **
2018	14	3,71 \pm 4,11 **	3,6 \pm 6,57 **

* diferencia estadística $P < 0,05$ de acuerdo a la prueba t.

** diferencia estadística $P < 0,01$ de acuerdo a la prueba t.

Los valores de biomasa no subterránea cosechados previo a la limpieza de los canales fueron muy variables entre los canales muestreados, con valores máximos de 622 g MS m⁻² para canales reestructurados y 898 g MS m⁻² para canales sin reestructurar (Figura 2.3). Resultados similares han sido encontrados en lagos, registrándose valores máximos de 500 g MS m⁻² en el lago Veluwemeer en Los Países Bajos (Van Den Berg et al., 1998) y 1350 g MS m⁻² en el lago Constanza ubicado entre Alemania, Austria y Suiza (Schmieder et al., 2006). Sin embargo, los últimos muestreos realizados en esta tesis fueron con cuatro meses de activo crecimiento y producían un gran impacto negativo en la conducción del agua. Por lo tanto, es probable que en canales de riego secundarios de mayor caudal se logren valores aún mayores, como los 1600 g MS m⁻² encontrados en canales de drenaje del VIRC (Sabbatini, 1988).

Los valores de altura obtenidos en las secciones sin reestructurar alcanzan picos de 40 cm en los últimos muestreos, pudiéndose observar en todos los canales mayores alturas en las secciones sin reestructurar. Los valores de altura observados en C.

contraria coinciden con los reportados por la bibliografía (Caceres & Gardey, 1990; Cirujano et al., 2008).

Resulta importante destacar que la tarea de reestructuración de un canal genera, un importante cambio en el medio acuático durante la temporada de riego. Observándose, por ejemplo, mayor velocidad de circulación del agua en los canales reestructurados, un fondo más pequeño y menor profundidad. Para poder determinar la influencia de estos cambios sobre el crecimiento de *C. contraria* resulta fundamental la realización de futuros estudios donde se considere especialmente la fenología, la tasa de crecimiento, entre otros.

2.3.3. Capacidad invasora de *C. contraria*

En las secciones de canales sin reestructurar, la presencia de especies observada durante la temporada de riego se corresponde con los resultados obtenidos de estudio del banco activo de propágulos. *C. contraria* fue la especie dominante, aunque en algunos muestreos se encontraron ejemplares de *S. pectinata* en menor proporción. Los resultados obtenidos previamente en canales sin reestructurar del VIRC, señalan que la población predominante corresponde a *C. contraria* dada la gran cantidad de propágulos viables ubicados en este sector (Acosta, 1998).

En las secciones de canales reestructurados, los resultados del estudio del banco activo de propágulos, indican una cantidad de *C. contraria* promedio en superficie de apenas el 6% de la encontrada en las secciones sin reestructurar. Sin embargo, a pesar de la poca proporción de propágulos ubicados en las secciones reestructuradas, el crecimiento de esta especie fue abundante. De tal manera que *C. contraria* colonizó por completo estos ambientes, al punto de establecerse como un stand monoespecífico en tan solo cuatro meses. Aun así, al momento que se finaliza el ensayo, los canales reestructurados tienen en promedio un 40% menos de biomasa seca, que los canales sin reestructurar (Figura 2.3). Es importante destacar que, si bien los valores de biomasa fueron menores en los canales reestructurados, el impacto en la reducción del flujo de agua puede ser mayor que en el mismo canal sin reestructurar aguas arriba, debido principalmente a la sección más reducida de los canales reestructurados ese mismo año. Mientras que, en las secciones sin reestructurar el aumento del nivel del agua dentro del canal, aún puede ser contenido dentro de la sección del canal

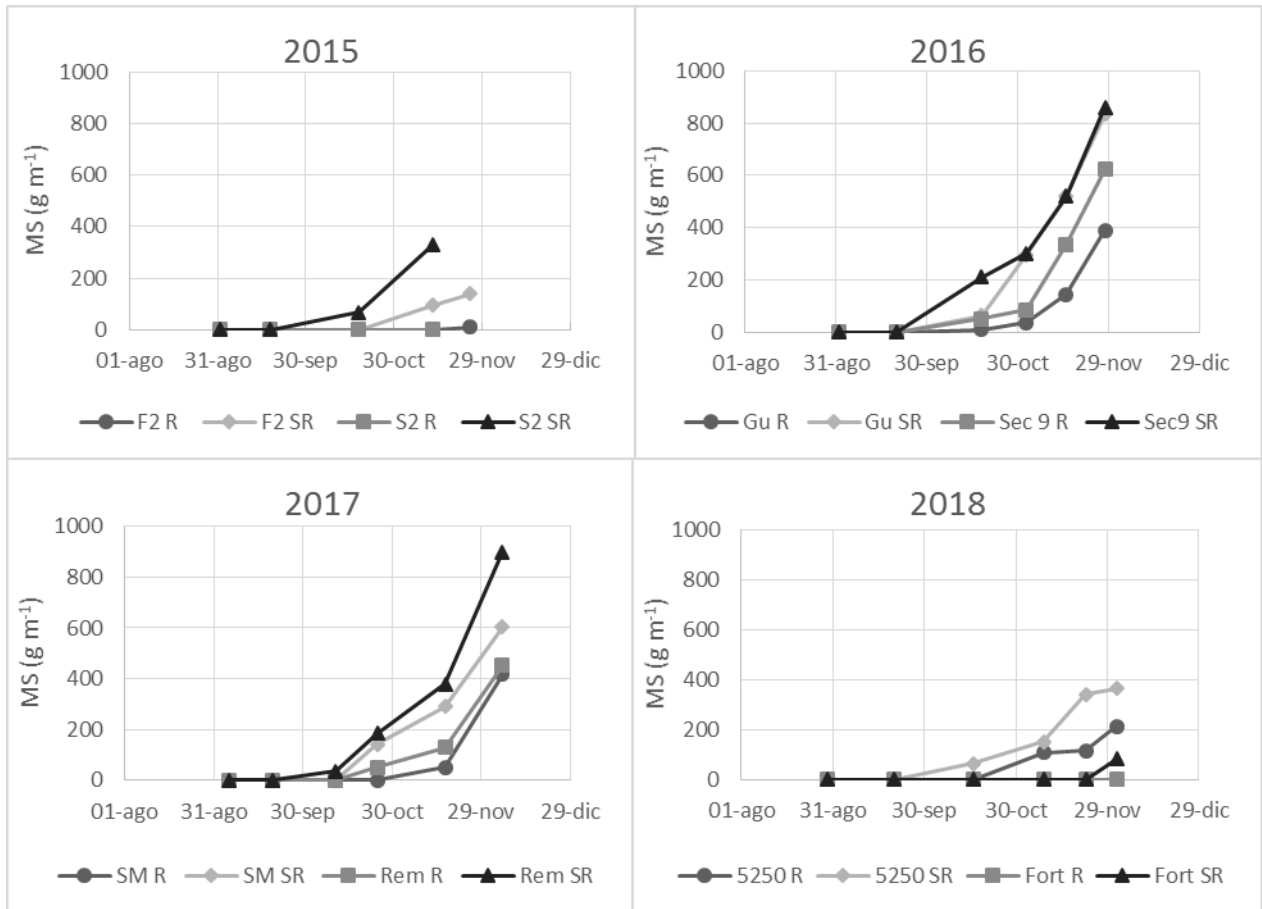


Figura 2.3. Dinámica de acumulación de biomasa de *C. contraria* durante 2015, 2016, 2017 y 2018 en los canales de riego reestructurados (R) y sin reestructurar (SR) del VIRIC

Teniendo en cuenta la gran cantidad de oosporas de *C. contraria* presentes en los mismos canales aguas arriba de la parte reestructurada, y el hecho que los canales estuvieron secos durante tres meses, es probable que un gran número de oosporas arrastradas por la corriente de agua fueran las responsables de colonizar la sección reestructurada del canal al comienzo de la temporada de riego.

En general, se ha observado que la colonización de canales reestructurados por *C. contraria* es una situación recurrente a lo largo del VIRIC. Si bien la parcela se ubicó 1000 m luego del inicio de la sección reestructurada, la colonización de esta especie fue observada en todo el tramo de canal reestructurado.

Durante la toma de muestras de sedimento en el mes de julio, pocos días antes del inicio de la temporada de riego, se observó en dos ocasiones la presencia de talos verdes

de *C. contraria*. Este es un hecho llamativo dado que los canales en ese momento llevaban más de dos meses sin agua. La situación fue observada en sectores del canal S2 en el año 2015 y del canal Secundario 9 en el 2016, en tramos “pasado de fondo” y agrandados de los canales, donde la cantidad de residuo de *C. contraria* era muy abundante. Mientras la mayor parte de ese residuo estaba seco, en la parte inferior pegada al suelo del canal, se encontraron talos verdes de *C. contraria*. Una vez iniciada la temporada de riego se pudo observar que estos talos verdes fueron capaces de rebrotar en fechas tempranas, específicamente, mediados de septiembre. Mientras que, en otros canales, donde el crecimiento ocurrió por la germinación de oosporas, se detectó la emergencia de *C. contraria* aproximadamente 25 días más tarde. Los canales donde se observó el rebrote de talos de la temporada de riego anterior, mostraron un grado de infestación superior debiendo adelantarse las limpiezas con respecto a los demás canales. La gran cantidad de biomasa de *C. contraria* al momento del corte del agua posiblemente facilitó esta situación, ya que actuó como barrera, protegiendo de la desecación a los talos ubicados por debajo. Seguramente, las lluvias, la baja temperatura y la humedad del suelo también favorezcan la no desecación de los restos. Además, los restos de *Chara sp*, se degradan más lento comparado con plantas vasculares sumergidas, tardando 82 días en reducir el 50% de su peso, mientras que *Potamogeton perfoliatus* tardo sólo en 13 días para la misma reducción (Bastardo, 1979).

2.4. Conclusiones

La tarea de reestructuración de los canales utilizados en este ensayo redujo en promedio el 94% del banco activo de propágulos. Por lo tanto, se acepta la hipótesis número 1. Entendiendo que los canales luego de la reestructuración contaban con una muy baja relación de propágulos/superficie, y por lo tanto fueron considerados en este estudio como sitios propensos a ser colonizados por una o más especies.

El crecimiento no subterráneo de *C. contraria* en canales sin reestructurar, medido en parámetros de biomasa y altura, fue significativamente mayor al registrado en canales reestructurados. Por lo tanto, se rechaza la hipótesis número 2. Confirmando que, a pesar de la rápida colonización de esta especie sobre los canales reestructurados, la mayor cantidad de propágulos ubicados en los canales sin reestructurar tiene un efecto significativo sobre el crecimiento inicial en la temporada de riego.

C. contraria fue capaz de colonizar los canales reestructurados e instalarse como única especie presente en tan solo los primeros cuatro meses de la temporada de riego. Alcanzando una producción de biomasa promedio del 60% comparado con las secciones sin reestructurar. Sin embargo, estudios complementarios son necesarios para determinar la relación entre el manejo de las malezas realizado en una temporada de riego y/o en canales secos y su efecto en el crecimiento de las especies en la temporada siguiente.

Capítulo III

Estrategias de control químico de malezas acuáticas sumergidas en preemergencia

3.1. Introducción

Habitualmente, el manejo de malezas acuáticas incluye el control de las mismas inmersas en un cuerpo de agua durante todo el año, como son lagos, lagunas, estanques, canales de drenaje, etc (Pieterse & Murphy, 1990). Pero el caso particular de los canales de riego es diferente, estos suelen tener un tiempo en el cual se encuentran sin agua o vacíos. Por lo que surge una alternativa, que es la aplicación de productos químicos durante el vaciado de los canales con el objetivo de controlar los propágulos presentes en el sedimento. Otra técnica sería aplicar un herbicida residual capaz de permanecer en el sedimento del canal y actuar en el momento de la germinación brotación o de oosporas, semillas, tubérculos, rizomas, etc. Algunas de estas opciones ya han sido previamente evaluadas (Bowmer, 1979; Bowmer et al., 1992; Dehortez, 1980). Incluso, la industria ha formulado productos específicos para esas aplicaciones en canales de riego, que incluyen principios activos sistémicos como ser fluoridone, penoxsulam, flumioxazin, diclobenhil y imazapir (Datta, 2009; Vassios, 2010; Vencill, 2002). Sin embargo, estos productos especialmente formulados para canales de riego no se encontraban disponibles o autorizados en Argentina al momento de la realización de este estudio.

Algunos de los productos que han sido evaluados para el control de malezas acuáticas en preemergencia son los herbicidas diurón, metsulfuron-metil, imazapir, y algunos compuestos orgánicos, como el caso del ácido acético.

El diurón, N- (3,4-diclorofenil) -N, N-dimetil-urea, perteneciente al grupo de las ureas, es un herbicida inhibidor del fotosistema II. Es moderadamente soluble en agua y de gran afinidad por las partículas del suelo. Las formulaciones comunes son polvos mojables y suspensión concentrada. Si bien se usa en varios cultivos como algodón y caña de azúcar entre otros, su principal utilización es en áreas no agrícolas (Barrett & Jaward, 2012; Gooddy et al., 2002). En el suelo, la vida media varía de 1 a 12 meses, con degradación lograda predominantemente por microbios, aunque en el ambiente acuático no se biodegrada realmente (Giacomazzi & Cochet, 2004; Romero et al., 2010). Además, puede producirse una degradación química espontánea formando 3,4-dicloroanilina (Salvestrini et al., 2004).

El metsulfuron-metil, es un herbicida perteneciente al grupo de las sulfonilureas, que se caracteriza por ser de amplio espectro de acción en el control de malezas, y baja toxicidad en mamíferos. Actúa inhibiendo la enzima acetolactato sintetasa (ALS)

bloqueando la biosíntesis de los aminoácidos valina, leucina e isoleucina. Esto provoca la rápida interrupción del crecimiento y división celular. La vida media en suelo varía de 14 a 180 días, con un promedio de 30 días dependiendo de las condiciones ambientales. Se degrada en el suelo por una combinación de hidrólisis y degradación microbiana. En el ambiente, el metsulfuron-metil tiene bajos niveles de fotodescomposición y volatilización y un gran riesgo de lixiviación (Brown, 1990; Lussich Rachetti & Suzacq Acevedo, 2013). Si bien es un herbicida comúnmente utilizado para control de malezas terrestres, a partir de un exitoso control de *Alternanthera philoxeroides* se ha probado también su efectividad en malezas acuáticas flotantes (Clements et al., 2012, 2014).

El imazapir es un herbicida del grupo de las imidazolinonas (Krieger, 2001). Puede controlar un amplio espectro de malezas transportándose fácilmente a través de raíces y tallos. Es capaz de lograr efectos fitotóxicos a dosis extremadamente bajas y tiene una alta persistencia en el suelo (Dayan & Zaccaro, 2012). El mecanismo de acción se basa en la inhibición de la enzima acetolactato sintetasa responsable del primer paso en la síntesis de aminoácidos como valina, leucina e isoleucina, lo que dificulta el desarrollo celular normal de una planta (Ulbrich et al., 2005).

El vinagre es una solución de alrededor del 5 % de ácido acético y 95 % de agua que ha demostrado tener propiedades herbicidas no selectivas. El modo de acción se caracteriza por una rápida disolución de la integridad de la pared celular, que lleva a la desecación de los tejidos y posteriormente muerte de la planta (Owen, 2002; Radhakrishnan et al., 2002). Aunque también se ha evaluado su capacidad de matar los propágulos vegetativos de algunas plantas acuáticas ubicados por debajo de la superficie del suelo (Spencer & Ksander, 1995, 1997). El ácido acético es un compuesto comúnmente presente en sedimentos acuáticos, generado como producto de la fermentación microbiana de la materia orgánica del suelo bajo condiciones anaeróbicas. Pero también sirve de sustrato para el metabolismo microbiano, por lo tanto, tiene una baja persistencia en ambientes acuáticos (Anderson, 2007; Winfrey & Zeikus, 1979). Aplicaciones de 40 L m⁻² de ácido acético al 2,3% han resultado efectivas para la reducción de la germinación de tubérculos de *Potamogeton nodosus* en canales de riego (Spencer et al., 2003)

En aplicaciones sobre canales de riego sin agua y con pocos residuos vegetales en superficie al momento de la aplicación, se ha registrado un mejor funcionamiento de

herbicidas como el fluridone, flumioxazin, penoxsulam o imazamox (Dechortez, 1980; Vassios, 2010). Sin embargo, la mayoría de los canales de riego del VIRC suelen presentar abundantes restos vegetales en superficie, dado que no son frecuentes los controles de malezas sumergidas en los últimos dos meses cercanos al fin de la temporada de riego. Esto podría representar un impedimento al correcto funcionar de los herbicidas por no poder lograr una buena incorporación del mismo al sedimento de aquellos canales con abundantes restos vegetales en superficie.

En los tratamientos con herbicidas en canales secos es relevante considerar el tiempo que transcurre entre la aplicación del herbicida y el inicio de la temporada de riego. Dado que en este periodo los herbicidas podrían incorporarse al sedimento del canal con alguna precipitación o bien iniciar su proceso de descomposición/ disipación en el ambiente. Algunos herbicidas parecen funcionar mejor cuando estos periodos se extienden hasta cuatro meses como el fluridone, mientras que el diuron parece disiparse en gran medida en ese tiempo, comparado con aplicaciones más cercana al inicio de la temporada de riego (Bowmer & Adeney, 1978a; Dechortez, 1980).

Otro factor importante a considerar en los tratamientos con herbicidas en canales secos es el posible lavado o arrastre del producto, ya sea dentro del canal como también hacia el agua de riego que se utiliza para el abastecimiento de agua a los lotes (Bowmer & Adeney, 1978b).

Las algas del género *Chara*, al igual que las plantas acuáticas, son capaces de absorber nutrientes tanto desde el agua como desde el sedimento sobre el cual crecen a través de los rizoides (Andrews, 1987; Beilby & Casanova, 2014; Littlefield & Forsberg, 1965), por lo que también podrían ser susceptibles a los herbicidas aplicados en preemergencia. Sin embargo, no se encontraron estudios sobre este tipo de controles preventivos en las especies *C. contraria* y *Z. palustris*. Por otra parte, se ha registrado una alta susceptibilidad de *S. pectinata* al igual que otras plantas acuáticas sumergidas (Spencer & Ksander, 1997; Vassios, 2010), a este tipo de tratamientos, aunque no han sido evaluados previamente en canales de riego del VIRC.

3.1.1. Hipótesis

1. La utilización por separado de diuron, metsulfuron, imazapir, y ácido acético en preemergencia reducirá significativamente el crecimiento de *C. contraria* y *S. pectinata* en ensayos bajo condiciones controladas.

2. La aplicación de diuron durante el receso invernal en los canales de riego sin agua logrará una reducción significativa del crecimiento de *C. contraria* y *S. pectinata*.

3. El efecto del ácido acético diluido al 5 % aplicado durante el receso invernal en un canal de riego reducirá significativamente el crecimiento de las malezas presentes.

3.1.2. Objetivo general

El objetivo de este capítulo fue evaluar la aplicación en preemergencia de distintos productos químicos disponibles en el país en ensayos a campo y laboratorio con el propósito de controlar *C. contraria* y *S. pectinata*.

3.2. Materiales y métodos

Este estudio incluye ensayos a campo en canales de riego del VIRC y en condiciones controladas en el invernáculo del CERZOS-CONICET Bahía Blanca. Se aplicó varios compuestos en preemergencia con los canales/acuarios sin agua a diferentes dosis para el control de malezas sumergidas.

3.2.1. Evaluación de herbicidas aplicados al sedimento en condiciones controladas

Este ensayo se realizó por primera vez en 2015 y se repitió en 2018, en el invernáculo del CERZOS CONICET ubicado en la ciudad de Bahía Blanca. Este estudio buscó evaluar el potencial efecto fitotóxico de un grupo de compuestos herbicidas aplicados en preemergencia sobre las malezas acuáticas *C. contraria* y *S. pectinata*. Para esto se recolectaron muestras de suelo del canal F2 prima dentro del predio del Campo Piloto de CORFO Río Colorado durante el mes de julio de cada año, dentro de este canal cada año se seleccionó un tramo en el cual se veían abundantes restos de las dos especies evaluadas. La toma de muestras consistió en retirar 10 panes de tierra 20 cm de largo, 20 cm de ancho y de 10 cm de profundidad, generando el menor disturbio posible en la superficie del área muestreada, e intentando trasladar la mayor cantidad posible de propágulos presentes en el canal. El suelo fue trasladado al invernáculo del CERZOS-CONICET colocado en 160 macetas sin modificar la cantidad ni la distribución de los restos vegetales presentes en la muestra. Las macetas utilizadas en este ensayo tienen 5 cm de diámetro y 250 cm³ de capacidad con perforado para permitir el escurrimiento del agua. Por el limitado volumen de las macetas solo los primeros 5 cm de suelo fueron colocados en las mismas sin mezclar ni disturbar la muestra, en esta porción se pudieron ver abundantes oosporas de *C. contraria* y rizomas de *S. pectinata*. El resto del suelo se tamizó con ayuda de agua en busca de tubérculos de *S. pectinata*, los cuales fueron recolectados y colocados en las macetas a una profundidad de 3 cm a razón de 2 por maceta.

Los ocho tratamientos fueron los siguientes:

1. Testigo (agua)
2. Diuron dosis alta (60 L Pc ha⁻¹; 48 kg ia ha⁻¹)
3. Diuron dosis baja (30 L Pc ha⁻¹; 24 kg ia ha⁻¹)
4. Metsulfuron dosis alta (200 g Pc ha⁻¹; 120 g ia ha⁻¹)

5. Metsulfuron dosis baja (100 g Pc ha^{-1} ; 60 g ia ha^{-1})
6. Imazapir (60 L Pc ha^{-1} ; $28,8 \text{ kg ia ha}^{-1}$)
7. Ácido acético al 5% (20 L m^{-2})
8. Ácido acético al 2,5% (20 L m^{-2})

Los productos comerciales utilizados en este ensayo fueron:

- Diurex 80 FW Suspensión concentrada (80% Principio activo 3-(3,4-diclorofenil)-1,1-dimetilurea) marca Magan Argentina S.A.
- AJAX 60 Polvo mojable (60% Principio activo metil 2- [(((4-metoxi-6-metil 1,3,5-triazin-2-il) amino) carbonil) amino) sulfonil] benzoato Marca GLEBA S.A.
- Arsenal Forestal Concentrado soluble (48% Principio activo ácido 2-(4-isopropil-4-metil-5-oxo-2-imidazolin-2-il) nicotínico) marca BASF The Chemical Company.
- Vinagre de alcohol de uso alimenticio 5% acidez.

Los herbicidas, excepto el ácido acético, se aplicaron mediante una máquina pulverizadora con cinta transportadora desarrollada para tal fin, con una velocidad constante de $3,74 \text{ km.h}^{-1}$ (Figura 3.1). Se utilizó una boquilla teejet 11004 abanico plano con filtro 50. La presión fue de $3,5 \text{ kg cm}^{-2}$ y el caudal de caldo aplicado fue de 450 L ha^{-1} .

Las macetas tratadas con ácido acético no fueron pulverizadas, sino que se les colocó una solución de agua y ácido acético a una concentración determinada según el tratamiento. El volumen total de solución fue proporcional a la superficie de la maceta y equivalente a 20 L m^{-2} . Al momento de aplicar la solución a cada maceta se observó que, por el bajo contenido hídrico del sedimento, este había reducido su volumen dejando una luz de aproximadamente un milímetro entre el sedimento y el borde de la maceta. Por ello, para contener la solución asegurando la penetración en el pan de tierra, se colocaron las macetas en recipientes de igual medida sin orificios y posteriormente se aplicó la solución de ácido acético. Se esperó cuatro horas mientras se observó el aumento de volumen del suelo humedecido, luego se retiraron las macetas dejando escurrir la solución por los orificios del fondo.

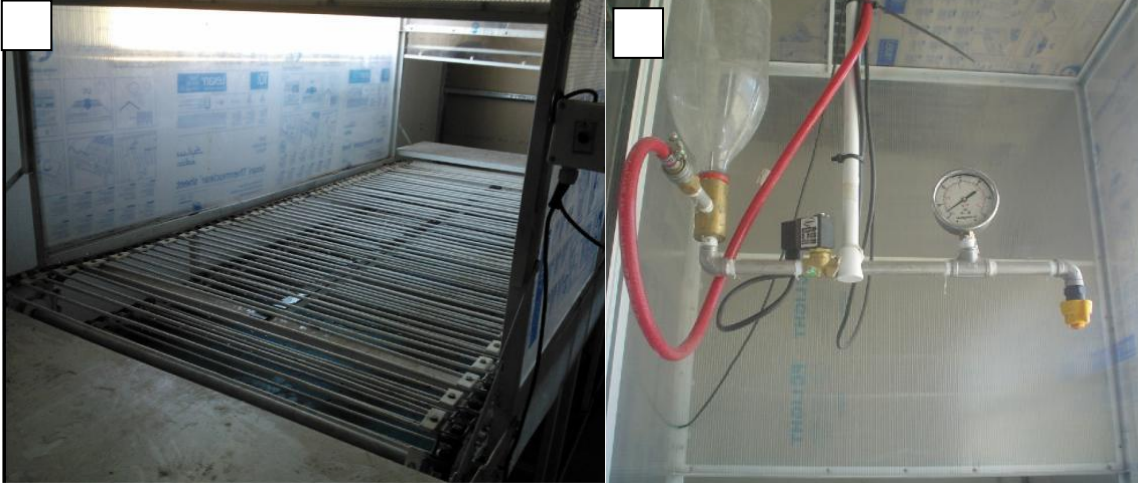


Figura 3.1. Equipo de pulverización controlada utilizado para la aplicación de los herbicidas evaluados en condiciones controladas. A. Cinta transportadora B. Dispositivo pulverizador

Luego de realizar las aplicaciones todas las macetas recibieron a lo largo de un mes, cuatro riegos de una lámina de 10 mm ha^{-1} , para simular el efecto de la lluvia y favorecer incorporación de los herbicidas al suelo. En este periodo se pudo ver como las escasas malezas terrestres que comenzaban a crecer en muchas macetas murieron por efecto de los herbicidas aplicados, comprobando así, el correcto estado y aplicaciones de los mismos.

Una vez finalizados los riegos se colocaron las 16 macetas correspondientes a cada tratamiento en 4 acuarios con 20 litros de agua, a razón de 4 macetas aplicadas por acuario. Correspondiendo cada una de estos acuarios a una repetición y usándose en total 32 acuarios. Además, en cada acuario se colocó una maceta sin tratamiento químico, con el objetivo de evaluar un posible lavado y efecto fitotóxico dentro de cada acuario. Esta metodología es similar a la utilizada por Frank et al. (1963). Los acuarios fueron ubicados en mesadas del invernáculo de manera tal que cada acuario recibía la misma cantidad de luz en el mismo momento del día.

En un canal de riego terciario pueden pasar más de 500 millones de litros de agua entre el momento en que se inicia la temporada de riego y comienzan a emerger las primeras malezas acuáticas, y es esperable cierto lavado de los herbicidas aplicados (Bowmer & Adeney, 1978b). A modo de simular ese posible lavado se dejó las macetas

en los acuarios por 1 día, luego se vació el acuario y se llenó nuevamente, este proceso se repitió 4 veces seguidas. La temperatura del agua en esta etapa fue de 18-20 °C.

Cada 10 días a partir del momento en que se detectaron las primeras plantas emergidas, se registró mediante estimación visual, el crecimiento de las malezas en cada tratamiento y los síntomas del efecto de los herbicidas aplicados (escala adaptada de (Anderson, 1981) (Tabla 3.1). La temperatura del agua en los acuarios se midió en cada evaluación con un termómetro de alcohol. Los acuarios se mantuvieron dentro del invernáculo en condiciones de luz natural y con agua de red de la ciudad de Bahía Blanca la cual se renovó luego de cada evaluación. Ensayos previos mostraron que este ambiente resulta aceptable para el crecimiento de las especies evaluadas, permitiendo un desarrollo completo de las estructuras vegetales tanto vegetativas como reproductivas.

A los 80 días de haber colocado las macetas en agua, se dio por finalizado el ensayo. Se cosechó la biomasa presente en cada maceta para separar por especie, y posteriormente secar a estufa hasta registrar peso seco constante.

Los datos se analizaron con el test de Kruskal Wallis para cada año por no cumplir con los supuestos de homocedasticidad. Este análisis estadístico se llevó a cabo con el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2017)

Tabla 3.1. Escala de estimación visual de síntomas sobre *Chara contraria* y *Stuckenia pectinata* tratadas con productos fitosanitarios*

Abreviación	Síntoma
Em	<i>Emergiendo de la superficie del suelo</i>
Crece	<i>Aumento de biomasa, sin síntomas</i>
Flor	<i>Presencia de órganos reproductivos</i>
Marchit	<i>Amarronamiento/ quemadura follaje</i>
Muerte	<i>Muerte</i>
RB	<i>Rebrote desde la base</i>
RT	<i>Rebrote desde el tallo</i>
Flot	<i>Restos flotando desprendidos</i>

*Escala adaptada (Anderson, 1981).

3.2.2. En canales de riego

3.2.2.1. Diuron

Este estudio se realizó en canales de riego del VIRC sin agua durante el mes de julio de los años 2014 y 2015, antes que se inicie la temporada de riego. Los ensayos consistieron en aplicar diuron en dos dosis distintas sobre el fondo del canal y evaluar el posterior crecimiento de *C. contraria* y *S. pectinata*, comparado con un testigo, ubicado aguas arriba del sitio de aplicación. Además, para evaluar un posible arrastre del producto se colocó otro tratamiento testigo, sin aplicación de herbicida, aguas abajo de las parcelas de aplicación (Figura 3.2).

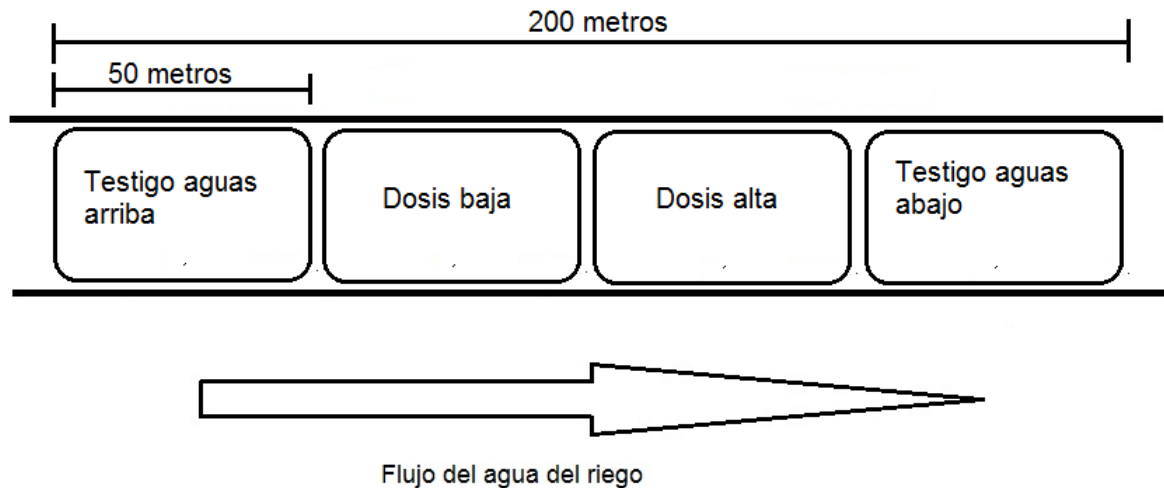


Figura 3.2. Esquema de una unidad experimental utilizada para los ensayos de diuron aplicado en preemergencia en canales de riego sin agua durante 2014 y 2015.

Los ensayos se llevaron a cabo en 2 años consecutivos evaluándose una totalidad de 11 canales y 4 dosis de diuron.

En 2014 se seleccionaron 6 canales, incluyéndose 3 reestructurados y 3 sin reestructurar, y la dosis baja y alta fueron de 6 y 12 kg ia ha⁻¹. En 2015 se seleccionaron 5 canales, incluyéndose 3 reestructurados y 2 sin reestructurar, y la dosis baja y alta fueron de 24 y 48 kg ia ha⁻¹.

Canales reestructurados: en 2014, F2 A, F2 C y F2 prima; en 2015, F2 A, B y C

Canales sin reestructurar: en 2014, Julieta, 44,6 A y 44,6 B; en 2015, 8 sur A y B

Para la selección de los canales se buscó canales de riego secundarios o terciarios con restos visibles de ambas especies a evaluar, aún en aquellos canales que previo a las aplicaciones pasaron por el proceso de reestructuración. Considerando este factor como predisponente para la cantidad y variedad de propágulos vegetativos presentes en el sedimento del canal.

El producto utilizado fue Diurex 80 FW marca ADAMA (diuron formulado a 80% como suspensión concentrada). Las aplicaciones se realizaron utilizando una pulverizadora manual tipo bicicleta equipada con pastillas 8004, filtros malla 50, y una presión de 3 kg cm^{-2} (Figura 3.3). Logrando una buena dispersión del caldo de aplicación dentro de la sección del canal y una aspersion equivalente a 400 litros de caldo por hectárea.



Figura 3.3. Pulverizadora utilizada para realizar las aplicaciones de diuron en preemergencia en canales sin agua durante 2014 y 2015.

Los canales sin reestructurar contaban con abundante cantidad cobertura vegetal seca producto de las malezas que tenía el canal durante el corte del agua de la temporada de riego previa. Mientras que, los canales reestructurados carecían de dicha cobertura, por lo que se logró un contacto directo entre el caldo de aplicación y el sedimento del canal, como se recomienda en el marbete del producto (Figura 3.4).



Figura 3.4. Cobertura de suelo en canales recientemente reestructurados (izquierda) y sin reestructurar (derecha)

El tiempo transcurrido entre las aplicaciones y el inicio de la temporada de riego, fue de aproximadamente 4 a 5 semanas. Las precipitaciones acumuladas en este periodo necesarias para favorecer la incorporación del producto al suelo del canal, sumaron 22 y 30 mm para los años 2014 y 2015 respectivamente.

El crecimiento de las malezas fue registrado 120 días después de iniciada la temporada de riego tomándose 10 muestras de biomasa por tratamiento en cada canal. Las mismas se obtuvieron presionando en el fondo del canal un marco de 30 cm de lado y recolectando todo el material vegetal presente dentro de la sección del muestreador. De cada muestra se tomaron 10 tallos de cada especie para medir altura y calcular la altura promedio. Luego el total de la muestra se llevó a estufa a 60°C hasta peso seco constante y se midió peso seco de la muestra.

Para el análisis estadístico se realizó un análisis de la varianza anidado, y un test de comparación de medias de DMS $p < 0,05$. Para cumplir con el supuesto de homocedasticidad se transformaron los datos de altura y peso con logaritmo natural. Este análisis estadístico se llevó a cabo con el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2017)

3.2.1.2. Ácido acético

El ensayo se llevó a cabo durante julio del 2018 y del 2019 en el canal terciario F2 prima, previo al inicio de la temporada de riego, y consistió en evaluar el efecto del ácido acético sobre el desarrollo de las malezas acuáticas presentes. En el canal se seleccionó un tramo de 50 metros en los que se había visto una importante población de *S. pectinata*, tanto por la presencia de plantas durante la temporada de riego como los restos de estas cuando el canal se encontraba sin agua (Figura 3.5).

Para el ensayo se clavaron 25 tubos de PVC de 11cm de diámetro y 50 cm de largo en el fondo del canal, dejando por arriba de la superficie solo 10 cm. En la colocación, se evitó disturbar la superficie del suelo tanto en el interior como en el exterior del tubo, para no interferir con la distribución natural de los restos de malezas y de sus propágulos. Se aplicaron al azar dos concentraciones de ácido acético y dos volúmenes de caldo de aplicación dentro de los tubos de PVC mientras los canales se encontraban secos. De manera que la solución de ácido acético se infiltró en el suelo del canal por dentro del tubo, sin afectar al resto de suelo del canal (Figura 3.5). Los tubos representan las

parcelas de muestreo y fueron distribuidos homogéneamente en el sector de canal seleccionado por su abundancia de restos secos de *S. pectinata*.

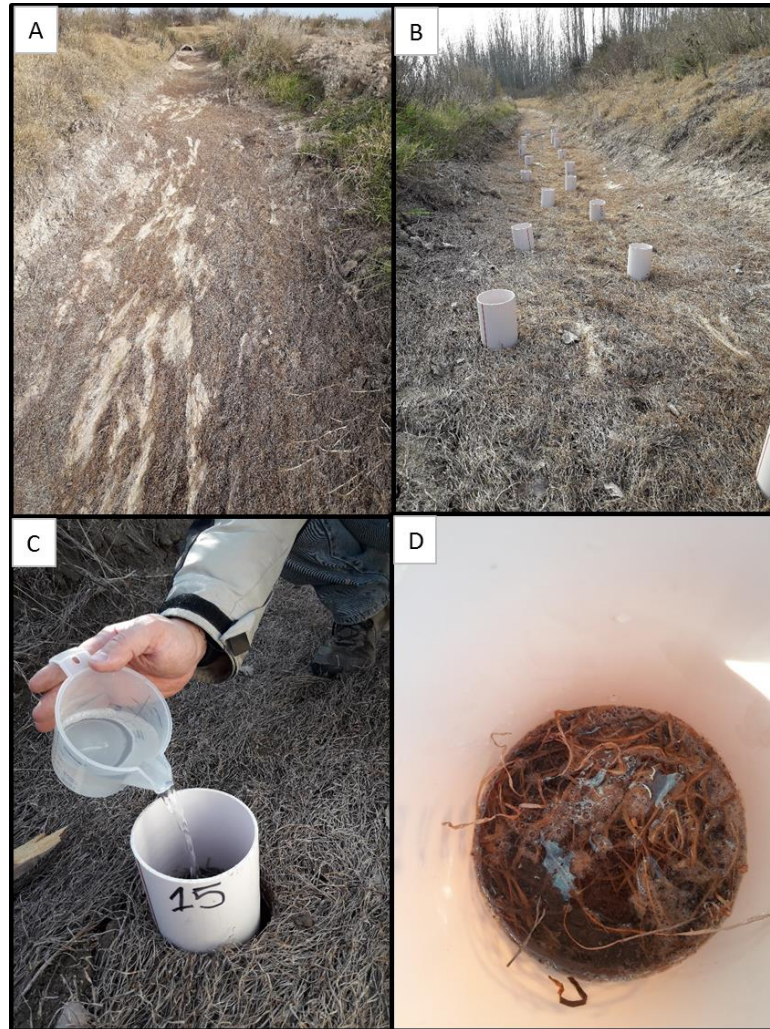


Figura 3.5. A. Canal de riego F2 prima previo a la realización del ensayo de ácido acético como herbicida preemergente. B. Canal de riego con los tubos de pvc colocados a modo de parcela experimental. C. Aplicación de la solución correspondiente a cada tratamiento dentro de los tubos. D. Solución de ácido acético contenida dentro de un tubo posteriormente a la aplicación.

Los cinco tratamientos aplicados al azar fueron los siguientes:

- 1-Testigo. 30 L m⁻² de agua de red sin ácido acético
- 2-Volumen bajo y concentración baja. 20 L m⁻² y 2,5%
- 3- Volumen bajo y concentración alta. 20 L m⁻² y 5%
- 4- Volumen alto y concentración baja. 40 L m⁻² y 2,5%
- 5- Volumen alto y concentración alta. 40 L m⁻² y 5%

Cada tratamiento incluyó 5 tubos separados representando cada uno de ellos una repetición. Para la dosis de 5% de ácido acético de concentración se usó vinagre de alcohol de uso doméstico (5% vol/vol ácido acético) (Anderson, 2007), y para la dosis 2,5% se diluyó el vinagre al momento de la aplicación con agua destilada.

Dado que las aplicaciones se realizaron durante el mes de julio, el canal quedó expuesto a las condiciones ambientales aproximadamente 30 días hasta que se llenó de agua al iniciarse la temporada de riego correspondiente. Aproximadamente cuatro meses después, los primeros días de diciembre se cosechó el 100% de la biomasa no subterránea que había crecido dentro del tubo, se separó por especies, se midió la altura, y se secó, para luego registrar el peso seco de cada especie por separado.

Para el análisis estadístico se realizó un análisis de la varianza, y un test de comparación de medias de DMS $p < 0,05$. Para cumplir con el supuesto de homocedasticidad se transformaron los datos de peso de *C. contraria* con logaritmo natural y se analizó con el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2017)

3.3. Resultados y discusión

3.3.1. Ensayo en invernáculo

Los resultados obtenidos muestran una significativa reducción del peso seco de *C. contraria* al final del ensayo en los tratamientos de diuron, tanto a 24 como a 48 kg ia ha⁻¹. Los dos años ensayados resultó prácticamente nula la biomasa cosechada al final del ensayo. Las macetas testigo dentro de ambos tratamientos tampoco mostraron crecimiento de las dos especies evaluadas. Por lo que evidentemente, parte del producto pasó progresivamente del sedimento al agua de los acuarios y ejerció su acción herbicida a pesar del recambio de agua.

Los tratamientos con ácido acético al 2,5 y 5% de acidez y metsulfuron a 60 g ha⁻¹ no mostraron diferencias significativas en la biomasa de *C. contraria* con respecto al testigo en los dos años evaluados. Mientras que, los tratamientos que incluían la aplicación de metsulfuron a 120 g ia ha⁻¹ e imazapir a 28,8 kg ia ha⁻¹ lograron una significativa reducción en el crecimiento de *C. contraria* en 2015; sin embargo, este efecto en el crecimiento no fue observado cuando se repitió el ensayo en 2018. Además, se registró una menor cantidad de biomasa seca de *C. contraria* en las macetas del tratamiento testigo al finalizar el ensayo en 2018, por lo que es posible que algún factor relacionado con las muestras de suelo recolectadas en 2018 haya interferido en el normal crecimiento del alga durante el ensayo de ese año (Tabla 3.2).

La población de *S. pectinata* presente al finalizar este estudio fue muy baja tanto en 2015 como en 2018 dificultándose su análisis estadístico. Posiblemente debido a la competencia con *C. contraria*, la cual lo superaba ampliamente en número en cada maceta. Mediante las estimaciones visuales se registró una disminución de la población de *S. pectinata* entre los 20 días después de iniciado el ensayo y el fin del mismo. Siendo la frecuencia sobre el total de las macetas del ensayo del 50% en la etapa de emergencia y solo del 25% al finalizar el ensayo. Cabe destacar que el 50% de aparición de *S. pectinata* en emergencia se dio aparentemente al azar, sin seguir un patrón lógico como podría ser la respuesta a algunos tratamientos aplicados.

Tabla 3.2. Biomasa no subterránea seca (g) promedio de *Chara contraria* por maceta a los 80 días de aplicados los herbicidas para diuron, metsulfuron, imazapir y ácido acético realizado en 2015 y 2018. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según el test de Kruskal Wallis ($p < 0,05$).

Tratamiento	Biomasa promedio (g)			
	2015		2018	
Testigo	1,61	A	0,78	A
Diuron 24 kg ia ha ⁻¹	0,03	D	0,0025	B
Diuron 48 kg ia ha ⁻¹	0,11	CD	0,02	B
Metsulfuron 60 g ia ha ⁻¹	0,91	AB	0,82	A
Metsulfuron 120 g ia ha ⁻¹	0,58	BCD	0,6	AB
Imazapir 28,8 kg ia ha ⁻¹	0,56	BCD	0,75	A
Ácido acético 2,5%	1,29	AB	0,73	A
Ácido acético 5%	0,72	ABC	0,88	A

La estimación visual durante el desarrollo de los ensayos fue muy similar entre 2015 y 2018, por lo que se presentan como un promedio de ambos años (Tabla 3.3).

Mediante las estimaciones visuales se registró como *C. contraria* dominaba ampliamente el banco de propágulos del sedimento del canal utilizado en este ensayo. Además, se registró la emergencia de *S. pectinata* aproximadamente 20 días antes que *C. contraria* al igual que se ha documentado en otros estudios similares (van den Berg et al., 1998).

Tabla 3.3. Resumen de la sintomatología registrada mediante la estimación visual para *Chara contraria* y *Stuckenia pectinata* en respuesta los tratamientos de diuron, metsulfuron, imazapir y ácido acético aplicados en preemergencia en acuarios durante los primeros 80 días desde incorporada el agua y comienzo del experimento.

Especie	Tratamiento (Dosis producto Comercial) de	Días desde de que se colocaron las macetas en agua							
		20	30	40	50	60	70	80	
<i>C. contraria</i>	Testigo	-	-	Em	Crece	Crece	Crece	Crece	Flor
	Diuron 24 kg ia ha ⁻¹	-	-	Em	Muerte	Muerte	Muerte	Muerte	Muerte
	Diuron 48 kg ia ha ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-
	Metsulfuron 60 g ia ha ⁻¹	-	-	Em	Crece	Crece	Crece	Crece	Crece
	Metsulfuron 120 g ia ha ⁻¹	-	-	Em	Crece	Crece	Crece	Crece	Crece
	Imazapir 28,8 kg ia ha ⁻¹	-	-	Em	Marchita	Crece	Crece	Crece	Crece
	Ácido acético 2,5%	-	-	Em	Crece	Crece	Crece	Crece	Crece
	Ácido acético 5%	-	-	Em	Crece	Crece	Crece	Crece	Crece
<i>S. pectinata</i>	Testigo	Em	Crece	Crece	Crece	Crece	Crece	Crece	Crece
	Diuron 24 kg ia ha ⁻¹	Em	Crece	Marchita	Marchita	Muerte	Muerte	Muerte	Muerte
	Diuron 48 kg ia ha ⁻¹	Em	Crece	Marchita	Muerte	Muerte	Muerte	Muerte	Muerte
	Metsulfuron 60 g ia ha ⁻¹	Em	Crece	Crece	Marchita	Marchita	Crece	Crece	
	Metsulfuron 120 g ia ha ⁻¹	Em	Crece	Crece	Marchita	Marchita	Marchita	Marchita	
	Imazapir 28,8 kg ia ha ⁻¹	Em	Crece	Crece	Marchita	Muerte	Muerte	Muerte	
	Ácido acético 2,5%	Em	Crece	Marchita	Marchita	Marchita	Muerte	Muerte	
	Ácido acético 5%	Em	Crece	Marchita	Marchita	Muerte	Muerte	Muerte	
Temperatura del agua	18	18	19	18	20	20	22	23	

Referencias: Em: Emergiendo de la superficie del suelo
 Crece: Aumento de biomasa sin síntomas de control
 Marchit: Amarramiento/ quemadura parcial del follaje
 Muerte: Muerte

A continuación, se detalla y discute la sintomatología registrada para cada tratamiento.

Testigo

Durante el ensayo se observó en los acuarios del tratamiento testigo un buen desarrollo individual de ambas especies con individuos verdes y turgentes en ambos años. El crecimiento de ejemplares de *C. contraria* se registro en el 94% de las macetas y en todos los acuarios. Mientras que, se registraron ejemplares de *S. pectinata* en todos los acuarios, pero solo en el 31% de las macetas. La diferencia en la cantidad de biomasa total entre 2015 y 2018 se vio reflejada únicamente como un menor crecimiento en general.

Diuron

Los tratamientos de diuron a 24 y 48 kg ia ha⁻¹ lograron una significativa reducción de crecimiento de *C. contraria* y *S. pectinata*, sin encontrarse ningún individuo vivo en los acuarios correspondiente a este tratamiento al finalizar los ensayos, incluida la maceta testigo dentro de cada acuario. Mediante la estimación visual se pudo ver como emergían las plantas de *S. pectinata*, y a los 20 días ya comenzaban a mostrar síntomas de toxicidad hasta alcanzar la muerte. En *C. contraria* sin embargo, no se visualizó crecimiento alguno durante todo el ensayo para dosis alta, mientras que para dosis bajas en algunas macetas y principalmente en las macetas sin aplicación, se observó un mínimo crecimiento de *C. contraria* sobre el fin del ensayo. Estos resultados coinciden con la bibliografía al manifestar la sensibilidad de *C. contraria* y *S. pectinata* al diuron (Fernández et al., 1987; Pal & Chatterjee, 1987), y al mostrar el potencial riesgo de lavado del producto (Bowmer & Adeney, 1978b; Giacomazzi & Cochet, 2004)

Metsulfuron

Las plantas de *S. pectinata* se tornaron de cierto amarronado alrededor de 40 días de iniciado el ensayo, pero sin llegar a matarlas, aunque si a reducir significativamente su vigor. En cambio, en *C. contraria* no se registró ningún síntoma por efecto del herbicida, a pesar que la dosis evaluada fue extremadamente alta. Diferentes resultados fueron encontrados en la bibliografía; sin embargo, cuando el metsulfuron se aplica al agua la mayoría de las especies acuáticas sumergidas son sensibles a este. Una mayor tolerancia

al herbicida por parte de las malezas acuáticas en relación a las plantas terrestres está documentada en la literatura (Cedergreen et al., 2004).

Imazapir

Un cambio de coloración de las plantas de *S. pectinata* fue observado a partir del día 50 de iniciado el ensayo, y se mantuvo hasta el fin del experimento. Las plantas amarronadas fueron pequeñas y poco turgentes, sin detectarse síntomas en las plantas que crecieron en las macetas testigo. Estos resultados coinciden con la sensibilidad de esta especie registrada en la bibliografía (Lynch, 2009; Vassios, 2010).

C. contraria no presentó síntomas de fitotoxicidad de ningún tipo ante las dosis evaluadas, y no se registraron estudios que relacionen esta especie con el principio activo imazapir, aunque no se lo recomienda en general para el control de algas (Gallagher, 2007)

Ácido acético

El crecimiento de *C. contraria* no se vio afectada en ninguna de las dosis evaluadas de ácido acético, y no presentó síntomas de fitotoxicidad registrables a través de la estimación visual.

S. pectinata mostró menor turgencia general y color menos intenso de las plantas luego de la emergencia, que resulto en plantas pequeñas y poco desarrolladas como era esperable según las experiencias en otros trabajos (Jin-Cheng et al., 2012; Spencer et al., 2003).

3.3.2. Ensayos en canales de riego

3.3.2.1 Herbicida diuron aplicado en preemergencia en canales de riego

Los tratamientos ensayados no presentaron diferencias significativas en los parámetros de biomasa y altura de *C. contraria* (Tabla 3.4). Tampoco se encontraron diferencias significativas en el crecimiento de esta especie entre los tratamientos realizados en canales reestructurados y canales sin reestructurar a pesar de las diferencias en cobertura vegetal al momento de las aplicaciones. Aunque en general se observó un mayor crecimiento total de *C. contraria* en canales sin reestructurar, posiblemente debido a las diferencias propias de estos canales y no a los tratamientos aplicados, como se registró en el Capítulo 2 de esta tesis.

Tabla 3.4. Valores promedio de altura (cm) y peso (g) de *Chara contraria* 120 días después del llenado de los canales para cada tratamiento de diuron aplicado como preemergente en canales de riego durante 2014 y 2015.

Año	Tratamiento	n	Altura promedio (cm)	Peso promedio (g)
2014	Testigo Antes	60	12,8 ±4,7* a	32,2 ±22,8* a
	6 kg ia ha ⁻¹	60	12,8 ±5,2* a	35,3 ±19,5* a
	12 kg ia ha ⁻¹	60	12,1 ±3,9* a	34,3 ±19,8* a
	Testigo Después	60	11,5 ±3,7* a	33,5 ±26,5* a
2015	Testigo Antes	50	19,5 ±6,6* a	35 ±23,9* a
	24 kg ia ha ⁻¹	50	19,1 ±5,3* a	36,2 ±18,3* a
	48 kg ia ha ⁻¹	50	19,8 ±4,7* a	36,6 ±20,1* a
	Testigo Después	50	20,1 ±6,2* a	36,5 ±19,8* a

*: desvió standard de la media. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$).

Se observó una gran variación en el crecimiento de *C. contraria* entre los distintos canales donde se realizaron los ensayos (Figura 3.6 y 3.7)

Prácticamente no se encontraron ejemplares de *S. pectinata* y *Z. palustris* en las zonas de muestreo, por lo tanto, no se pudo evaluar su respuesta a las dosis de diuron ensayadas.

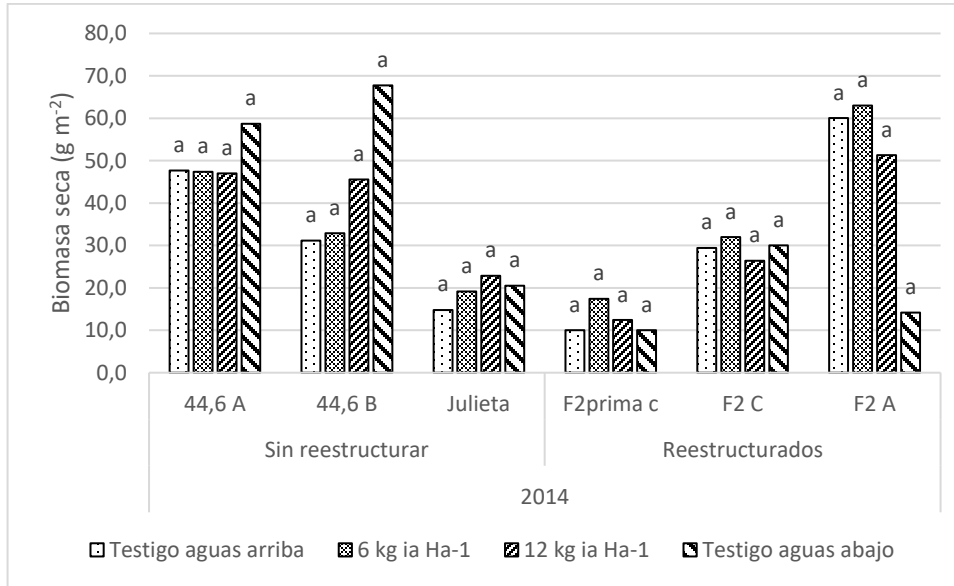


Figura 3.6. Valores promedio biomasa seca no subterránea de *C. contraria* para cada tratamiento de diuron como preemergente en canales de riego secos durante el año 2014. Barras con la misma letra dentro de cada canal indican que no hay diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

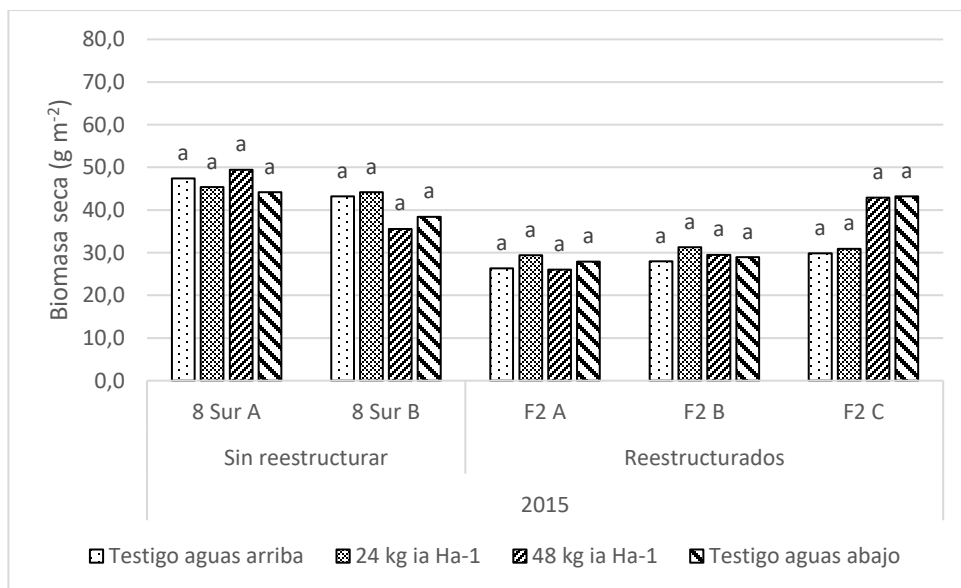


Figura 3.7. Valores promedio de biomasa seca (g m^{-2}) no subterránea de *C. contraria* tomado 120 días después de los tratamientos de diuron como preemergente en canales de riego secos durante el año 2015. Barras con la misma letra dentro de cada canal indican que no hay diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

Los resultados obtenidos no fueron los esperados, a pesar que el diuron ha sido utilizado previamente para el control de plantas acuáticas en aplicaciones de preemergencia (Bill, 1969; Bowmer & Adeney, 1978a). Aun cuando, especies del género *Chara* han presentado sensibilidad al diuron en otras ocasiones donde este herbicida era aplicado al agua (Pal & Chatterjee, 1987). Las dosis evaluadas variaron desde las recomendadas según el marbete para el control de malezas en acequias 12 kg ia ha^{-1} hasta superiores a las utilizadas en la bibliografía, 36 kg ia ha^{-1} (Bowmer & Adeney, 1978b).

El diuron no causó el efecto deseado en los canales posiblemente debido a degradación, lavado, y/o desfasaje temporal entre su acción biológica y crecimiento de *C. contraria*. Se ha documentado una reducción del 60% de la cantidad de diuron presente en el suelo con un periodo de 5 a 8 semanas entre la aplicación y el paso del agua. Sin embargo, también se ha recomendado dejar un tiempo mínimo de 5 semanas entre la aplicación y el inicio del uso del canal, para reducir la cantidad de producto en el agua de riego (Bowmer & Adeney, 1978b). El diuron prácticamente no se degrada en el ambiente acuático; sin embargo, en un ambiente terrestre su vida media es de 1 a 12 meses

(Goody et al., 2002; Romero et al., 2010). En las condiciones de este ensayo es posible que el diuron se haya degradado en el transcurso entre la aplicación del mismo y el llenado de los canales con agua. Por otra parte, los canales de este ensayo comenzaron a utilizarse para el transporte de agua de riego en los primeros días de agosto, y las primeras malezas acuáticas comienzan a crecer aproximadamente unos 30 días después. Si bien este herbicida se adhiere fuertemente a las partículas del suelo su solubilidad es moderada (Giacomazzi & Cochet, 2004), por lo que también es posible que una fracción del mismo se haya lavado antes de poder ejercer su efecto herbicida y teniendo en cuenta que, según Bowmer & Adeney (1978a), aproximadamente 20 días de funcionamiento del canal serían necesarios para remover el diuron del suelo. Es evidente la dificultad en hacer coincidir el estado activo de este herbicida en el sedimento de los canales, con un estado fenológico de *C. contraria* en crecimiento como para absorberlo y cumplir el efecto deseado.

3.3.2.2. Ácido acético

Las malezas presentes en las zonas de muestreo fueron ejemplares de *C. contraria*, *S. pectinata* y *Z. palustris*, con una frecuencia de aparición promedio de los dos años ensayados de 94%, 46% y 35% respectivamente.

El peso seco de *C. contraria* correspondiente al tratamiento de 5% de acidez y 40 L m⁻² fue significativamente mayor al testigo y al resto de los tratamientos en el año 2019, sin mostrarse la misma tendencia con la altura. El resto de los tratamientos no mostraron diferencias significativas respecto al testigo en los parámetros de biomasa seca y altura, para las tres especies encontradas en los dos años que se realizó este ensayo (Tabla 3.5).

Los resultados difieren con la bibliografía donde *S. pectinata* redujo su crecimiento en aplicaciones de dosis y volúmenes similares de ácido acético (Spencer et al., 2003; Spencer & Ksander, 1995, 1997). Posiblemente debido a la baja cantidad de individuos de *S. pectinata* presentes en las parcelas de muestreo al finalizar el ensayo (Tabla 3.5).

Si bien *Z. palustris*, se encontró presente, la cantidad de individuos en las unidades experimentales fue muy pequeña como para analizarla estadísticamente. No se han registrado estudios sobre la respuesta de *Z. palustris* y *C. contraria* al ácido acético, aunque si se ha documentado la sensibilidad de varias plantas acuáticas al ácido acético

en dosis y volumen de caldo similares (Anderson, 2007; Spencer et al., 2003; Spencer & Ksander, 1995).

El mayor crecimiento en biomasa de *C. contraria* en el tratamiento con más volumen de caldo y con mayor concentración de ácido acético, podría explicarse por una menor frecuencia de ejemplares de *S. pectinata* en los tubos de dicho tratamiento, y por lo tanto una menor presión de competencia de esta especie, teniendo en cuenta que *S. pectinata* es un gran competidor por la luz al obtener más altura y emerger antes que *C. contraria* (Van den verg 1998).

Tabla 3.5. Número de individuos (n) y valores promedio de peso seco (g), altura (cm) y desvíos estándar de *Chara contraria*, *Stuckenia pectinata*, y *Zanichellia palustris*, sometidas a dos concentraciones de ácido acético (2,5 y 5%) y volumen de caldo (20 y 40 L) el canal de riego F2 prima durante los años 2018 y 2019. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$).

Año	Tratamiento	<i>S. pectinata</i>			<i>C. contraria</i>			<i>Z. palustris</i>		
		n	Peso (g)	Altura (cm)	n	Peso (g)	Altura (cm)	n	Peso (g)	Altura (cm)
2018	Testigo	3	1,23 ±0,6* a	54,67 ±18,5* a	5	9 ±4,32* a	28 ±4,47* a	1	0,4 ±0* a	37 ±0* a
	20 L/2,5%	3	2,2 ±2,86* a	48 ±16,7* a	4	8,75 ±2,02* a	25,5 ±1,29* a	1	0,2 ±0* a	23 ±0* a
	20 L/5%	3	2,1 ±0,8* a	55,67 ±18,34* a	5	7,92 ±4,64* a	27,4 ±4,22* a	2	2,25 ±0,64* a	23 ±4,24* a
	40 L/2,5%	3	3,47±3,32* a	67,67 ±15,95* a	5	10,24 ±10,36* a	22,6 ±10,5* a	1	2,6 ±0* a	19 ±0* a
	40 L/5%	1	0,3 ±0* a	31 ±0* a	5	9,82 ±4,53* a	31 ±1,58* a	4	2,98 ±3,11* a	23,75 ±5,68* a
2019	Testigo	1	2 ±0* a	46 ±0* a	5	6,4 ±4,98* a	18,6 ±6,5* a	3	2 ±1* a	26,33 ±11,85* a
	20 L/2,5%	3	4 ±1* a	41,67 ±3,51* a	5	6,4 ±4,1* a	13,8 ±6,76* a	2	2 ±1,41* a	16 ±5,66* a
	20 L/5%	3	2 ±1,73* a	39,67 ±11,5* a	4	5,25 ±3,2* a	20 ±3,37* a	2	4 ±4,24* a	25 ±9,9* a
	40 L/2,5%	4	2,13 ±0,25* a	45,25 ±13,15* a	5	13,9 ±12,36* ab	20,6 ±3,71* a	0	Sd a	Sd a
	40 L/5%	1	5 ±0* a	48 ±0* a	5	28,8 ±14,29* b	23,8 ±4,66* a	1	3 ±0* a	27 ±0* a

*: desvió standard de la media

Sd, Sin datos

Letras diferentes indican diferencias significativas

3.4. Conclusiones

En los ensayos realizados en acuarios bajo condiciones controladas se concluyó que *C. contraria* y *S. pectinata* son sensibles al diuron. Aunque no se pudo determinar que su efecto herbicida se haya realizado desde el sedimento, dado que las macetas no tratadas, pero colocadas dentro del mismo acuario, también mostraron efecto fitotóxico al diuron, evidenciándose así el lavado del producto hacia el agua del acuario y potencialmente el agua del canal, por lo que se rechaza la hipótesis 1. El diuron fue el único que mostro un efecto fitotóxico sobre *C. contraria*. Mientras que, *S. pectinata* presento síntomas de fitotoxicidad ante diuron, metsulfuron, imazapir y ácido acético. Más estudios son necesarios para evaluar otras formulaciones, formas de aplicar, el desempeño, practicidad de uso y el potencial lavado de los agroquímicos bajo condiciones de campo.

Las aplicaciones de diuron como preemergente en canales de riego no fueron efectivas para reducir el crecimiento de *C. contraria*. Sin observarse diferencias en el crecimiento de esta especie entre aquellos canales que se encontraban reestructurados y aquellos sin reestructurar al momento de la aplicación. Lamentablemente no fue posible registrar la respuesta de *S. pectinata* a este herbicida por la poca frecuencia de esta especie en los sitios de muestreo al finalizar los ensayos. Por lo que se rechaza la hipótesis 2, aunque más estudios serían necesarios para evaluar la respuesta de *S. pectinata* al diuron. Posiblemente realizándose únicamente con esta maleza para evitar el efecto que pueda tener el denso crecimiento de *C. contraria* en el mismo sitio de muestreo.

Las aplicaciones de ácido acético como preemergente en canales de riego no afectó el crecimiento de *C. contraria*. Por lo tanto, se rechaza la Hipótesis 3, teniendo en consideración que la cantidad de plantas de *S. pectinata* y *Z. palustris* que crecieron dentro de las parcelas de muestreo fue muy reducida tanto en 2018 como en 2019.

Es posible que el poco efecto observado de los productos químicos aplicados en preemergencia sobre el *C. contraria* tenga fundamento en la diferencia en la cual las algas y las plantas absorben nutrientes del medio acuático. Dado que, si bien ambos grupos absorben nutrientes desde el sedimento y desde el agua, las plantas acuáticas en general, excepto las flotantes, absorben sus nutrientes principalmente desde el

sedimento, mientras que, por el contrario, las algas tienden a absorber más nutrientes desde el agua (Fernandez et al., 1987; Macdonald, 2012).

Capítulo IV

Estrategias de control químico y ambiental de malezas acuáticas sumergidas en postemergencia en canales de riego

4.1. Introducción

Un proyecto de manejo de la vegetación acuática exitoso en el largo plazo, está asociado a un programa de control integrado que tienda a generar información útil sobre la dinámica de poblaciones y la reducción de sus perjuicios económicos y ambientales (Fernández et al., 1990; Sabbatini & Murphy, 1996). Es por esta razón que la mayoría de los programas de gestión de malezas acuáticas tienen por objetivo la disminución de la biomasa vegetal a niveles lo suficientemente bajos como para permitir un correcto funcionamiento del sistema en lugar de buscar la eliminación total de la especie (Sabbatini et al., 2013).

La presencia de cualquier tipo de vegetación acuática en los canales de riego afecta las características de flujo de agua. La vegetación acuática casi siempre está presente en los canales y puede crecer rápidamente y disminuir o bloquear el flujo. La demanda de agua puede variar sustancialmente de una semana a otra ya que depende de las condiciones climáticas. Por lo tanto, es difícil establecer el umbral de daño económico y que sea aplicable a los diferentes canales o secciones de los mismos. Por estas razones, el manejo de la vegetación suele ser terapéutico, es decir, se implementa antes o como consecuencia del impacto de las malezas en el flujo de agua (Sytsma & Parker, 1999).

El control químico de malezas acuáticas sumergidas depende principalmente de: la concentración del herbicida que entra en contacto con la planta objetivo, la cantidad de tiempo que una planta o alga está expuesta al herbicida y del estado fenológico de la planta al momento de la aplicación. Además, condiciones del medio acuático como turbiedad y durezas elevadas, pueden reducir la cantidad de ingrediente activo disponible. Por su parte, la respuesta de la especie objetivo también está relacionada con las propiedades de cada herbicida y la sensibilidad al mismo (Langeland & Laroche, 1994). En los canales de riego el agua, la concentración del herbicida y el tiempo de exposición se ven limitados por la rápida dilución y dispersión una vez que el agua no tratada comienza a circular por el canal (Goordazi et al., 2017).

La información sobre la absorción de los herbicidas y la concentración letal para los tejidos vegetales es fundamental para un correcto control químico. Lamentablemente dicha información es limitada para macrófitos acuáticos, especialmente especies sumergidas (Goordazi et al., 2017). Actualmente, existen pocos herbicidas registrados para malezas acuáticas sumergidas aplicables al agua a nivel mundial, entre ellos se

destacan los principios activos acroleína, endothall, diquat, carbentrazone, entre otros (Charudattan, 2001; Hussner et al., 2017; Macdonald, 2012).

El sulfato de cobre pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) (SCP) es recomendado para el control de algas en canales de riego. Su toxicidad se debe a la habilidad del cobre de inhibir la respiración y la fotosíntesis en la célula actuando mejor a altas temperaturas del agua y pH neutro o ácido (Boyd & Tucker, 1998; Pieterse & Murphy, 1990). El cobre es un micronutriente y la diferencia entre ser beneficioso o tóxico para las plantas regadas con agua tratada depende de la concentración. Por tal motivo, su utilización en canales de riego debe ser bajo condiciones apropiadas para lograr la mayor efectividad de control evitando la acumulación del cobre en el ambiente que se traduciría en un efecto tóxico a los cultivos irrigados (Salam & El-Fadel, 2008). No es recomendable su uso en aguas de pH superior a 7 y nivel de dureza superior a $50\text{-}100 \text{ CaCO}_3 \text{ mg L}^{-1}$. La combinación del cobre con los carbonatos y su posterior precipitación reduce el cobre disponible para actuar sobre algas y limita la distancia que puede controlar una aplicación en canales (Datta, 2009; Gallagher, 2007; Sytsma & Parker, 1999; Washington State Department of Ecology, 2002). Para disminuir este efecto se han producido formulaciones especiales como Quelato de Cobre o Citrato de Cobre, estos compuestos se pueden obtener mediante la mezcla de SCP con EDTA y Ácido cítrico respectivamente, aunque estos agentes quelatantes pueden reducir el efecto fitotóxico del cobre (Boyd & Massaut, 1999; Fawaz et al., 2018; Washington State Department of Ecology, 2002). Para que el agregado de estos agentes sea rentable, el costo agregado de estos aditivos debería verse reflejado en su utilización, ya sea a menores dosis de cobre, menor tiempo de contacto requerido o una mayor distancia de control en canales.

El diuron ha sido utilizado en el control de malezas acuáticas en canales de riego principalmente aplicado a los sedimentos del canal sin agua; sin embargo, también se ha evaluado su utilización para malezas acuáticas sumergidas (Bowmer, 1979; Gallagher, 2007). Existen experiencias de su utilización disuelto en agua, donde se registró efectos de fitotoxicidad en especies como *Chara coralina*, *C. contraria*, *Potamogeton malaianus* y *Hydrilla verticillata* (Irigoyen, 1981; La-ongpant et al., 1999; Lavalley & Sivori, 1981; Pal & Chatterjee, 1987)

El paraquat (ion 1,1'-dimetil-4, 4'-bipiridinio) se ha utilizado para el control de plantas acuáticas sumergidas como *Potamogeton crispus*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Hydrilla verticillata* y *Potamogeton pectinatus*. La dosis

comúnmente aplicada es de 1 mg de ingrediente activo por litro, con un período mínimo de exposición de 24 horas (Caffrey, 1990; Fox et al., 1896; Lavallo & Sivori, 1981; Murphy & Barrett, 1993; Van & Conant, 1988). Sin embargo, la utilización de paraquat pareciera no afectar el crecimiento de *C. contraria* (Fry et al., 1973; Lavallo & Sivori, 1981; Lynch, 2009).

El amoníaco (NH_3) es un nutriente que contiene nitrógeno e hidrógeno, su estado no ionizado es el amonio (NH_4^+). Estos compuestos pueden ser tóxicos para muchos organismos acuáticos; no obstante, no se encontró bibliografía de su posible utilización para el control de *C. contraria* (Evenari, 1949; USEPA, 2009). Se ha comprobado su utilidad en el control plantas acuáticas en estanques, aplicándose en forma gaseosa como amoníaco anhidro (Ramachandran, 1962). Esta aplicación resultaba difícil y costosa, es por eso que en su lugar ha sido evaluada la aplicación de sulfato de amonio (SA) y Cal apagada al agua, para la erradicación de peces en un estanque. Esta mezcla, una vez preparada y mezclada con el agua, libera el amoníaco el cual es el agente tóxico para el control tanto de peces como de plantas (Subramanian, 1983). Es importante aclarar que, en el control de malezas acuáticas en estanques, el compuesto se aplica para lograr una concentración determinada en la totalidad de la masa de agua y luego se esperan ver los síntomas sobre las malezas a controlar. En canales de riego al tratarse de agua en movimiento, para lograr la misma concentración de producto, el mismo se debe aplicar continuamente mientras el agua circula durante un tiempo determinado. El tiempo de contacto químico-maleza necesario para lograr el control en estanques generalmente se desconoce y muchas veces no tiene relevancia. Mientras que, en canales de riego es un factor determinante en la efectividad y costo del tratamiento.

Otra alternativa para el control de malezas acuáticas es el manejo del nivel del agua. El secado es una técnica bien establecida que consiste en manipular el nivel de un cuerpo de agua para exponer la vegetación sumergida a condiciones de secado (o congelamiento), con suficiente desecación como para desencadenar la muerte de las especies presentes principalmente las sumergidas (Winton et al., 2013). La efectividad de este método para el control de malezas acuáticas sumergidas ha sido documentada para canales de riego, estques, represas, etc., seguida de una re infestación principalmente por plantas con rizomas o tubérculos (Barrat-Segretain & Cellot, 2007; Lancar & Krake, 2002; Sytsma & Parker, 1999). La información respecto del efecto de esta técnica sobre el crecimiento de *C. contraria* en canales de riego del VIRIC es escasa.

Cabe destacar que esta técnica se aplica indirectamente todos los años en el VIRIC al finalizar la temporada de riego en el mes de abril, dado que los canales se secan por al menos tres meses en el periodo invernal.

4.1.1. Hipótesis

1. El uso de los agentes quelatantes EDTA y Ácido Cítrico no reducirán significativamente el efecto alguicida del SCP, permitiendo considerar su utilización para reducir la precipitación del cobre en el agua de riego del VIRC.

2. El uso de SCP como alguicida en canales de riego reducirá significativamente el crecimiento de *C. contraria*.

3. El Diuron aplicado al agua de riego será capaz de reducir significativamente el crecimiento de *C. contraria* y *S. pectinata*, considerando su uso potencial para el control de malezas acuáticas en canales de riego.

4. La utilización de paraquat reducirá significativamente el crecimiento de *S. pectinata*, adecuando su utilización en canales de riego.

5. La combinación de SA y cal aplicados al agua disminuirá significativamente la biomasa de *C. contraria*, representando un método aplicable para el control de esta especie en canales de riego.

6. El corte del suministro de agua y consecuente secado de los canales de riego reducirá significativamente la biomasa de *C. contraria*, funcionando como una herramienta efectiva para el manejo de esta especie.

4.1.2. Objetivo

El objetivo de este capítulo fue evaluar el efecto de diversas técnicas de control en *C. contraria* y *S. pectinata* en canales de riego del VIRC. La evaluación de distintas concentraciones, tiempos de contacto y formas de aplicación en tratamientos químicos y técnica de secado de canales permitirán generar un mejor entendimiento de las distintas estrategias de control de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego.

4.2. Materiales y métodos

En el desarrollo de este estudio se realizaron una serie de ensayos evaluando el control ejercido por diferentes compuestos sobre *C. contraria* y/o *S. pectinata* (Tabla 4.1). Estos herbicidas fueron evaluados en primera medida en acuarios en el invernáculo del CERZOS dentro del predio CCT Bahía Blanca, y algunos de ellos fueron evaluados también en canales de riego bajo condiciones reales.

Tabla 4.1. Características de los compuestos químicos utilizados en los ensayos tanto en acuarios como en canales de riego entre 2013 y 2019.

<i>Herbicida</i>	<i>Formulación</i>	<i>Marca comercial</i>	<i>Compuesto químico</i>
Sulfato de cobre pentahidratado (SCP)	Polvo/nieve 25,2% cobre	RAME Productos Químicos S.R.L	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$
Paraquat	SL (Concentrado soluble)	27% ADAMA	Dicloruro de 1,1'-dimetil-4,4'-bipiridilo
Diuron	SC (Suspensión Concentrada)	80% ADAMA	N- (3,4-diclorofenil) -N, N-dimetil-urea
Sulfato de amonio (SA)	Granulado	YPF	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$
Cal hidratada	Polvo	Loma negra	Dihidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$

4.2.1. Ensayos en acuarios ubicadas en invernáculo

Los ensayos que se llevaron a cabo en acuarios situados en el invernáculo del CERZOS, dentro del CCT CONICET Bahía Blanca, se resumen en la Tabla 4.2. En cada acuario con agua se colocaron macetas con sedimento y se cultivaron especies acuáticas sumergidas provenientes de VIRC.

Todos los ensayos realizados en acuarios se realizaron bajo la misma metodología, la cual simula las condiciones que se dan cuando se realiza un control químico de malezas acuáticas sumergidas en un canal de riego. Donde, luego de la dispersión del producto se inicia el tiempo de contacto entre el producto y la maleza, que es interrumpido posteriormente cuando finaliza el aporte del producto y se retoma la normal circulación de agua sin tratar por el canal. Finalizada la aplicación del herbicida, la circulación de agua de riego sin tratar diluye el producto aplicado y lo arrastra aguas abajo. Por lo tanto, los parámetros considerados en estos ensayos en condiciones controladas fueron:

- La dosis o concentración de principio activo en el agua
- El tiempo de contacto, entre las malezas y el agua tratada.
- Parámetros del agua, temperatura, pH, conductividad eléctrica y turbiedad
- Altura promedio de las plantas al inicio del ensayo

Tabla 4.2. Resumen de los ensayos realizados en acuarios en el invernáculo del CERZOS CONICET Bahía Blanca para evaluar el efecto de diversos compuestos químicos aplicados al agua sobre *Chara contraria* y/o *Stuckenia pectinata* entre 2016 y 2019.

Compuesto evaluado	SCP; SCP + ácido cítrico; SCP + EDTA	SCP; SCP + ácido cítrico	Diuron	Paraquat	SA y Cal		
Especies ensayadas	<i>C. contraria</i>	<i>C. contraria</i>	<i>C. contraria</i> y <i>S. pectinata</i>	<i>C. contraria</i> y <i>S. pectinata</i>	<i>S. pectinata</i>	<i>C. contraria</i>	<i>C. contraria</i>
Dosis evaluadas (ppm de ia)	0,625 y 1,25 ppm	0,625 y 1,25 ppm	0,113 y 0,226 ppm	1, 3 y 5 ppm	0,5 y 1 ppm	0,062; 0,124 g L ⁻¹ **	0,0155; 0,031; 0,062; 0,124 g L ⁻¹ **
Tiempos de contacto (h)	18	6 y 12	6, 9 y 12	2, 8 y 18 *	1,5; 3, 6 y 18	0,5; 1; 2 y 4	12, 24 y 48
Duración del ensayo	15 días	15 días	3 meses	3 meses	21 días	45 días	45 días
Frecuencia de muestreos	5 días	5 días	20 días	20 días	7 días	15 días***	15 días***
Fecha del ensayo	22/01/2016	12/03/2016	17/12/2015	20/06/2016	08/08/2016	16/11/2017	26/09/2016
Temperaturas del agua	20-21°C	19-20°C	19 -21°C	17-18°C	17-18	16 - 19°C	17 - 19 °C
Altura promedio de las especies evaluadas	15 cm	14 cm	13 y 27 cm	11 y 26 cm	28 cm	14 cm	12 cm
Fecha repetición	01/02/2017	10/02/2017	15/12/2016	06/07/2018	10/01/2017	14/12/2018	23/01/2018
Temperatura del agua	20-21°C	20-21°C	20-22°C	18 -19°C	21°C	20-21°C	24 -25 °C
Altura promedio de las especies evaluadas	10 cm	10 cm	9 y 19 cm	14 y 35 cm	31 cm	11 cm	10 cm

*El tiempo de contacto de 18 h solo se evaluaron en la dosis de 1 ppm

** Corresponde a la cantidad de cada producto por litro de agua en el acuario

*** El primer muestreo se realizó a los 7 días de la aplicación del tratamiento

Para todos los ensayos se utilizaron cinco macetas por tratamiento, estas fueron colocadas en un acuario con 10 litros de agua recolectada de canal F2 y se dejó reposar una noche. Al día siguiente se añadió a cada acuario la cantidad y tipo de producto químico correspondiente a cada tratamiento según el ensayo diagramado. El producto químico fue previamente disuelto en un litro de agua del mismo acuario y posteriormente fue incorporado a la misma y mezclado vigorosamente para asegurar una concentración homogénea en el agua del acuario. Las macetas estuvieron en contacto con el agua tratada cumpliendo los tiempos de contacto establecidos para cada tratamiento. Pasado este tiempo, se lavaron los acuarios con las macetas dentro. El “lavado” consistió en:

- Vaciado del agua tratada del acuario
- Llenado del acuario con 40 litros de agua de red
- Agitado del agua
- Espera de 15 minutos
- Vaciado de los 40 litros de agua

Se realizaron cuatro lavados seguidos en el lapso de dos horas a cada acuario con el objetivo de disolver, diluir y retirar los restos de producto que quedaran en el acuario y en la superficie de las plantas. A continuación, se colocaron todas las macetas de un mismo ensayo distribuidas al azar en un mismo acuario con 140 litros de agua de red y un aireador de pecera. Una vez por semana se renovó 80% del agua del acuario.

El agua de red utilizada en los ensayos en acuarios era la correspondiente a la red de agua potable de la ciudad de Bahía Blanca, la cual fue analizada antes de la realización de cada ensayo, arrojando siempre características muy similares. La turbiedad fue aproximadamente de 3 NTU, el pH se mantuvo en el rango 7,6-7,8 y la conductividad eléctrica en $1,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Los muestreos consistieron en estimar visualmente el porcentaje de control comparado con el testigo, y caracterizar los síntomas con una escala propia, adaptada de Anderson (1981) (Tabla 4.3). La fecha entre los muestreos y la duración del ensayo variaron según el producto aplicado (Tabla 4.2). La temperatura del agua fue registrada durante la aplicación, y en cada muestreo posterior. La eficacia de los productos aplicados se determinó utilizando la reducción del peso seco no subterráneo. Al finalizar el ensayo se cosechó la biomasa no subterránea para determinar el peso seco por maceta de las especies incluidas en cada ensayo.

Cada acuario representó un tratamiento, y cada maceta una repetición. Todos los ensayos se repitieron en dos años diferentes y tuvieron un diseño experimental aleatorizado con un total de cinco réplicas por tratamiento. Los análisis estadísticos fueron realizados con el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2017).

Para los ensayos se utilizó ejemplares de *S. pectinata* y/o *C. contraria* en activo crecimiento, cultivados en maceta con suelo proveniente del canal F2 prima ubicado en el campo piloto de CORFO Río Colorado (39°25'17.9"S 62°37'08.8"W). Dada la abundante presencia de oosporas de *C. contraria* en el suelo de los canales el abastecimiento de los ejemplares de esta especie se generó directamente colocando la parte superficial del suelo de canal en maceta y en agua hasta que alcanzaran la altura necesaria para el ensayo. Mientras que en el caso de *S. pectinata*, el stock de plantas necesarias para los ensayos se realizó mediante esquejes según la metodología propuesta por Smart & Barko, (1985). La multiplicación por esquejes se llevó a cabo seleccionando un ápice en activo crecimiento sin flor de aproximadamente 10 cm. Estos tallos seleccionados fueron colocados a razón de uno por maceta, y cultivados hasta que alcanzaran el desarrollo suficiente para empezar cada ensayo. Para esto se mantuvo un stock de plantas "madre", las cuales fueron cultivadas en ocho macetas de 1 litro de capacidad para cada especie y colocadas en acuarios de 70 litros con aireador. Una vez por año durante el mes de julio se realizó un recambio del suelo de las macetas por sedimento de canales recientemente recolectado para asegurar el mantenimiento de la vitalidad del stock de plantas madres. Esto se realizó con las plantas madres a raíz desnuda colocándolas en el nuevo sedimento previamente humedecido. El resultado del recambio de sedimento fueron plantas sanas con crecimiento vigoroso que atravesaron todos los estadios fenológicos correspondientes.

Las macetas utilizadas fueron de 250cm³ y albergaron las plantas/algas durante 30 a 60 días o hasta que alcanzaron la altura necesaria para el tratamiento, aproximadamente entre 10 y 15cm para *C. contraria* y entre 20 y 30cm para *S. pectinata*. Previo a cada ensayo se tomaron 10 macetas azar y se midió la altura la especie correspondiente a cada ensayo.

El sedimento utilizado en las macetas de los ensayos realizados en invernáculo se recolecto durante los meses de julio de cada año del canal F2 prima ubicado en el Campo Piloto de CORFO Río Colorado.

Tabla 4.3. Escala de estimación visual de síntomas en *Chara contraria* y *Suckenia pectinata* con productos fitosanitarios durante los muestreos*.

<i>Referencia</i>	<i>Sintoma observado</i>
Turg.	Perdida de turgencia
Emerg.	Emergiendo de la superficie del suelo
Crece	Creciendo bien sin síntomas
SC	Sin cambios respecto a la observación anterior
Marchit.	Amarronamiento/ quemadura follaje
RB	Rebrote desde la base
RT	Rebrote desde el tallo
Flor	Presencia de órganos reproductivos
Flot	Restos desprendidos flotando

*Escala adaptada (Anderson, 1981).

4.2.1.1. Cobre

Se realizaron dos ensayos evaluando dos opciones de agentes quelatantes que podrían disminuir la precipitación del cobre en el agua. La especie elegida para ambos ensayos fue *C. contraria*.

Se realizaron 3 evaluaciones (5, 10, y 15 días después de la aplicación), observando el % de control de cada tratamiento comparándolo con el Testigo y la sintomatología observada. Luego de 15 días se dio por finalizado el ensayo y se cosechó la biomasa no subterránea presente en cada acuario para luego secarla en estufa a 60°C hasta peso constante. Los compuestos fueron evaluados en las siguientes proporciones:

- SCP: se usó el SCP “nieve” comúnmente utilizado en las aplicaciones de los canales.
- SCP + EDTA: 1 parte de SCP y 2 partes de Ácido EDTA.
- SCP + Ácido cítrico: 1 parte de SCP y 2 partes de Ácido Cítrico grado alimenticio.

Para comparar las medias se realizó el test no paramétrico de Kruskal Wallis ($p < 0,05$).

4.2.1.1.1. Aditivos para el Sulfato de Cobre Pentahidratado

El ensayo comparó el efecto alguicida del SCP en forma individual y con la adición de dos aditivos como el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) y el Ácido cítrico. Se utilizaron siete tratamientos, mediante la combinación de tres productos; SCP; SCP + EDTA; y SCP + ácido cítrico, 2 dosis de 0,625 y 1,25 ppm de cobre y solo un tiempo de contacto de 18 h.

4.2.1.1.2. Ácido cítrico como aditivo del Sulfato de Cobre Pentahidratado

Este ensayo consistió en evaluar el efecto ácido cítrico como agente quelatantes a menores tiempo de contacto y dosis que las utilizadas en el ensayo anterior. Los nueve tratamientos fueron conformados por la combinación de los dos productos SCP y SCP + ácido cítrico, dos dosis de 0,625 y 1,25 ppm de cobre y dos tiempos de contacto, 6 y 12h.

4.2.1.2. Diuron

Dos ensayos utilizando el herbicida Diurex 80 FW marca ADAMA (diuron formulado a 80% como suspensión concentrada) fueron realizados, evaluando el efecto fitotóxico producido en *C. contraria* y *S. pectinata*. La principal diferencia entre estos dos ensayos estuvo en las concentraciones de diuron evaluados en cada uno. En el primer ensayo se utilizaron “dosis bajas” con el objetivo de controlar las malezas y poder utilizar esa agua para riego, mientras que en el segundo ensayo se utilizaron “dosis altas” considerando que esa agua no podría ser utilizada para el riego de cultivos en desarrollo. En cada ensayo se utilizaron cinco unidades experimentales (macetas) para cada especie que fueron aplicadas en el mismo acuario, cada maceta representa una repetición. Luego de un mes de la aplicación de diuron realizaron muestreos periódicos cada 20 días registrándose la sintomatología observada según la escala descrita en la Tabla 4.2. A los 80 días, luego del cuarto muestreo se dio por finalizado el ensayo. La biomasa no subterránea de cada maceta fue cosechada y secada en estufa a 60 °C hasta obtener un peso constante.

A continuación, se detallan los tratamientos utilizados en ambos ensayos:

Los ensayos de diuron a dosis bajas estuvieron conformados por la combinación de dos dosis de 0,113 y 0,266 ppm de diuron y tres tiempos de contacto de 6, 9 y 12 h. Mientras que, en el ensayo de dosis consideradas altas, se utilizaron tres dosis y tiempos de contacto de entre 2 y 18 h. Debido al número limitado de acuarios el tiempo de contacto de 18 hs solo se realizó en la dosis más baja.

A su vez, los ensayos de diuron a dosis alta incluyeron los siguientes tratamientos:

	Concentración diuron	Tiempo de contacto
1.	0 ppm (Testigo)	
2.	1 ppm	2h
3.	1 ppm	8h
4.	1 ppm	18h
5.	3 ppm	2h
6.	3 ppm	8h
7.	5 ppm	2h
8.	5 ppm	8h

Para el análisis de los datos se estimaron los componentes de varianza por máxima verosimilitud restringida (REML) en un modelo lineal mixto. La comparación de medias se llevó a cabo mediante el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

4.2.1.3. Paraquat

El efecto del paraquat sobre *S. pectinata* fue analizado cada 7 días registrando la sintomatología observada para cada tratamiento finalizando el estudio a los 21 días. La biomasa no subterránea de cada maceta luego del ensayo fue cosechada y secada en estufa a 60 °C hasta obtener un peso constante. Se realizaron nueve tratamientos conformados por la combinación de dosis de 0,5 y 1 ppm de paraquat y cuatro tiempos de contacto de 1,5; 3; 6 y 18h.

Para el análisis de los datos, se estimaron los componentes de varianza por máxima verosimilitud restringida (REML) en un modelo lineal mixto. La comparación de medias se llevó a cabo mediante el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

4.2.1.4. Sulfato de amonio y cal

Una mezcla de SA y Cal se utilizó para el control de *C. contraria* en dos ensayos, diferenciándose principalmente en los tiempos de contactos empleados. Los muestreos se efectuaron cada 15 días finalizando a los 45 días. Para el análisis de los datos se estimaron los componentes de varianza por máxima verosimilitud restringida (REML) en un modelo lineal mixto. La comparación de medias se llevó a cabo mediante el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

4.2.1.4.1. Altos Tiempos de Contacto

El experimento se realizó en 2016 y fue replicado en iguales condiciones en 2017. Los 13 tratamientos conformados por la combinación de 4 dosis de 0,0155; 0,031; 0,062 y 0,124 g de SA L⁻¹ y 0,0155 g de Cal L⁻¹ y 3 tiempos de contacto de 12; 24; y 48h. Las dosis utilizadas se eligieron de acuerdo a las utilizadas en la bibliografía, en el cual se utilizó 0,062 g de SA L⁻¹ + 0,062 g de Cal L⁻¹, para lograr una concentración de 12,5 ppm de Nitrógeno (Subramanian, 1983).

4.2.1.4.2. Bajos tiempos de contacto

Este ensayo se realizó en noviembre del 2017 y se repitió en diciembre del 2018. Fue realizado considerando la posibilidad de una aplicación sin la necesidad de embalsar el canal, es decir que el tiempo de contacto evaluado sería igual al tiempo de aplicación.

Los 11 tratamientos fueron conformados por la combinación de dos dosis de 0,062 y 0,124 g de SA L⁻¹ y 0,124 g de Cal L⁻¹ y cinco tiempos de contacto de 0,5; 1; 2; 3 y 4 horas.

4.2.2. Ensayos en canales de riego

Los ensayos se realizaron entre 2013 y 2019 en canales de riego (secundarios o terciarios) en funcionamiento que se encontraban infestados con malezas en activo crecimiento. Fue evaluada la respuesta a aplicaciones de diferentes compuestos químicos al agua de riego, como así también, el efecto del secado de canales sobre las malezas acuáticas.

Los ensayos incluyeron aplicaciones cerca de alguna compuerta de manera de favorecer la homogeneización del compuesto asperjado en el agua del canal. La metodología de aplicación varió según el estado (líquido/sólido) de los productos. Las aplicaciones de productos líquidos como SCP (disuelto), paraquat y diuron al agua, se realizaron mediante la colocación de un reservorio con la mezcla de producto a aplicar, y un gotero que dosifica la cantidad justa de producto según el caudal del canal, para lograr las dosis adecuadas. Mientras que, en el caso del SA y Cal estos compuestos se aplicaron directamente al agua de riego de manera manual y continua (Figura 4.1).



Figura 4.1. Metodología utilizada para la aplicación de compuestos en estado líquido (izquierda) y en estado sólido (derecha) en canales de riego con agua entre 2014 y 2019.

Como el agua se encuentra circulando a medida que se aplica, se genera una sección de agua tratada que desliza hacia aguas abajo por el interior del canal. Las especies evaluadas en este trabajo son arraigadas y por lo tanto se encuentran fijadas en el sedimento. Por este motivo, se estima que el tiempo de aplicación del producto es similar

al tiempo de contacto entre el producto y las plantas ubicadas en el canal de riego. Al momento de la aplicación de cada tratamiento se recolectó una muestra de agua para medir la conductividad eléctrica, pH y turbiedad. Estos parámetros fueron registrados con los siguientes equipos: la conductividad del agua fue medida con un conductímetro Hach CO150 modelo 50150 y en la medición del pH se utilizó un equipo Hach EC10 modelo 50050; ambos equipos poseen electrodos con compensación automática de la temperatura. Para la medición de la turbiedad se utilizó un turbidímetro marca Hach modelo 2100 P. También se registró in situ otros parámetros del agua de riego como caudal, temperatura y velocidad superficial. La temperatura se registró con un termómetro de alcohol modelo de varilla (Tabla 4.4). La velocidad superficial se calculó con el desplazamiento de un flotador entre dos puntos, el cual dividido el tiempo que demora el desplazarse entre dos puntos de distancia conocida permite obtener la velocidad superficial del flujo de agua.

El caudal fue medido en la compuerta más próxima a las aplicaciones con siguiente formula (Hidalgo, 1971):

$$Q = K \times Sec \times \sqrt{2 \times g \times h}$$

Dónde:

Q: caudal ($m^3 s^{-1}$)

K: coeficiente de gasto (según recomendación CORFO Río Colorado, se utilizó un valor de 0,65)

Sec: sección resultante del producto del ancho y apertura de la compuerta (m^2)

g: $9,8 m s^{-1}$

h: carga hidráulica (m) (diferencia entre altura del agua a cada lado de la compuerta)

Tabla 4.4. Resumen de los tratamientos químicos aplicados al agua de canales de riego del Valle Inferior del Río Colorado para el control de malezas acuáticas sumergidas entre los años 2013 y 2019.

	SCP	Diuron	Paraquat	SA y Cal
Aplicaciones	22	2	7	11
Dosis	0,625 y 1,25 ppm Cu	3 ppm	1 y 3,8 ppm	0,124 - 0,5 g L ⁻¹
Tiempo de contacto (h)	9-20h	1,5 y 7h	3-10h	7-32h
Caudal (L s ⁻¹)	70 - 320	180-250	150-300	40-300*
Días entre muestreos	7	7 y 30	10	10 a 15
Temperatura (°C)	17-22	19 y 21	18-23	19-23

La efectividad de las aplicaciones de SCP, diuron, SA y cal y del secado se evaluó como el porcentaje de reducción en el peso seco no subterráneo de *C. contraria* en el canal. Mientras que en el caso del paraquat, su efecto se evaluó sobre *S. pectinata* ya que ensayos previos mostraron la tolerancia de *C. contraria* a este herbicida. Para precisar estos cambios en la vegetación sumergida, se cosecharon 10 muestras de biomasa en una sección representativa de cada canal situada aguas abajo del punto de aplicación. Los muestreos de biomasa se realizaron de manera inmediatamente anterior al momento de la aplicación y 7-30 días luego de la misma, según cuando se visualizó el efecto en biomasa de maleza presente en el canal. Los muestreos consistieron en recolectar la biomasa contenida en un cuadrado de 0,09 m² colocado con anterioridad y al azar dentro del área de muestro (Figura 4.2). El peso seco de *C. contraria* se determinó colocando las muestras en estufa a 60°C hasta lograr un peso constante. Paralelamente, se recolectaron 15 plantas individuales a las cuales se les midió la altura, como una estimación del grado de desarrollo que presentaba cada especie al momento del tratamiento.

La variación entre las dosis y tiempos de contacto de los productos aplicado en canales de riego en comparación con aquellas evaluadas en los ensayos en acuarios se debe principalmente a la variación de los caudales producto de la utilización del agua por los regantes.

En el caso de los herbicidas, se estimó visualmente hasta que distancia aguas abajo del punto de aplicación se observó un control homogéneo de las especies presentes, determinando así el alcance del método de control, el cual es fundamental para estimar, por ejemplo, el costo por kilometro de canal de cada estrategia de manejo o los sitios de aplicación en un canal.



Figura 4.2. Muestreador de vegetación acuática sumergida utilizado en canales de riego entre 2014 y 2019.

4.2.2.1. Sulfato de cobre pentahidratado (SCP)

El ensayo incluyó 22 aplicaciones entre 2013 y 2016, con dosis de 0,625 ppm o 1,25 ppm de Cobre y tiempo de contacto variables entre 9 y 23 h. El $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ se aplicó para reducir la presencia de *C. contraria*. Los tratamientos consistieron en diluir 1kg de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ en 3 litros de agua, siendo esta la mínima disolución posible a temperatura ambiente. Esta solución fue dosificada según el caudal del canal para obtener concentraciones correspondientes a cada tratamiento.

Los datos se analizaron con un test de t para dos muestras emparejadas, utilizando un $p < 0,05$ (Hicks & Turner, 1999).

Disipación

Para determinar la disipación del cobre en el agua del canal se tomaron dos muestras del agua tratada, una 200m después del sitio de aplicación (inicial) y la otra en el lugar de recolección de la biomasa a una distancia variable desde la primera (final), según lo permitiera el acceso los márgenes del canal. Sobre estas muestras se determinó el contenido de cobre en el agua utilizando un Espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-AES), Shimadzu 9000 Simultáneo de Alta Resolución. Los datos se analizaron con un test de t para dos muestras emparejadas, utilizando un $p < 0,05$ (Hicks & Turner, 1999). La disipación del herbicida se determinó por la reducción efectiva del cobre (ppm) en el canal a distintas distancias aguas abajo del punto de aplicación dependiendo del canal.

4.2.2.2. Diuron

La posibilidad de aplicar diuron al agua de riego para el control de *C. contraria* se evaluó mediante dos aplicaciones, una en 2016 y otra en 2017 ambas sobre los últimos metros del canal Ramal Sur. La efectividad de los tratamientos se analizó mediante dos muestreos de biomasa que se realizaron a los 7 y a los 30 días de la aplicación. Estos muestreos se llevaron a cabo a los 1.000, 2.000, 3.000 y 4.000 metros del punto de aplicación. La dosis aplicada fue de 3 ppm en ambos años, mientras que el tiempo de contacto se aumentó de 1,5 h en 2016 a 7 h en 2017, debido a los resultados obtenidos en 2016.

Si bien sólo se registró la variación en peso seco de *C. contraria* como la principal especie presente, también se encontraban plantas de *S. pectinata* y *Myriophyllum sp.* en el canal al momento de las aplicaciones, aunque en menor densidad y dispersas.

Los datos se analizaron con un test de t para dos muestras emparejadas, utilizando un $p < 0,05$ (Hicks & Turner, 1999).

4.2.2.3. Paraquat

El estudio del efecto del paraquat aplicado al agua de riego para el control del *S. pectinata* involucró siete aplicaciones entre 2015 y 2018. Las dosis aplicadas y los tiempos de contacto variaron entre 1- 3,8 ppm y 3- 10 horas respectivamente. El caudal presente en los canales utilizados durante las aplicaciones fue de 150 a 300 L s⁻¹. Si bien se seleccionaron canales con abundante presencia de *S. pectinata*, en la mayoría de ellos la especie presente en mayor cantidad fue *C. contraria*. Debido a la poca densidad de plantas de *S. pectinata* y la dispersión errática de las mismas la efectividad de las aplicaciones se evaluó cualitativamente mediante estimación visual de los síntomas a partir de los 10 días luego de la aplicación.

4.2.2.4. Sulfato de amonio y Cal

El ensayo con aplicación de SA y cal en *C. contraria* involucró 11 aplicaciones en canales de riego entre 2016 y 2019. Las aplicaciones de este producto se realizaron de una forma diferente al resto de los productos estudiados, debido al estado sólido de los compuestos y a la gran cantidad de material que sería necesario aplicar en un canal en funcionamiento normal. El método de aplicación fue una adaptación del documentado para pequeñas lagunas (Subramanian, 1983), con modificaciones para agua en

movimiento. Por esta razón, se seleccionó una sección de canal de 1500 a 3000 metros entre dos compuertas para realizar el tratamiento, con el objetivo de embalsar el agua y de esta manera utilizar menos cantidad de producto, pero respetando los tiempos de contacto requeridos.

La técnica de aplicación consistió en incorporar SA y la Cal luego de una compuerta para facilitar el mezclado y la distribución del producto agua abajo del punto de aplicación. Según la velocidad del agua que circulaba se calculó el tiempo de aplicación necesario para que el agua tratada llegue desde la compuerta de aplicación hasta la compuerta final (aguas abajo), ese fue el tiempo de contacto. El SA y la cal se fueron dosificando de forma homogénea y manual, con el objetivo de que el propio movimiento del agua mezcle y distribuya el agua tratada a lo largo del canal hasta la compuerta final. Una vez finalizado el tiempo de aplicación y por lo tanto el producto disponible, se cerró la compuerta de aplicación para evitar el ingreso de agua que pudiera diluir la concentración obtenida. En ese momento también se cerró parcialmente la compuerta final buscando retener o embalsar parcialmente el agua tratada el mayor tiempo posible para así lograr un mayor tiempo de contacto entre las malezas presentes en el canal y el agua tratada. Si bien los canales de riego tienen pendientes variables, todos tienen cierta pendiente que no permite el embalse total dado que el agua tratada podría pasar por arriba de la compuerta. Es por esta razón que la compuerta final solo se cerró parcialmente permitiendo un caudal en el rango contenido entre 30 y 60 L s⁻¹, según las dimensiones del canal. Cabe destacar que esta técnica de aplicación difiere con la mencionada para SCP, diuron y paraquat dado que el tiempo de aplicación no es igual al tiempo de contacto entre el agua tratada y las malezas presentes en el canal.

El ensayo se realizó con caudales entre 50 y 310 L s⁻¹, todos con abundante presencia de *C. contraria*. Las dosis aplicadas fueron de 0,12 a 0,5 g de SA y de cal L⁻¹. Los tiempos de contacto buscados mediante el “semi embalsado” del canal variaron entre 3 y 28 horas, aunque se debe considerar que por la propia pendiente del canal los primeros metros luego del punto de aplicación no quedan embalsados, por lo que en estos puntos el tiempo de contacto es menor.

El resultado de las aplicaciones se determinó en base a muestreos de biomasa no subterránea de *C. contraria* presente a los 7/10 días de la aplicación de los tratamientos. Las muestras se tomaron entre los 500m después del punto de aplicación y la última compuerta, de manera de no incluir los primeros metros que además de la aplicación

quedaron sin agua por un tiempo. Los datos se analizaron con un test de t para dos muestras emparejadas, utilizando un $p < 0,05$ (Hicks & Turner, 1999).

4.2.2.5. Secado de canales

El secado de los canales se llevó a cabo en las temporadas 2015/2016 y 2017/2018 involucrando 16 canales a los cuales se interrumpió el suministro de agua y se permitió que la población de *C. contraria* quede expuesta al aire (Tabla 4.5). El tiempo que cada canal permaneció sin agua fue decidido por el responsable del manejo del canal, generalmente perteneciente al Consorcio Hidráulico del Valle Bonaerense del Río Colorado o a CORFO Río Colorado. Se buscó lograr el máximo tiempo posible sin comprometer el suministro de agua a los regantes. Se recolectaron 10 muestras de biomasa inmediatamente previo al corte del agua y siete días después de que abriera el paso de agua nuevamente. Las condiciones climáticas durante el tiempo que los canales permanecieron sin agua fueron registradas por la estación meteorológica presente en el campo piloto de CORFO Río y cedidos para su utilización en este estudio.

Tabla 4.5. Resumen del ensayo de secado realizado en la temporada 2015 y 2016 en canales de riego del Valle Inferior del Río Colorado.

Canal	Fecha inicio secado	Días de secado
F2 c	18/10/2016	7
F2 prima	18/10/2016	7
S2	18/10/2016	7
S2 prima	18/10/2016	7
F2 b	15/11/2016	9
F1	22/11/2016	12
Sostén 1	22/11/2016	12
Sostén 2	22/11/2016	12
S2 A1	06/01/2016	10
S2 A2	06/01/2016	10
S2 b1	06/01/2016	10
S2 b2	06/01/2016	10
8 Sur N	11/02/2016	10
8 Sur S	11/02/2016	10
F2 a	11/02/2016	10
F2 prima B	11/02/2016	10

4.3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos sobre los productos aplicados al agua de riego, tanto aquellos realizados en acuarios como en canales de riego, serán presentados para cada tipo de producto aplicado.

4.3.1. Cobre

4.3.1.1. Aditivos para el Sulfato de Cobre Pentahidratado en invernáculo

En función del bajo efecto fitotóxico obtenido con el EDTA y el buen resultado del ácido cítrico, se realizó un segundo ensayo solamente con ácido cítrico como aditivo con menores tiempos de contacto. Evaluando así, el efecto de este último aditivo en más variedad de condiciones antes de recomendar su estudio sobre la precipitación del cobre en condiciones reales de canales de riego en funcionamiento.

La utilización del EDTA como agente quelatante en combinación con el SCP no mostró diferencias significativas en el crecimiento de *C. contraria* respecto al testigo con dosis de hasta 1,25 ppm de cobre. Mediante la estimación visual tampoco se detectaron síntomas de toxicidad, alcanzando las algas el estado de oogamia (Tabla 4.6).

Los resultados obtenidos coinciden con la bibliografía donde se menciona el menor efecto alguicida del cobre en presencia del EDTA y la baja susceptibilidad de *C. contraria* a dicha formulación del cobre (Fawaz et al., 2018; Lynch, 2009; Raman & Cook, 1988).

Tabla 4.6. Peso seco promedio de *Chara contraria* 15 días después de tratamiento, porcentaje de control y síntomas observados para SCP, SCP + EDTA y SCP + Ácido cítrico con 18h de tiempo de contacto. Medias con la misma letra no difieren entre si según Kruskal Wallis ($p < 0,05$).

Producto	Dosis (ppm Cu)	Peso (gr)	Condición después del tratamiento						
			5 Días		10 Días		15 Días		
			% control	Sint.	% control	Sint.	% control	Sint.	
Test	-	0,949	a	0	Crece	0	Crece	0	Flor
SCP	0,625	0,080	b	96,8	Marchit	94,6	Flot	92,6	Rb
	1,25	0,010	b	93,5	Marchit	89	Flot	91	Rb
SCP + EDTA	0,625	1,034	a	4	Crece	1	Crece	0	Flor
	1,25	0,940	a	1	Crece	0	Crece	0	Flor
SCP + ácido cítrico	0,625	0,042	b	94,6	Marchit	93,6	Flot	94	Rb
	1,25	0,024	b	92	Marchit	89	Flot	92	Rb

Crece: Creciendo bien sin síntomas

Marchit.: Amarramiento/ quemadura follaje

RB: Rebrote desde la base

RT: Rebrote desde el tallo

Flor: Presencia de órganos reproductivos

Flot: Restos desprendidos flotando

Los tratamientos con SCP solo y en combinación con ácido cítrico, a 0,625 y 1,25 ppm de cobre, redujeron significativamente la biomasa seca de *C. contraria* respecto al testigo. Mientras que, en ambos se observaron claros síntomas de fitotoxicidad con la muerte de la parte no subterránea a las dos concentraciones evaluadas, pasados 15 días se registró un rebrote de *C. contraria* desde el sedimento indicando que el efecto de las formulaciones de cobre evaluadas no afecta la parte subterránea de esta especie (Tabla 4.7). Tal como es esperable, mayores dosis de cobre y mayores tiempos de contacto aumentaron el efecto alguicida de ambas formulaciones evaluadas. Este efecto, se evidenció más intensamente en los tratamientos con SCP solo que en aquellos con el agregado de ácido cítrico.

Comparando las dos formulaciones evaluadas (SC – SC/Ácido Cítrico) a iguales dosis y tiempos de contacto, los tratamientos con 1,25 ppm de Cobre y 6 h de tiempo de contacto presentaron una reducción significativamente menor en el crecimiento de *C.*

contraria con el agregado de ácido cítrico. Esta diferencia no se observó con la dosis de 0,625 ppm cobre en 6 h de tiempo de contacto ni en los tratamientos correspondientes a 12 h de tiempo de contacto (Tabla 4.7)

El menor efecto fitotóxico del cobre al combinar SCP con ácido cítrico también fue registrado en otras especies (Raman & Cook, 1988). En general, el incremento en la toxicidad del cobre gracias al agregado de ácido cítrico fue registrado en cianobacterias en ensayos de invernáculo y en lagos eutróficos se obtuvo con proporciones de ácido cítrico de 3:1 a 8:1 AC: SCP (Raman & Cook, 1988; Washington State Department of Ecology, 2002).

Tabla 4.7. Peso seco promedio de *Chara contraria* 15 días después de la aplicación, porcentaje de control y síntomas observados para SCP y SCP + Ácido cítrico con 6 y 12 h de tiempo de contacto. Medias con la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$).

Tiempo de contacto	Formulación	Dosis (ppm Cu)	Peso (gr)	Condición después del tratamiento						
				5 Días		10 Días		15 días		
				% daño	Sint.	% daño	Sint.	% daño	Sint.	
	Testigo		0,975	a	0	Crece	0	Crece	0	Flor
6hs	SCP	0,625	0,262	b	33	Marchit	44	Rt	31	Rt
		1,25	0,074	de	40	Marchit	60	Rt	57	Rt
	Citrato de cobre	0,625	0,313	b	28	Marchit	40	Rt	20	Rt
		1,25	0,275	bc	32	Marchit	54	Rt	30	Rt
12hs	SCP	0,625	0,162	cde	48	Marchit	56	Rt	68	Rt
		1,25	0,058	e	72	Marchit	80	Marchit	82	Rt
	Citrato de cobre	0,625	0,197	bcd	52	Marchit	50	Rt	58	Rt
		1,25	0,137	de	74	Marchit	68	Rt	54	Rt

Crece: Creciendo bien sin síntomas

Marchit.: Amarronamiento/ quemadura follaje

RB: Rebrote desde la base

RT: Rebrote desde el tallo

Flor: Presencia de órganos reproductivos

Flot: Restos desprendidos flotando

Al agregar al menos dos partes de ácido cítrico por cada parte de SCP eleva el costo de la aplicación un 80% aproximadamente. Al no registrarse un mejor efecto a menos tiempo de contacto o menores dosis de SCP, su utilización en canales de riego solo sería conveniente económicamente si se aumentara como mínimo la distancia controlada por una aplicación en igual magnitud. El ácido cítrico no fue evaluado en condiciones canales de riego, por lo que a la fecha se desconoce el efecto que podría tener tanto en la precipitación del cobre como en el alcance del control en canales de riego. Además del aspecto económico, si se lograra aumentar la distancia controlada con una misma aplicación:

- Se podría disipar la cantidad de cobre aplicada al ambiente. Al controlarse más metros de canal se podrían regar potencialmente más cantidad de hectáreas.

- Al no precipitar tan rápidamente, es posible que aumente la proporción de cobre que llegue al campo, donde sí es posible evitar su acumulación a largo plazo, debido al uso como micronutriente que hacen los cultivos.

4.3.1.2. Sulfato de Cobre Pentahidratado en Canales de Riego

4.3.1.2.1. Control de las especies sumergidas.

En la mayoría de los tratamientos realizados el SCP redujo significativamente el crecimiento de *C. contraria* en canales de riego (Tabla 4.8). Solo las aplicaciones realizadas entre el mes de octubre y los primeros días de noviembre, no lograron una reducción importante. Es probable que este hecho se deba a la menor temperatura del agua que dificulta la solubilidad de SCP, sumado al escaso tiempo de aplicación (<10 horas). Estos cortos tiempos de aplicación contrastan con los tiempos prolongados (>24 horas) recomendados por Pieterse & Murphy (1990) y Schmidt & Kannenberg (1998).

Los controles realizados entre los meses de diciembre y febrero alcanzaron una significativa reducción en la biomasa acuática cuando los tratamientos tenían un tiempo de aplicación mayor a 12 horas.

En las aplicaciones realizadas en el canal “La Graciela” la reducción de la biomasa fue menor que en los otros canales. Este canal presentaba una sección deformada y muy grande para lo litros que transportaba, además de una muy compacta población de *C. contraria*. Esto podría disminuir el pasaje del herbicida entre los talos, afectando solamente a la parte superior de las malezas (Tabla 4.8).

En general, se registró muy buen control de *C. contraria*, por una distancia máxima de 3000m del punto de aplicación, a partir de esa distancia el efecto fitotóxico disminuyó gradualmente hasta no observarse signos de la aplicación a los 3700 metros aproximadamente. Los resultados obtenidos concuerdan con la bibliografía que hace mención de la sensibilidad de *C. contraria* y otras algas al SCP (Fernandez et al., 1987; Lynch, 2009; Sytsma & Parker, 1999).

Las aplicaciones de SCP no generaron un efecto fitotóxico visible sobre las plantas de *S. pectinata*. Por el contrario, se observó un aumento de las poblaciones de dicha especie en aquellos canales con más aplicaciones de SCP, como fue el caso de los canales Julieta y el F2 prima. La baja susceptibilidad de *S. pectinata* y otras plantas acuáticas sumergidas al SCP está bien documentado (Lynch, 2009). Esta diferencia en la susceptibilidad entre algas y plantas parece deberse a que las algas tienen la mayor

proporción de superficie en relación al volumen, y esto produce una mayor absorción en las algas desde el agua, mientras que las plantas absorben mayor cantidad de nutrientes desde el suelo (Fernández et al., 1987; Macdonald, 2012).

Tabla 4.8. Caracterización de las condiciones del medio acuático durante las aplicaciones de SCP en canales de riego del Valle Inferior del Río Colorado, altura y variación de biomasa de *Chara contraria* registrada entre 2013 y 2016.

Canal	Fecha	CE (μS)	pH	Turbiedad (NTU)	Caudal ($\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$)	Dosis ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Tiempo de contacto (h)	T ($^{\circ}\text{C}$)	Altura promedio (cm)	Variación biomasa	
Fortín	22/10/2013	1,5	6,5	10,28	280	0,63	9	17	41,3	18,1%	ns
Julieta 1	5/11/2013	1,4	7,1	10,43	252	1,25	9	20	37,5	145,7%	**
Julieta 2	5/11/2013	1,4	7,1	10,43	252	1,25	9	20	32,1	-10,2%	ns
La Graciela	19/11/2013	1,4	7,2	6,08	150	1,25	9	19	21,8	-29,8%	**
Compuerta 7	19/11/2013	1,4	7,7	13,65	120	0,63	12	19	13,6	-89,2%	**
F2 prima	3/12/2013	1,4	7,6	66	160	0,63	23	20	24,1	-80,6%	**
La Graciela	20/12/2013	1,3	7,4	21,7	180	1,25	12	19	45,6	-26,0%	**
Compuerta 7	20/12/2013	1,3	7,5	7,91	80	0,63	22	21	12,5	-97,7%	**
F2 prima	6/1/2014	1,2	7,4	50,55	132	0,63	19	22	19,9	-91,3%	**
La Graciela	21/1/2014	1,2	7,6	11,24	85	0,63	18	22	38,4	-23,1%	**
Julieta 3	22/1/2014	1,3	7,5	14,1	155	1,25	18	21	15,3	-50,9%	**
F2 prima	24/2/2014	1,3	7,0	5,47	157	0,63	14	22	27,5	-98,2%	**
Julieta	3/12/2014	1,4	7,4	16,9	210	0,63	15	18	30,5	-67,3	**
Compuerta 7	12/12/2014	1,4	7,3	13,1	123	0,63	14	20	18,6	-85,1	**
F2prima	12/12/2014	1,4	7,3	9,7	190	0,63	15	18	22,7	-45,8	**
Julieta	15/12/2014	1,4	7,4	22,4	200	0,63	12	19	20,5	-66,2	**
Julieta	13/1/2015	1,6	7,5	16,2	320	0,63	18	20	42,4	-43,7	**
F2 prima	30/1/2015	1,5	7,7	7,21	160	1,25	18	19	27,9	-88,4	**
Julieta	27/2/2015	1,6	7,6	30,3	132	1,25	18	22	18,1	-90,1	**
F2 prima	27/2/2016	1,6	7,6	30,3	132	1,25	18	22	35,9	-87,5	**
F2 prima	31/3/2016	1,2	7,6	6,06	80	0,63	18	21	17,1	-69,9	**
Secundario 9	15/11/2016	1,4	7,3	48,5	135	1,25	18	19	26,8	-79,3	**

+ Dosis de Sulfato de cobre pentahidratado expresada en mg de cobre L^{-1} de agua de riego

**Indica diferencias altamente significativas de acuerdo a la prueba t de Student($p < 0,01$)

4.3.1.2.2. Pérdida y Disipación del Cobre aplicado en canales de riego

Una reducción promedio del 80% de la concentración de Cobre en el agua fue medido en las aplicaciones en los primeros 200 metros, entre el punto de aplicación y la toma de la muestra (Tabla 4.9). El valor correspondiente al 22/01/2014 probablemente se deba a una mala disolución del producto en el agua de riego. Con respecto a la disipación del contenido de cobre del agua en el canal, no se detectaron pérdidas significativas de la concentración de Cobre entre la primera y la segunda muestra, la cual alcanzó distancias de hasta 4.700 m (Tabla 4.9).

Los resultados obtenidos en este ensayo coinciden con los consultados en la bibliografía, donde se menciona que el 60-90% del cobre aplicado precipita rápidamente y se deposita en el sedimento del canal (Datta, 2009; Pieterse & Murphy, 1990; Sytsma & Parker, 1999; Washington State Department of Ecology, 2002). Esta situación se hace evidente en aguas con un contenido de CaCO_3 superior a 50-100 ppm, como es el caso del agua del VIRC, donde los contenidos de CaCO_3 varían de 115 a 281 ppm (Gallagher, 2007; Washington State Department of Ecology, 2002; Yael & Dunel, 2019).

Tabla 4.9. Precipitación y disipación del SCP aplicado en canales de riego durante los tratamientos realizados entre 2013 y 2016.

Canal	Fecha	Cobre aplicado (ppm)	Inicial ppm Cu	Final ppm Cu	Distancia (m)	% perdido en los primeros 200m	Disipación (% km ⁻¹) *
Fortín	22/10/2013	0,625	0,1032	0,1135	900	83,5	-11,1
Julieta 1	5/11/2013	1,25	0,2949	0,2400	3.000	76,4	6,2
Julieta 2	5/11/2013	1,25	0,2949	0,2148	4.700	76,4	5,8
La Graciela	19/11/2013	1,25	0,1637	0,0650	800	86,9	75,3
Compuerta 7	19/11/2013	0,625	0,0782	0,0765	800	87,5	2,7
F2 prima	3/12/2013	0,625	0,0683	-	-	89,1	-
La Graciela	20/12/2013	1,25	0,1730	0,0539	900	86,2	76,5
Compuerta 7	20/12/2013	0,625	0,1986	0,0429	800	68,2	98,0
F2 prima	6/1/2014	0,625	0,0751	-	-	88,0	-
La graciela	21/1/2014	0,625	0,4182	0,4182	700	33,1	0,0
Julieta 3	22/1/2014	1,25	1,2091	0,2099	700	3,3	118,1
F2 prima	24/2/2014	0,625	0,2550	-	-	59,2	-
Julieta	3/12/2014	0,63	0,064	0,054	3000	89,7	5,6
Compuerta 7	12/12/2014	0,63	0,024	0,0310	800	96,2	-38,5
F2prima	12/12/2014	0,63	0,0830	0,0670	2300	86,7	8,4
Julieta	15/12/2014	0,63	0,0710	0,0540	3000	88,6	8,0
Julieta	13/1/2015	0,63	0,056	0,066	3000	91,1	-6,3
F2 prima	30/1/2015	1,25	0,125	0,114	2300	90,0	3,8
Julieta	27/2/2015	1,25	0,156	0,117	3000	87,5	8,3
F2 prima	27/2/2016	1,25	0,107	0,072	2300	91,4	14,2
F2 prima	31/3/2016	0,63	0,059	0,051	2300	90,6	5,9
Secundario 9	15/11/2016	1,25	0,139	0,0925	1500	88,9	22,3

* El % de disipación indica la fracción del cobre presente en la primera muestra que se perdería luego de mil metros

4.3.2. Diuron

4.3.2.1. Ensayos realizados en acuarios

El diuron aplicado a concentraciones de 0,113 y 0,226 ppm y tiempos de contacto de hasta 12 h no mostró una reducción en el crecimiento de ninguna de las especies evaluadas, sin observarse síntomas de fitotoxicidad durante 90 días. Mientras que, a partir de concentraciones de 1 ppm y tiempo de contacto de 8h y 18h se observó una significativa reducción en el crecimiento de *C. contraria*. La sintomatología observada fue principalmente el marchitamiento y pérdida de turgencia, la cual se registró hasta los 90 días luego de aplicado el diuron. El tratamiento de 1ppm y tiempo de contacto de 18h logró reducir significativamente el peso de *S. pectinata* al final del ensayo, además de presentar síntomas de fitotoxicidad leve en tratamientos con menos tiempo de contacto (Tabla 4.10).

El efecto de diuron sobre especies del género *Chara* muestra resultados variables tales como reducir significativamente el índice de mitosis de *Chara corallina* a concentraciones de 10ppm durante 72 h de tiempo de contacto, aunque iguales condiciones no afectaron dicho índice en *Chara zeylanica* (Pal & Chatterjee, 1987). En el caso particular de *C. contraria*, aplicando dosis de 3ppm y tiempo de contacto de 24 h produjo un 60% de control en 30 días (Irigoyen, 1981; Lavalle & Sivori, 1981).

Los resultados obtenidos en *S. pectinata* difieren de la bibliografía registrada sobre esta especie donde se observó la muerte de las plantas con tan solo una hora de tiempo de contacto a 5 ppm de concentración (Irigoyen, 1981). También se registró la muerte de las plantas para *Potamogeton malaianus* y *Hidrylla verticillata* luego de 14 días de exposición a 1 ppm de diuron (La-ongpant et al., 1999).

Tabla 4.10. Peso seco promedio a los 90 días de la aplicación de diuron al agua en acuarios a dosis “altas”, porcentaje de control y síntomas obtenidos para cada especie en 2016 y 2018. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$).

	Tiempo contacto	Dosis	Peso (g)	Condición después del tratamiento								
				30 Días		50 Días		70 Días		90 Días		
				% control	Sint.	% control	Sint.	% control	Sint.	% control	Sint.	
<i>C. contraria</i>		test	1,3317	a	0	Crece	0	Crece	0	Crece	0	Crece
	2 h	1ppm	0,9258	b	0	Crece	0	Crece	0	Crece	0	Crece
		3ppm	0,8785	b	0	Crece	0	Crece	0	Crece	0	Crece
		5ppm	0,863	b	0	Crece	3	Crece	5	Crece	5	Crece
	8 h	1ppm	0,1096	c	6,5	Marchit	9,5	Marchit	29	Marchit	65	Marchit
		3ppm	0,1219	c	6	Marchit	9	Marchit	38,5	Marchit	86	Mar/Flot
		5ppm	0,1041	c	12	Marchit	15,5	Marchit	38	Marchit	87,5	Mar/Flot
	18 h	1ppm	0,1207	c	14	Marchit	18,5	Marchit	41	Marchit	85,5	Marchit
<i>S. pectinata</i>		test	0,1241	a	0	Crece	0	Crece	0	Crece	0	Crece
	2 h	1ppm	0,1191	a	0	Crece	0	Crece	0	Crece	0	Crece
		3ppm	0,1127	ab	0	Crece	0	Crece	0	Crece	0	Crece
		5ppm	0,103	ab	0	Crece	0	Crece	0	Crece	0	Crece
	8 h	1ppm	0,1099	ab	0	Crece	5	Crece	0	Crece	0	Crece
		3ppm	0,0926	abc	0	Crece	8,7	Marchit	12,5	Marchit	10	Marchit
		5ppm	0,0767	bc	0	Crece	10	Marchit	18,5	Marchit	20	Marchit
	18 h	1ppm	0,0584	c	0	Crece	10	Marchit	20	Marchit	20	Marchit

Crece: Creciendo bien sin síntomas

Marchit.: Amarronamiento/ quemadura follaje

RB: Rebrote desde la base

RT: Rebrote desde el tallo

Flor: Presencia de órganos reproductivos

Flot: Restos desprendidos flotando

4.3.2.2. Ensayos realizados en canales

Las dos aplicaciones con dosis de 3 ppm de diuron en agua y tiempos de contacto de 1 y 7 h en canales de riego no mostraron reducciones significativas en el crecimiento de *C. contraria* (Figura 4.3). Tampoco se observó ningún síntoma de fitotoxicidad sobre esta especie ni sobre *S. pectinatus* y *Miryophilium sp.* hasta los 40 días posteriores a la aplicación. No fue posible evaluar el efecto luego de ese periodo porque debido al crecimiento excesivo de las malezas sumergidas fue imprescindible la utilización del control mecánico para mantener el canal operativo.

Las condiciones del medio acuático durante la aplicación fueron similares a los ensayos realizados en acuarios (Tabla 4.11)

Tabla 4.11. Caracterización de las condiciones del medio acuático y altura promedio en *Chara contraria* durante las aplicaciones de diuron en el canal “Cola del ramal sur” en 2016 y 2017.

Fecha	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH	Turbiedad (NTU)	Caudal (L s^{-1})	Dosis (ppm)	Tiempo de contacto (h)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	Velocidad (m s^{-1})	Altura promedio (cm)
11/02/2016	1,56	7,6	7,4	180	3	1	19	0,35	30,7
02/03/2017	1,37	7,3	12,3	250	3	7	21	0,28	38,4

Es posible que haya sido necesario más tiempo para ver los efectos de la aplicación, dado que los ensayos en invernadero mostraron mayor intensidad en los síntomas a partir de los 80 días después de la aplicación de diuron. Sin embargo, este hecho también podría deberse al menor lavado que se dio en los acuarios en comparación con los canales de riego. Además, las diferencias entre los resultados obtenidos en acuarios y las aplicaciones a campo puede deberse a que las algas creciendo en condiciones de invernáculo son generalmente más sensibles que las que se desarrollan en condiciones de campo (Hatterman-Valenti et al., 2006; Schönherr & Baur, 1994). Este hecho es fácilmente observable en *C. contraria* ya que cuando crecen en los canales de riego son más grandes, ásperas al tacto y turgentes que aquellas cultivadas en acuarios.

Es posible que el lavado realizado en los acuarios no haya sido suficiente para remover los restos de diuron de los sedimentos aplicados, mientras que en las aplicaciones en canales la cantidad del agua sin tratar es mucho mayor. Este error en la metodología debería ser tomado en cuenta para futuros ensayos.

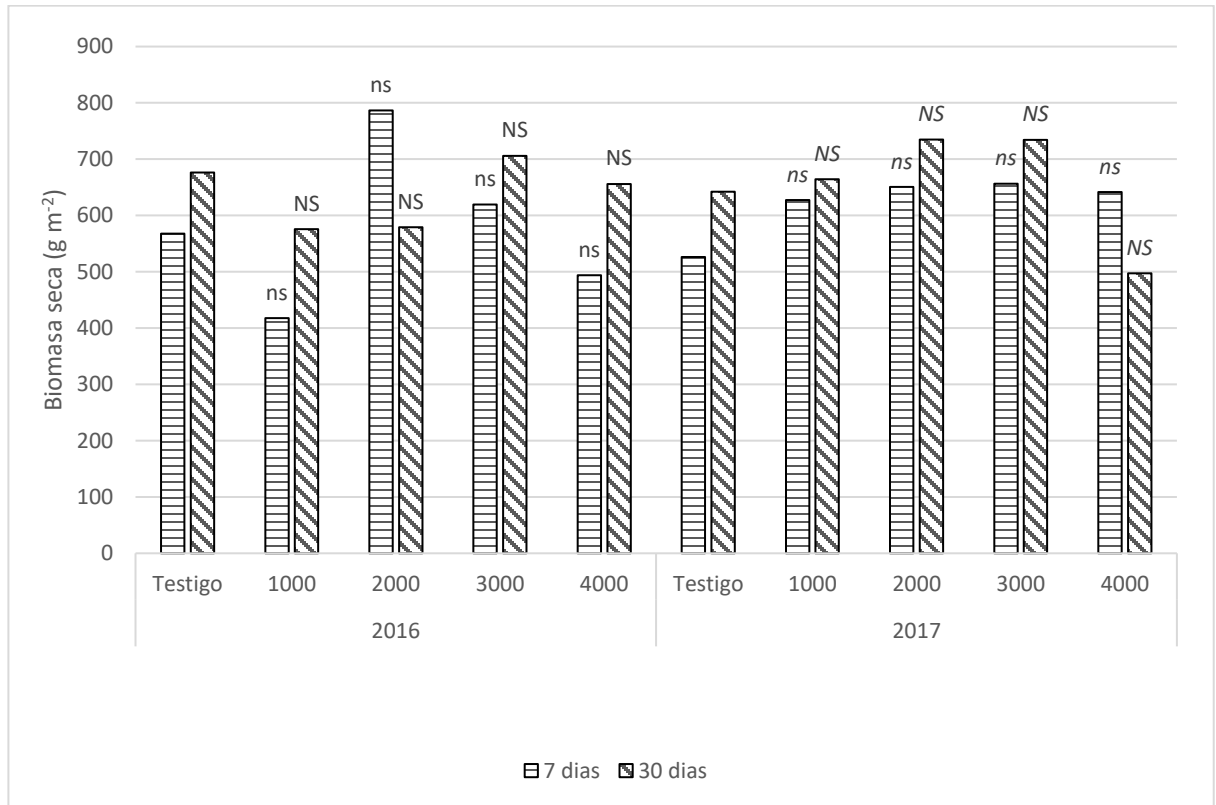


Figura 4.3. Biomasa no subterránea seca promedio (g m⁻²) de *C. contraria* a los 7 y 30 días de la aplicación de diuron en el canal de riego “Cola del Ramal sur” para cada sitio de muestreo en 2016 y 2017. Barras con la misma letra dentro del del mismo año no presentan diferencias significativas con el testigo según el test de prueba t de Student para dos muestras emparejadas ($p < 0,05$).

4.3.3. Paraquat

4.3.3.1. Ensayos realizados en acuarios

El crecimiento de las plantas de *S. pectinata* se redujo significativamente con la dosis de 0,5 ppm y tiempo de contacto de 18 h. El efecto observado fue aún mayor en los tratamientos con dosis de 1 ppm y tiempo de contacto de 6 y 18 h (Figura 4.4). No se registró interacción entre años y tratamiento ni diferencia entre los dos años que se realizó el ensayo por lo que se analizaron en conjunto.

Resultados similares se han obtenido sobre otras plantas sumergidas como *Eurasian watermilfoil* y *Ceratophyllum sp.* con concentraciones de 1 ppm y tiempos de contacto de 12 horas (Filizadeh, 2006; Goordazi et al., 2017).

Mayores reducciones en el crecimiento de *S. pectinata* fueron documentadas con dosis de 3 y 5 ppm de paraquat y tiempos de contacto de apenas 3 horas (Fernández et al., 1987; Irigoyen, 1981). Mientras que, el tratamiento con dosis de 1ppm y sin límite de tiempo de contacto, permitió erradicar varias angiospermas sumergidas en un reservorio, aunque posteriormente el mismo fue colonizado por *Chara sp.* (Fry et al., 1973).

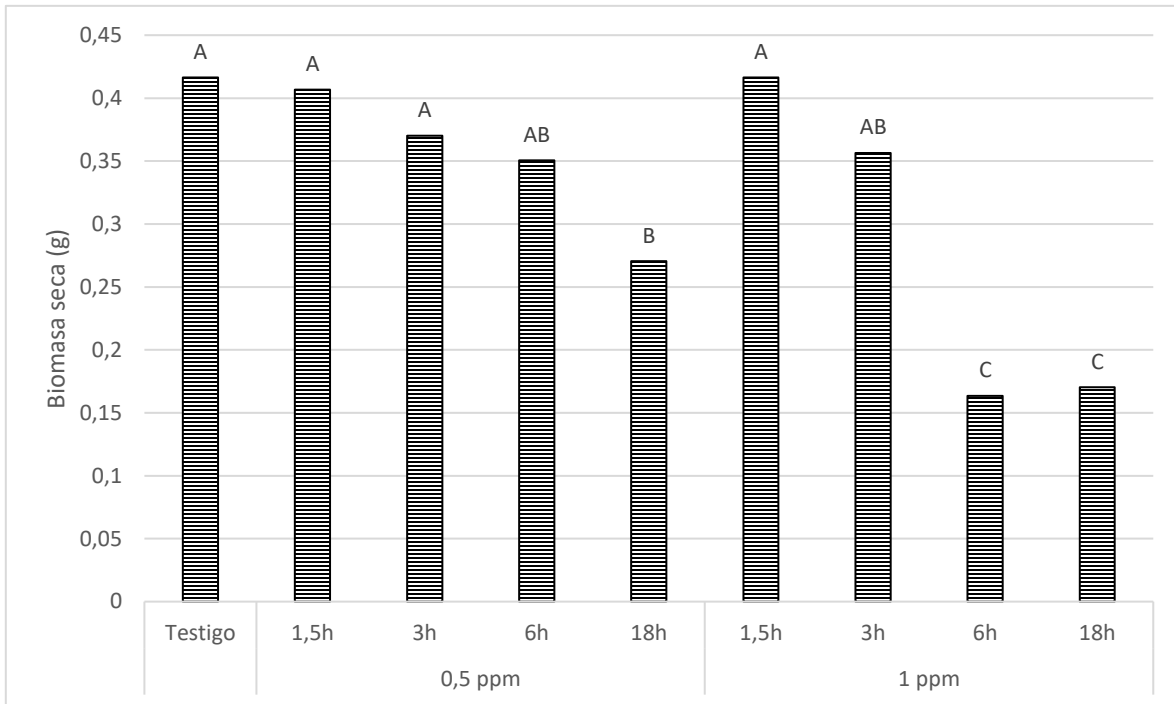


Figura 4.4. Peso seco promedio por maceta de las plantas de *S. pectinata* luego de 21 días de la aplicación de paraquat al agua de los acuarios. Barras con la misma letra no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

La sintomatología observada en los acuarios muestra un rápido efecto, con una evidente clorosis a los 7 días, y el rebrote a los 14 días de la aplicación hasta los 21 días que se dio por finalizado el ensayo (Tabla 4.12). El rebrote observado es normal para este herbicida que actúa por contacto, sin acción sistémica (Goordazi et al., 2017). Cuando el rebrote ocurre desde tallos y rizomas expresa una falta de transporte de herbicidas (Van & Steward, 1986), y esto está de acuerdo con la poca capacidad del paraquat para la translocación dentro de la planta (Murphy & Barrett, 1993).

Tabla 4.12. Porcentaje de control y sintomatología observada cada 7 días en *Stuckenia pectinata* luego de la aplicación de paraquat al agua en acuarios.

Dosis	Tiempo contacto (hs)	Peso (gr)	Condición después del tratamiento						
			7 Días		14 Días		21 Días		
			% daño	Sint.	% daño	Sint.	% daño	Sint.	
Testigo		0,4165	a	0	Crece	0	Crece	0	Crece
0,5 ppm	1,5	0,40675	a	0	Crece	1	Crece	0	Crece
	3	0,3701	a	3	Marchit	15	Crece/Rt	6	Crece
	6	0,3506	ab	12	Marchit	28	Rt	18	Rt/Crece
	18	0,2705	b	29	Marchit	44	Rb	37	Rb/Crece
1 ppm	1,5	0,4163	a	2	Marchit	5	Marchit/crece	0	Crece
	3	0,3564	ab	5	Marchit	12	Rt	6	Rt/Crece
	6	0,1635	c	36	Marchit	77	Rb	59	Rb/Crece
	18	0,1703	c	45	Marchit	76	Rb	52	Rb/Crece

Crece: Creciendo bien sin síntomas

Marchit.: Amarronamiento/ quemadura follaje

RB: Rebrote desde la base

RT: Rebrote desde el tallo

Flor: Presencia de órganos reproductivos

Flot: Restos desprendidos flotando

4.3.3.2. Ensayos realizados en canales

En el estudio descriptivo de las aplicaciones de paraquat en canales de riego se observó un control aceptable de *S. pectinata*, ya que se logró reducir la proliferación de esta especie (Tabla 4.13). El efecto se caracterizó por un incremento del color marrón en diversas tonalidades en las hojas, y en los mejores casos pérdida de turgencia del tallo y pérdida de las hojas, aunque no se observó el desprendimiento total de los tallos (Figura 4.5). El rápido rebrote registrado en los ensayos en invernáculo no fue tan frecuentemente observado en las aplicaciones en canales de riego. Probablemente debido, entre otros factores, a la competencia ejercida por *C. contraria* que estuvo presente en el 100% de los canales donde se aplicó paraquat para el control de *S. pectinata*.



Figura 4.5. Marchitamiento de plantas de *S. pectinata* tratadas con paraquat a 1 ppm luego de 10 días (Derecha), comparado con el Testigo sin tratar (Izquierda)

Los síntomas en las plantas de *S. pectinata* fueron observados hasta aproximadamente los 2500 metros aguas abajo del punto de aplicación.

La aplicación del 11/1/2018 al canal Julieta se realizó con una llamativa turbiedad (88 NTU) en el agua del riego. Este factor puede representar una importante pérdida de producto debido a la adsorción del herbicida a partículas orgánicas y de arcilla en agua. Además de la acción antagónica de los iones Ca^{++} en el agua, son todos problemas conocidos que afectan la efectividad del paraquat (Gallagher, 2007; Ismail et al., 2011; Murphy & Barrett, 1993).

C. contraria se encontró presente en el 100% de los canales donde se aplica paraquat; sin embargo, no se mostró síntomas fitotoxicidad. Ensayos preliminares en acuarios también reflejaron la tolerancia de estas especies al paraquat, al igual que se documenta en diversas citas bibliográficas (Lavalle & Sivori, 1981; Lynch, 2009; Ramsay & Fry, 1976)

En todos los tratamientos, a excepción del correspondiente al canal Julieta del 11/1/2018, se observó algún síntoma en las plantas de *S. pectinata*, aunque este no parece ser tan importante como para matar las plantas. Es importante aclarar que con el paso de los meses y en las temporadas de riego siguientes se observó una disminución de las poblaciones de *S. pectinata* en los canales utilizados para este ensayo. Posiblemente, la baja susceptibilidad de *C. contraria* al paraquat favoreciera su prevalencia en detrimento del número *S. pectinata* que, en mayor o menor medida, siempre se vio afectada por el tratamiento.

Tabla 4.13. Caracterización de las condiciones del medio acuático durante las aplicaciones de paraquat en canales de riego del VIRIC, altura promedio y los síntomas observados en *S. pectinata* entre 2015 y 2018.

Canal	Fecha	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH	Turbiedad (NTU)	Caudal (L s^{-1})	Dosis (ppm)	Tiempo de contacto (h)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	Velocidad (m s^{-1})	Altura promedio (cm)	Efecto sobre <i>S. pectinata</i>
Julieta	17/11/2015	1,42	7,70	9,52	150	1,33	3	20	7,7	76	Leves amarronamiento de las hojas más jóvenes
Julieta	09/03/2016	1,31	7,53	14,48	160	1,6	6	20	8,7	84	Marchitamiento y algunas hojas desprendidas, rebrote del tallo a los 20 días
Julieta	25/01/2017	1,47	7,47	10,34	250	1,8	10	23	10	132	Marchitamiento de las hojas, no se observó rebrote hasta los 40 días
f2 prima	25/01/2017	1,35	7,61	22,12	150	1	10	22	8,4	103	Marchitamiento de las hojas sin llegar a desprenderse, continuo el crecimiento desde el ápice
Santa maría	11/01/2018	1,52	7,73	32,65	150	1	10	20	11,3	97	Marchitamiento de las hojas sin llegar a desprenderse, continuo el crecimiento desde el ápice
Julieta	11/01/2018	1,48	7,54	88,38	200	1	10	21	6,8	92	No se observó síntomas de fitotoxicidad. El agua se notaba turbia al momento de la aplicación
Julieta	20/11/2018	1,63	7,68	31,33	300	3,8	10	18	7,3	64	Perdida de hojas y tallos poco turgentes, no se observó rebrote

4.3.4. Sulfato de amonio (SA) y Cal

4.3.4.1. Ensayos en acuarios

Los resultados obtenidos del ensayo en acuarios con tiempos de contacto entre 12 y 48 h muestran un marcado efecto fitotóxico del SA y Cal sobre *C. contraria*, obteniéndose una significativa reducción en la biomasa de esta especie con dosis de 0,062 y 0,124 g SA y cal L⁻¹, respectivamente. Las concentraciones menores evaluadas no presentaron reducción significativa de la biomasa a pesar de que se pudieron observar algunos síntomas sobre las especies. No se encontraron diferencias significativas en la reducción de biomasa entre las 12, 24 y 48 h de tiempo de contacto (Tabla 4.14).

Los síntomas observados en *C. contraria* fueron principalmente el marchitamiento y la pérdida de turgencia general, llegando en las concentraciones más altas a verse los restos desprendidos 7 días luego del tratamiento. Si bien los valores de biomasa al final del ensayo fueron similares entre las dosis 0,062 y 0,124 g SA y cal L⁻¹ (Alta y Muy Alta); mediante la estimación visual se logró diferenciar el efecto de cada tratamiento. En ambas dosis el daño se hizo evidente a los pocos días de cada aplicación, mientras que, la diferencia se mostró en la evolución del crecimiento de *C. contraria* posterior al tratamiento. En la dosis de 0,062 g SA y cal L⁻¹ se registró un daño importante en los primeros días similar al observado para la dosis de 0,124 g SA y cal L⁻¹, pero aproximadamente a los 22 días de la aplicación se inició un rebrote desde la base que continuó con el crecimiento de *C. contraria*. Mientras que en la dosis 0,124 g SA y cal L⁻¹, se logró la muerte y el desprendimiento de todas las algas de *C. contraria* presentes en las macetas y no se observó rebrote alguno a los 37 días de aplicado el tratamiento (Tabla 4.14).

Tabla 4.14. Peso seco promedio (g) de *C. contraria* a los 37 días de la aplicación de sulfato de amonio y cal al agua en acuarios, porcentaje de control y síntomas observados en tiempos de contacto de 12 a 48 horas en 2016 y 2018. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$).

Tiempo de contacto	Dosis (g L ⁻¹) *	Peso (g)	Condición después del tratamiento						
			7 Días		22 Días		37 Días		
			% control	Sint.	% control	Sint.	% control	Sint.	
	Testigo	0,938	a	0	Crece	0	Flor	0	Flor
12h	0,015	0,650	a	0	Crece	0	Flor	0	Flor
	0,031	0,799	a	10	Marchit	15	Flor	10	Flor
	0,062	0,074	b	86	Marchit	77	Rt	55	Crece
	0,124	0	b	100	Flot	100	Flot	100	Flot
	0,015	0,816	a	0	Crece	0	Flor	0	Flor
24h	0,031	0,794	a	8	Marchit	8	Flor	5	Flor
	0,062	0,040	b	88	Marchit/Flot	88	Rt/Rb	55	Crece
	0,124	0	b	100	Flot	100	Flot	100	Flot
	0,015	0,83	a	2	Crece	0	Flor	0	Flor
48h	0,031	0,64	a	2	Marchit	0	Flor	0	Flor
	0,062	0,05	b	85	Marchit	96	Rb	65	Rb/Crece
	0,124	0	b	100	Flot	100	Flot	100	Flot
	0,015	0,83	a	2	Crece	0	Flor	0	Flor

* La dosis se expresa como gramos de SA y de cal en iguales proporciones por litro de agua

Crece: Creciendo bien sin síntomas

Marchit.: Amarronamiento/ quemadura follaje

RB: Rebrote desde la base

RT: Rebrote desde el tallo

Flor: Presencia de órganos reproductivos

Flot: Restos desprendidos flotando

Los resultados obtenidos del ensayo en acuarios con tiempos de contacto de 0,5 a 4 h evidencian una significativa reducción en el crecimiento de *C. contraria* en concentraciones de 0,124 g SA y cal L⁻¹ con tiempos de contacto de 2 horas. Esta reducción en el crecimiento se hizo aún mayor en tiempos de contacto de 3 y 4 h. La dosis de 0,062 g SA y cal L⁻¹ no generó una reducción significativa de la biomasa en los tiempos de contacto evaluados en este ensayo (Tabla 4.15).

La sintomatología observada en *C. contraria* para los tiempos de contacto de 0,5 a 4h no mostró efecto fitotóxico en la dosis de 0,062 g SA y cal L⁻¹. Mientras que, para la dosis de 0,124 g SA y cal L⁻¹ se observó el marchitamiento y la pérdida de turgencia general. Aunque este síntoma se registró con menor intensidad, en comparación con lo observado a igual dosis y tiempos de contacto mayores a 12 h. A los 22 días se registró el rebrote desde los talos de las algas marchitas.

Las plantas de *S. pectinata* no presentaron reducciones significativas del peso seco al final del ensayo ni síntomas de fitotoxicidad para las dosis y tiempos de contacto evaluados en ambos ensayos.

Tabla 4.15. Peso seco promedio (g) de *C. contraria* a los 37 días de la aplicación de sulfato de amonio y cal aplicado al agua en acuarios, porcentaje de control y síntomas observados en tiempos de contacto menores a 4 horas en 2017 y 2018. Medias de una misma columna acompañadas por la misma letra no difieren entre si según DMS de Fisher ($p < 0,05$).

		Condición después del tratamiento							
Dosis g L ⁻¹	Tiempo de contacto	Peso (g)	7 Días		22 Días		37 Días		
			% control	Sint.	% control	Sint.	% control	Sint.	
Testigo		0,957	a	0	Crece	0	Crece	0	Crece
0,062	0,5h	1,005	a	0	Crece	0	Crece	0	Crece
	1h	1,019	a	0	Crece	0	Crece	0	Crece
	2h	0,990	a	0	Crece	0	Crece	0	Crece
	3h	1,057	a	0	Crece	0	Crece	0	Crece
	4h	0,912	a	0	Crece	0	Crece	0	Crece
0,124	0,5h	1,046	a	0	Crece	3,7	Crece	2,5	Crece
	1h	0,954	a	0	Crece	13,7	Crece/Marchit	5	Crece
	2h	0,289	b	67,5	Marchit	71,2	Rt	71,2	Rt
	3h	0,160	c	85	Flot	75	Rt/Marchit	73,7	Rt
	4h	0,101	c	85	Flot	87,5	Rt/Marchit	85	Rb

Crece: Creciendo bien sin síntomas

Marchit.: Amarronamiento/ quemadura follaje

RB: Rebrote desde la base

RT: Rebrote desde el tallo

Flor: Presencia de órganos reproductivos

Flot: Restos desprendidos flotando

Al analizar los resultados de corto y largo tiempo de contacto a SA y Cal se evidencian dos tipos de efectos sobre *C. contraria*. Uno parcial con dosis y/o tiempos de contacto menores, en el cual se observa marchitamiento y pérdida de turgencia, pero solo un porcentaje de la biomasa no subterránea se desprende y flota. Este efecto muestra un menor porcentaje de control y generalmente fue seguido por un rebrote, ya sea desde la base o desde el tallo en las situaciones de un menor efecto fitotóxico. El otro tipo de efecto observado, únicamente con tiempos de contacto superiores a 12 h y dosis de 0,124 g SA y cal L⁻¹ se diferenció por un mayor control, con un marchitamiento y pérdida de turgencia más marcada, seguido con el desprendimiento del 100% de la parte aérea y sin

observarse rebrote dentro de los 37 días que duro el ensayo. Esto podría deberse a un efecto sistémico que afecte también a la parte subterránea de *C. contraria* (Van & Steward, 1986; Macdonald, 2000). Son necesarios más ensayos para comprender en detalle el modo de acción y posible efecto sistémico según las dosis y tiempos de contacto de estas aplicaciones sobre *C. contraria*.

4.3.4.2. Ensayos en canales

Las aplicaciones de SA y Cal en canales de riego fueron irregulares, con dosis y tiempos de contacto variables, producto de la falta de experiencia en este nuevo método de aplicación. Además, algunas aplicaciones presentaron problemas en la distribución del producto a lo largo del sector de canal que se buscaba controlar. En general, cuando no hubo errores en la aplicación, se logró reducir el 100% de la biomasa de *C. contraria* con dosis de entre 0,2 y 0,5 g de SA y Cal L⁻¹ y tiempos de contacto de entre 7 y 30 horas (Tabla 4.16). La altura promedio de *C. contraria* previo a los tratamientos varió entre 28 y 50 cm, sin encontrarse relación con el porcentaje de reducción de biomasa.

Las distancias controladas variaron entre 1500 y 3000 metros de canal con una sola aplicación, según la ubicación de las compuertas. Sin embargo, también se observó frecuentemente la muerte de *C. contraria* aproximadamente unos 500 metros después de la compuerta utilizada para embalsar el canal. Esto es debido al cierre parcial de dicha compuerta y, por lo tanto, al escurrimiento del agua tratada por debajo de la misma. Cabe mencionar que en todos los casos se utilizó la metodología del semi embalse por lo que aún se desconoce el alcance en metros de canal que podría tener una aplicación de SA y Cal con agua circulando por el canal.

El establecimiento nuevamente de *C. contraria* en el canal se produjo entre los 30 a 45 días posteriores a la aplicación del tratamiento. La nueva infestación de esta especie se vio de manera relativamente dispersa e irregular en el canal en comparación con el rebrote luego de una aplicación de SCP. Esto podría sugerir un efecto sistémico del SA y cal, que genere un efecto fitotóxico inclusive de la parte subterránea de *C. contraria*. De esta manera, el restablecimiento de la especie se originaría por el aporte de nuevos propágulos que arriben con el agua de riego.

Tabla 4.16. Caracterización de las condiciones del medio acuático durante las aplicaciones de sulfato de amonio y cal en canales de riego del Valle Inferior del Río Colorado, altura promedio y reducción de biomasa de *Chara contraria* entre 2016 y 2019.

Canal	Fecha	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH	Turbiedad (NTU)	Caudal (L s^{-1})	Dosis (g L^{-1})	Tiempo de contacto (h)	Tempera ($^{\circ}\text{C}$)	Velocidad (m s^{-1})	Altura promedio (cm)	% reducción de MS de Chara
Fortín Viejo	29/12/2016	1,57	7,44	13,6	230	0,24	15	22	0,28	56	100%
Santa María	09/02/2017	1,53	7,68	25,7	310	0,49	13	23	1,74	26	100%
Fortín	12/02/2017	1,42	7,52	6,1	200	0,13	15	22	0,12	52	15-100% *
Secundario g	27/12/2017	1,61	7,92	48,2	120	0,5	7	19	1,1	33	100%
Santa María A	12/12/2018	1,54	7,36	37,5	100	0,25	11	19	1,65	35	100%
Santa María B	12/12/2018	1,29	7,41	36,9	100	0,25	11	19	1,57	42	65-100% *
Acequia 1	18/12/2018	1,36	7,56	35,8	40	0,124	32	20	0,82	31	100%
Fortín viejo	21/12/2018	1,58	7,58	26,3	100	0,2	3	21	0,34	48	25%
44,6	24/01/2019	1,73	7,47	18,5	100	0,18	21	21	0,42	55	50-100% *
San francisco	06/02/2019	1,66	7,36	22,1	100	0,25	11	22	0,26	37	31% *
Acequia 2	19/01/2019	1,44	7,63	47,9	50	0,2	28	21	0,71	26	100%

* Aplicaciones con problemas en la dispersión del producto por lo que se observó un efecto heterogéneo a lo largo del canal con sectores de buen control y sectores mal controlados.

En las aplicaciones del 09/02 y 27/12 de 2017 cuando se utilizó una dosis de aproximadamente 0,5 g de SA y cal L⁻¹, se registró 7 días después el marchitamiento del follaje sin pérdida de turgencia ni de hojas en *S. pectinata* y *Z. palustris*, seguido de un rápido rebrote. Posiblemente este efecto no se registró en acuarios debido a la diferencia en las dosis utilizadas.

En todos los canales donde se logró el control de *C. contraria* se pudo observar a partir de los dos meses de las aplicaciones el rápido aumento del número de plantas de *S. pectinata* presentes. El aumento de la población de esta especie no se remite solo a los meses posteriores a las aplicaciones dentro de la misma temporada de riego, sino que se observó también en los años siguientes.

Durante las aplicaciones en canales de riego se pudo estimar visualmente como una fracción importante de cal aplicada precipitaba aproximadamente en los primeros 500 metros del canal. No se observó ningún efecto en el control de malezas, sin embargo, debería estudiarse más en detalle que porcentaje de la Cal aplicada llega al lote regado y cuanto queda en el sedimento de los canales.

No se registraron estudios previos sobre el control de *C. contraria* y *S. pectinata* con la mezcla de SA y Cal, como tampoco se encontraron estudios con estos productos en canales de riego. Si bien se registró solo un leve efecto fitotóxico sobre *S. pectinata* en este ensayo, aplicaciones del gas Amoníaco Anhidro en estanques resultaron efectivas para el control de plantas acuáticas sumergidas como *Najas sp.*, *Hydrilla sp.* y *Nymphaea sp.* en solo unas pocas horas utilizando una concentración de N de 12 ppm (Ramachandran, 1962; Ramaprabhu & Ramachandran, 1984). La mezcla de SA y Cal ha sido evaluada previamente con éxito en la erradicación de peces en estanques, confirmando el correcto aumento del contenido de N y pH del agua. Lográndose en esas condiciones 12,4 ppm de N y un aumento del pH de 6,3 a 10,3 pH mediante la utilización de 0,061 g L⁻¹ de SA y Cal (Subramanian, 1983).

Aplicaciones en estanques mostraron altos niveles de N en el agua hasta 10 días posteriores a las aplicaciones de Amoníaco Anhidro (Ramachandran, 1962). Por lo que es probable que la pérdida de N a la atmósfera sea mínima durante la aplicación y que un porcentaje considerable del N aplicado logre llegar al lote irrigado.

El agregado de Cal hidratada ha resultado efectivo en el control de afloramientos algales en lagos eutróficos. Aunque este efecto parece deberse a lograr una reducción en

el contenido de fosforo soluble, ensayos preliminares muestran que la aplicación de cal sola, sin SA durante 12 h produce marchitamiento en *C. contraria*, aunque menos efectivo que en combinación con el SA (Greenfield, 2004).

A continuación, se detallan alguna de las principales virtudes y dificultades que fueron observadas para esta nueva técnica.

Virtudes de esta técnica:

- Se usan productos fáciles de conseguir, económicos y seguros para su manipulación.
- Se aplica un fertilizante nitrogenado, y por lo tanto es probable que una parte del nitrógeno aplicado como sulfato de amonio llegue al lote, pudiendo servir de fertilización para los cultivos.
- La cal precipita en los primeros 600 m de canal, por que se estima que no llega al lote irrigado, y es posible que después de varias aplicaciones se reduzcan las perdidas por infiltración en esa sección del canal.

Dificultades de esta técnica:

- Es difícil aplicar la mezcla a medida que el agua circula, ya que es un volumen bastante grande de cal que hace falta diluir para que no se formen grumos.
- El canal no debería ser usado como fuente de agua para los animales mientras se aplica.
- No controla *S. pectinata*.
- Esta mezcla de productos es de gran toxicidad para el ambiente acuático.

4.3.5. Secado de canales de riego

El secado de canales de riego por 7 a 12 días logró una significativa reducción de la biomasa de *C. contraria* en el 100% de los canales evaluados. El efecto observado fue determinante en el manejo de la vegetación acuática, reduciéndose en algunos casos a prácticamente cero la biomasa no subterránea de *C. contraria* (Figura 4.6). La pérdida de la biomasa promedio de todos los canales evaluados fue del 80%, aunque los canales secados el 11/02/2016 presentaron un menor efecto del secado en la biomasa de *C. contraria* reduciéndose esta última solo el 57%. La razón de esta diferencia podría encontrarse en las condiciones ambientales registradas durante los días de secado. Como es de esperarse, las precipitaciones acumuladas, la radiación solar acumulada y la humedad relativa durante el tiempo que el canal se encuentra sin agua parecen tener un efecto muy importante sobre el efecto del secado (Tabla 4.17). La variabilidad registrada en los resultados es también mencionada en la bibliografía, debido a la gran cantidad de factores que influyen en el secado de las malezas (Hussner et al., 2017; Winton et al., 2013). La sensibilidad de *C. contraria* al secado contrasta con la gran tolerancia que tienen otras malezas acuáticas sumergidas como es el caso de *Elodea sp.* que se vio poco afectada por un secado de 10 semanas de duración (Barrat-Segretain & Cellot, 2007).

La cantidad de biomasa de *C. contraria* acumulada en los canales al momento del corte también pareciera ser importante, lográndose muy buenos controles cuando la biomasa de malezas a secar es reducida.

El secado de los canales de riego es una técnica efectiva y económica; sin embargo, su principal desventaja es la difícil coordinación por parte de los regantes del canal, el canalero y los agentes de CORFO Río Colorado (Pieterse & Murphy, 1990). Estas dificultades sumadas a la alta demanda de agua de riego en los meses de verano hacen que se reduzca drásticamente el número de canales a secar en la zona del VIRIC.

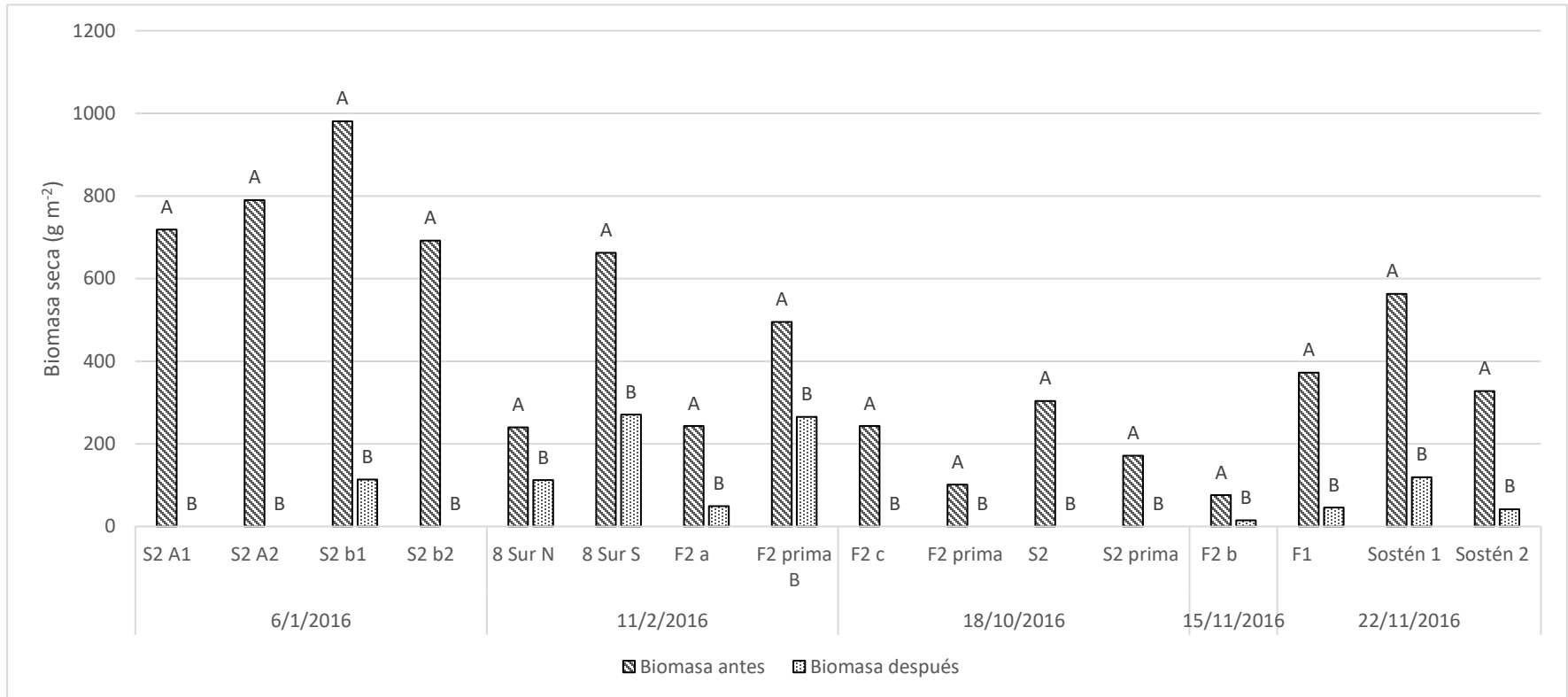


Figura 4.6. Promedio de Biomasa (g MS) de *Chara contraria* antes y después del secado de los canales de riego durante el año 2016. Barras con la misma letra dentro de un mismo canal y una misma fecha no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

Tabla 4.17. Condiciones climáticas cuando se realizaron los tratamientos de secado de canales, reducción de biomasa obtenida y durante el tiempo del que los canales permanecieron sin agua.

	Fecha de Inicio de Secado				
	06/01/2016	11/02/2016	18/10/2016	15/11/2016	22/11/2016
Días de secado	10	10	7	9	12
Reducción de biomasa promedio (%)	96,43	57,44	80,10	80,17	83,60
Precipitaciones acumuladas (mm)	4,6	28	0,2	5,8	20,2
T° media (°C)	21,1	22,6	14,0	17,1	22,1
T° Máxima promedio (°C)	29,9	29,8	19,7	25,2	30,7
Mínima Humedad Relativa promedio (% HR)	36	46	56	27	30
Humedad relativa promedio (% HR)	71	74	81	55	60
Máxima Humedad Relativa promedio (% HR)	98	97	100	93	92
Velocidad del viento promedio (km h ⁻¹)	10,9	11,2	10,6	12,3	11,0
Dirección del viento (cAVG) (°)	158	226	164	268	227
Radiación solar diaria acumulada (kJ m ⁻²) (kJ)	26724	22641	18199	26017	27063
Duración luz solar (diaria) (h)	11,8	11,1	10,0	12,1	11,7

4.4. Conclusiones

En ensayos realizados en acuarios la adición de EDTA como agente quelatante al SCP redujo el efecto tóxico sobre *C. contraria*, mientras que el ácido cítrico mostró una reducción menos marcada, rechazándose así la Hipótesis 1, la cual enunciaba que el agregado de ambos agentes quelatantes no reducirían el efecto fitotóxico del SCP. A las dosis ensayadas se evidencia que las aplicaciones de quelatos de cobre, no logran controlar la población de *C. contraria* en menos de 18 h de tiempo de contacto. Mientras que el agregado de ácido cítrico se presenta como una opción viable para evaluar su efecto sobre la pérdida de cobre en las aplicaciones en canales debido al alto contenido de CaCO_3 .

Las aplicaciones de SCP en dosis de 0,625 y 1,25 ppm permitieron reducir el crecimiento de *C. contraria* en un 52% en promedio en canales de riego. Por lo que se acepta la Hipótesis 2 la cual sugería que el SCP tendría un efecto tóxico significativo en las condiciones de los canales de riego del VIRIC. La aplicación del SCP diluido a través del desarrollo del goteo regulado es una técnica rápida y relativamente sencilla de lograr para el control de esta especie en canales de riego en funcionamiento, sin la necesidad de afectar el caudal de circulación.

C. contraria como *S. pectinata* mostraron sensibilidad al diuron en concentraciones superiores a 1 ppm y con tiempos de contacto iguales o mayores a 8 h en condiciones controladas. Sin embargo, su evaluación en condiciones de campo no mostró buenos resultados a los 30 días posteriores a los tratamientos. Con base de los resultados obtenidos se acepta la Hipótesis 3 que planteaba reducciones en el crecimiento de ambas especies y su posible utilización en el control químico de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego. Considerando de la sensibilidad mostrada a este herbicida por ambas especies y el acotado número de aplicaciones realizadas a campo son necesarios más estudios para comprender la forma correcta de utilización de este herbicida en canales de riego como así también las posibles implicancias de la misma.

Las aplicaciones de paraquat en acuarios y en canales de riego mostró un efecto fitotóxico sobre *S. pectinata* con tiempos de contacto igual o mayores a 6 horas. Aunque también se observó principalmente en acuarios el rebrote de esta especie desde los tallos o desde la base de la misma, evidenciando un control parcial de la planta. En función de los resultados obtenidos acepta la Hipótesis 4. Cabe destacar que, a pesar de no

registrase la muerte de los ejemplares de *S. pectinata* en condiciones de campo, los mismos síntomas fueron acompañados a lo largo de la temporada de riego por una disminución de la población de esta especie en los canales donde se realizaron las aplicaciones.

Las aplicaciones de SA y Cal a las dosis evaluadas permitieron reducir el crecimiento de *C. contraria* tanto en acuarios como en canales de riego, con tiempo de contacto mínimos de 2 h en acuarios y 7 h en canales de riego. En función de los resultados obtenidos se acepta la Hipótesis 5, que planteaba una reducción de la biomasa de *C. contraria* por efecto de las aplicaciones de SA y Cal. Estas aplicaciones podrían representar una nueva herramienta potencialmente utilizable para el manejo de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego donde esté presente *C. contraria*.

El secado de canales de riego por un periodo entre 7 y 12 días redujo en promedio un 80% la biomasa no subterránea de *C. contraria*, de tal manera se acepta la Hipótesis 6. Presentándose al secado como una alternativa muy interesante para el manejo de esta maleza tanto por la evidente sensibilidad de esta especie como por su practicidad en canales terciarios o pequeños con pocos regantes, donde su coordinación pueda ser más sencilla.

Para un efectivo control químico de malezas acuáticas en canales de riego se debe asegurar una correcta concentración de producto activo en el agua y el tiempo de contacto adecuado. Una disminución de la cantidad de producto utilizado se puede realizar con un adecuado manejo de los caudales de los canales a tratar. Bajar el caudal del canal previo a la aplicación y mantenerlo durante la misma como también realizar "semi-embalses" permiten aumentar los tiempos de contacto con una misma cantidad de producto.

Capítulo V

**Efecto del riego con agua tratada con productos
fitosanitarios sobre diferentes cultivos**

5.1. Introducción

En el control químico de malezas acuáticas con agua en movimiento tiene especial importancia el destino final del agua tratada. En el caso de las malezas sumergidas en canales de riego para lograr un control efectivo se debe diluir el principio activo del herbicida en una gran cantidad de agua. Sobre todo, si se lo compara con malezas emergentes o flotantes que pueden ser aplicadas con una pulverizadora, la cual maneja un volumen menor de agua y también un volumen menor de herbicida. Por lo tanto, el control químico de malezas sumergidas en canales de riego conlleva un volumen de agua muy grande que debe ser correctamente manejado para evitar dañar cultivos o contaminar cauces naturales (Datta, 2009; Pieterse & Murphy, 1990; Sytsma & Parker, 1999).

En aquellos herbicidas registrados para el control de malezas acuáticas figura en el marbete un límite máximo de residuo en el agua de riego. El cual es variable según el cultivo que se quiera regar, la frecuencia de riegos, entre otros. También es común que exista una recomendación del tiempo que debe pasar antes de utilizar el agua para riego (Datta, 2009).

Los alguicidas a base de cobre han sido comúnmente usados desde el 1900, y es muy común su uso en canales de riego dado que el agua tratada con cobre puede utilizarse directamente para el riego de cultivos a campo (Pieterse & Murphy, 1990). El cobre es un elemento persistente, bioacumulativo y tóxico, si se encuentra en grandes concentraciones, sin degradación posible en el ambiente (Salam & El-Fadel, 2008; Sancha et al., 2005). Sin embargo, el cobre también es un micronutriente y por ende es absorbido y retenido en los tejidos de las plantas. En un sistema agrícola, mediante la cosecha de cultivos, se produce una extracción de nutrientes, siendo esta la principal salida de cobre del sistema (Washington State Department of Ecology, 2002). La relación entre los ingresos de cobre mediante su aplicación para el control de malezas y su extracción por parte de las cosechas debe ser considerada para evitar la acumulación del mismo en el suelo agrícola. La adición de $100 \text{ kg Cu ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ producto de aplicaciones como fungicida, ha llegado a causar un deterioro irreversible de suelos con un alto potencial agrícola (Cordero & Ramirez, 1979). Los principales efectos de los suelos contaminados con cobre son la reducción del rendimiento y el debilitamiento de los cultivos (Sancha et al., 2005). En cuanto al efecto fitotóxico, se ha observado leves reducciones en el rendimiento de cultivos de *Apium graveolens* y *Beta vulgaris* en suelos

con 20 mg Cu kg suelo⁻¹, y una disminución en el largo de raíz y altura de plantas de *Solanum lycopersicum* a 5 mg Cu kg suelo⁻¹ (Cartaya & Marrero, 2008; Sancha et al., 2005). Sin embargo, se ha indicado que riegos con un contenido de cobre de 0,2 mg Cu L⁻¹ por un lapso de hasta 100 años no representa ningún peligro para las plantas, independientemente de la cantidad de la lámina de agua aplicada en los riegos (Washington State Department of Ecology, 2002). En la zona de regadío del Valle Inferior del Río Colorado (VIRC), el SCP ha sido utilizado exitosamente para el control de *C. contraria* en canales de drenaje (Sabbatini, 1988). Si embargo, la utilización de SCP en canales de riego y el impacto que pueda tener esta poco documentado en la zona.

El sulfato de amonio (SA) [(NH₄)₂SO₄] fue uno de los primeros y más ampliamente utilizados fertilizantes nitrogenados para la producción de cultivos. Contiene un 21% de nitrógeno y un 24% de azufre, por su aporte de estos dos nutrientes, es utilizado ampliamente para la producción de cultivos. La fracción nitrogenada está presente en forma de amonio y el azufre inorgánico del suelo es absorbido por las plantas principalmente como anión sulfato (IPNI, 2022). La aplicación de SA y cal hidratada ha sido documentada para el control de malezas acuáticas, aunque principalmente en estanques (Ramachandran, 1962). Si bien se trata de un fertilizante comúnmente utilizado y cal, un material de construcción ampliamente difundido, al no haberse evaluado previamente su uso en canales de riego, no existen estudios que analicen el efecto del riego con agua tratada con esta mezcla.

El paraquat y el diuron ambos son herbicidas previamente utilizados en control de malezas acuáticas. Aunque al no estar registrados para este uso, la bibliografía sobre su presencia en el agua de riego es limitada y enfocada desde el punto de vista de la contaminación de las aguas, o bien su utilización intencionada para hacer un riego y una aplicación de herbicida al mismo tiempo. Esta técnica se conoce como “Herbigation” o herbirriego, y es utilizada por ejemplo en sistemas de riego presurizado. (Ogg, 1980, 1986; Pereira et al., 2010). Este tipo de aplicaciones realizan una gran dilución del principio activo y parecen adaptarse mejor a herbicidas sistémicos capaces de ser absorbidos por raíz, mientras que los herbicidas de contacto no funcionarían correctamente (Robinson & Mulliner, 1972)

Dado que parte de esta tesis se orientó a buscar formulaciones disponibles en Argentina para el control de malezas acuáticas también resultó pertinente evaluar el efecto que podrían tener estos productos en los cultivos irrigados.

5.1.1. Hipótesis

1. El agua tratada con sulfato de cobre es segura para el riego, por lo que no reducirá significativamente el rendimiento de los cultivados evaluados, ni generará un aumento significativo en la concentración de cobre total de los órganos cosechados.
2. La utilización de SCP en agua de riego producirá un incremento significativo en el contenido de cobre disponible del suelo irrigado como así también en el sedimento de los canales donde se lo aplique.
3. El crecimiento en biomasa aérea de los cultivos de trébol rojo y cebolla en maceta no se verá reducido por riegos de 200 mm con agua tratada con paraquat a concentraciones de hasta 2,5 mg ia ha⁻¹.
4. El crecimiento en biomasa aérea de los cultivos de trébol rojo y cebolla en maceta no se verá reducido por riegos de 200 mm con agua tratada con SA y cal a 0,25 g L⁻¹ de SA y cal.
5. El crecimiento en biomasa aérea de los cultivos de trébol rojo y cebolla en maceta no se verá reducido por un riego de 200 mm con agua tratada con diuron a 1,3 mg ia ha⁻¹.

5.1.2. Objetivo general

Analizar el impacto del control químico de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego, considerando su posible utilización para riego y su efecto en los cultivos más representativos del área del VIRC.

Objetivos específicos

- Evaluar el efecto a corto plazo de los riegos con agua tratada con SCP sobre los cultivos más comunes en el VIRC y los suelos irrigados.
- Analizar el impacto a corto plazo de las aplicaciones de SCP en el sedimento de los canales.
- Determinar las mínimas concentraciones paraquat y diuron presentes en el agua de riego que limitan el crecimiento de cebolla y trébol rojo.
- Evaluar si las dosis de SA y cal propuestas para el control de malezas en canales son seguras para el riego de cebolla y trébol rojo.

5.2. Materiales y métodos

En este capítulo se estudió, entre 2013 y 2019, el efecto mostrado por diferentes especies cultivadas al riego con agua tratada con productos que podrían utilizarse en el manejo de las malezas acuáticas en canales de riego (Figura 5.1). Buscando simular una situación en la que se realice una aplicación para el control de malezas acuáticas sumergidas en un canal de riego y el posterior uso de dicha agua tratada para el riego o herbirriego.

Los ensayos bajo condiciones controladas en invernáculo se realizaron en las instalaciones del CERZOS-CTT Bahía Blanca ($38^{\circ}39'56.95''S$ $62^{\circ}14'05.68''O$). Mientras que aquellos realizados a campo fueron llevados a cabo en el Campo Piloto de CORFO Río Colorado, ($39^{\circ}24'38.79''S$ $62^{\circ}36'57.12''O$) en colaboración con dicha institución.

Tabla 5.1. Características de los compuestos químicos utilizados en los ensayos para evaluar el efecto sobre cebolla y trébol rojo del riego con agua tratada para el control de malezas acuáticas entre 2013 y 2019.

<u>Herbicida</u>	<u>Formulación</u>	<u>Marca comercial</u>	<u>Compuesto químico</u>
Sulfato de cobre pentahidratado (SCP)	Polvo/nieve 25,2% cobre	RAME Productos Químicos S.R.L	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$
Sulfato de Amonio (SA)	Granulado	YPF	$(NH_4)_2SO_4$
Cal hidratada	Polvo	Loma negra	Dihidróxido de calcio $Ca(OH)_2$
Paraquat	SL 27% (Concentrado soluble)	ADAMA	Dicloruro de 1,1'-dimetil-4,4'-bipiridilo
Diuron	SC 80% (Suspensión Concentrada)	ADAMA	N- (3,4-diclorofenil) -N, N-dimetil-urea

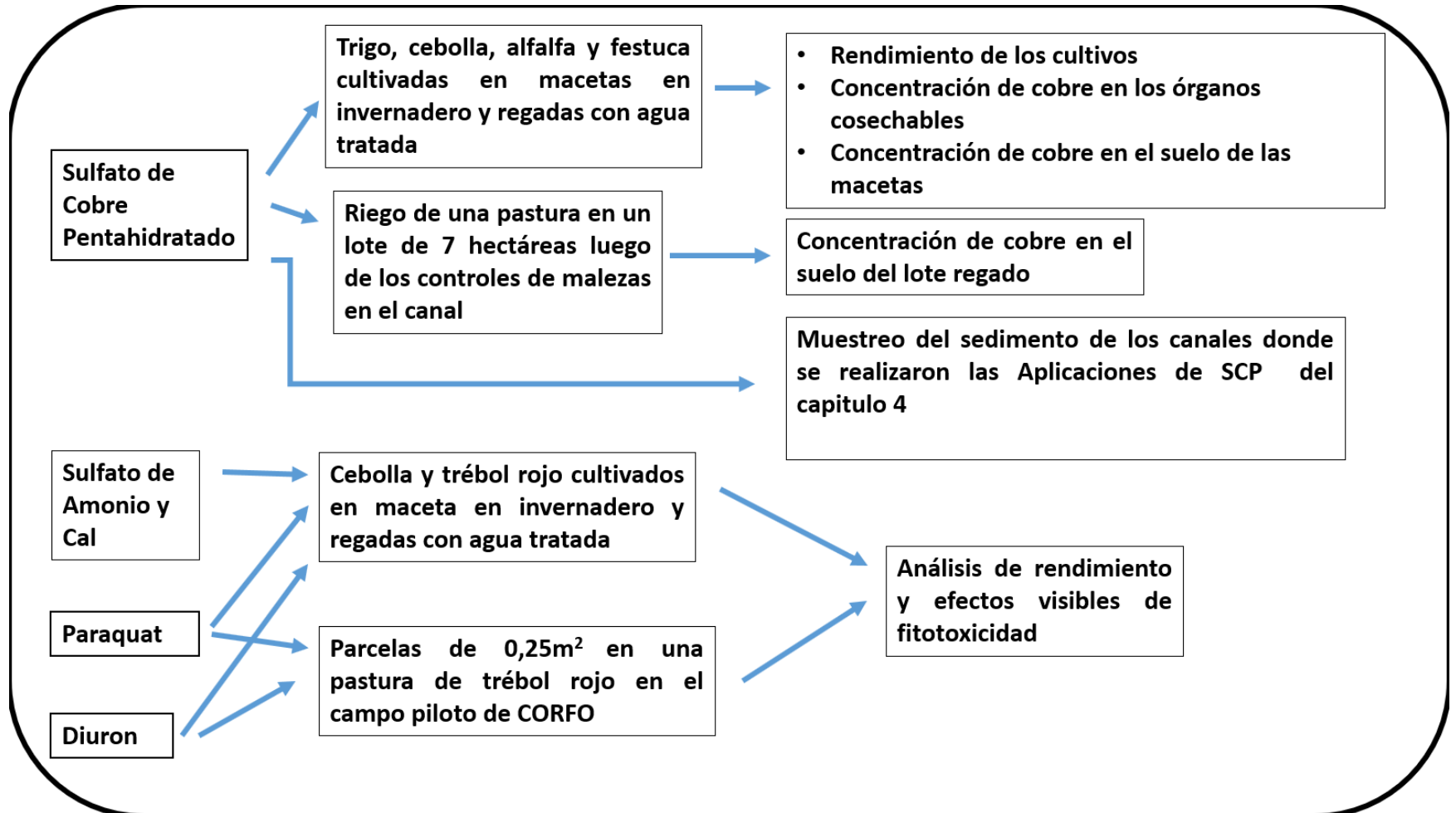


Figura 5.1. Diagrama resumen de los productos ensayados en este capítulo.

5.2.1. Ensayos sobre el impacto del cobre

5.2.1.1 Rendimiento y concentración de cobre en plantas y suelo de macetas cultivadas en invernáculo.

En Julio del 2013 se sembró *Medicago sativa* (alfalfa), *Festuca arundinacea* (festuca), *Triticum aestivum* (trigo) y *Allium cepa* (cebolla) por separado en macetas de 3 L de capacidad. El suelo utilizado en este ensayo se extrajo de los primeros 20 cm del lote 15.c del Campo Piloto de CORFO Río Colorado. Las plantas fueron cultivadas en el invernáculo del CERZOS-CONICET bajo condiciones controladas. El mantenimiento de las plantas se realizó con agua de red; sin embargo, se realizaron riegos estratégicos con SCP ($\text{SO}_4\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_5$) disuelto en agua proveniente de los canales de riego, simulando un riego con el agua tratada con este alguicida en un canal de riego. El ensayo tuvo un diseño de bloque al azar de cuatro tratamientos y cuatro repeticiones, siendo cada maceta una repetición. La formulación de SCP utilizada tiene un 25,2% cobre metálico. Los tratamientos se diferenciaron por la cantidad de cobre en solución (Tabla 5.2).

El ensayo se mantuvo durante dos años, en los cuales se realizaron dos cosechas de bulbos de cebolla y granos de trigo en los meses de diciembre (Figura 5.1). Mientras que las plantas de festuca y alfalfa fueron cortadas a 5 cm del suelo cuando llegaban a los 40 cm de altura (Figura 5.2). Realizándose en total nueve cortes para alfalfa y ocho para festuca en todo el ensayo. Durante el ensayo cada cultivo recibió un número determinado de riegos con SCP, simulando la lámina de riego determinada y por lo tanto cierta cantidad de cobre (Tabla 5.2).

El forraje y los bulbos de cebolla cosechados se llevaron a estufa a 60°C hasta peso constante y luego pesado, mientras que las semillas de trigo se pesaron con la humedad presente al momento de la cosecha. Todo el material cosechado se analizó para determinar la concentración de cobre total de los tejidos vegetales

Tabla 5.2. Número de riegos y cantidad de cobre aportada al suelo en cada tratamiento para trigo, cebolla, alfalfa y festuca durante 2013 y 2014.

Cultivo	Tratamiento	Cu ppm	Riegos con SCP	Lamina de riego (mm ha ⁻¹)	kg Cu ha ⁻¹
Trigo	Testigo	0			0
	Dosis Baja	0,252	6	120	1,8
	Dosis Media	0,625			4,5
	Dosis Alta	1,25			9
Cebolla	Testigo	0			0
	Dosis Baja	0,252	11	70	1,9
	Dosis Media	0,625			4,8
	Dosis Alta	1,25			9,6
Alfalfa/ Festuca	Testigo	0			0
	Dosis Baja	0,252	12	120	3,6
	Dosis Media	0,625			9
	Dosis Alta	1,25			18



Figura 5.2. Macetas con plantas de trigo (izquierda) y cebolla (derecha) previo a la cosecha para determinar el contenido de cobre en los granos y bulbos respectivamente durante 2013 y 2014.



Figura 5.3. Macetas con plantas de alfalfa (izquierda) y festuca (derecha), luego de una cosecha de forraje para determinar el contenido de cobre disponible durante 2013 y 2014.

Con la intención de imitar la labranza que generalmente se hace en el VIRC entre la cosecha de un cultivo y la siembra del siguiente, luego de la cosecha se procedió a retirar todo el suelo contenido en las macetas de los cultivos anuales (cebolla y trigo),

mezclarlo con los restos vegetales y volver a colocarlo en la maceta para repetir el cultivo al año siguiente.

En abril del 2015 se dio por finalizado el ensayo muestreándose el suelo contenido en las macetas. Para alfalfa y festuca, en la cuales no se simuló ninguna labranza, se muestrearon las siguientes profundidades del suelo de las macetas, 0 a 3 cm y 3 a 6 cm. Mientras que, en las macetas de cebolla y trigo, se muestreo una porción al azar del total del suelo luego que había sido mezclado en diciembre de 2014 después de la cosecha. El contenido de cobre de las muestras se determinó utilizando un Espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-AES), Shimadzu 9000 Simultáneo de Alta Resolución. Los datos fueron analizados por año con ANOVA y las medias fueron separadas usando un el test de DMS Fisher ($p < 0,05$).

5.2.1.2. Concentración de cobre en el suelo del lote regado

El ensayo consistió en controlar las malezas acuáticas en un canal de riego, y posteriormente, regar por inundación una pastura en producción con el agua tratada con SCP. De esta manera, se pretende evaluar el impacto real que puede tener el control de malezas sumergidas en canales de riego en el uso del agua tratada para riego. El estudio se realizó en el campo piloto de CORFO Río Colorado, donde el canal terciario F2 prima se desprende del canal secundario F2. Con una distancia de 1500m entre el nacimiento del F2 prima y la compuerta correspondiente al campo piloto que, mediante aproximadamente 1000 m de acequia, lleva el agua directamente al lote. Las aplicaciones de SCP se realizaron en el lugar donde se inicia el F2 prima.

El lote de siete hectáreas contenía una pastura con presencia de las siguientes especies: *F. arundinacea*, *M. sativa*, *Trifolium repens* y *Bromus unioloides*. Se realizaron 12 riegos entre 2013 y 2017, variando la dosis entre 2,5 y 5 ppm de SCP según el grado de infestación de malezas presentes en el canal. Durante este tiempo la pastura se mantuvo en producción normal, sin labranzas mecánicas que alteren el perfil de suelo más allá del pisoteo del ganado. En 2015, 2016 y 2017 se tomaron muestras de suelo para determinar el contenido de cobre del suelo, extrayendo solo los primeros 3 cm suelo. Se tomaron 2 muestras de cada tablón distribuidas en la “cabecera” del lote y en el “pie”, salvo en 2015 que se muestrearon solo los primeros 3 tablonés y se mezclaron las muestras para obtener un solo valor. Los tablonés fueron numerados de 1 al 4, siendo el número 1 el primero en regarse y el número 4 el último. A lo largo del ensayo se fue evaluando visualmente el crecimiento de las plantas en busca de algún efecto de fitotoxicidad.

El contenido de cobre de las muestras se determinó utilizando un Espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-AES), Shimadzu 9000 Simultáneo de Alta Resolución. Los 3 años se midió el cobre disponible en el suelo, pero en 2016 se analizó también el contenido de cobre total de las muestras.

5.2.1.3. Concentración de cobre en los sedimentos de canales

Como parte de la evaluación del impacto de las aplicaciones de SCP en canales de riego del VIRC. Se tomaron muestras de suelo de los canales de riego donde se realizaron aplicaciones para el control de malezas acuáticas sumergidas entre 2013 y 2017. La toma de muestras se llevó a cabo en el junio del 2015, 2016 y 2017 retirando solo los primeros 3 cm de sedimento. Considerando el arrastre de partículas que se da con el flujo de agua en cada punto, se muestreo el sedimento del fondo del canal como también sobre los laterales del mismo. Los lugares donde se muestreo se seleccionaron según la distancia desde el punto de aplicación que fue siempre el mismo para cada canal de este ensayo.

El contenido de cobre disponible de las muestras se determinó utilizando un Espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-AES), Shimadzu 9000 Simultáneo de Alta Resolución.

5.2.2. Ensayos realizados sobre el impacto de paraquat, diuron y SA y cal

5.2.2.1. Rendimiento de los cultivos regados con agua tratada con paraquat, diuron y SA y cal en invernáculo

Un ensayo se realizó entre los meses de agosto y diciembre del año 2016 y se repitió en los mismos meses del año 2019. Consistió en regar dos especies representativas del VIRC con una mezcla de agua y herbicida a varias concentraciones, incluidas las utilizadas en el control de malezas acuáticas en canales de riego. Simulando el riego posterior al control de malezas acuáticas sumergidas en un canal con herbicidas aplicados al agua.

El suelo utilizado para completar las macetas se recolecto del lote 15.C del campo piloto de CORFO Río Colorado en julio del 2016 y 2019. La textura del suelo utilizado fue franco arenoso, con un contenido de materia orgánica de 1,2%. En agosto de cada año se sembraron plantas de *Allium cepa* (cebolla) y *Trifolium pratense* (trébol rojo) en macetas de 450 cm³ de capacidad, en las cuales solo se colocaron 300 cm³ de tierra para dejar un espacio vacío y permitir el contacto del agua de riego con los primeros centímetros de la planta simulando un riego por manto (Figura 5.3). El ensayo tuvo un diseño de 34 tratamientos y cinco repeticiones, siendo cada maceta una repetición

El riego con agua tratada se realizó 37 días luego de la siembra definiendo así para cada especie los siguientes tratamientos y sus correspondientes equivalentes de producto por hectárea:

1. Testigo: Agua sin herbicida
2. Paraquat 1,25 ppm 2,5 kg ia ha⁻¹
3. Paraquat 2,5 ppm 5 kg ia ha⁻¹
4. Paraquat 5 ppm 10 kg ia ha⁻¹
5. Paraquat 10 ppm 20 kg ia ha⁻¹
6. Paraquat 20 ppm 40 kg ia ha⁻¹
7. Paraquat 40 ppm 80 kg ia ha⁻¹
8. Diuron 0,0005 ppm 0,001 kg ia ha⁻¹
9. Diuron 0,0016 ppm 0,0032 kg ia ha⁻¹
10. SA y Cal 0,015 g. L⁻¹ 30 kg SA y Cal ha⁻¹
11. SA y Cal 0,031 g. L⁻¹ 62 kg SA y Cal ha⁻¹
12. SA y Cal 0,062 g. L⁻¹ 124 kg SA y Cal ha⁻¹
13. SA y Cal 0,124 g. L⁻¹ 248 kg SA y Cal ha⁻¹
14. SA y Cal 0,248 g. L⁻¹ 496 kg SA y Cal ha⁻¹
15. Diuron 0,0049 ppm 0,0098 kg ia ha⁻¹
16. Diuron 0,148 ppm 0,296 kg ia ha⁻¹
17. Diuron 0,44 ppm 0,88 kg ia ha⁻¹
18. Diuron 1,33 ppm 2,6 kg ia ha⁻¹
19. Diuron 4 ppm 8 kg ia ha⁻¹



Figura 5.4. Macetas y plantas de trébol rojo 20 días después de la siembra para su utilización en los ensayos de riego con herbicidas en condiciones controladas durante 2016 y 2019.

El volumen de agua de riego tratada fue el equivalente a 200 mm ha^{-1} calculado para los $28,2 \text{ cm}^2$ de superficie que tenía cada maceta. Para cada maceta se utilizó un volumen total de solución de 565 mL administrado en un día tan rápido como el tiempo de infiltración de la maceta lo permitiera.

El agua utilizada para la mezcla con los herbicidas que diferencian los tratamientos fue agua de los canales del VIRC recolectada como máximo 7 días antes de su uso. Esta mezcla se realizó el mismo día, similar a como se realizaría en un canal en funcionamiento.

El rango de dosis utilizado es muy amplio y esto se debe a que las dosis bajas se seleccionaron según su posible uso en el control de malezas acuáticas sumergidas, mientras que las dosis más altas se utilizaron para determinar el nivel al cual se generan efectos fitotóxicos. El caso de los tratamientos de SA con cal, se utilizaron dosis similares

a las necesarias para el control de malezas y no más elevadas dado que la técnica de aplicación involucra la mezcla y dilución del agua tratada una vez finalizado el tiempo de contacto necesario.

El volumen total de mezcla de agua con herbicida era mayor al espacio de maceta libre dejado para contener la mezcla. Por esta razón, se fue completando cada maceta a medida que la mezcla se infiltraba en el suelo de la maceta. Es decir que la aplicación del tratamiento se llevó a cabo tan rápido como el tiempo de infiltración de la maceta lo permitiera. Los tratamientos de paraquat y diuron finalizaron en tres horas aproximadamente, mientras que los de SA y cal demoraron hasta 14 horas. El SA y cal al mezclarse con el agua no lograron una solución uniforme, dado que una fracción de la cal permanecía sin disolver y decantaba con rapidez. Sin embargo, el total de la mezcla fue introducida en la maceta correspondiente a cada tratamiento, incluyéndose la fracción insoluble de la cal. Esto produjo un mayor tiempo de infiltración y por lo tanto de contacto entre la planta y el líquido mayor que los demás tratamientos, e incrementándose cuanto mayor era la dosis del tratamiento. Posteriormente en las aplicaciones realizadas en canales de riego se pudo observar repetidas veces como la fracción insoluble decantaba y se depositaba en el fondo del canal, puntualmente en los primeros 300 a 500 m desde el punto de aplicación. Esto representa un error metodológico dado que las macetas del ensayo tuvieron un aporte mayor de cal que el que se daría en una situación real de campo.

El resto de los riegos para el correcto crecimiento de las plantas, tanto antes como después del tratamiento se realizaron con agua de la red de agua potable de la ciudad de Bahía Blanca.

El ensayo se finalizó a los tres meses del riego con agua tratada, cosechándose únicamente la biomasa aérea viva al momento de la cosecha, la cual fue secada en estufa a 60°C hasta peso constante. Los datos obtenidos fueron analizados para cada especie por separado y se tuvo en cuenta la interacción entre años y tratamientos, el diseño experimental fue completamente aleatorizado. Para el análisis se utilizó ANOVA, y el test de comparación de medias DMS Fisher ($p < 0,05$) (Di Rienzo et al., 2017).

5.2.2.2. Rendimiento de las parcelas a campo regadas con paraquat y diuron

Los estudios se llevaron a cabo en marzo del 2016 y 2017 en un lote (-39.418948325889446 S, -62.62140408251619 O) en producción con una pastura

implantada de *T. repens*, y se repitió en el mismo mes del 2017 sobre una pastura de la misma especie, pero en otro lote (-39.41873747506555 S, -62.63743848357082 O) del Campo Piloto. El objetivo fue evaluar la respuesta de estas pasturas en producción a riegos con agua tratada con diuron y paraquat a diferentes dosis. El agua utilizada fue agua de los canales de riego F2 recolectada el mismo día de la aplicación de los tratamientos. Se utilizaron parcelas circulares de chapa de 0,25 m² semienterradas, capaces de contener los 50 L de agua tratada correspondientes a esa superficie para lograr un riego de 200 mm ha⁻¹. Se buscó asegurar un buen contacto entre el agua con los herbicidas y la parte aérea de las plantas como sucede en el caso de los riegos por inundación.

Los tratamientos fueron los siguientes:

Testigo (T)	Agua de riego sin herbicida
Paraquat Baja (PB)	1,25 ppm
Paraquat Alta (PA)	2,5 ppm
Diuron Baja (D)	5 ppm
Diuron Alta (DA)	10 ppm

Se realizaron cuatro parcelas para cada tratamiento repartidas al azar, cada una representando una repetición. Se utilizaron 20 parcelas en total, las cuales fueron distribuidas homogéneamente en un sector de 100m² cercados con un alambrado eléctrico para evitar el pastoreo animal. Transcurrido un mes de la aplicación de los tratamientos, se dio por finalizado el ensayo y se cosechó el 100% del tejido vegetal vivo contenido en cada parcela. Estas muestras se pusieron en la estufa a 60°C hasta peso constante medido en una balanza digital.

Los datos fueron analizados para determinar la posible interacción entre los años y los tratamientos, y al no encontrarse se utilizó el ANOVA para un diseño experimental de un factor completamente aleatorizado, y el test de comparación de medias DMS Fisher ($p < 0,05$) (Di Rienzo et al., 2017).

5.3. Resultados y discusión

5.3.1. Resultados sobre el impacto del cobre

5.3.1.1. Rendimiento y concentración de cobre en plantas cultivadas en invernáculo

No se observó una variación significativa en la producción en los distintos tratamientos en las condiciones del ensayo y para las especies evaluadas, pese al aporte constante de cobre al suelo (Figura 5.5). La concentración de cobre en el agua de riego fue en todos los tratamientos mayor a 0,2 ppm de cobre, que es la máxima concentración recomendable para agua de riego (Mujeriego, 1990; Sancha et al., 2005). En los dos años del ensayo se obtuvieron similares rendimientos entre todos los tratamientos, tanto en la producción de forraje y grano, como en el largo, ancho y peso de los bulbos de cebolla.

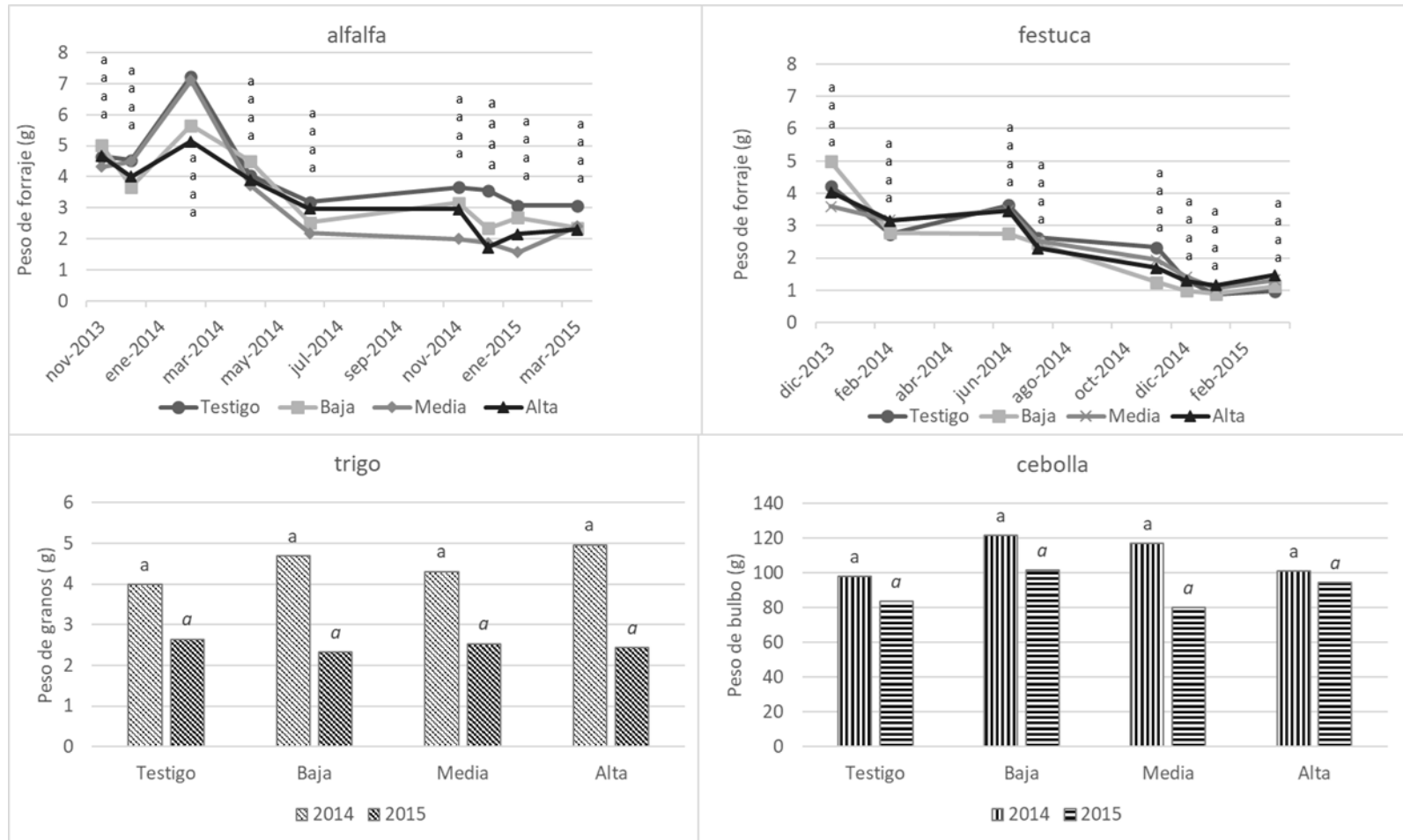


Figura 5.5. Rendimiento promedio por maceta de los cultivos regados con agua con SCP a las 3 concentraciones evaluadas. Baja: 0,252 ppm Cu, Media: 0,625 ppm Cu, Alta: 1,25 ppm Cu. Líneas en la misma fecha o barras en el mismo año con la misma letra no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

Con respecto a la concentración de cobre en las plantas, no se registró un aumento en el tejido vegetal evaluado (Figura 5.6). La cual se mantuvo entre los rangos normales ($1-50 \text{ mg Cu kg}^{-1}$) (Sancha et al., 2005), sin notarse diferencias significativas entre los tratamientos para todas las especies estudiadas. El forraje de alfalfa y festuca presentó valores inferiores a 20 mg Cu kg^{-1} por lo cual no representa problemas para los rumiantes que las consuman (Cordero & Ramirez, 1979). Tampoco se vio un aumento en el contenido de cobre en los bulbos de cebolla y granos de trigo que son destinados para consumo humano, resultados que también coinciden con la bibliografía (Sancha et al., 2005) (Figura 5.6).

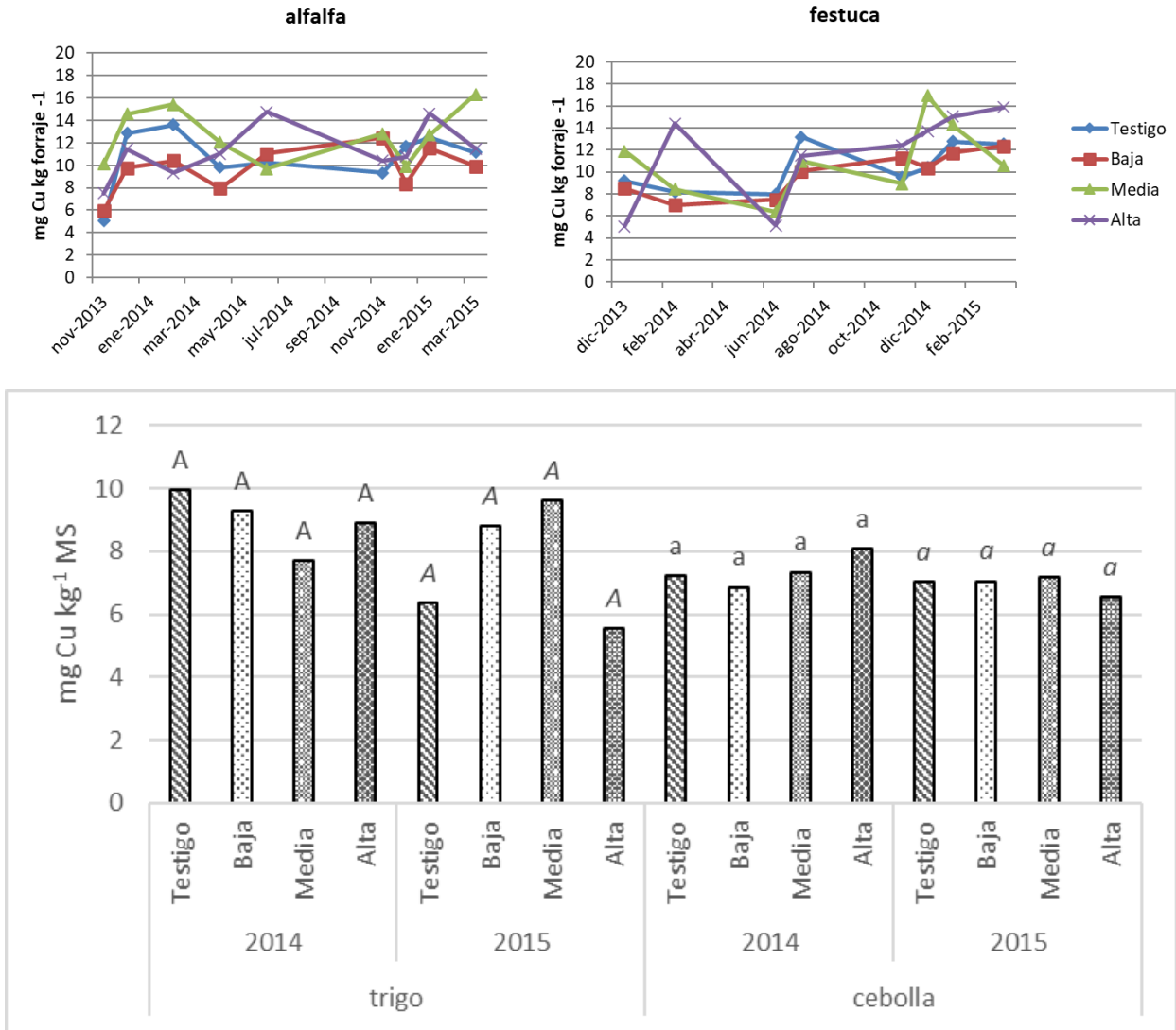


Figura 5.6. Concentración de cobre promedio en los tejidos vegetales cosechados durante el ensayo realizado en macetas para cada dosis de cobre en el agua de riego. (Baja: 0,252 ppm Cu, Media: 0,652 ppm Cu, Alta: 1,25 ppm Cu). Líneas en la misma fecha o barras en el mismo cultivo y año con la misma letra no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

5.3.1.2. Concentración de cobre en el suelo de las macetas

El contenido de cobre disponible correspondiente a las muestras de suelo cultivado con trigo no mostró diferencias significativas entre los tratamientos. Mientras que en el caso de la cebolla solo se encontró un aumento significativo del contenido de cobre disponible con la dosis alta, llegando a una concentración de $3 \text{ mg Cu kg suelo}^{-1}$, es decir cuatro veces más cobre que en el testigo (Figura 5.7). Sin embargo, estos valores no serían tóxicos aun para los cultivos más sensibles (Cartaya & Marrero, 2008; Sancha et al., 2005). Los resultados son llamativos porque en las condiciones de este ensayo en macetas, las salidas de cobre con la cosecha, para el tratamiento dosis alta representan apenas el 0,0062% y 0,0126% de los ingresos para trigo y cebolla respectivamente. Es decir que según el cálculo sería esperable una acumulación en el suelo de ambos cultivos, pero aún mayor en las macetas de trigo debido a su escasa extracción.

En el caso festuca y alfalfa en las cuales el suelo no se mezcló por dos años, se percibe un aumento significativo del contenido de cobre en la superficie del suelo (Figura 5.7). Tanto en las macetas de alfalfa como de festuca se obtuvieron diferencias significativas entre todos los tratamientos, estos resultados se corresponden con el aporte de cobre realizado por los tratamientos y con la retención del mismo en los primeros centímetros de suelo descrita por varios autores (Cordero & Ramirez, 1979; Salam & El-Fadel, 2008; Washington State Department of Ecology, 2002). Las plantas cultivadas no presentaron síntomas evidentes de fitotoxicidad ni disminuciones significativas en el rendimiento. A nivel superficial, se midió hasta $18 \text{ mg Cu kg de suelo}^{-1}$, y estos niveles podrían afectar plantas susceptibles como *A. graveolens*, *B. vulgaris* y *S. lycopersicum* (Cartaya & Marrero, 2008; Sancha et al., 2005) (Figura 5.7).

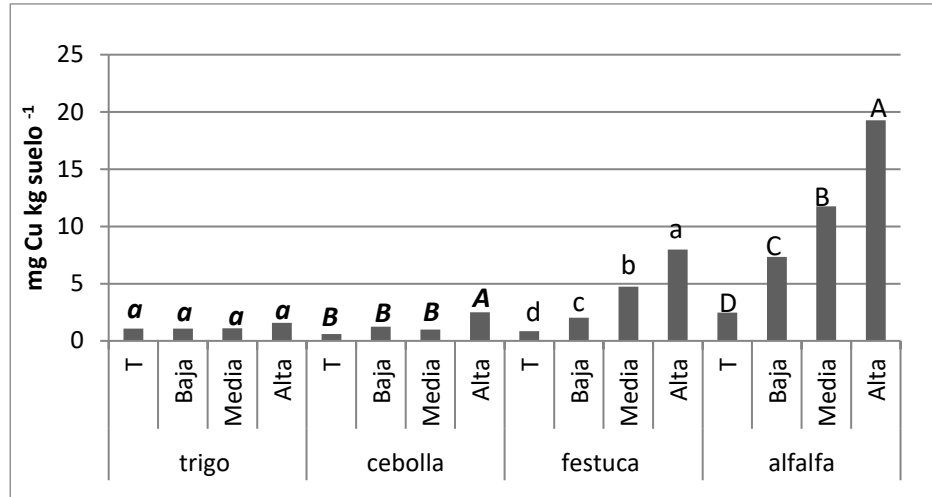


Figura 5.7. Concentración de cobre disponible medida en la mezcla de todo el contenido de suelo de las macetas de trigo y cebolla, y en los primeros 3 cm de suelo de las macetas de festuca y alfalfa, para cada dosis de cobre en el agua de riego (Baja: 0,252ppm Cu, Media: 0,652 ppm Cu, Alta: 1,25ppm Cu). Barras con la misma letra dentro de cada cultivo indican que no hay diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

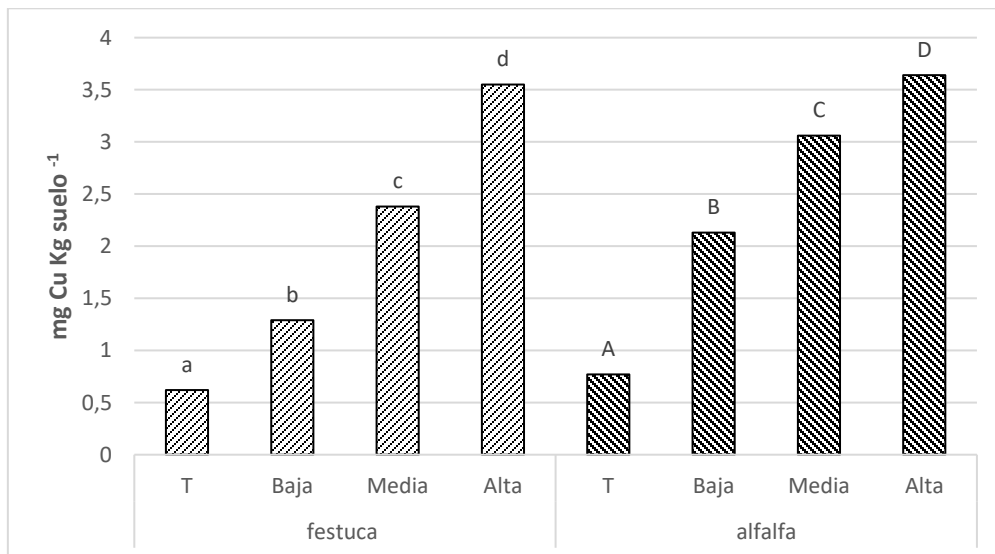


Figura 5.8. Concentración de cobre disponible en el suelo de las macetas de festuca y alfalfa a una profundidad de 3 a 6 cm para cada dosis de cobre en el agua de riego (Baja: 0,252 ppm Cu, Media: 0,652 ppm Cu, Alta: 1,25 ppm Cu). Barras con la misma letra dentro de cada cultivo indican que no hay diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

El balance de ingresos y egresos de cobre del ensayo se muestra en la Tabla 5.3. Los ingresos se calcularon en función de la dosis de cobre aplicada con el agua de riego correspondiente a cada tratamiento por la lámina y frecuencia de riego de cada cultivo. Los egresos fueron calculados como la concentración de cobre medida para el órgano cosechable de cada cultivo multiplicado por el rendimiento obtenido en la superficie de la maceta. A este balance se le agregó un “escenario posible” ajustándose a una situación real a campo. Considerándose como ingreso un solo riego al año con una lámina de riego de 280mm, solo el 20% del cobre aplicado, debido a la reducción del contenido de cobre presente en el agua de riego a los pocos metros luego de una aplicación, mencionada en el capítulo 4 de esta tesis. El egreso se calculó como un promedio de las extracciones medidas para los cultivos ensayados en maceta.

Analizando la Tabla 5.3, se observa como en el caso del ensayo, el aporte de cobre supera en gran medida a la extracción que realizan los cultivos. Siendo esperable la acumulación del mismo en los primeros centímetros de suelo cuando este no es removido. No obstante, se estima que si la frecuencia de riegos se redujera a un riego cada dos o tres años la diferencia entre los ingresos y los egresos de cobre sería despreciable. También, se debe considerar que los suelos del VIRC presentan un escaso contenido de cobre que puede significar un problema para la producción ganadera (Marinissen & Ombrosi, 2011). En este contexto, el aumento de cobre en el suelo siempre que no alcance niveles tóxicos podría ser beneficioso.

Tabla 5.3. Balance anual de ingresos y egresos (con las cosechas) de cobre de las macetas del ensayo realizado en invernáculo durante 2013 y 2014

Cultivo	Tratamiento	Ingresos kg Cu ha ⁻¹	Egresos kg Cu ha ⁻¹	Salida %
Trigo	Testigo	0		-
	Dosis Baja	1,8	0,0558	0,031
	Dosis Media	4,5		0,0124
	Dosis Alta	9		0,0062
Cebolla	Testigo	0		
	Dosis Baja	1,9	0,1214	0,0637
	Dosis Media	4,8		0,0252
	Dosis Alta	9,6		0,0126
Alfalfa	Testigo	0		
	Dosis Baja	3,6	0,429	11,9167
	Dosis Media	9		4,7667
	Dosis Alta	18		2,3833
Festuca	Testigo	0		
	Dosis Baja	3,6	0,2518	6,9944
	Dosis Media	9		2,7978
	Dosis Alta	18		1,3989
Escenario posible	Dosis Alta	0,6		0,2145

5.3.1.3. Concentración de cobre en el suelo del lote regado

La distribución del cobre en el suelo del lote no fue homogénea en la superficie regada, con aumento en la concentración del cobre principalmente en la cabecera del lote (Tabla 5.4).

Tabla 5.4. Concentración de cobre en los primeros 3 cm de suelo en los distintos sectores del lote regado con SCP en 2015, 2016 y 2017

Sitio de muestreo	Año	kg Cu ha ⁻¹ *	Cu medido	Acequia							
				1 ^{er} tablón		2 ^{do} tablón		3 ^{er} tablón		4 ^{to} tablón	
Cabecera del lote	2015	2,100	Cu disponible	3,2		2,84		2,12		-	
	2016	3,150	Cu total	54,9	60,0	57,7	62,8	29,2	44,9	42,8	39,4
	2016	3,150	Cu disponible	17,2	32,0	22,8	28,2	8,2	22,6	16,7	5,2
	2017	3,850	Cu disponible	8,65	12,85	12,01	15,85	5,78	10,36	4,82	3,94
Fondo del lote	2015	2,100	Cu disponible	0,9		0,86		0,76		-	
	2016	3,150	Cu total	17,9	14,9	15,3	15,6	18,6	14,5	15,5	17,7
	2016	3,150	Cu disponible	1,0	0,7	0,7	0,8	1,1	1,0	1,4	1,8
	2017	3,850	Cu disponible	0,93	0,90	1,03	1,23	1,02	1,01	0,93	1,14

*El cobre aplicado se estimó como el 20% de la concentración aplicada en el canal y una lámina de riego de 280 mm ha⁻¹

No se observaron síntomas de fitotoxicidad sobre la pastura durante la duración del ensayo. La concentración de cobre aplicada no superó los límites recomendados para el agua de riego. Sin embargo, el contenido de cobre disponible en la superficie del suelo de la cabecera del lote alcanzó en algunos casos valores que podrían ser tóxicos para las plantas más sensibles (Cartaya & Marrero, 2008; Sancha et al., 2005).

5.3.1.4. Concentración de cobre en los sedimentos de canales

Los canales muestreados recibieron distintos aportes de cobre, según el número de aplicaciones de SCP que se realizaban. Las cantidades de cobre disponibles encontrados en las muestras de sedimento de los canales son muy variables, con valores desde 0,5 hasta 125,1 ppm (Tabla 5.5). Mientras que las muestras testigo contienen valores menos variables con un promedio de 0,94 ppm de cobre disponible, como es de esperar para ambientes sin exposición a las aplicaciones de cobre (Washington State Department of Ecology, 2002). Aumentos de 3,1 a 16,6 ppm de cobre disponible en los sedimentos de canales fueron medidos en respuesta a una temporada de aplicaciones. Resultados similares han sido obtenidos con valores de entre 0,9 y 12 ppm de cobre total en el sedimento de canales de riego, luego de una sola aplicación para el control de malezas acuáticas (Han et al., 2001; Willis, 2012; Willis & Bishop, 2016). Los valores de hasta 113 veces mayores al testigo indican un aumento del contenido de cobre disponible en los sedimentos del canal y es el resultado de varios años de aplicaciones seguidas (Tabla 5.5). Aumentos de 50 a 100 ppm de cobre total son normales en suelos expuestos a aplicaciones con compuestos de cobre para el control de malezas acuáticas, aun llegando a valores de 209 ppm de cobre disponible en el sedimento de canales (EPA, 1985; Gangstad, 1986).

La variabilidad de los datos obtenidos es esperable dado que se muestreo solo los primeros 3 cm de suelo y esta fracción del sedimento de los canales está en continuo movimiento debido al flujo de agua. Dándose lugar a un importante proceso de arrastre de partículas desde aguas arriba que pudieron o no, haber sido expuestas a las aplicaciones de SCP. Por lo tanto, el contenido de cobre en la muestra puede verse diluido, o directamente que el 100% de la muestra corresponda a sedimento recientemente depositado con un aporte extra de cobre reducido o nulo. Esto hace que al cobre presente en los sedimentos sea fácilmente dispersable dificultando su medición (Willis & Bishop, 2016).

El cobre se acumula en el sedimento del canal dado que no es susceptible al lavado hacia las napas subterráneas (Salam & El-Fadel, 2008). La remoción generada en el fondo del canal por el control mecánico podría poner parte del cobre presente en los sedimentos, nuevamente en suspensión en el agua (Washington State Department of Ecology, 2002). La rápida disipación del cobre de los sedimentos en sistema con agua en canales de riego se ha documentado, a razón del regresar a los valores originales luego de una aplicación en apenas 7 u 8 días (EPA, 1985; Gangstad, 1986). Aunque no queda claro si este proceso

se da por la dilución de la muestra por el arrastre de partículas o bien por la re-suspensión del cobre desde los sedimentos al agua de riego.

Tabla 5.5. Concentración de cobre disponible en el sedimento de los canales de riego del Valle Inferior del Río Colorado, y su respectivo aporte de cobre realizado mediante la aplicación de SCP para el control de malezas acuáticas en cada canal entre 2015 y 2017.

Canal	Distancia desde el punto de aplicación (m)	2015			2016			2017		
		kg de Cu aplicado acumulado*	Concentración de Cu disponible (ppm)		kg de Cu aplicado acumulado*	Concentración de Cu disponible (ppm)		kg de Cu aplicado acumulado*	Concentración de Cu disponible (ppm)	
			Lateral	Fondo		Lateral	Fondo		Lateral	Fondo
Julieta	Testigo	0	1,5	0,7	0,0	1,0	0,9	0,0	0,9	0,8
	500		1,1	0,5		9,7	13,4		19,0	18,5
	1000	53,0	3,9	8,3	89,6	22,4	7,0	101,0	86,8	60,4
	2000		13,2	18,8		15,0	15,5		114,3	125,1
	3000		4,0	0,5		17,2	34,4		4,8	3,8
Compuerta 7	Testigo	0	0,8	0,6	-	-	-	-	-	-
	500	8,9	7,4	4,4	-	-	-	-	-	-
	1000		3,9	3,9	-	-	-	-	-	
F2 prima	Testigo	-	-	-	0,0	0,9	0,7	0,0	1,2	0,9
	500	-	-	-	26,9	17,6	15,6	36,1	6,8	22,3
	1000	-	-	-		27,4	18,6		5,1	22,8
Secundario 9	Testigo	-	-	-	-	-	-	0,0	1,3	1,1
	500	-	-	-	-	-	-	10,9	16,5	17,7
	1000	-	-	-	-	-	6,4		10,9	

*Representa la suma total del ion cobre aportado mediante las aplicaciones de Sulfato de Cobre Pentahidratado en cada temporada de riego.

5.3.2. Resultados del impacto de riego con paraquat, SA-cal y diuron.

5.3.2.1. Rendimiento de los cultivos regados con agua tratada con paraquat, SA-cal y diuron y en invernáculo

Las plantas de cebolla irrigadas con agua tratada con paraquat mostraron una marcada toxicidad con una concentración de 20 ppm o mayor, con valores de biomasa aérea viva al final del ensayo cercano a cero (Figura 5.9). Aunque, una concentración de paraquat en el agua de riego de 10 ppm, equivalente en este ensayo a 20 kg ia ha⁻¹, o menores no presentaron reducciones significativas en el rendimiento con respecto al testigo. Con respecto al trébol rojo en ambos años, se observó una significativa reducción en el crecimiento con dosis de 10 ppm de paraquat en el agua de riego, y la muerte de las plantas con 20 y 40 ppm de paraquat (Figura 5.10). Resultados similares han sido obtenidos sobre especies ornamentales, mostrando síntomas de fitotoxicidad con valores de 10 ppm o más de diquat en el agua de riego, mientras que valores de 1 ppm de este mismo herbicida no mostró efectos adversos (Christopher et al., 2007). El diquat es un herbicida con el mismo modo de acción que el paraquat (grupo L) utilizado ampliamente para el control de malezas acuáticas y por esta razón su efecto ha sido evaluado en el agua de riego a bajas concentraciones (Chiconela et al., 2013; Clayton & Matheson, 2010; Skogerboe et al., 2006).

El paraquat no está registrado para su utilización en agua de riego, por lo tanto, los resultados disponibles en la bibliografía muestran su efecto a bajas dosis, aplicado desde el tanque de una pulverizadora terrestre para el control de malezas terrestres en un lote cultivado. De esta forma valores de 0,056 kg ia ha⁻¹ o 0,105 kg ia ha⁻¹ han mostrado claros síntomas de fitotoxicidad en otros cultivos como maíz y arroz (Henry et al., 2004; Lawrence et al., 2020; Sperry et al., 2019). Las concentraciones en las que el herbicida se encuentra en solución en el agua de riego utilizada en este estudio son de entre 100 y 1000 veces menores en comparación con la concentración de una aplicación terrestre normal (Horowitz & Bucsbaum, 1978)

Las plantas de cebolla regadas con SA y cal no mostraron diferencias en el crecimiento ni síntomas de fitotoxicidad para las dosis evaluadas (Figura 5.9). Los resultados obtenidos sobre las plantas de trébol rojo, mostraron interacción entre años y tratamientos. Por lo que los resultados de los ensayos se presentan por separado. En 2016 la biomasa seca de trébol rojo para el tratamiento de 0,062 g de SA y cal L⁻¹ fue

significativamente mayor al testigo. Mientras que, en el 2019 no se registraron diferencias entre los tratamientos de SA y cal (Figura 5.10). La diferencia entre años podría deberse a una diferencia en el contenido de nitrógeno del suelo inicial al momento de su recolección, dado que no fue analizado durante este ensayo y el suelo utilizado fue recolectado del mismo lote, pero en el año de cada ensayo. Además, el nitrógeno es un macronutriente muy importante para el desarrollo de las plantas y el aporte del mismo realizado por los riegos con SA y cal puede haber marcado una diferencia en el crecimiento de las plantas (Galloway & Cowling, 2002). A los fines de este ensayo, se puede señalar que los riegos con SA y cal no mostraron efectos fitotóxicos sobre las plantas evaluadas ni redujeron su crecimiento. Los resultados coinciden con la bibliografía que menciona dosis elevadas de entre 200 y 500 kg ha⁻¹ de SA como fertilizante nitrogenado para la producción agropecuaria sin efecto tóxico para las plantas (Cantamutto et al., 1994; De Rossi, 2020; Sánchez Angonova, 2020).

El aporte de SA realizado, considerando una lámina de 200 mm y un aporte tal del 100% de lo aplicado llegue al lote, los riegos con 0,248 g L⁻¹ de SA y cal representa un aporte de 496 kg de SA ha⁻¹, que equivale a 104 kg de nitrógeno y 119 kg de azufre por hectárea. Estos valores son normales para una aplicación de fertilizante por lo que su utilización para el riego no representa un problema si se considera dentro del plan de fertilización del lote (Ciampitti & Garcia, 2007; Marinissen et al., 2019; Pla, 1997; Vanzolini, 2013). Un punto a considerar es que la distribución de estos nutrientes podría no ser pareja en todo el lote según el sistema de riego utilizado. Además, es esperable que no llegue al lote el 100% de los fertilizantes aplicados, o al menos no con el agua tratada, dado que para ejercer el efecto herbicida el amoníaco debe ser absorbido en los tejidos de las malezas sumergidas y posiblemente liberado al agua luego de la muerte y descomposición de la maleza.

El aporte de cal por sí solo ha sido exitosamente utilizado en lagos eutróficos para reducir la disponibilidad de fósforo en la columna de agua, sin efectos adversos documentados (Prepas et al., 2001; Reedyk et al., 2001). El potencial efecto de reducir la infiltración observado en este ensayo no fue evaluado en las aplicaciones en los canales, esto podría ser beneficioso si se lograra reducir las pérdidas por infiltración del canal.

Son necesarios más ensayos para evaluar el impacto que estos riegos podrían tener sobre otros parámetros edáficos, por ejemplo, el pH del suelo a largo plazo. Además, se debe considerar que por la forma en la que se aplica, con los canales semi-

embalsados, y una vez que se termina el tiempo de contacto requerido se abren las compuertas y el agua tratada se mezcla con el agua del canal, siendo necesarias mediciones para saber el contenido real de SA y cal que llega a los lotes.

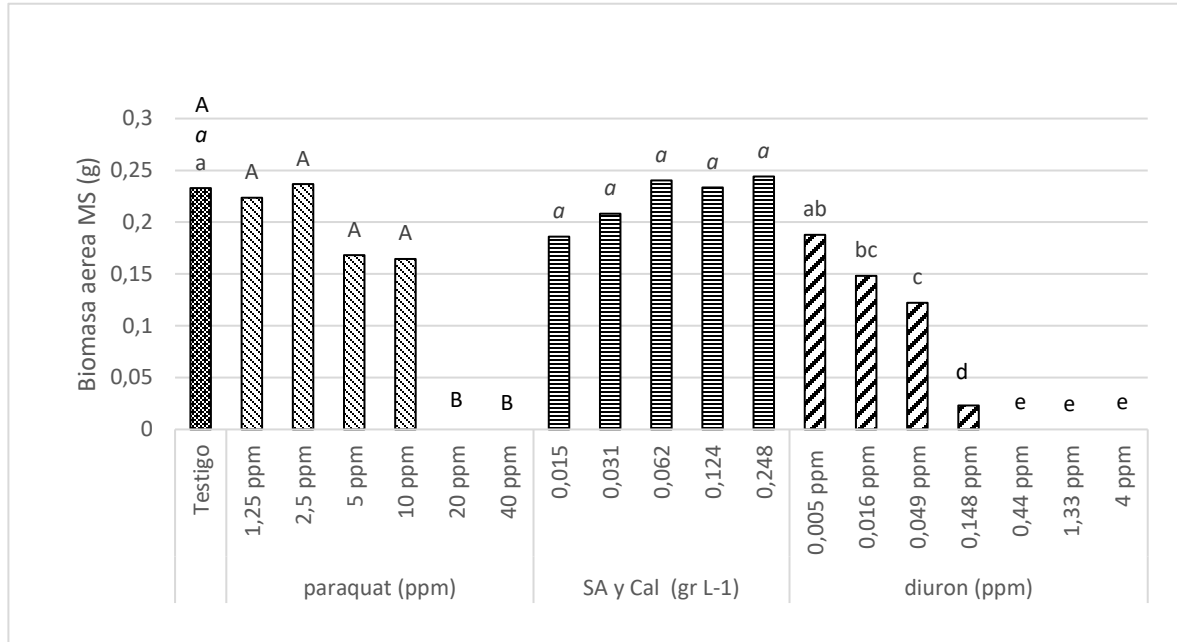


Figura 5.9. Valores promedio de biomasa seca de cebolla entre 2016 y 2019 a los 37 días de realizado el riego con herbicidas para aplicaciones de paraquat, SA y cal y diuron. Barras con la misma letra dentro de cada herbicida no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

Los riegos con diuron no mostraron diferencias ni interacción entre años, por lo que los resultados se presentan como un promedio. Se vio significativamente reducido el crecimiento de las plantas de cebolla con valores de 0,016; 0,049 y 0,148 ppm. En los tratamientos que incluían concentraciones de diuron de 0,44 ppm o mayores se observó la muerte de las plantas (Figura 5.9). En el caso del trébol rojo no se registró diferencia significativa en el crecimiento con valores de hasta 0,44 ppm de diuron ($0,88 \text{ kg pa ha}^{-1}$), aunque se produjo la muerte de las plantas con concentraciones de 1,33 y 4 ppm (Figura 5.10).

Las dosis recomendadas según el marbete de diuron para el cultivo de cebolla son de 0,8 a 1,6 kg pa ha^{-1} . Por lo tanto, los resultados obtenidos muestran reducciones del rendimiento con solo un aporte del 0,4% de la dosis recomendada para el cultivo de cebolla. Resultados similares se han registrado con reducciones en el rendimiento con

valores del 1 al 13% de lo indicado en el marbete (Eberlein & Guttieri, 1994) , y aun con dosis menores al 1% (Derksen, 1989; Fletcher et al., 1996). Es prudente considerar que este ensayo se realizó bajo condiciones de invernáculo y puede dar como resultado plantas más sensibles que aquellas creciendo en condiciones de campo por un menor desarrollo de la cutícula de las hojas (Hatterman-Valenti et al., 2006; Schönherr & Baur, 1994).

Los resultados presentados señalan aportes de paraquat en kg pa ha⁻¹ mayores a las recomendadas en el marbete; sin embargo, no presentaron síntomas de fitotoxicidad en plantas de cebolla y trébol rojo. Mientras que aportes de diuron en kg pa ha⁻¹, menores a los recomendados en el marbete evidenciaron síntomas de fitotoxicidad en cebolla. Esta situación pone en evidencia el particular efecto que puede tener un herbicida u otro en el agua de riego, y la sensibilidad de los diferentes cultivos a cada herbicida en particular. Situaciones similares han sido documentadas en la aplicación de herbicidas en el agua de riego en sistemas de riego presurizado (Ogg, 1986). Observándose que herbicidas de contacto no actuaban bien cuando el principio activo se encontraba muy diluido (Robinson & Mulliner, 1972). Mientras que otros herbicidas que podían ingresar a la planta por medio de las raíces actuaban de manera similar a las aplicaciones terrestres (Ogg, 1981).

Estos resultados no pueden ser extrapolados directamente para su implementación en el agua de riego o herbirriego, es necesario antes considerar los siguientes puntos:

- Aún se desconoce cuánto principio activo podría quedar en los sedimentos del canal y por ende la cantidad de principio activo que podría efectivamente llegar al campo.
- Es probable que la distribución que pueda tener cada compuesto en el lote, puede que esta no sea homogénea como en el caso del cobre.
- Estos ensayos incluyeron un solo riego con herbicida en la temporada de riego, es probable que si esta medida se continúa en el tiempo puedan aparecer síntomas de fitotoxicidad o disminuciones del rendimiento, sobre todo con herbicidas residuales (Jame et al., 1999).
- La exposición a dosis subletales de herbicida podría inducir la resistencia de las plantas al herbicida especialmente en los lotes irrigados (Vila-Aiub & Ghera, 2005).

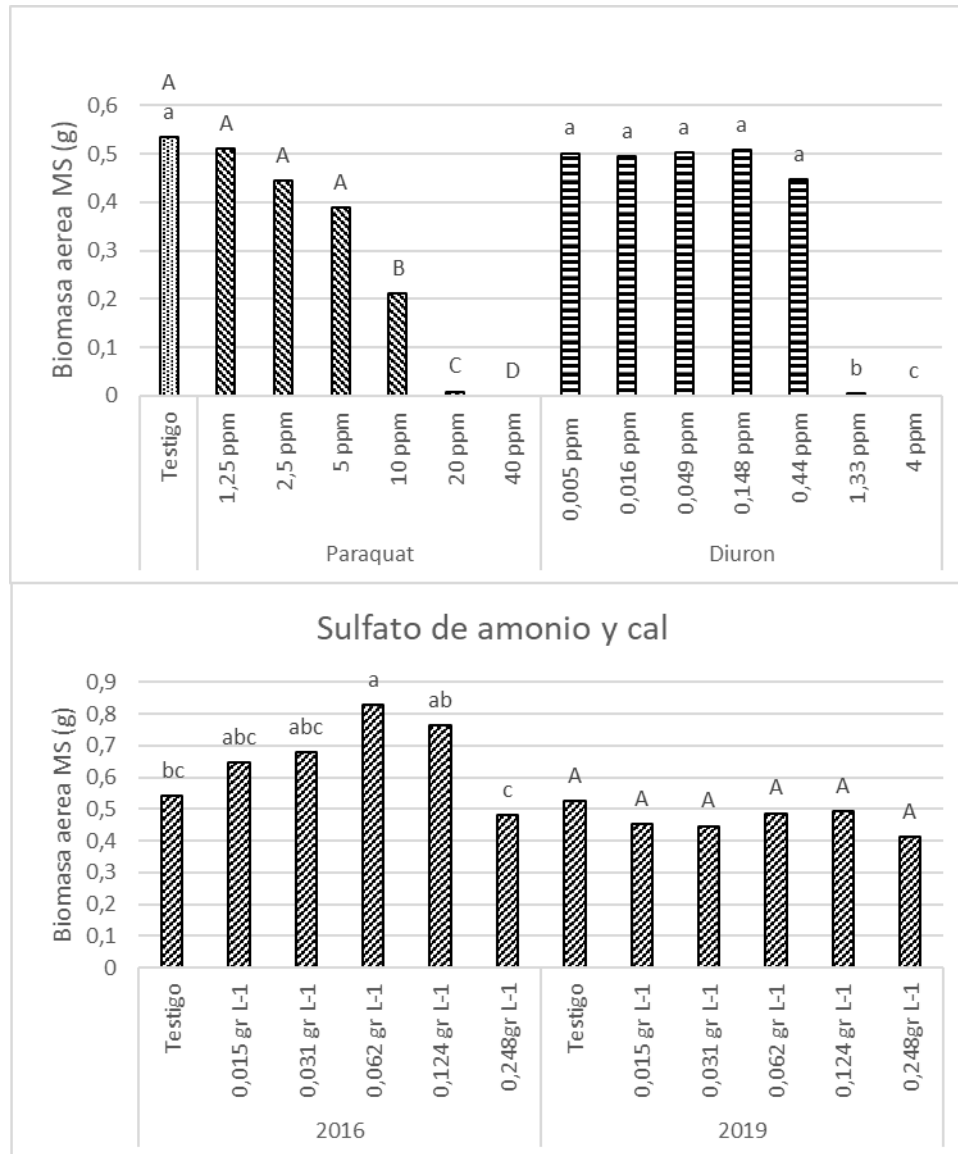


Figura 5.10. Valores promedio de biomasa aérea seca de las plantas de *Trifolium repens* a los 37 días de realizado el riego con paraquat, SA-cal y diuron en invernáculo durante 2016 y 2019. Barras con la misma letra dentro de cada herbicida no presentan diferencias significativas según el test de DMS de Fisher ($p < 0,05$).

5.3.2.2. Rendimiento de las parcelas a campo regadas con paraquat y diuron

Si bien los niveles de producción de la pastura evaluada fueron diferentes en los dos años que se realizó el ensayo, el riego con agua tratada con paraquat a 1 y 2 ppm no produjo efectos fitotóxicos visibles ni reducción significativa del rendimiento. Mientras las dosis de diuron a 5 y 10 ppm dieron lugar a la muerte de la mayoría de las plantas dentro de la parcela, con una biomasa aérea al final del ensayo significativamente menor al testigo (Figura 5.11). La poca biomasa verde cosechada de las parcelas de diuron pertenecía principalmente a malezas del género *Bromus sp.*, no se recolectó material vivo de trébol rojo en dichas parcelas. Estos resultados coinciden con los obtenidos en los ensayos en condiciones controladas de invernáculo y con la bibliografía consultada (Christopher et al., 2007; Webster et al., 2015).

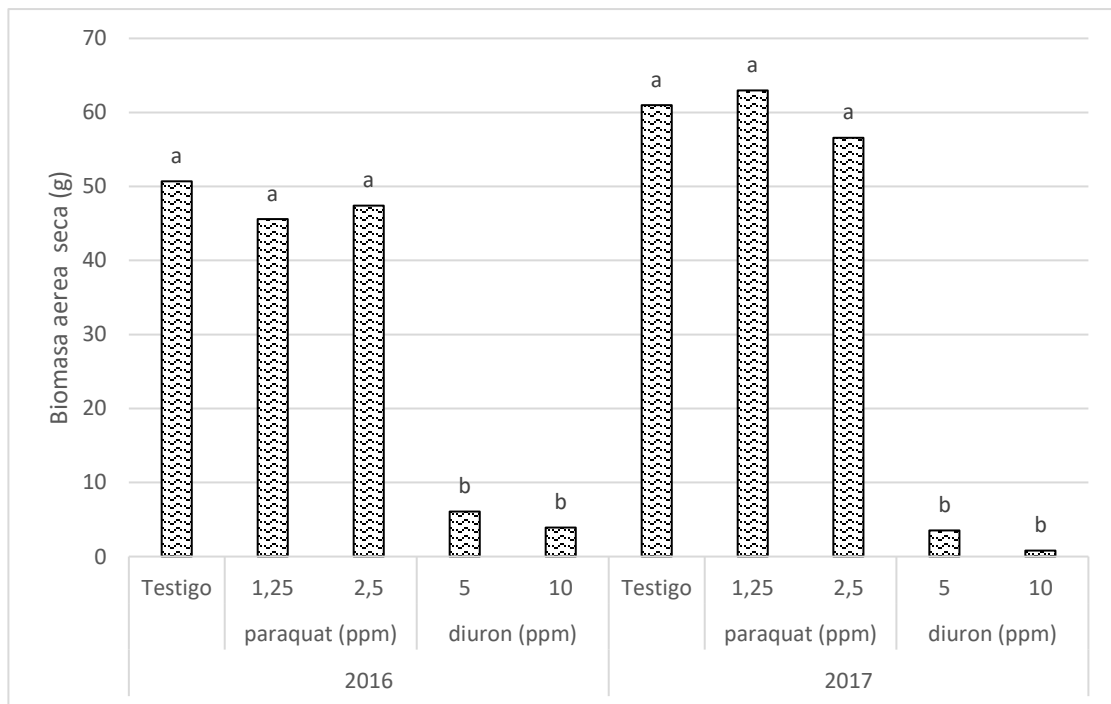


Figura 5.11. Promedio de biomasa aérea seca de *Trifolium repens* 60 días luego del riego con paraquat y diuron en agua de riego en parcelas a campo durante 2016 y 2017.

5.4. Conclusiones

Durante dos años de riego con agua tratada con SCP a 1, 2,5 y 5 ppm no se observaron reducciones el rendimiento de los cultivos de cebolla, trigo, festuca y alfalfa en condiciones de invernáculo. Al mismo tiempo, la concentración de cobre en los órganos cosechados se mantuvo constante durante los dos años del ensayo sin verse afectada por exposiciones a la concentración de cobre estudiada en el agua de riego. Por lo tanto, se acepta la hipótesis 1, confirmando que, en las condiciones del ensayo, el agua tratada con SCP es segura para los cultivos irrigados.

El contenido de cobre disponible en el suelo aumentó por efecto de los riegos con agua tratada con SCP. Esto se pudo observar tanto en el suelo de las macetas y del lote que se regaron frecuentemente con agua tratada con SCP, como también en el sedimento de los canales donde se realizaron aplicaciones de este producto. Por lo que se acepta la hipótesis 2, entendiendo que el uso de SCP para el control de malezas representa un aporte mayor al que extraen la producción agropecuaria. A su vez, una fracción del cobre aplicado queda en el sedimento del canal desconociéndose el grado de incorporación nuevamente al agua del canal o arrastre que se pueda dar por efecto de flujo de agua.

A corto plazo los riegos con SCP frecuentes son seguros para los cultivos evaluados y su acumulación en el suelo parece alcanzar concentraciones fitotóxicas solo para algunos cultivos sensibles. Aunque, considerando su utilización a largo plazo sería prudente no excederse de un riego por lote cada dos años. De manera de distribuir el aporte de este micronutriente en los suelos regados para compensar la extracción realizada por los cultivos, pero sin llegar a acumular concentraciones fitotóxicas en el suelo agrícola. La acumulación de este metal en los sedimentos de los canales representa un problema a largo plazo, necesitándose más estudios sobre este aspecto en particular. Por lo pronto sería recomendable incorporar esta medida de control a un plan de manejo integrado de malezas junto con otras técnicas que no implique la aplicación de cobre a los canales, como podría ser el, secado, las aplicaciones de SA y cal, etc.

Los riegos con agua tratada con paraquat a concentraciones de 1,25 y 2,5 ppm no mostraron efectos fitotóxicos ni disminución del rendimiento en plantas de cebolla y trébol rojo bajo condiciones de invernáculo, ni en pasturas de trébol rojo evaluadas a campo. Entonces, se acepta la hipótesis 3, a pesar de que la dosis de herbicida medida en kg de ia ha^{-1} son muy superiores a una pulverización letal para muchas plantas

El contenido de $0,248 \text{ g L}^{-1}$ SA y $0,248 \text{ g L}^{-1}$ Cal en el agua de riego no redujo el crecimiento ni mostro efecto fitotóxico para las plantas de cebolla y trébol rojo en condiciones de invernáculo. Aunque si se observó una diferencia en el tiempo de infiltración del agua de riego en las macetas cuanto mayor era la dosis de producto. Se acepta la hipótesis 4, considerando seguro el riego a corto plazo con SA y Cal. Además, podría representar un aporte importante de nitrógeno y azufre para los cultivos.

El diuron presente en el agua de riego produjo disminución en el rendimiento a partir de concentraciones de $0,0016 \text{ ppm}$ y $0,44 \text{ ppm}$ en plantas de cebolla y trébol rojo, respectivamente. Por lo que se rechaza la hipótesis 5, considerando al riego con diuron de elevado riesgo para los cultivos irrigados

Si bien algunos productos evaluados como el SCP, paraquat y el SA y cal no mostraron efectos negativos sobre los cultivos evaluados, la distribución en el lote podría no ser homogénea como se observó para el cobre en el caso de riego por gravedad. Este tipo de riego genera en la cabecera de los lotes mayores dosis de producto que en el resto del lote. Este problema también podría presentarse si se decidiera hacer un herbirriego con agua tratada con diuron.

Capítulo VI

Conclusiones generales y líneas de trabajo a futuro

6.1. Conclusiones generales

En base a las hipótesis planteadas al inicio del estudio, se desarrollaron los distintos ensayos que dieron lugar a la presente tesis, que aporta información novedosa sobre una importante problemática que dificulta la distribución del agua en el VIRIC. De manera tal que contribuye a lograr un mejor entendimiento de la dinámica de crecimiento de las malezas acuáticas sumergidas en los canales de riego del VIRIC, sus posibles estrategias de control y el efecto de las mismas sobre los canales y los lotes irrigados.

C. contraria es una especie con una muy alta producción de oosporas, las cuales son fácilmente dispersables en sistemas de agua en movimiento como los canales de riego (Casanova & Nicol, 2009). Esto le ha permitido dominar en número el banco de propágulos de los canales de riego. Además, a diferencia de otros ambientes en el VIRIC la mayoría de las oosporas de *C. contraria* carecen de dormición (Sabbatini, 1988). Por lo que esta combinación de factores, sumados a la adaptación a las características del medio acuático del VIRIC, le ha permitido alcanzar aproximadamente la totalidad de los canales. Se ha establecido de tal forma, que las extensas praderas subacuáticas en las que se establece prácticamente como única especie, son parte del paisaje de los canales de riego del VIRIC.

El comportamiento de *C. contraria* en los canales de riego la ubica en los primeros estadios de proceso de sucesión en un ambiente luego de un disturbio (Ghera & León, 1999), como podrían ser el secado invernal y las frecuentes limpiezas mecánicas que caracterizan los canales del VIRIC. Al igual que se señala en la bibliografía, durante el desarrollo de este estudio se pudo observar en aquellos canales con menos limpiezas como las especies acuáticas siguen avanzando con el modelo de sucesión, encontrándose mayor frecuencia de *S. pectinatus* y *Zanichella sp.* (Wade, 1990). Estas especies caracterizan un ambiente más estable desde el punto de vista ecológico, pero también en algunos casos más perjudicial para el flujo de agua de los canales. Se pudo observar que si bien *C. contraria* coloniza rápidamente los canales de riego con un altísimo número de individuos m^{-2} , el efecto que produce en el canal es una disminución de la sección, levantando el nivel de agua y limitando así la capacidad de transporte. Mientras que *S. pectinatus* al tener tallos más largos y erectos, alcanza rápidamente la superficie del agua y ejerce como una barrera mecánica que limita el flujo de agua drásticamente. Esta diferencia hace que la presencia de *C. contraria* en canales

sobredimensionados o pasados de fondo sea menos perjudicial desde el punto de vista del transporte del agua.

Las estrategias de control químico de malezas en canales de riego con herbicidas residuales aplicados durante el receso invernal han mostrado ser un método efectivo en varios valles de riego del mundo (Datta et al., 2014; Macdonald, 2012; Spencer et al., 2014). Este tipo de control incluye a varios de los pocos principios activos actualmente registrados en el mundo para el control de malezas acuáticas en canales de riego, como son el fluridone, imazamox, flumigard, entre otros. Sin embargo, no se logró extrapolar estos resultados a *C. contraria* en los ensayos de diuron, imazapir, metsulfuron y ácido acético llevados a cabo durante este estudio. Estos resultados evidencian la tolerancia de las oosporas de *C. contraria* al control químico, a pesar de ser sensible por ejemplo al diuron en otros estadios del ciclo de vida (Kelly et al., 2012).

En el caso de los herbicidas aplicados al agua es importante considerar que, al buscarse una concentración determinada del principio activo en el agua del canal, cuanto más agua circule por el interior del canal, mayor será la cantidad de producto requerido y por lo tanto mayores los costos. En cambio, en el control con retroexcavadora generalmente se calcula el costo por kilómetro de canal, independientemente de los litros que circulen por el mismo. De esta manera el control químico aplicado al agua va a ser, en proporción, más económico en canales más chicos. A su vez el manejo de los caudales que se puede realizar en los canales de riego, permite reducir momentáneamente el caudal de agua durante el tiempo de una aplicación (<24h) y de esa manera reducir la cantidad de producto necesario a aplicar. Esta estrategia debe utilizarse al punto que la reducción del caudal permita la circulación y el contacto del agua tratada con las malezas, dado que es común que al bajar el caudal se generen sectores con corrientes de agua y sectores con agua estancada donde la aplicación no tendrá efecto.

Las aplicaciones de SCP en canales son una forma rápida y sencilla de desmalezar aquellos canales infestados con *C. contraria*, con la posibilidad de utilización del agua. Aunque tienen como desventajas la acumulación de cobre a largo plazo, tanto en los sedimentos de los canales como en el lote irrigado y el rápido rebrote que hace necesario otro control en el corto plazo.

La acumulación del cobre en el lote sería fácilmente solucionable, alternando los lotes regados de manera de igualar el ingreso de cobre al lote (representado por el riego

con agua tratada) con el egreso que representan las cosechas. Sin embargo, en aquellos sistemas productivos con menor extracción de nutrientes como la producción ganadera la extracción sería más lenta. El otro inconveniente de este planteamiento es la distribución desigual del cobre en el campo regado. Por su parte la acumulación de cobre en el sedimento de los canales representa un problema de más difícil solución, siendo necesarios estudios a largo plazo para evaluar la posibilidad de una re-suspensión o arrastre del cobre sugerida por algunos autores (Washington State Department of Ecology, 2002). La posible utilización del ácido cítrico como agente quelatante, o alguna formulación de cobre diseñada para evitar la precipitación del cobre en el sedimento de los canales, son estudios complementarios a desarrollar.

La posibilidad de secar los canales de riego representó un método sencillo, efectivo, económico y seguro para reducir la biomasa de *C. contraria* por un breve periodo de tiempo, dado que al no lograrse afectar los tejidos subterráneos se produce un rebrote al poco tiempo. Sin embargo, esta técnica queda restringida solo a aquellos canales o secciones de los mismos que permitan la evacuación del agua de riego por gravedad y que se pueda mantener vacío y sin uso durante aproximadamente 10 días en verano cuando la demanda hídrica de los cultivos es máxima.

En base a la experiencia adquirida durante la realización de esta tesis surgen dos planteos respecto al manejo de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego, diferenciándose principalmente por las estructuras reproductivas utilizadas por las malezas para perpetuarse entre las temporadas de riego. En aquellas malezas acuáticas sumergidas cuya reinfestación se produzca mediante propágulos vegetativos ubicados en el sedimento del canal como *S. pectinata*, se tendría al menos dos abordajes. El primero, bien descrito por Bentivegna (2001), consiste en realizar medidas de control durante la temporada de riego con el objetivo de reducir la cantidad y tamaño de los propágulos que queden en el sedimento del canal la siguiente temporada. De esta manera se logra también que dichos propágulos se ubiquen a menor profundidad quedando más expuestos a las heladas. Los métodos de control evaluados en el capítulo IV sumados al control mecánico y otras formas de control ambiental servirían a este propósito. El otro enfoque sería, dirigir las estrategias de control de esos propágulos con los canales sin agua, es decir en preemergencia o bien al comienzo de la temporada. Este último enfoque incluye muchos de los más recientes principios activos registrados para el control de malezas en el mundo y que actualmente no se encuentran disponibles en Argentina,

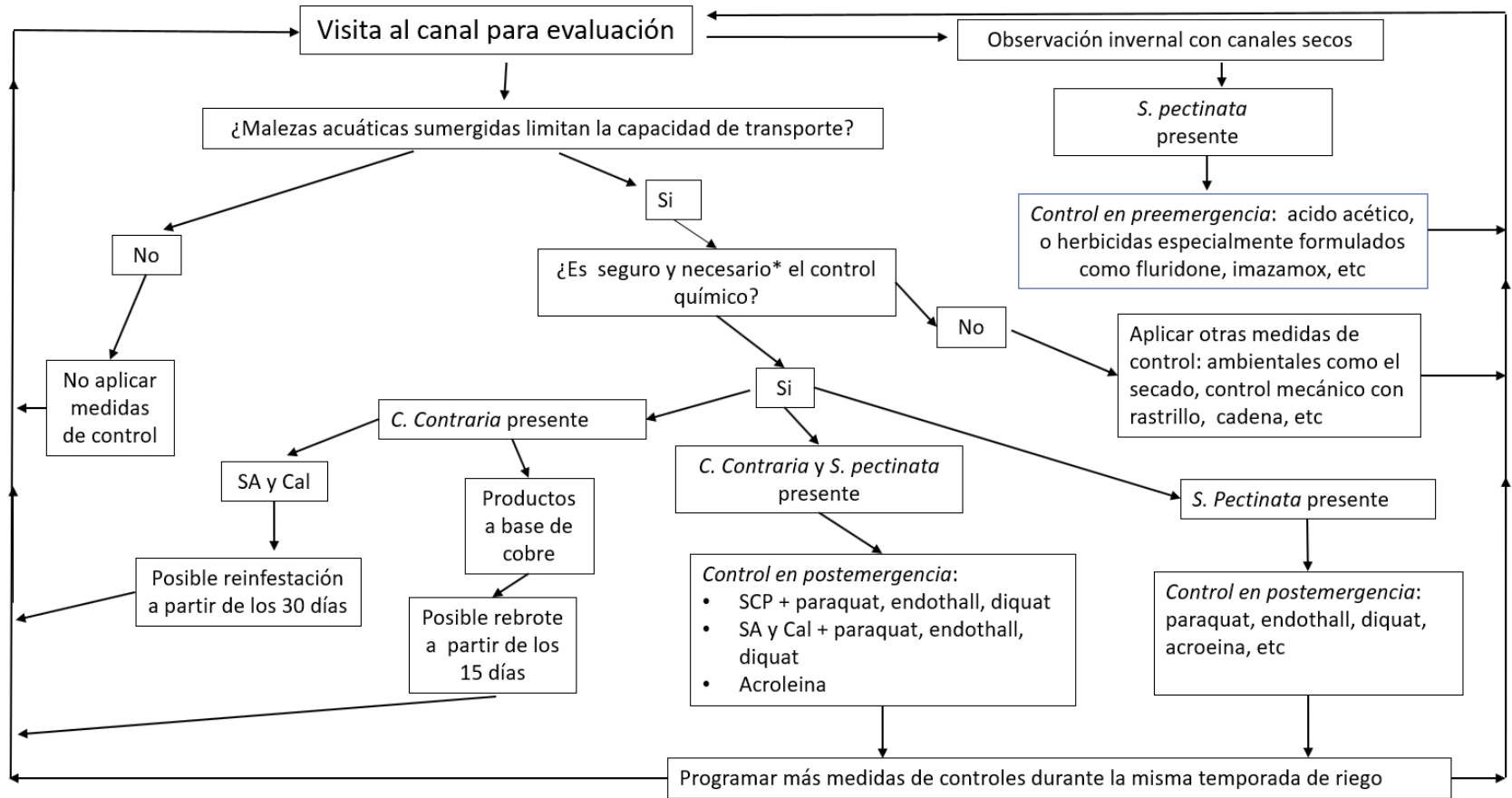
como así también al ácido acético (Vassios, 2010). La principal ventaja es la menor utilización de producto respecto a las aplicaciones con agua en movimiento. Debido a que, al llevarse a cabo en base a la superficie a aplicar y no depender de los litros de agua a tratar, sería más accesible para canales más grandes o sectores que por ejemplo no se pueden secar durante la temporada de riego. Además, permite la aplicación localizada, pudiendo tratarse manchones o parches fácilmente distinguibles por los restos secos en superficie. Si bien los compuestos evaluados dentro de este enfoque no dieron los resultados esperados en el capítulo III no debería descartarse la oportunidad de evaluar diferentes volúmenes de aplicación o dosis. Cabe destacar que según lo registrado en el capítulo II y III, en caso de lograrse un control exitoso de *S. pectinata* mediante este planteo en el VIRC, sería esperable observar un aumento del desarrollo de *C. contraria* en ese sector si las condiciones del medio acuático como la turbidez lo permiten. Ambos planteos no son mutuamente excluyentes y se deberían incluir diversos métodos de control dentro de un manejo integrado de malezas (Fernández, 1982).

En cuanto al manejo de *C. contraria* cuya reinfestación no requiere necesariamente de los propágulos ubicados en el sedimento del canal, según lo evaluado en el capítulo II, sumado a no verse afectada por las medidas de control en preemergencia descritas en el capítulo III, ni a otros principios activos comúnmente aplicados en preemergencia nos encontramos con menor número de opciones (Lynch, 2009). Por lo tanto, el control de *C. contraria* debería realizarse después de la germinación de las oosporas durante la temporada de riego. Las aplicaciones de SCP o el secado reducirán rápidamente la biomasa de esta especie en el canal, con la principal desventaja de no limitar el rebrote que hará necesario repetir el control al poco tiempo. Mientras que la aplicación de SA y cal permitieron un mayor tiempo antes que se estableciera una nueva población *C. contraria* a partir de oosporas arrastradas desde aguas arriba. Dada la escasa dormición de las oosporas de *C. contraria* en el VIRC tendría sentido buscar estrategias de control que logren la muerte del alga en su totalidad de manera de evitar el rebrote. Así, la reinfestación dentro de la misma temporada dependerá de nuevas oosporas arrastradas desde aguas arriba o bien de las oosporas producidas esa misma temporada (Kelly et al., 2012). Cabe destacar, que la falta de controles tardíos en la temporada de riego puede generar un nivel de biomasa de *C. contraria* capaz de mantener verdes los talos de esta especie durante el secado del receso invernal. Como se pudo observar en el capítulo II, esta situación puede derivar en una infestación temprana a base del rebrote de esta

especie en la temporada siguiente, debiendo adelantarse las medidas de control respecto a una situación de infestación en base a la germinación de oosporas.

Si bien en esta tesis se comprobó el potencial uso de varios productos químicos en el control de *C. contraria* y *S. pectinata* en canales de riego estos no se encuentran registrados para tal fin. Al mismo tiempo, muchos productos especialmente formulados para el control de malezas acuáticas sumergidas, no se hayan disponible en el país. En base a trabajo realizado en esta tesis y la bibliografía consultada a la fecha, se presenta un diagrama para la toma de decisiones en el manejo de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego. Este diagrama incluye algunas las variables que son consideradas por los operarios del sistema de riego y asume el correspondiente registro y/o permiso para este uso en particular, así como la disponibilidad de los productos mencionados (Figura 6.1).

Para poder realizar el registro, o la ampliación de uso, necesario para su utilización a gran escala, se deberían realizar más estudios considerando que no es un ambiente natural sino antrópico. Además, es importante incluir los efectos de la utilización de estos productos y su interacción con los demás componentes del agroecosistema (Sarandón, 2002). Es importante entender los canales de riego y los campos irrigados como un sistema productivo abierto y complejo. Así, aquellos productos con principios activos como el cobre, el amoníaco y el ácido acético parecen más prometedores desde el punto de vista ambiental. Debido a que incluyen moléculas que naturalmente están presentes en el ambiente, por lo que se espera que su utilización represente solo un ingreso al ciclo de los nutrientes del ecosistema agrícola.



* Inaccesibilidad para el control mecánico, imposibilidad de secar el canal, etc.

Figura 6.1. Diagrama para la toma de decisiones en el manejo de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego, suponiendo el registro de los productos mencionados.

6.2. Futuras líneas de trabajo

Es relevante continuar con la investigación y desarrollo de estrategias de manejo de malezas acuáticas efectivas, replicables y seguras. Fundamentalmente dada la ausencia de principios activos registrados para el control de malezas acuáticas en canales de riego en Argentina, la gran cantidad y variedad de sistemas de riego con los que cuenta nuestro país y la magnitud del problema que generan año tras año el crecimiento de malezas acuáticas en los canales de riego (Figura 6.2)

Sería interesante evaluar la cantidad y variedad de propágulos que son dispersados por el agua en el VIRC tanto en los canales principales como en los secundarios. De manera de conocer el alcance que podrían tener los distintos propágulos a través del agua de riego e incorporar esta información al plan de manejo integrado de malezas de cada canal o sección del mismo.

El estudio y monitoreo de la vegetación presente en el Río Colorado podría significar un sistema de alerta de ingreso de especies aún más perjudiciales para el sistema de distribución de agua del VIRC que las que hoy se encuentran presentes. Como así también de especies nativas que podrían ser menos perjudiciales y competir con *C. contraria* y *S. pectinata*. Se han observado, por ejemplo, algunas plantas de *Elodea callitrichiodes* y *Zanichellia palustris*, y *Myriophyllum elatinoides* en canales secundarios cerca del canal principal.

Dado a la falta de herbicidas especialmente formulados para el control en preemergencia podría ser positivo continuar los ensayos ácido acético en canales con abundante presencia de *S. pectinata*.

La utilización de SA y Cal representa en la actualidad una de las pocas alternativas junto con el cobre dentro de las opciones de control químico de *C. contraria* en canales de riego. Sin embargo, es sabido que el amoníaco es un compuesto sumamente tóxico para el ambiente acuático. Por lo que para continuar su estudio e implementación es necesario evaluar el posible impacto de su uso a gran escala tanto desde el punto de vista ambiental como productivo. A su vez continuar la evaluación de diferentes agentes quelatantes del cobre podría resultar en más metros de control con una misma aplicación y más proporción de cobre como nutriente en los lotes regados.

Finalmente, la importancia de considerar la resistencia al flujo del agua que ejercen las malezas en el futuro diseño de los canales de riego es un punto a tener en

consideración, ya que podría representar un gran avance tanto en el manejo de malezas acuáticas sumergidas como en la dotación final de agua a los regantes.

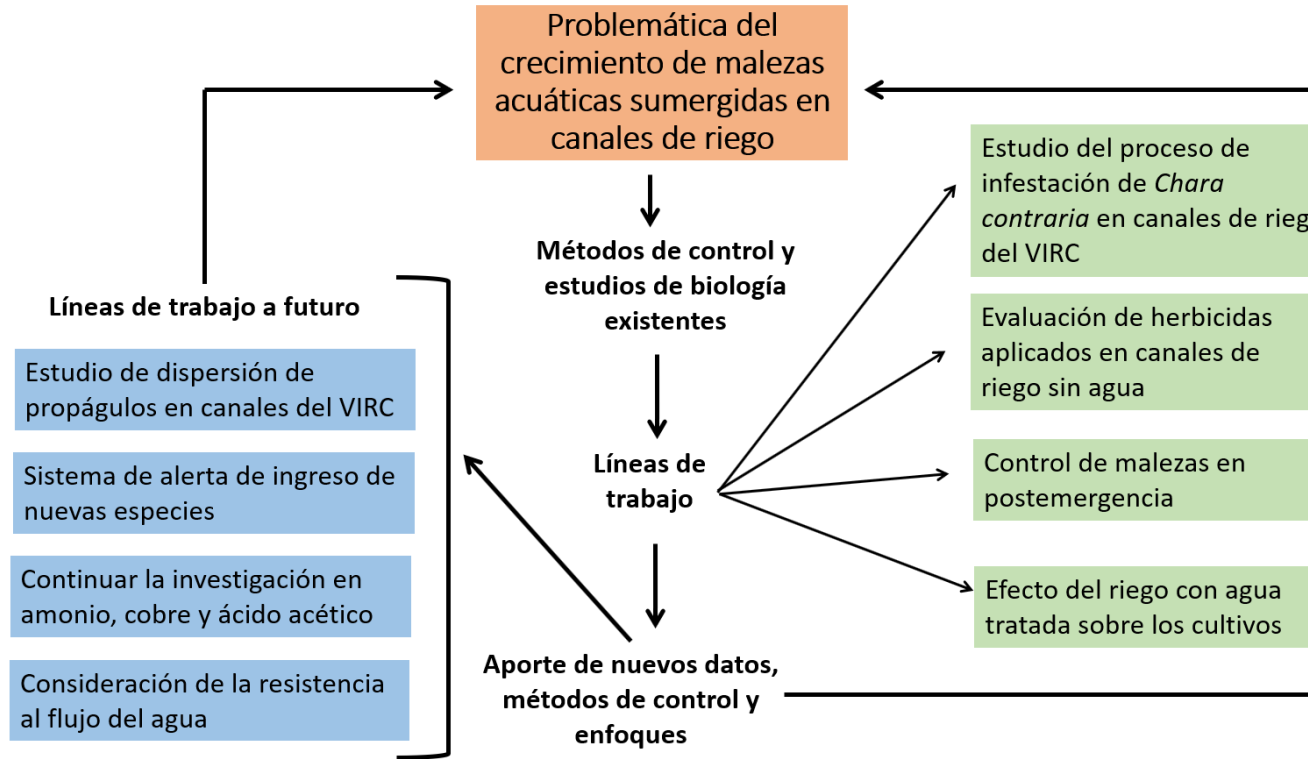


Figura 6.2. Esquema de la estructura de la presente tesis y perspectivas a futuro en el manejo de malezas acuáticas sumergidas en canales de riego.

Bibliografía

Acosta, L. (1998). Banco de propágulos de macrófitas sumergidas en el distrito de riego del Valle Inferior del Río Colorado y su relación con el manejo y los factores ambientales. [Tesis de Magister, Universidad Nacional del Sur]. <http://catalogo.uns.edu.ar/vufind/Record/EEA.libagro009712>

Acosta, L., Sabbatini, M., Fernández, O., & Burgos, M. (1999). Propagule bank and plant emergence of macrophytes in artificial channels of a temperate irrigation area in Argentina. *Biology, Ecology and Management of Aquatic Plants*, 147(415), 1–5. https://doi.org/10.1007/978-94-017-0922-4_1

Allan, J. R., Braglin-Marsh, J. A., & Sommerfeldt, T. G. (1989). Aquatic vegetation on the Canadian prairies: physiology, ecology, and management. (Bulletin 1989-6E). Research Branch, Agriculture Canada. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.63195>

Anderson, L. W. J. (1981). Control of Aquatic Weeds with Hexozinone. *Journal of Aquatic Plant Management* 19, 9–14.

Anderson, L. W. J. (2007). Potential for sediment-applied acetic acid for control of invasive *Spartina alterniflora*. *Journal of Aquatic Plant Management*, 45(2), 100–105.

<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm095>

Andrews, M. (1987). Phosphate uptake by the component parts of *Chara hispida*. *British Phycological Journal*, 22(1), 49–53. <https://doi.org/10.1080/00071618700650061>

Barbero, A. (2006). Los costos de transacción en la comercialización agropecuaria: un estudio de caso. *Estudios Economicos*, 23(46), 25–27. <https://www.redalyc.org/pdf/5723/572363664002.pdf>

Barr, T. C., & Ditomaso, J. M. (2014). Curlyleaf pondweed (*Potamogeton crispus*) turion control with acetic acid and benthic barriers. *Journal of Aquatic Plant Management*, 52, 31-38.

Barrat-Segretain, M. H., & Cellot, B. (2007). Response of invasive macrophyte species to drawdown: The case of *Elodea sp.* *Aquatic Botany*, 87(4), 255–261. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.06.009>

Barret, P. (1978). Aquatic Weed Control: Necessity and Methods. *Aquaculture Research*, 9(3), 93–101. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2109.1978.TB00244.X>

Barrett, K., & Jaward, F. M. (2012). A review of endosulfan, dichlorvos, diazinon, and diuron - Pesticides used in Jamaica. *International Journal of Environmental Health Research*, 22(6), 481–499. <https://doi.org/10.1080/09603123.2012.667794>

Bastardo, H. (1979). Laboratíes studies on decomposition of littoral plants. *Polish Archives of Hydrobiology*, 26, 267–299. <https://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=PASCAL8050139824>

Beilby, M. J., & Casanova, M. T. (2014). The physiology of characean cells. In Springer (Ed.), *The Physiology of Characean Cells* (1st ed., Vol. 9783642402). Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-40288-3>

Beltman, B., Van Den Broek, T., Van Maanen, K., & Vaneveld, K. (1996). Measures to develop a rich-fen wetland landscape with a full range of successional stages. *Ecological Engineering*, 7(4), 299–313. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(96\)00020-1](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(96)00020-1)

Bentivegna, D. J. (2001). Crecimiento y desarrollo de *Potamogeton pectinatus* L. en canales de riego y su respuesta a tratamientos químicos con acroleína. [Tesis de Magister, Universidad Nacional del Sur]. <http://catalogo.uns.edu.ar/vufind/Record/EUN.eunm006638>

Bentivegna, D. J., Fernández, O. A., & Burgos, M. A. (2004). Acrolein Reduces Biomass and Seed Production of *Potamogeton pectinatus* in Irrigation Channels. *Weed Technology*, 18(3), 605–610. <https://doi.org/10.1614/wt-03-101r1>

Bill, S. M. (1969). The Water Weed Problem in Australia. *Journal of Aquatic Plant Management*, 8, 1–6.

Bongiovanni, M. G. (2020). Desempeño del riego por superficie del cultivo de cebolla en el valle bonaerense del río Colorado, Argentina. Propuestas para el aumento de la eficiencia de riego [Tesis de Magister, Universidad Nacional de Cuyo]. <http://repositorio.inta.gob.ar:80/handle/20.500.12123/10755>

Bonis, A., & Grillas, P. (2002). Deposition, germination and spatio-temporal patterns of charophyte propagule banks: A review. *Aquatic Botany*, 72(3–4), 235–248. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(01\)00203-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00203-0)

Bonis, A., & Lepart, J. (1994). Vertical structure of seed banks and the impact of depth of burial on recruitment in two temporary marshes. *Vegetatio*, 112(2), 127–139. <https://doi.org/10.1007/BF00044687>

Bonis, A., Lepart, J., & Grillas, P. (1995). Seed Bank Dynamics and Coexistence of Annual Macrophytes in a Temporary and Variable Habitat. *Oikos*, 74(1), 81–92. <https://doi.org/10.2307/3545677>

Bowmer, K. H. (1979). *Management of aquatic weeds in australian irrigation systems*. Proceedings of the Seventh Asian Pacific Weed Science Society Conference, Sydney, 219.

Bowmer, K. H., & Adeney, J. A. (1978a). Residues of diuron and phytotoxic degradation products in aquatic situations. I. Analytical methods for soil and water. *Pesticide Science*, 9(4), 342–353. <https://doi.org/10.1002/PS.2780090412>

Bowmer, K. H., & Adeney, J. A. (1978b). Residues of diuron and phytotoxic degradation products in aquatic situations. II. Diuron in irrigation water. *Pesticide Science*, 9(4), 354–364. <https://doi.org/10.1002/ps.2780090413>

Bowmer, K. H., McCorkelle, G., & Sainty, G. R. (1992). Potential use of bensulfuron methy for sediment application in irrigation systems in australia. *Journal of Aquatic Plant Management*, 30, 44–47.

Boyd, C. E., & Massaut, L. (1999). Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 20(2), 113–132. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(99\)00010-2](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(99)00010-2)

Boyd, C.E., Tucker, C.S. (1998). Ecology of Aquaculture Ponds. In: Pond Aquaculture Water Quality Management. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-5407-3_2

Brown, H. M. (1990). Mode of Action, Crop Selectivity, and Soil Relations of the Sulfonylurea Herbicides. *Pesticide Science* 29(3), 263–281.

Caceres, P. E. J., & Gardey, C. (1990). Novedades carologicas argentinas. iv. sinopsis de *Chara contraria* en Boletin Sociedad Argentina de Botanica 27(1-2), 37–42.

Caffrey, J. M. (1990). Problems relating to the management of *Potamogeton pectinatus* L. in Irish rivers. Proc. EWRS 8th International Symposium on Aquatic Weeds European Weed Research Society, Uppsala, Sweden.

Calero, S., Colom, W., & Rodrigo, M. A. (2015). The phenology of wetland submerged macrophytes related to environmental factors. *Limnetica*, 34(2), 425–438.

Cantamutto, M. A., Agamenoni, R., Mockel, F. E., Vallatti, A. R., Matarazzo, R., & Rivas, J. G. (1994). Comportamiento del trigo candeal en las condiciones ambientales del Valle Bonaerense del Río Colorado. Performance of durum wheat under the environmental condition of Valle Bonaerense del Río Colorado. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. FAUBA. Buenos Aires. AR, 101–106.

Cappannini, D. A., & Loes, R. R. (1996). Los suelos del Valle Inferior del Río Colorado. Colección Suelos N° 1, INTA, 128 pp.

Carpenter, S. R., & Lodge, D. M. (1986). Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26(C), 341–370. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(86\)90031-8](https://doi.org/10.1016/0304-3770(86)90031-8)

Cartaya, O., & Marrero, O. (2008). Adsorción De Iones Cu²⁺ Por Quitosana Y Su Aplicación Al Suelo Para La Protección De Las Plantas Ante La Toxicidad Del Metal. *Cultivos Tropicales*, 29(3), 87–91. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0258-59362008000300015

Casanova, M. T., & Brock, M. A. (1990). Charophyte germination and establishment from the seed bank of an Australian temporary lake. *Aquatic Botany*, 36(3), 247–254. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(90\)90038-M](https://doi.org/10.1016/0304-3770(90)90038-M)

Casanova, M. T., & Brock, M. A. (1996). Can oospore germination patterns explain charophyte distribution in permanent and temporary wetlands? *Aquatic Botany*, 54(4), 297–312. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(96\)01032-7](https://doi.org/10.1016/0304-3770(96)01032-7)

Casanova, M. T., & Nicol, J. M. (2009). *Chara canescens* (Characeae, Charophyceae) in the Southern Hemisphere. *Charophytes*, 1(2), 55–60.

Cazzaniga, N. J. (1981). Caracterización química y faunística de canales de drenaje del Valle Inferior del Río Colorado (Partidos de Villarino y Patagones, Provincia de Buenos Aires). *Ecosur*, 8(15), 21. <https://www.researchgate.net/publication/303188929>

Cedergreen, N., Streibig, J. C., & Spliid, N. H. (2004). Sensitivity of aquatic plants to the herbicide metsulfuron-methyl. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *57*, 153–161. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00145-8](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00145-8)

Charudattan, R. (2001). Are we on top of aquatic weeds? Weed problems, control options, and challenges. International Symposium on the World's Worst Weeds: British Crop Protection Council Symposium Proceedings, 43–68.

Chiconela, T. F., Koschnick, T. J., & Haller, W. T. (2013). Effect of diquat in irrigation water on germination and vegetative growth of rice. *Journal of Agricultural and Biological Science*, *8*(2), 101–107.

Christopher, R. M., Koschnick, T. J., & Haller, W. T. (2007). Ornamental Plant Susceptibility to Diquat. *Journal of Aquatic Plant Management*, *45*, 40–43. <http://www.jstor.org/stable/40587046>.

Ciampitti, I., & Garcia, F. O. (2007). Requerimientos nutricionales absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. I Cereales, Oleaginosos e Industriales. Informaciones Agronómicas N° 33, Archivo Agronómico N° 11. IPNI Cono Sur. Acassuso, Buenos Aires, Argentina

Cirujano, S., Cambra, J., Sánchez Castillo, P. M., Meco, A., & Flor Arnau, N. (2008). Flora ibérica. Algas Continentales. Carófitos (Characeae). Real Jardín Botánico. Madrid.

Clayton, J., & Matheson, F. (2010). Optimising diquat use for submerged aquatic weed management. *Hydrobiologia*, *656*(1), 159–165. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0423-4>

Clements, D., Dugdale, T. M., & Butler, K. L. (2012). Using Plant Growth Regulators to Limit Herbicide-Induced Stem Fragmentation of Aquatic Alligatorweed (*Alternanthera philoxeroides*). *Weed Technology*, *26*(1), 89–94. <https://doi.org/10.1614/wt-d-11-00076.1>

Clements, D., Dugdale, T. M., Butler, K. L., & Hunt, T. D. (2014). Management of aquatic alligator weed (*Alternanthera philoxeroides*) in an early stage of invasion. *Management of Biological Invasions*, *5*(4), 327–339. <https://doi.org/10.3391/mbi.2014.5.4.03>

Cordero, A., & Ramirez, G. F. (1979). Acumulamiento de cobre en los suelos del pacifico sur de costa rica y sus efectos determinales en la agricultura. *Agronomía Costarricense*, 36(June), 1–6.

Datta, S. (2009). Aquatic weeds and their management for fisheries. CIFE Centre, Salt Lake City, Kolkata, West Bengal, India.

Datta, S., Mahapatra, B., & Sardar, P. (2014). Search for a herbicide suitable for controlling submerged aquatic weeds under indian condition. *Indian Journal of Animal Research*, 48(5), 473–479. <https://doi.org/10.5958/0976-0555.2014.00014.4>

Dayan, F., & Zaccaro, M. (2012). Chlorophyll fluorescence as a marker for herbicide mechanisms of action. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 102, 189–197. <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2012.01.005>

De Rossi, R. P. (2020). La fruticultura moderna no la hace quien quiere, sino quien puede. *Fruticultura & Diversificación*, 26(85), 32–35.

Debnath, P. K., & Chatterjee, B. N. (1981). Control of *Chara*—A Submerged Aquatic Algal Weed. *Tropical Pest Management*, 27(1), 142–143. <https://doi.org/10.1080/09670878109414185>

Dehortez, N. (1980). Control of submerged aquatic weed in irrigation canal with fluridone. *Western Society of Weed Science* 33, 340-341.

Derksen, D. A. (1989). Dicamba, Chlorsulfuron, and Clopyralid as Sprayer Contaminants on Sunflower (*Helianthus annuus*), Mustard (*Brassica juncea*), and Lentil (*Lens culinaris*), Respectively. *Weed Science*, 37(4), 616–621. <https://doi.org/10.1017/S0043174500072507>

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., & Gonzalez, L. (2017). InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA (en línea, programa informático). Córdoba, Argentina, Universidad Nacional de Córdoba. Consultado 04 may. 2018.

Eberlein, C. V., & Guttieri, M. J. (1994). Potato (*Solanum tuberosum*) Response to Simulated Drift of Imidazolinone Herbicides. *Weed Science*, 42(1), 70–75. <https://doi.org/10.1017/S0043174500084186>

EPA. (1985). Copper Sulfate Registration Standard. Task 2: Environmental Fate and Exposure Assessment D-7817 / Copper Sulfate (Dynamac Co). Environmental Protection Agency Control division.

Evenari, M. (1949). Germination inhibitors. *The Botanical Review*, 15(3), 153–194. <https://doi.org/10.1007/BF02861721>

Fawaz, E. G., Salam, D. A., & Kamareddine, L. (2018). Evaluation of copper toxicity using site specific algae and water chemistry: Field validation of laboratory bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 155, 59–65. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2018.02.054>

Fernández, O. (1982). Manejo integrado de malezas. *Planta daninha* 5, 69–79. <https://www.scielo.br/j/pd/a/Cxn84R98Nt8sx767cXSCZgF/?format=pdf&lang=es>

Fernandez, O. A., Irigoyen, J. H., Sabbatini, M. R., & Bredan R. E. (1987). Fernandez 1987. Aquatic plant management in drainage canals argentina. *Journal of Aquatic Plant Management*, 25, 65–67.

Fernandez, O. A., Sutton, D. L., Lallana, V. H., Sabbatini, M. R., & Irigoyen, J. R. (1990). Aquatic weed problems and management in South and Central America. In A. H. Pieterse & K. J. Murphy (Eds.), *Aquatic Weeds* (pp. 406–425). Oxford University Press.

Filizadeh, Y. (2006). Response Of *Ceratophyllum demersum* And *Myriophyllum Spicatum* (Two Submerged Weeds) to various concentrations and exposure periods of Paraquat and Triclopyr. *Journal of Agricultural Science (University of Tabriz)*, 52(2), 77-83.

Fletcher, J. S., Pflieger, T. G., Ratsch, H. C., & Hayes, R. (1996). Potential impact of low levels of chlorsulfuron and other herbicides on growth and yield of nontarget plants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(7), 1189–1196. <https://doi.org/10.1002/etc.5620150726>

Fox A.M., Murphy K.J., & Westlake D.F. (1896). Effects of diquat-alginate and cutting on the submerged macrophyte community of a Ranunculus stream in Northern England. Proceedings European Weed Research Society/ Association of Applied Biologists 7th International Symposium on Aquatic Weeds 1986, 105–112.

Frank, P. A., Hodgson, R. H., & Comes, R. D. (1963). Evaluation of Herbicides Applied to Soil for Control of Aquatic Weeds in Irrigation Canals. *Weeds*, 11(2), 124-128. <https://doi.org/10.2307/4040704>

Fry, J. C., Brooker, M. P., & Thomas, P. L. (1973). Changes in the microbial populations of a reservoir treated with the herbicide paraquat. *Water Research*, 7, 395–407. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(73\)90022-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(73)90022-5)

Gallagher, C. (2007). Aquatic Weed and Algae Control in Irrigation Canals. In UMA Engineering Ltd Stafford Drive, Alberta. Alberta Agriculture and Food. Disponible en [https://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/ba3468a2a8681f69872569d60073fde1/035d0d989b638b8f8725768600667368/\\$FILE/aquatic-weed-study.pdf](https://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/ba3468a2a8681f69872569d60073fde1/035d0d989b638b8f8725768600667368/$FILE/aquatic-weed-study.pdf)

Galloway, J. N., & Cowling, E. B. (2002). Reactive Nitrogen and The World: 200 Years of Change. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(2), 64–71.

Gangstad, E. O. (1986). Chapter 6: Herbicidal, environmental and health effects of copper sulfate and other copper compounds. In *Freshwater vegetation management* (p. 380). Thomas Publications.

Gassmann, A., Cock, M. J. W., Shaw, R., & Evans, H. C. (2006). The potential for biological control of invasive alien aquatic weeds in Europe: A review. *Hydrobiologia*, 570(1), 217–222. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0182-4>

Gettys, L. A., & Haller, W. T. (2010). Response of Selected Foliage Plants to Four Herbicides in Irrigation Water. *Hort Technology*, 20(5), 921–928.

Ghersa, C., & León, R. (1999). Successional changes in agroecosystems of the Rolling Pampa. En: L. R. Walker (Ed.) *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Nueva York, pp. 487–502.

Giacomazzi, S., & Cochet, N. (2004). Environmental impact of diuron transformation: A review. *Chemosphere*, 56(11), 1021–1032. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.04.061>

Goody, D. C., Chilton, P. J., & Harrison, I. (2002). A field study to assess the degradation and transport of diuron and its metabolites in a calcareous soil. *Science of the Total Environment*, 297(1–3), 67–83. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00079-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00079-7)

Goordazi, G., Keshtehgar, A., & Filizadeh, Y. (2017). Survival Increasing of Sturgeon Fries by Controlling Submerged Weeds. *Researcher*, 9(3), 36–41. <https://research.shahed.ac.ir/WSR/WebPages/Report/PaperView.aspx?PaperID=148113>

Greenfield, B.K., David, N., Hunt, J., Wittman, M., Siemering, G. (2004). Aquatic Pesticide Monitoring Program: Review of Alternative Aquatic Pest Control Methods for California Waters. San Francisco Estuary Institute, CA, USA

Grillas, P., Wijck, C., & Bonis, A. (1993). The effect of salinity on the dominance-diversity relations of experimental coastal macrophyte communities. *Journal of Vegetation Science*, 4(4), 453–460. <https://doi.org/10.2307/3236072>

Haag, R. W. (1983). Emergence of seedlings of aquatic macrophytes from lake sediment. *Canadian Journal of Botany*, 61(1), 148–156. <https://doi.org/10.1139/b83-014>

Han, F. X., Hargreaves, J. A., Kingery, W. L., Huggett, D. B., & Schlenk, D. K. (2001). Accumulation, Distribution, and Toxicity of Copper in Sediments of Catfish Ponds Receiving Periodic Copper Sulfate Applications. *Journal of Environmental Quality*, 30, 912–919. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.303912x>

Harley, K. I. S., & Forno, I. W. (1990). Biological control of aquatic weeds. In A. Pieterse & K. Murphy (Eds.), *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation* (pp. 177–186). Oxford University.

Hatterman-Valenti, H. M., Pitty, A., & Owen, M. D. K. (2006). Effect of environment on giant foxtail (*Setaria faberi*) leaf wax and fluazifop-P absorption. *Weed Science*, 54(4), 607–614. <https://doi.org/10.1614/WS-04-158R2.1>

Henry, W. B., Shaw, D. R., Reddy, K. R., Bruce, L. M., & Tamhankar, H. D. (2004). Remote Sensing to Detect Herbicide Drift on Crops. *Weed Technology*, 18(2), 358–368. <https://doi.org/10.1614/WT-03-098>

Hicks, C. R., & Turner, Jr. K. V. (1999). *Fundamental Concepts in the Design of Experiments* (5 ed.). Oxford University Press.

Hidalgo, A. (1971). Métodos modernos de riego de superficie. In *Aquatic weeds* (Editora Aguilar). S.A. de Ediciones, Madrid.

Horowitz, M., & Bucsbaum, H. (1978). Application of herbicides through irrigation. *Mediterranean Herbicide Symp*, Vol. 2, pp. 48–62. Madrid, España: Ministerio de Agricultura.

Hussner, A., Stiers, I., Verhofstad, M. J. J. M., Bakker, E. S., Grutters, B. M. C., Haury, J., van Valkenburg, J. L. C. H., Brundu, G., Newman, J., Clayton, J. S., Anderson, L. W. J., & Hofstra, D. (2017). Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants: A review. *Aquatic Botany*, 136, 112–137. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.08.002>

IPNI. (2022). Sulfato de Amonio. International Plant Nutrition Institute. [https://www.ipni.net/publication/nss-es.nsf/0/794F6BDB7E84EA4785257BBA0059C154/\\$FILE/NSS-ES-12.pdf](https://www.ipni.net/publication/nss-es.nsf/0/794F6BDB7E84EA4785257BBA0059C154/$FILE/NSS-ES-12.pdf)

Irigoyen, J. H. (1981). Evaluacion de herbicidas en laboratorio para el control de *Potamogeton pectinatus* y *Chara sp.* II Reunion Sobre Malezas Subacuaticas En Los Canales de Desague de CORFO, 113–130.

Ismail, B. S., Sameni, M., & Halimah, M. (2011). Evaluation of herbicide pollution in the kerian ricefields of Perak, Malaysia. *World Applied Sciences Journal*, 15(1), 05–13.

Jame, Y. W., Cessna, A. J., Biederbeck, V. O., Grover, R., Smith, A. E., & Korven, H. C. (1999). Herbicide residues and yield effects from repeated flood-irrigations of alfalfa with water containing monuron or simazine. *Canadian Journal of Plant Science*, 79(4), 639–645. <https://doi.org/10.4141/P98-106>

Jin-Cheng, Z., Wei, L., Dong, X., Feng, H., Qiaohong, Z., & Zhen-Bin, W. (2012). Effects of acetic acid on germination and growth of turions of *Potamogeton crispus* and fragments of *Elodea nuttallii*. *Advances in Intelligent and Soft Computing*, 134 AISC (50808172), 315–321. https://doi.org/10.1007/978-3-642-27537-1_39

Kautsky, L. (1990). Seed and tuber banks of aquatic macrophytes in the Askö area, northern Baltic proper. *Ecography*, 13(2), 143–148. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1990.tb00600.x>

Kelly, C. L., Hofstra, D. E., de Winton, M. D., & Hamilton, D. R. (2012). Charophyte germination responses to herbicide application. *Journal of Aquatic Plant Management*, 50(July), 150–154.

Knauer, S., Singer, H., Hollender, J., & Knauer, K. (2010). Phytotoxicity of atrazine, isoproturon, and diuron to submersed macrophytes in outdoor mesocosms. *Environmental Pollution*, 158(1), 167–174. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.023>

Krieger, R. I. (2001). Handbook of pesticide toxicology. Principles and agents. 2nd ed. San Diego, CA: Academic Press.

Lancar, L., & Krake, K. (2002). Aquatic weeds and their management. *International Commission on Irrigation and Drainage*, 1, 22-57.

Langeland, K. A., & Laroche, F. B. (1994). Persistence of bensulfuron methyl and control of hydrilla in shallow ponds. *Journal of Aquatic Plant Management*, 32, 12–14.

La-ongpant, N., Pengpis, U., Boondao, S., & Klaykaew, A. (1999). Exposure time of diuron for submerged weed. 4. National Plant Protection Conference, Chonburi (Thailand), 220–224.

Lavalle, M. D. C., & Sivori, E. M. (1981). Evaluación de herbicidas para el control de *Potamogeton pectinatus* y *Chara vulgaris* en condiciones de laboratorio. II Reunión Sobre Malezas Subacuáticas En Canales de Desagüe CORFO, 97–112.

Lawrence, B. H., Bond, J. A., Golden, B. R., Allen, T. W., Reynolds, D. B., & Bararpour, T. (2020). Nitrogen fertilizer programs following rice exposure to a sub-lethal concentration of paraquat. *Weed Technology*, 34(6), 807–813. <https://doi.org/10.1017/wet.2020.62>

Littlefield, L., & Forsberg, C. (1965). Absorption and Translocation of Phosphorus-32 by *Chara globularis* Thuill. *Physiologia Plantarum*, 18(2), 291–293. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1965.tb06891.x>

Lucanera, G., Castellano, A., & Barbero, A. (2018). Banco de datos socioeconómicos de la zona de CORFO Río Colorado. Estimación del producto bruto agropecuario regional campaña 2017/2018. UNS. Dpto de Economía.

Lussich Rachetti, Facuando., & Suzacq Acevedo, Rodrigo. (2013). Selectividad de sulfonilureas en soja STS [Tesis de Ingeniería]. Universidad de la República del Uruguay. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/1761/1/3890lus.pdf>

Lynch, W. E. (2009). Chemical Control of Aquatic Plants. Biology and Control of Aquatic Plants, 65–78. Informe. Disponible en:

https://medina.osu.edu/sites/medina/files/imce/AGNR/Handouts/A4_09_chemical%20control%20of%20aquatic%20plants.pdf

Macdonald, G. E. (2012). The development and implications of herbicide resistance in aquatic plant management. In R. McFadyen (Ed.), 23 rd Asian-Pacific Weed Science Society Conference the Sebel Cairns (Vol. 1, Issue September, p. 330). Asian-Pacific WeedScience Society.

Madsen, J. D., & Adams, M. S. (1989). The distribution of submerged aquatic macrophyte biomass in a eutrophic stream, Badfish Creek: the effect of environment. *Hydrobiologia*, 171(2), 111–119. <https://doi.org/10.1007/BF00008171>

Major, J., & Pyott, W. T. (1966). Buried, viable seeds in two California bunchgrass sites and their bearing on the definition of a flora. *Vegetation Acta Geobotanica*, 13(5), 253–282. <https://doi.org/10.1007/BF00643329>

Marinissen, J., Cardona, M., García Lorenzana, Ú., & Toribio, M. (2019). Mejora de la productividad y la calidad nutricional de las pasturas a base de alfalfa en el valle bonaerense del río Colorado. Informe. <https://inta.gob.ar/documentos/mejora-de-la-productividad-y-la-calidad-nutricional-de-las-pasturas-a-base-de-alfalfa-en-el-valle-bonaerense-del-rio-colorado>

Marinissen, J., & Ombrosi, D. A. (2011, December 1). Deficiencia de minerales en la EEA Hilario Ascasubi. Proyecto Nacional: estudio de enfermedades nutricionales, carenciales y tóxicas. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. <https://inta.gob.ar/documentos/deficiencia-minerales-en-la-eea-hilario-ascasubi-proyecto-nacional-estudio-de-enfermedades-nutricionales-carenciales-y-toxicas>

Marquis, L. Y., Comes, R. D., & Yang, C. P. (1982). Degradation of fluridone in submersed soils under controlled laboratory conditions. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 17(1), 68-75.

Mitchell, D. S. (1985). African aquatic weeds and their management. In: The Ecology and Management of African Wetland Vegetation. Springer, Dordrecht, 177–202. https://doi.org/10.1007/978-94-009-5504-2_7

Molinari, M., Daddario, J., Vittone, S., Tucac, G., & Bentivegna, D. (2018). Primer Registro *Elodea callitrichiodes* (Rich.) Casp. En el Valle Inferior del Río Colorado. II

Congreso Argentino de Malezas ASACIM, 185–185. <http://www.asacim.org.ar/wp-content/uploads/2019/10/Argentina-2018.pdf>

Molinari, M., Vittone, S., Tucut, G., Daddario, J. F., & Bentivegna, D. J. (2018). Control de Chara contraria en canales de riego utilizando sulfato de Amonio y Cal. II Congreso Argentino de Malezas ASACIM, 87–87. <http://www.asacim.org.ar/wp-content/uploads/2019/10/Argentina-2018.pdf>

Mujeriego, R. (1990). Riego con agua residual municipal regenerada (R. Mujeriego, Ed.; Primera). Barcelona: Universitat Politècnica de Catalunya.

Murphy, K. (1995). Aquatic Weeds. In *Encyclopedia of Environmental Biology* (Vol. 1, pp. 71–80). Academic Press. https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Murphy+K.J.+1995.+Aquatic+Weeds.+Encyclopedia+of+Environmental+Biology.+1%3A+71-80&btnG=

Murphy, K. J., & Barrett, P. R. F. (1993). Chemical control of aquatic weeds. In *Aquatic Weeds: 2nd Ed.* (pp. 136–173). Oxford University Press.

Ogg, A. G. (1980). A Sprinkler System for Research on Applying Herbicides in Irrigation Water. *Weed Science*, 28(2), 201–203. <https://doi.org/10.1017/s0043174500055119>

Ogg, A. G. (1981). Conventional versus sprinkler application of metolachlor, alachlor, and chloramben on beans, potatoes, and sweet corn. *Proceedings of the 31st Annual Conference of the Washington State Weed Associatio*, 45–47.

Ogg, A. G. (1986). Applying herbicides in irrigation water—a review. *Crop Protection*, 5(1), 53–65. [https://doi.org/10.1016/0261-2194\(86\)90038-4](https://doi.org/10.1016/0261-2194(86)90038-4)

Owen, M. D. (2002). Integrated Crop Management News Acetic acid (vinegar) for weed control revisited. <http://www.weeds.iastate.edu/weednews/vinegar.htm>

Pal, R., & Chatterjee, P. (1987). Algicidal action of Diurone in the control of *Chara* -a rice pest. *Proceedings: Plant Sciences*, 97(4), 359–363. <https://doi.org/10.1007/BF03053391>

Pereira, L., Juan, J., & Picornell, M. (2010). El riego y sus tecnologías. In *Albacete: CREA 2010* (Vol. 296).

Pieterse, A. H., & Murphy, K. J. (1990). Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation (A. Pieterse & K. Murphy, Eds.). Oxford University Press.

Pla, M. (1997). Efecto del riego por aspersión y la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento de cebolla de siembra en plano (p. 9). Corporación de Fomento del Valle Bonaerense del Río Colorado.

Prepas, E. E., Babin, J., Murphy, T. P., Chambers, P. A., Sandland, G. J., Ghadouani, A., & Serediak, M. (2001). Long-term effects of successive Ca(OH)₂ and CaCO₃ treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes. *Freshwater Biology*, 46(8), 1089–1103. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2427.2001.00792.X>

Proctor, V. W. (1962). Viability of Chara Oospores Taken from Migratory Water Birds. *Ecology*, 43(3), 528–529. <https://doi.org/10.2307/1933381>

Radhakrishnan, J., Teasdale, J., & Coffman, C. (2002). Vinegar as a potential herbicide for organic agriculture. Proceeding of Northeastern Weed Science Society, 56, 100. <https://www.ars.usda.gov/research/publications/publication/?seqNo115=127787>

Ramachandran, V. (1962). The method and technique of using anhydrous. *Indo-Pacific Fisheries Council Proceedings*, 10, 146–153.

Raman, R. K., & Cook, B. C. (1988). Guidelines for applying copper sulfate as an algicide: Lake Loami field Study (3rd Edition, Issue ILENR/RE-WR-88/19). CRC Press.

Ramaprabhu, T., & Ramachandran, V. (1984). Development in aquatic weed control research in India relating to fisheries. *Journal of Aquatic Plant Management*, 22, 97–100.

Ramsay, A. J., & Fry, J. C. (1976). Response of epiphytic bacteria to the treatment of two aquatic macrophytes with the herbicide paraquat. *Water Research*, 10(5), 453–459. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(76\)90064-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(76)90064-6)

Reedyk, S., Prepas, E. E., & Chambers, P. A. (2001). Effects of single Ca(OH)₂ doses on phosphorus concentration and macrophyte biomass of two boreal eutrophic lakes over 2 years. *Freshwater Biology*, 46(8), 1075–1087. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2427.2001.00790.X>

Robinson, L. R., & Mulliner, H. R. (1972). Sprinkler applied herbicides do a good job in Nebraska tests. *Weeds Today*, 3, 6–7.

Rodrigo, M. A., Luis, J., Guillén, A., Cirujano, S., & Soulié-Märsche, I. (2009). Aproximación a las comunidades de carófitos que existieron en la Albufera de Valencia a partir del estudio de las oósporas del sedimento. *Anales Del Jardín Botánico de Madrid*, 66(2), 211–1322. <https://doi.org/10.3989/ajbm.2214>

Romero, A., Santos, A., Vicente, F. (2010). Diuron abatement using activated persulphate: effect of pH, Fe (II) and oxidant dosage. *Chemical Engineering Journal* 162(1): 257-265. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894710004833>

Sabbatini, M. (1988). Biología y manejo de *Chara contraria* A. Braun ex Kütz. [Tesis de Magister, Universidad Nacional del Sur]. <http://catalogo.uns.edu.ar/vufind/Record/EUN.eunm006376>

Sabbatini, M., Fernandez, O., & Arguello, J. (1986). Estudio sobre la germinación y conservación de oósporas de *Chara contraria* A. Braun ex Kütz (Charophyta). *Phyton (Buenos Aires)*, 46(1), 69–76.

Sabbatini, M. R., Fernandez, O. A., & Bezic, C. R. (2013). Malezas Acuáticas. In Osvaldo A. Fernández, Eduardo S. Leguizamón, & Horacio A. Acciaresi (Eds.), *Malezas e Invasoras de la Argentina Tomo I ecología y manejo* (EdiUNS), pp. 788–803.

Sabbatini M. R., J. H. Irigoyen, N. S. Sidorkewicj & O. A. Fernández. 2008. Manejo de Malezas Acuáticas en la Región Sur de América Latina. En: Karam, Mascarenhas & da Silva (editores), Cap. 4: Plantas Daninhas Aquáticas, A Ciencia das Plantas Daninhas na Sustentabilidade dos Sistemas Agrícolas. EMBRAPA, Brasil, 93-106.

Sabbatini, M. R., & Murphy, K. J. (1996). Submerged plant survival strategies in relation to management and environmental pressures in drainage channel habitats. *Management and Ecology of Freshwater Plants*, 191–195. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5782-7_30

Salam, D., & El-Fadel, M. (2008). Mobility and availability of copper in agricultural soils irrigated from water treated with copper sulfate algaecide. *Water, Air, and Soil Pollution*, 195(1–4), 3–13. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9722-z>

Salvestrini, S., Coppola, E., & Capasso, S. (2004). Determination of the microscopic rate constants for the hydrolysis of diuron in soil/water mixture. *Chemosphere*, 55(3), 333-337.

Sancha, A. M., Castillo, G., Espinoza, C., Mena, M. P., Cornejo, J., Rivas, H., & Molina, M. E. (2005). Criterios de calidad de aguas o efluentes tratados para uso en riego. In División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente, Departamento de Ingeniería Civil Universidad de Chile. <https://research.csiro.au/gestionrapel/wp-content/uploads/sites/79/2016/11/Criterios-de-calidad-de-aguas-o-efluentes-tratados-para-uso-en-riego-2005.pdf>

Sánchez Angonova, P. A. (2020). Papa: paso a paso para una correcta plantación y cosecha. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. <https://inta.gob.ar/documentos/papa-paso-a-paso-para-una-correcta-plantacion-y-cosecha>

Sánchez, R. (2013). Estimación de los requerimientos hídricos de los principales cultivos en el valle bonaerense del río Colorado. En https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-ascasubi-requerimientos_hdricos_en_el_vbrc.pdf

Sánchez, R., Pezzola, N., & Cepeda, J. (1998). Caracterización edafo-climática del área de influencia de la INTA EEA Hilario Ascasubi. Partidos de Villarino y Patagones, provincia de Buenos Aires.

Sandmann, G. and Böcker, P. (1986) Sites of herbicide action at the photosynthetic apparatus. In *Encyclopedia of Plant Physiology*, eds. L. A. Staehelin and C. J. Arntzen, Vol. 19. Springer, Berlin

Sarandón, S. (2002). El agroecosistema: un sistema natural modificado. Similitudes y diferencias entre ecosistemas naturales y agroecosistemas. In S. Sarandón (Ed.), *AGROECOLOGIA: El camino hacia una agricultura sustentable* (pp. 23–48). Ediciones Científicas Americanas. https://www.academia.edu/download/33308441/Cap4-Agroecosistemas-_Sarandon.pdf

Schmidt, J. C., & Kannenberg, J. R. (1998). How to identify and control water weeds and algae. 5th ed., p. 132.

Schmieder, K., Werner, S., & Bauer, H. G. (2006). Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. *Aquatic Botany*, 84(3), 245–250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.09.006>

Schönherr, J., & Baur, P. (1994). Modelling penetration of plant cuticles by crop protection agents and effects of adjuvants on their rates of penetration. *Pesticide Science*, 42(3), 185–208. <https://doi.org/10.1002/PS.2780420308>

Sidorkewicj, N. S. (1998). Efecto de *Cyprinus carpio* L. (Pisces: Cyprinidae) sobre la vegetación sumergida y la calidad del ambiente acuático [Tesis de Magister, Universidad Nacional del Sur]. <http://catalogo.uns.edu.ar/vufind/Record/EUN.eunm007667>

Silburn, D. M., Foley, J. L., & DeVoil, R. C. (2013). Managing runoff of herbicides under rainfall and furrow irrigation with wheel traffic and banded spraying. *Agriculture, ecosystems & environment*, 180, 40-53.

Simons, J., Ohm, M., Daalder, R., Boers, P., & Rip, W. (1994). Restoration of Botshol (The Netherlands) by reduction of external nutrient load: recovery of a characean community, dominated by *Chara connivens*. *Hydrobiologia*, 275–276(1), 243–253. <https://doi.org/10.1007/BF00026715>

Skogerboe, J. G., Getsinger, K. D., & Glomski, L. A. M. (2006). Efficacy of diquat on submersed plants treated under simulated flowing water conditions. *Journal of Aquatic Plant Management*, 44, 122–125.

Smart, M.R., & Barko, J. W. (1985). Laboratory culture of submersed freshwater macrophytes on natural sediments. *Aquatic Botany*, 21(3), 251–263. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(85\)90053-1](https://doi.org/10.1016/0304-3770(85)90053-1)

Spencer, D. F., Elmore, C. L., Ksander, G. G., & Roncoroni, J. A. (2003). Influence of dilute acetic acid treatments on American pondweed winter buds in the Nevada irrigation district, California. *Journal of Aquatic Plant Management*, 41(2), 65–68.

Spencer, D. F., & Ksander, G. G. (1995). Differential effects of the microbial metabolite, acetic acid, on sprouting of aquatic plant propagules. *Aquatic Botany*, 52(1–2), 107–119. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(95\)00488-L](https://doi.org/10.1016/0304-3770(95)00488-L)

Spencer, D. F., & Ksander, G. G. (1997). Dilute acetic acid exposure enhances electrolyte leakage by *Hydrilla verticillata* and *Potamogeton pectinatus* tubers. *Journal of Aquatic Plant Management*, 35, 25–30.

Spencer, D. F., Ksander, G. G., & Whiteand, L. C. (2014). Sago Pondweed (*Potamogeton pectinatus*) Tuber Size Influences Its Response to Fluridone Treatment. *Weed Science*, 37(2), 250–253. <https://doi.org/10.1017/S0043174500071861>

Sperry, B. P., Lawrence, B. H., Bond, J. A., Reynolds, D. B., Golden, B. R., & Edwards, H. M. (2019). Corn (*Zea mays* L.) response to sublethal rates of paraquat and fomesafen at vegetative growth stages. *Weed Technology*, 33(4), 595–600. <https://doi.org/10.1017/wet.2019.28>

Stewart, N., & Church, J. (1992). Red data books of Britain and Ireland: Stoneworts (p. 143). Peterborough: Joint nature conservation committee.

Subramanian, S. (1983). Eradication of fishes by application of ammonia. *Aquaculture*, 35(C), 273–275. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(83\)90099-6](https://doi.org/10.1016/0044-8486(83)90099-6)

Sytsma, M., & Parker, M. (1999). Aquatic Vegetation in Irrigation Canals. Center for Lakes and Reservoirs Publications and Presentations. 11.

Thompson, K., & Grime, J. P. (1979). Seasonal Variation in the Seed Banks of Herbaceous Species in Ten Contrasting Habitats. *Journal of Ecology*, 67(3), 893. <https://doi.org/10.2307/2259220>

Timmons, F. (2005). A history of weed control in the United States and Canada. *Weed Science*, 53(6), 748–761. <https://www.cambridge.org/core/journals/weed-science/article/history-of-weed-control-in-the-united-states-and-canada/8FAC8925D1D76DBF2ADD3401A003F45D>

Ulbrich, A. V., Souza, J. R. P., & Shaner, D. (2005). Persistence and Carryover Effect of Imazapic and Imazapyr in Brazilian Cropping Systems 1. *Weed Technology*, 19(4), 986–991. <https://doi.org/10.1614/wt-04-208r2.1>

USEPA. (2009). Update of Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria for Ammonia-Freshwater. US Environmental Protection Agency, Office of Water.

Van den Berg, M. S., Coops, H., Simons, J., & de Keizer, A. (1998). Competition between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Botany*, 60(3), 241–250. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00099-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00099-5)

Van Den Berg, M. S., Marten, Nes, E. Van, & Coops, H. (1999). in a Shallow Lake Changing in Eutrophication Level. *Hydrobiologia*, 408, 335–342.

Van, T. K., & Conant, R. D. (1988). Chemical control of *Hydrilla* in flowing water: herbicide uptake characteristics and concentrations versus exposure. Technical Report A-88-2, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Van, T. K., & Steward, K. K. (1986). The Use of Controlled-Release Fluridone Fibers for Control of Hydrilla (*Hydrilla verticillata*). *Weed Science*, 34(1), 70–76. <https://doi.org/10.1017/S0043174500026485>

Van Wijk, R. J. (1988). Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. I. General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. *Aquatic Botany*, 31(3–4), 211–258. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(88\)90015-0](https://doi.org/10.1016/0304-3770(88)90015-0)

Vanzolini, J. I. (2013). Red de Evaluación de Cultivares de Trigo Pan Campaña 2012/2013 (Vol. 1, Issue 02928, pp. 1–5). INTA Estación Experimental Agropecuaria Hilario Ascasub.

Vassios, J. D. (2010). Evaluation of herbicides for control of Eurasian watermilfoil and Sago pondweed [Master of Science]. Colorado State University.

Vencill, W. K. (2002). Herbicide handbook (8th ed.). Lawrence: Weed Science Society of America.

Vila-Aiub, M. M., & Ghera, C. M. (2005). Building up resistance by recurrently exposing target plants to sublethal doses of herbicide. *European Journal of Agronomy*, 22(2), 195–207. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2004.01.004>

Wade, P. M. (1990). The colonisation of disturbed freshwater habitats by Characeae. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 25(3), 275–278. <https://doi.org/10.1007/BF02913027>

Washington State Department of Ecology. (2002). Supplemental environment impact statement assessments of aquatic herbicides: DRAFT volume 6 – copper. Washington State Department of Ecology, Olympia, Washington

Webster, E. P., Hensley, J. B., Blouin, D. C., Harrell, D. L., & Bond, J. A. (2015). Impact of Off-Site Deposition of Glufosinate to Non-Clearfield Rice. *Weed Technology*, 29(2), 207–216. <https://doi.org/10.1614/WT-D-14-00136.1>

Wetzel, R. (2001). Limnology: lake and river ecosystems (third edition). Academic Press, New York.

https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=no2hk5uPUcMC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Wetzel,+R.G.,+2001.+Limnology+%E2%80%93+Lake+and+River+Ecosystems,+third+ed.+AcademicPress,+San+Diego&ots=iGSNnXMNyU&sig=ZYC8QLHu2pA9_q69PRHjid8GJUJ

Willis, B. (2012). Detecting copper residues in sediments from aquatic copper-based pesticide applications [Thesis of Magister, Clemson University]. In ProQuest Dissertations and Theses. http://cyber.usask.ca/login?url=https://search.proquest.com/docview/1286754038?accountid=14739&bdid=6504&_bd=HKhYXx0plfiwizJCIS3lq9zX9xw%3D

Willis, B., & Bishop, W. (2016). Understanding Fate and Effects of Copper Pesticides in Aquatic Systems. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 4(5), 37–42. <https://doi.org/10.4236/gep.2016.45004>

Winfrey, M. R., & Zeikus, J. G. (1979). Anaerobic metabolism of immediate methane precursors in Lake Mendota. *Applied and Environmental Microbiology*, 37(2), 244–253. <https://doi.org/10.1128/AEM.37.2.244-253.1979>

Winschel, C. I. (2017). Integración por medio de geotecnologías de la información ambiental en estudios de degradación de los suelos para los partidos de Villarino y Patagones, provincia de Buenos Aires-Argentina [Tesis de Doctorado, Universidad Nacional del Sur]. <https://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/4087>

Winton, M., Jones, H. F. E., Edwards, T., Özkundakci, D., Wells, R., McBride, C. G., Rowe, D. K., Hamilton, D. P., Clayton, J., Champion, P., & Hofstra, D. (2013). Review of best management practices for aquatic vegetation control in stormwater ponds, wetlands, and lakes. Auckland Council. Technical Report 2013/026 <https://researchcommons.waikato.ac.nz/handle/10289/7999>

Yael, R., & Dunel, L. (2019). Caracterización hidroquímica de la cuenca inferior del río Colorado. INTAEdiciones. Estación Experimental Agropecuaria Hilario Ascasubi. Argentina.