

Agricultura en campos bajos: impacto sobre los suelos y dinámica de la absorción de agua por los cultivos

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de
Buenos Aires, Área Ciencias Agropecuarias*

Federico Jose Garelo

Ingeniero Agrónomo - Universidad Nacional de Villa María - 2014
Especialista en Teledetección y SIG aplicados al estudio de los recursos
naturales y la producción agropecuaria - Universidad de Buenos Aires -
2023

Lugar de trabajo: AER INTA Chascomús



FAUBA

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

Miguel Angel Taboada

Ingeniero Agrónomo (FAUBA)

Docteur Fonctionnement Ecosystèmes et Agrosystèmes (Institut National

Polytechnique de Toulouse; Francia)

Co-director

Esteban Miguel Melani

Ingeniero Agrónomo (UNLP)

Doctor en mecanización y tecnología agraria (Universidad politécnica de Valencia)

Consejero de Estudios

Edmundo Leonardo Ploschuk

Ingeniero Agrónomo (FAUBA)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (FAUBA)

JURADO DE TESIS

JURADO

María Elena Otegui

Ingeniera Agrónoma (FAUBA)

Magister Scientiae (Universidad Nacional de Mar del Plata)

Doctor (Université Paris XI, UFRS d'Orsay, France)

JURADO

German Soracco

Ingeniero Agrónomo (UNLP)

Doctor en Ciencias Agrarias y Forestales (UNLP)

JURADO

Leonardo Esteban Novelli

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Entre Ríos)

Doctor en Ciencias Agrarias (FAUBA)

Fecha de defensa de la tesis: 14 de NOVIEMBRE de 2023

DEDICATORIA

A mi familia completa:

A mis viejos, Moncho y Mamá, que siempre me apoyaron en las decisiones que tomé.

A mis hermanos: Popi, Pancho y Memu, espero que nunca dejemos de pelearnos para después reírnos ... nos sale muy bien.

A mis abuelos, Angelita, María y Decio.

A mis primos, primas, tíos y tías

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, le agradezco a Coco, quien fue mi co-director en este camino, y con el que más tiempo compartí. No solo por la formación profesional, sino también por tus consejos de vida, y porque (Creo yo) que juntos hicimos un gran equipo más allá de las diferentes personalidades que nos caracterizan a cada uno. Te quiero Coco!!!

A mi director, Miguel, que con su vasta experiencia y habilidad para transmitir su conocimiento, supo guiarme cuando estuve estancado en diversos momentos del camino doctoral.

A mi consejero, Edy, que hizo más de lo que debía, al guiarme en el análisis de los resultados como en la redacción del artículo publicado y de toda la tesis.

A Joaquín, con quien compartimos muchos altibajos emocionales que caracterizan a los becarios doctorales, y por haberme presentado a su grupo de amigos lo que me permitió poder vincularme con gente buena onda.

A mis compañeros, Mariano y José, quienes me brindaron su tiempo, ayudándome en mis ensayos y en la interpretación de los resultados obtenidos.

A Diego Cosentino por brindarme un lugar en la cátedra de Edafología de FAUBA, donde no solo pude hacer mis análisis de laboratorio, sino también, encontrarme con un grupo de muy buena gente.

A INTA y CONICET por la beca otorgada.

A Juan Cruz Colazo, por la asignación de fondos desde el Proyecto de Degradación de Suelos.

A las personas con las que me crucé y conocí tanto en la universidad, como en la ciudad que me adoptó de una manera inmejorable.

DECLARACIÓN

“Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución”

Esp. Ing. Agr. Federico Jose Garelo.

PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS

Revistas:

Garello, F.J., Ploschuk, E.L., Melani, E.M., Taboada, M.A. (2023). Soil water availability and water absorption by maize in sodic soils with high water table. Field Crops Research. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.108877>.

Congresos:

Garello, F. J., Melani, E. M., Cosentino, D. J., Taboada, M. A. (2019). Impacto de diferentes rotaciones en suelos hidro-halomórficos de la Pampa Deprimida. VI Congreso de la Red Argentina de Salinidad. 22 al 25 de junio. Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires.

Garello, F. J., Agüero, M. A., Crespo, M., Cicchino, M. A., Melani, E., Ploschuk, E. L., Taboada, M. A. (2020). Absorción de agua y rendimiento de maíz en campos bajos: ¿Es el horizonte nátrico una limitante? XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: “Suelos: Desafíos para una producción y desarrollo sustentables”. 26 al 29 de mayo Corrientes, Argentina.

Garello, F. J., Melani, E., Cosentino, D. J., Taboada, M. A. (2020). Impactos edáficos de la agriculturización en campos bajos de la Depresión del Salado. XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: “Suelos: Desafíos para una producción y desarrollo sustentables”. 26 al 29 de mayo Corrientes, Argentina.

Garello, F. J., M. A., Melani, E., Ploschuk, E. L., Taboada, M. A. (2021). Crop production in sodic soils: Can the corn take the water of the Btn horizon? GLOBAL SYMPOSIUM ON SATL-AFFECTED SOILS | FAO HQ | Rome, Italy, 20-22 October 2021.

Garello, F. J., Cicchino, M. A., Melani, E. (2022). Evaluación de índices de vegetación como descriptores de la variabilidad intra-lote de rendimiento de maíz en la Cuenca del Salado. 2° Congreso Latinoamericano de Agricultura de Precisión. 30-31 de marzo y 1 de abril de 2022 Manfredi, Córdoba, Argentina.

Garello, F. J., Cicchino, M. A., Melani, E. (2022). Manejo por ambientes en suelos marginales: Efectos de la alcalinidad en el rendimiento del maíz. XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: “Suelos saludables, sustento de la sociedad y el ambiente”. 15 al 18 de noviembre Buenos Aires, Argentina.

Garello, F. J., Melani, E., Taboada, M.A. (2022). Agricultura en la Pampa Inundable: ¿Qué sucede con las sales? XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: “Suelos saludables, sustento de la sociedad y el ambiente”. 15 al 18 de noviembre Buenos Aires, Argentina.

Garello, F. J., Melani, E., Cicchino, M. A., Taboada, M.A. (2023). Alcalinidad o profundidad al horizonte arcilloso ¿Qué limita más los rendimientos inter-anualmente en la Cuenca del Salado? VII CONGRESO DE LA RED ARGENTINA DE SALINIDAD – II SIMPOSIO LATINOAMERICANO DE SALINIDAD. 19 al 22 de septiembre de 2023, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

INDICE GENERAL

INDICE DE CUADROS	x
INDICE DE FIGURAS	xi
ABREVIATURAS	xvi
RESUMEN.....	xix
ABSTRACT	xx
CAPITULO 1.....	20
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	20
1.1. Introducción	21
1.1.1. La Pampa Deprimida.....	24
1.1.1.1. Clima	24
1.1.1.2. Suelos y vegetación.....	26
1.1.2. El carbono orgánico y la dinámica de sales de los suelos.....	33
1.1.3. Los cultivos agrícolas en los suelos hidro-halomórficos	36
1.2. Objetivo general	42
1.3. Objetivos específicos	42
1.4. Hipótesis.....	43
1.4. Estructura de la tesis.....	45
CAPÍTULO 2.....	47
EFECTO DEL TIEMPO TRANSCURRIDO DESDE LA INTERVENCIÓN DEL PASTIZAL Y LA SECUENCIA DE CULTIVOS SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO Y LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE SUELOS HIDRO-HALOMÓRFICOS.	47
2.1. Introducción	48
2.2. Materiales y métodos	53
2.2.1. Sitios muestreados.....	53
2.2.2. Variables determinadas	56
2.2.3. Análisis estadístico.....	60
2.3. Resultados	61
2.3.1. Contenido de COS, C_{MOP} , C_{MOAM} y densidad aparente.....	61
2.3.2. Estabilidad de Agregados.....	64
2.3.3. <i>Stock</i> de $CO_{eq\ TOTAL}$, <i>stock</i> de $CO_{eq\ MOP}$ y <i>stock</i> de $CO_{eq\ MOAM}$ en el perfil.....	71
2.4. Discusión.....	72
2.5. Conclusiones	78
CAPÍTULO 3.....	79
EFECTO DEL TIEMPO TRANSCURRIDO DESDE LA INTERVENCIÓN DEL PASTIZAL Y LAS SECUENCIAS DE CULTIVOS SOBRE LAS VARIABLES QUÍMICAS EN SUELOS HIDRO-HALOMÓRFICOS.....	79
3.1. Introducción	80
3.2. Materiales y métodos	82

3.2.1. Sitios Muestreados	82
3.2.2. Variables determinadas	82
3.3. Resultados	86
3.4. Discusión.....	93
3.5. Conclusiones	98
CAPÍTULO 4.	99
RENDIMIENTO DE MAÍZ Y DINÁMICA DE LA ABSORCIÓN DE AGUA EN SUELOS CON Bt/Btn SÓDICOS: ANÁLISIS A ESCALA DE PARCELAS.....	99
4.1. Introducción	100
4.2. Materiales y métodos	103
4.2.1. Manejo del cultivo y diseño experimental	103
4.2.2. Caracterización química y física del suelo y la napa en el sitio experimental	106
4.2.3. Dinámica del agua y datos meteorológicos.....	111
4.2.4. Mediciones en el cultivo	113
4.2.5. Profundidad de absorción de agua	115
4.2.6. Análisis estadístico.....	116
4.3. Resultados	119
4.3.1. Condiciones ambientales.....	119
4.3.2. Dinámica de absorción de agua.....	120
4.3.3. Estado hídrico del cultivo	124
4.3.4. Profundidad de absorción y patrones de extracción de agua	125
4.3.5. Rendimiento en grano e índice de área foliar.....	127
4.3.6. Análisis de componentes principales	130
4.4. Discusión.....	133
4.5. Conclusiones	137
CAPÍTULO 5.	139
MANEJO SITIO-ESPECÍFICO EN LA CUENCA DEL SALADO: VARIABLES EDÁFICAS CONDICIONANTES Y DELIMITACIÓN DE AMBIENTES.....	139
5.1. Introducción	140
5.2. Materiales y métodos	145
5.2.1. Muestreo de suelos	146
5.2.2. Mapas de rendimiento	147
5.2.3. Índices de vegetación	149
5.2.4. Método de delimitación de zonas de manejo	151
5.2.5. Análisis estadístico.....	151
5.3. Resultados	152
5.4. Discusión.....	160
5.5. Conclusiones	163

CAPÍTULO 6.....	165
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES.....	165
6.1. Síntesis y aportes sobre lo anteriormente conocido.....	166
6.1.1. Introducción.....	166
6.1.2. Principales contribuciones de la tesis y contraste de hipótesis.....	168
6.2. Modelos conceptuales.....	175
6.3. Futuras líneas de trabajo.....	182
7. BIBLIOGRAFÍA.....	184

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. 1. Secuencia de horizontes de las series de suelos más representativas de los Grandes Grupos encontrados en diferentes posiciones del paisaje de la Pampa Deprimida. Adaptado de (INTA 1980, 1990).	31
Cuadro 2. 1. Tipos y series de suelos con características texturales de los lotes muestreados para el análisis.....	55
Cuadro 2. 2. Clases de estabilidad de agregados en función del diámetro medio ponderado (DMP) promedio de los tres pre-tratamientos. Adaptado de Le Bissonnais (1996).	59
Cuadro 2. 3. Contenido de carbono orgánico total (COS), carbono asociado a los minerales (C_{MOAM}), carbono particulado (C_{MOP}) y sus relaciones al carbono orgánico total (C_{MOAM}/COS y C_{MOP}/COS) en la capa 0-0,2 m.	64
Cuadro 2. 4. Coeficientes de regresión parcial, estadísticos, significancia (p-valor) y variabilidad explicada para cada regresión múltiple de los pre-tratamientos de estabilidad de agregados.....	70
Cuadro 3. 1. Coeficientes de correlación de Pearson entre los pH y el porcentaje de saturación de bases en los estratos 0-0,2, 0,2-0,4, 0,4-0,6 m.	88
Cuadro 3. 2. Evapotranspiración promedio anual y estacional promedio, calculada en un período de 7 años para las secuencias Pastizal Natural (PN), Agrícola/Ganadera (A/G), Agrícola (A) y Monocultivo (M).	88
Cuadro 3. 3. Autovectores de las variables utilizadas en el ACP de cada profundidad.....	91
Cuadro 4. 1. Propiedades químicas y físicas del perfil de suelo en el sitio del ensayo.	109
Cuadro 4. 2. Propiedades químicas de la napa presente en el sitio del ensayo.....	110
Cuadro 4. 3. Estadísticos de ecuaciones para estimar el potencial mátrico del suelo (Ψ_M) de los horizontes A, Bt, BC y C a partir de la humedad gravimétrica (Hg).	110

Cuadro 4. 4. Contenido de agua a la siembra en los distintos horizontes del perfil en los Exp 1 y 2.	120
Cuadro 4. 5. Condiciones de crecimiento durante las etapas de crecimiento vegetativo (VEG), período crítico (PC) y llenado de granos (LLG) en los años 2018-19 (Exp 1) y 2019-20 (Exp 2). Valores medios (EE).....	120
Cuadro 4. 6. Estadísticos del impacto de incrementos unitarios del PSI del Bt/Btn sobre la humedad gravimétrica (Hg) de cada horizonte.	122
Cuadro 4. 7. Autovectores de las variables utilizadas en los ACP de las dos campañas en conjunto (i.e: Exp 1 y 2) y solo del Exp 2.....	131
Cuadro 5. 1. Cultivos realizados en cada campaña en los lotes bajo estudio, precipitaciones recibidas en el ciclo y en el período crítico.....	147
Cuadro 5. 2. Bandas espectrales, longitud de onda y resolución espacial de los satélites PlanetScope y Sentinel 2.....	149
Cuadro 5. 3. Varianza total de los lotes sin ambientar y ambientados con diferentes herramientas.....	156
Cuadro 5. 4. Superficies, rendimientos relativos y propiedades edáficas promedio en cada ambiente generado a partir de diferentes herramientas de delimitación.....	157

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. 1. Unidades eólicas de Argentina. Adaptado de (Zárate y Tripaldi 2012).	25
Figura 1. 2. A: Precipitaciones, B: Evapotranspiración potencial y C: Relación entre las Precipitaciones y la Evapotranspiración Potencial (PP:ET ₀) en las provincias de la Región Pampeana Argentina (Se detalla con líneas punteadas la Cuenca del Salado).	25
Figura 1. 3. Precipitaciones (Barras grises) y evapotranspiración potencial (ET ₀) (Rombos negros) promedio mensual histórico, para la Pampa Deprimida. Las áreas anaranjada y azul indican los períodos y magnitudes de los balances hídricos negativos y positivos, respectivamente. Todas las variables están expresadas en milímetros mes ⁻¹ . En la parte superior se indica la magnitud del balance hídrico en milímetros de agua para cada estación (Adaptado de datos provenientes del Servicio Meteorológico Nacional y la AER INTA Chascomús).	26
Figura 1. 4. Principales limitaciones en los suelos al desarrollo de las plantas. Adaptado de (INTA 1990).....	27
Figura 1. 5. Topo-secuencia de la Pampa Deprimida, principales limitaciones, comunidades vegetales y Grandes Grupos de suelos en cada posición del paisaje. Gris: indica ausencia de limitación por halomorfismo, Marrón: indica presencia de limitación por halomorfismo. Adaptado de (Batista y León 1992; Rubio et al., 2019).....	29
Figura 1. 6. Perfiles típicos de las principales series de suelo en cada sector de la topo-secuencia. Loma, media loma, bajo alcalino y bajo dulce. El valor porcentual debajo de cada serie de suelo indica el porcentaje del área ocupada por esa serie en toda la Pampa Deprimida.....	30
Figura 1. 7. Superficie implantada de los principales cultivos de verano (i.e: maíz, soja, girasol y sorgo) (Círculos verdes) y cultivos de invierno (trigo, cebada, arveja y colza) (Cuadrados anaranjados) en la Pampa Deprimida desde 1985 a la actualidad.	33
Figura 1. 8. Superficie implantada (en Millones de hectáreas) de los principales cultivos de verano en la Pampa Deprimida desde 1985 a la actualidad. Maíz (rombos anaranjados), Soja (Triángulos verdes), Girasol (círculos amarillos) y Sorgo (hexágonos rojos).	39

- Figura 2. 1.** Localización de los lotes de producción evaluados y secuencias realizadas en los mismos entre 2008 y 2018. 54
- Figura 2. 2.** A: Contenido de COS y B: Densidad aparente en las diferentes profundidades analizadas del perfil, en las secuencias Pastizal Natural (PN), Agrícola/Ganadera (A/G), Agrícola (A) y Monocultivo (M). Los asteriscos indican la significancia estadística: *** $p = 0,001$, ** $p = 0,01$, * $p = 0,05$ 63
- Figura 2. 3.** Relación entre la densidad aparente (Dap) y el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en las capas 0-0,05 m (A), 0,05-0,2 m (B), 0,2-0,4 m (C) y 0,4-0,6 m (D), para las secuencias Pastizal Natural (PN), Agrícola/Ganadera (A/G), Agrícola (A) y Monocultivo (M). La línea segmentada en la figura A ajustan la relación entre Dap y COS para todas las secuencias de cultivos; La línea de puntos en la figura B, ajustan la relación entre Dap y COS solo para la secuencia M. 63
- Figura 2. 4.** Diámetro medio ponderado promedio ($DMP_{PROMEDIO}$) en función de las Secuencias: Pastizal Natural (PN), Agrícola/Ganadera (A/G), Agrícola (A) y Monocultivo (M) (A y D), y de los años desde la intervención del pastizal en Secuencias con inclusión de pasturas (B y E) y sin inclusión de pasturas (C y F), para las capas de suelo 0-0,05 m (A, B y C) y 0,05-0,2 m (D, E y F). En las figuras A y D los puntos corresponden a la EA en cada lote y las barras indican ± 1 DE. En las Figuras B, C, E y F, las líneas segmentadas y de puntos indican la recta de regresión \pm IC 95%. Las líneas grises indican los umbrales de EA: “Muy estable” y “Estable” 66
- Figura 2. 5.** Tamaño de agregados (Diámetro medio ponderado: DMP en mm) para las secuencias de Pastizal Natural (PN) ($n = 12$), Agrícola-Ganadera (A/G) ($n = 18$), Agricultura (A) ($n = 12$) y Monocultivo (M) ($n = 21$), en los estratos 0-0,05 y 0,05-0,2. Según los tres pre-tratamientos, el promedio y los límites de las clases en la escala de estabilidad (líneas punteadas) propuestos en la metodología de Le Bissonnais., (1996). 67
- Figura 2. 6.** Distribución del tamaño de agregados en función de la escala propuesta por Tisdall y Oades (1982), para las secuencias de Pastizal Natural (PN) ($n = 12$), Agrícola-Ganadera (A/G) ($n = 18$), Agricultura (A) ($n = 12$) y Monocultivo (M) ($n = 21$), en el estrato 0-0,05. Según los tres pre-tratamientos de la metodología propuesta por Le Bissonnais., (1996). 68
- Figura 2. 7.** Distribución del tamaño de agregados en función de la escala propuesta por Tisdall y Oades (1982), para las secuencias de Pastizal Natural (PN) ($n = 12$), Agrícola-Ganadera (A/G) ($n = 18$), Agricultura (A) ($n = 12$) y Monocultivo (M) ($n = 21$), en el estrato 0,05-0,2. Según los tres pre-tratamientos de la metodología propuesta por Le Bissonnais., (1996). 69
- Figura 2. 8.** Stock de COeq total (A-F), el asociado a los minerales (G-I) y el particulado (J-L), en función de las secuencias de cultivos (A, D, G y J) y de los años desde la intervención del pastizal (B, C, E, F, H, I, K y L), en las capas de suelo 0-0,6 m (A-C) y 0-0,2 m (D-L) m. En los box-plot, las barras de error indican los valores máximos y mínimos, los puntos indican el stock de COeq en cada lote y el “+” indica el valor medio. En las regresiones las líneas segmentadas y punteadas son las rectas que ajusta la ecuación y la banda indica el IC 95%. Los gráfico B, E, H y K corresponden a “Con pastura” (i.e: PN + A/G; $n = 10$) y los gráficos C, F, I y L corresponden a “Sin Pastura” (i.e: PN + A + M; $n = 15$). 72

Figura 3. 1. Porcentaje de sodio intercambiable (PSI), **B:** relación de adsorción de sodio (RAS), **C:** pH y **D:** Conductividad eléctrica del extracto de saturación (CEe) en las diferentes profundidades del perfil del suelo analizado. Los valores entre paréntesis

- indican el valor promedio para esa profundidad. Las barras indican ± 1 DE. Letras diferentes indican diferencias entre Secuencias por capa de suelo ($p = 0,05$)..... 89
- Figura 3. 2.** Dinámica estacional del NDVI para las secuencias de **A:** Pastizal Natural, **B:** Agrícola/ganadera, **C:** Agrícola y **D:** Monocultivo de soja. Los valores de Transpiración y Evaporación promedios calculados en base anual, se detallan en el margen inferior-izquierdo de cada Secuencia. 90
- Figura 3. 3.** Bi-plots de componentes principales en los estratos 0-0,2 m (**A**), 0,2-0,4 m (**B**) y 0,4-0,6 m (**C**), para las variables conductividad eléctrica en el extracto (**CEe**), porcentaje de sodio intercambiable (**PSI**), **pH** y años desde el cambio de uso del suelo (**ACUs**)..... 93
- Figura 4. 1.** Parcelas de Maíz en V_3 y sin cultivo con bordes de Sorgo. 105
- Figura 4. 2.** A: entresurco cubierto con lonas de PVC en las parcelas del tratamiento “Sequía”, B: entresurco descubierto de las parcelas del tratamiento “Control”. 105
- Figura 4. 3.** Potencial mátrico (Ψ_M) en función de la humedad gravimétrica (Hg) para los horizontes A, Bt/Btn, BC y C del sitio del ensayo calculadas a partir de la Ec 4.1 utilizando los estadísticos del cuadro 4.3. Las líneas indican las constantes hídricas de Saturación, Capacidad de campo y Punto de marchitez permanente. 111
- Figura 4. 4.** Representación esquemática de las fluctuaciones diarias de los potenciales agua: en el suelo (Ψ_{SUELO}), la raíz (Ψ_{RAIZ}) y la hoja (Ψ_{HOJA}) a lo largo de una semana, en un suelo inicialmente húmedo que se va secando en el transcurso de una semana. Sector blanco del eje X indica “Día” y sector negro indica “Noche”. Adaptado de (Nobel 2009). 116
- Figura 4. 5.** Variación de la humedad gravimétrica (Hg) por horizonte, en función de los días desde la siembra (DDS) de los Exp 1 y 2 en los tratamientos Sin Cultivo” (Grisés), “Control” (Azules) y “Sequía” (Rojos) (± 1 EE). Las flechas indican el período en el que los entresurcos de las parcelas bajo “Sequía” se mantuvieron cubiertos con lonas. Las líneas (...), (-.-.-) y (-----) indican la Hg a Sat, CC y PMP, respectivamente. Los * indican diferencias dentro de la fecha de medición entre parcelas “Con Cultivo” (Control y Sequía) vs “Sin Cultivo”. Los + indican diferencias dentro de la fecha de medición entre parcelas “Control” vs “Sequía”. (* o +: $p \leq 0,05$, ** o ++: $p \leq 0,01$, *** o +++: $p \leq 0,001$). 123
- Figura 4. 6.** Contenido relativo de agua (CRA %) (Exp 1) y Potencial agua en la hoja (Ψ_H) (Exp 2) en el momento de máxima demanda atmosférica (14 hs) en función del PSI durante períodos vegetativos (**A y B**), floración (**C y D**) y llenado de granos (**E y F**), para las parcelas “Control” (Símbolos Azules) y “Sequía” (Símbolos Rojos). Las líneas punteadas indican los valores de CRA = 80% y $\Psi_H = -1.2$ MPa. Límites a partir de los cuales el cultivo sufre un estrés hídrico severo (Hsiao 1973; Hsiao et al., 1976)..... 125
- Figura 4. 7.** Profundidad de absorción de agua en V_{15} , en función del PSI (A) y el pH (B) del horizonte Bt, en los Tratamientos “Control” (Azules) y “Sequía” (Rojos). 126
- Figura 4. 8.** Proporción de agua consumida (% de la ET_C) en el Exp 2 desde diferentes horizontes de suelo entre mediados del período crítico y mediados del llenado de grano en los tratamientos “Control” (Círculos azules) y “Sequía” (Círculos rojos). Medias \pm EE. 127
- Figura 4. 9.** Rendimiento en grano (RG) en los 2 años de evaluación. Exp 1 (Triángulos, Líneas punteadas) y el Exp 2 (Círculos, Líneas segmentadas), en los Tratamientos Control (Azules) y Sequía (Rojos). **A:** Efecto del incremento en el PSI, **B:** Efecto del incremento en la alcalinidad..... 128

- Figura 4. 10.** Índice de área foliar (IAF) en función del PSI (A) y el pH (B) para el Exp 1 (Triángulos) y Exp 2 (Círculos), en los tratamientos Control (Azules) y Sequía (Rojos). 129
- Figura 4. 11.** Rendimiento en grano (RG) en función del índice de área foliar (IAF), para el Exp 1 (Triángulos) y el Exp 2 (Círculos), en los Tratamientos Control (Azules) y Sequía (Rojos). 129
- Figura 4. 12.** Bi-plot del análisis de componentes principales. La longitud y dirección de los vectores indica el peso relativo de cada variable en el eje correspondiente. Para el Exp 1 (Triángulos) y Exp 2 (Círculos), en los tratamientos Control (Azul) y Sequía (Rojo). 132
- Figura 4. 13.** Bi-plot del análisis de componentes principales del Exp 2. La longitud y dirección de los vectores indica el peso relativo de cada variable en el eje correspondiente. Para los tratamientos Control (Azul) y Sequía (Rojo). 132
- Figura 5. 1.** A: Límites de la Pampa Deprimida y ubicación de los lotes. B y C: Vista aérea de dos lotes bajo producción de cultivos anuales típicos de la Pampa Deprimida en la región norte (B) y sur (C). A partir del cambio de color abrupto en el suelo asociado a nula cobertura con rastrojo o sectores más húmedos asociados a anegamientos, se puede apreciar salto abrupto entre los sectores con productividad contrastantes resaltados en rojo. Mediante la referencia de distancia, se puede apreciar el reducido tamaño de los diferentes sectores con menor productividad. 141
- Figura 5. 2.** Plano del establecimiento “San Martín”, lotes bajo agricultura (Límites rojos) y límites entre clases de suelo (Líneas verdes). 146
- Figura 5. 3.** Mapas de rendimientos de los lotes 5 (Fila superior) y 6 (fila inferior) utilizados para realizar la delimitación de ambientes. Se detalla el cultivo al cual pertenecen y la gama de colores con la escala de rendimientos de cada cultivo expresados en $Tn\ ha^{-1}$ 148
- Figura 5. 4.** Esquema del NDVI en el ciclo de crecimiento de un cultivo anual. El momento detallado como “Máximo verdor” indica el período del cultivo donde se seleccionaron las imágenes utilizadas en este análisis (Adaptado de: Reed et al., 1994; Nguy-Robertson et al., 2012). 150
- Figura 5. 5.** Relación entre el pH y la profundidad al horizonte Bt/Btn, en los dos lotes muestreados. 153
- Figura 5. 6.** Relaciones entre el Rendimiento Relativo (RR) del maíz (A, B y C) y la soja (D, E y F), en función del pH (A y D), la profundidad (B y E) y el espesor (C y F) del horizonte Bt/Btn. Los puntos indican el RR de cada cultivo, y el pH, la profundidad y el espesor del Bt/Btn en cada estación de muestreo. Las bandas indican los valores medios de RR en cada año y los IC 95%. Los colores indican las precipitaciones recibidas por los cultivos durante el ciclo. 155
- Figura 5. 7.** Valores relativos de Rendimiento, NDVIs, IAFs, NDVI_P (Fila superior) y zonas de manejo diferencial (ZM) (Fila inferior), generadas para el lote 5 del establecimiento “San Martín”. La productividad de las ZM se detalla en la leyenda de la figura inferior izquierda. 158
- Figura 5. 8.** Valores relativos de Rendimiento, NDVIs, IAFs, NDVI_P (Fila superior) y zonas de manejo diferencial (ZM) (Fila inferior), generadas para el lote 6 del establecimiento “San Martín”. La productividad de las ZM se detalla en la leyenda de la figura inferior izquierda. 159
- Figura 6. 1.** Modelo conceptual de los cambios físico-químicos en el suelo a partir del cambio de uso desde pastizales naturales hacia secuencias de monocultivo (**Camino 1**),

o secuencias agrícolas/ganadera o agrícolas (**Camino 2**). En el **Camino 1**, la baja evapotranspiración (flechas celestes de menor tamaño) favorecen ascensos de napa, provocando incrementos en los contenidos de sodio (I) (Ver figura “Intercambio catiónico arcilla:solución del suelo”) y caídas abruptas del carbono orgánico del suelo (COS) (II), afectando la productividad de los cultivos (III) y la estabilidad de agregados. En el **Camino 2**, la sodicidad se reduce en el mediano/largo plazo (IV) y las caídas del COS son menos abruptas (V), manteniendo la estabilidad de agregados. En ambos **Caminos** cae el pH por absorción de nutrientes (VI). 178

Figura 6. 2. Modelo conceptual que muestra la interacción entre los cultivos de maíz y soja en suelos hidro-halomórficos con niveles de sodicidad/alcalinidad variable en el horizonte Bt/Btn. En una campaña con elevadas precipitaciones (Escenario 1) la napa más superficial (VII) mantendría al horizonte Bt/Btn expandido, por lo cual la absorción de agua se restringiría a los horizontes superficiales. Con menores precipitaciones (Escenario 2), los cultivos atraviesan el horizonte Bt/Btn en los sectores menos sódicos/alcalinos (2a, VIII) y consumen agua desde la napa cuando se encuentra al alcance de las raíces. Esto no sucede en sectores de alta sodicidad/alcalinidad (2b, IX). En todos los escenarios, incrementos de la sodicidad/alcalinidad reducen el índice de área foliar de los cultivos (IAF) (X), lo que puede ser captado por imágenes satelitales para delimitar ambientes de alta, media y baja productividad (AP, MP y BP, respectivamente) (XI). 180

ABREVIATURAS

- A: Agrícola
- A/G: Agrícola/ganadera
- ACP: Análisis de componentes principales
- ADC:ET₀: Relación Agua disponible para el cultivo: Evapotranspiración potencial
- AP: Alta productividad
- BP: Baja Productividad
- C: Parcelas Control
- CC: Capacidad de campo
- CEe: Conductividad eléctrica en el extracto de saturación
- CIC: Capacidad de intercambio catiónico
- C_{MOAM}: Carbono orgánico del suelo asociado a las partículas minerales
- COeq: Carbono orgánico del suelo en masa equivalente
- COS: Carbono orgánico del suelo
- CP1: Componente principal 1
- CP2: Componente principal 2
- C_{MOP}: Carbono orgánico del suelo particulado
- CRA: Contenido relativo de agua
- CRA_{INV}: Inversa del contenido relativo de agua
- Dap: Densidad aparente
- DDS: Días después de la siembra
- DMP: Diámetro medio ponderado
- DMP_{HC}: Diámetro medio ponderado de humedecimiento por capilaridad en agua
- DMP_{HE}: Diámetro medio ponderado de humedecimiento en etanol
- DMP_{HR}: Diámetro medio ponderado de humedecimiento rápido en agua
- DMP_{Promedio}: Diámetro medio ponderado promedio de los tres pre-tratamientos
- E: Evaporación desde el suelo
- EA: Estabilidad de agregados
- ET₀: Evapotranspiración potencial de referencia
- ET_C: Evapotranspiración del cultivo
- GEI: Gases de efecto invernadero
- HC: Humedecimiento lento por capilaridad
- HE: Humedecimiento con etanol
- Hg: Humedad gravimétrica

HR: Humedecimiento rápido por inmersión en agua
Hz: Horizonte
IAF: Índice de área foliar
IAF_S: Índice de área foliar a partir de imágenes Sentinel 2
IC_{BR}: Índice de clorofila del borde rojo
IIS: Índice de intensificación de la secuencia
IV: Índice de vegetación
Kcb: Coeficiente basal del cultivo
Ke: Coeficiente de evaporación
LLG: Período de llenado de granos
M: Monocultivo
MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MP: Media Productividad
MR: Mapas de rendimiento
MSE: Manejo sitio-específico
NDVI: Índice de Vegetación Normalizada (Siglas en inglés)
NDVI_P: Índice de vegetación normalizado a partir de imágenes PlanetScope
NDVI_S: Índice de vegetación normalizado a partir de imágenes Sentinel 2
NG: Número de granos por unidad de superficie
P1000: Peso de mil granos
PC: Período crítico
PLT: PlanetScope
PMP: Punto de marchitez permanente
PN: Pastizal natural
PP:ET₀: Relación Precipitaciones: Evapotranspiración potencial
PSI: Porcentaje de sodio intercambiable
R_{2.5}: Estadio reproductivo de cuaje avanzado
R_{3.5}: Estadio reproductivo de grano lechoso avanzado
R₄: Estadio reproductivo de grano pastoso
RAS: Relación de adsorción de sodio
RG: Rendimiento en grano
RR: Rendimiento relativo
Rv: Reducción de la Varianza
S: Parcelas Sequía

S2: Sentinel 2

SCu: Parcelas Sin Cultivo con suelo desnudo

T: Transpiración de la cobertura vegetal

TCP_{PC}: Tasa de crecimiento por planta en el período crítico

V₃: Estadio vegetativo de 3 hojas

V₇: Estadio vegetativo de 7 hojas

V₁₁: Estadio vegetativo de 11 hojas

V₁₅: Estadio vegetativo de 15 hojas

V_T: Estadio de floración masculina

VEG: Período vegetativo

ZM: Zonas de manejo diferencial

RESUMEN

El avance de la actividad agrícola creció hasta alcanzar suelos con limitaciones para el crecimiento de los cultivos por sus altos niveles de sodicidad sub-superficial y drenaje deficiente. Los objetivos de esta tesis fueron *i*) avanzar sobre el conocimiento de las propiedades que son alteradas tras la intervención de pastizales naturales en suelos hidrohalmórficos de la región pampeana, *ii*) analizar el efecto de la sodicidad sobre el proceso de absorción de agua y la productividad del cultivo de maíz, y *iii*) evaluar herramientas para el manejo de suelos con elevada heterogeneidad espacial. Se realizaron evaluaciones a diferentes escalas: muestreos a nivel regional y de lote, y experimentos de campo a escala de parcela. El muestreo regional mostró que en la capa 0-0,6 m los *stocks* de carbono orgánico en sistemas prístinos es de $113,6 \pm 9,1 \text{ Tn C ha}^{-1}$, los cuales se redujeron a una tasa de $0,73 \text{ Tn C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en secuencias que incluyeron pasturas, mientras que dicha reducción fue de $1,05 \text{ Tn C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en lotes cuyas secuencias no las incluyeron. Esto se reflejó en caídas de hasta el 35 % en la estabilidad de agregados e incrementos del 9% de la densidad aparente. El muestreo regional además mostró que, en comparación al pastizal natural, las secuencias de cultivos con un menor consumo de agua favorecieron el incremento de las concentraciones de sodio desde los 0,2 a 0,6 m al pasar de valores de porcentaje de sodio intercambiable (PSI) de 6,9 % a 10,4 %, mientras que una secuencia con altos consumos de agua generó reducciones de los niveles de sodicidad y salinidad. En los ensayos en parcelas se encontró que, si bien el horizonte Bt/Btn pudo ser atravesado por las raíces y consumir agua desde una capa freática poco profunda, la profundidad de exploración en el perfil del suelo se redujo 1,8 cm por cada 1% de incremento en la sodicidad (medida por el PSI). Esto afectó el rendimiento del maíz con reducciones de $\approx 135 \text{ kg ha}^{-1}$ por cada 1% de incremento en el PSI y $\approx 1280 \text{ kg ha}^{-1}$ por cada unidad de incrementos en el pH. Las variables *i*) pH del Bt y *ii*) espesor de la capa superficial no arcillosa, muestreadas a escala de lote en un establecimiento de la Cuenca del Salado, provocaron las mismas tasas de disminución de los rendimientos de maíz y de soja ante incrementos del pH. La alcalinidad del horizonte Bt/Btn fue más importante que espesor de la capa superficial no arcillosa en la determinación del rendimiento de los cultivos analizados. En esta región con alta heterogeneidad espacial de las propiedades edáficas limitantes del rendimiento, el manejo sitio-específico tendría un alto impacto productivo y ambiental. Esto fue investigado en el mismo análisis a escala de lote, en el cual se compararon diferentes herramientas para la correcta delimitación de zonas de manejo diferencial. Se encontró que el mapa de suelos a escala de semidetalle (1:50000) no capta la elevada variabilidad espacial del rendimiento a nivel de intra-lote. En su lugar, se determinó que el manejo sitio-específico a partir del uso de imágenes satelitales de alta resolución permite incrementar la precisión de la delimitación de ambientes en un 55-65 % respecto al manejo homogéneo del lote. Estos resultados son de aplicación directa en el manejo por ambientes de cultivos, para productores y técnicos que realicen agricultura en suelos con limitantes sódicas/alcalinas, ya que contribuyen al diseño de prácticas sitio-específicas que mitiguen el impacto de estas limitantes.

Palabras clave: sodicidad del suelo, horizonte Btn, alcalinidad del suelo, maíz, rendimiento, napa, manejo sitio-específico.

ABSTRACT

The development of the agricultural frontier reached soils with limitations due to their high levels of subsurface sodicity and deficient drainage. The goal of this thesis was to improve the knowledge of factors altered by the intervention of natural grasslands in the hydro-halomorphic soils of the Pampean region, to analyze the effect on the processes of water absorption and the productivity of corn crops, and to evaluate tools for the management of soils with high spatial heterogeneity. Evaluations at different scales have been performed such as sampling at regional and field levels, and plot-scale field experiments. Regional sampling showed that in the layer 0-0,6 m the organic carbon stocks in pristine systems were $113,6 \pm 9,1 \text{ Tn C ha}^{-1}$ which were reduced at a volume of $0,73 \text{ Tn C ha year}^{-1}$ in rotations that included pastures whereas, in those that did not include them, they were $1,05 \text{ Tn C ha year}^{-1}$. This was reflected in drops of up to 35% in the stability of aggregates and increases of 9% in the bulk density. At this scale, it was also shown that in comparison with natural grasslands, crop sequences with lower water consumption favored the increase in sodium concentrations from 0,2 to 0,6 when going through ESP values from 6,9% to 10,4% while sequences with high water consumption generated reductions in sodicity and salinity levels. On plot-scale trials, it was observed that, although roots could cross the Bt/Btn horizon and consume water from shallow groundwater, the exploration depth in the soil profile was reduced by 1,8 cm for every 1% increase in sodicity (measured by ESP). This affected maize yield with reductions of $\approx 135 \text{ kg ha}^{-1}$ per every 1% increase in ESP and $\approx 1280 \text{ kg ha}^{-1}$ for every unit increase in pH. The sampling at "lot" levels developed at an establishment of Cuenca del Salado showed the same slopes of decline with increases in the pH of Bt/Btn horizon in both corn and soybeans. In this case, the alkalinity of the Bt/Btn horizon influenced more than its depth in the resolution of the analyzed crop yield. In this region with elevated spatial heterogeneity of soil properties that limit yield, site-specific management would have a high production and environmental impact. Different tools for the correct delimitation of differential management zones have been compared showing that the semi-detailed soil mapping (1:50000) does not perceive the high spatial variability of yield at the intra-flock level. That is why it has been determined that the use of high-resolution satellite images increases the accuracy of environment delimitation by 55-65% with respect to homogeneous management of the field. These results are directly applicable to crop management for producers and technicians who carry out agriculture on soils with sodium/alkaline limitations since they contribute to the design of site-specific practices that mitigate these limitations.

Keywords: soil sodicity, Bt horizon, soil alkalinity, maize, yield, groundwater, site-specific management.

CAPITULO 1.
INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. Introducción

La población mundial se incrementó 1,37% anual en las últimas dos décadas, alcanzando actualmente a las 7800 millones de personas con perspectivas a que se llegue a la cifra de 9000 millones para el 2050 (World Bank 2023). Esto incrementa la demanda de alimentos y provoca el avance hacia la conversión de ecosistemas naturales en Agroecosistemas, degradando la fertilidad físico-química de los suelos mediante diferentes mecanismos entre los que se encuentran la pérdida de carbono orgánico o la acumulación de sales (Alexandratos y Bruinsma 2012; Andrade 2016; Lal 2004b; Rengasamy 2010). El cambio de uso de los suelos de sistemas naturales puede tener diferentes fines productivos y esto condicionará las secuencias de cultivos que se realizarán (Andrade 2016; FAO, 2015).

Una secuencia de cultivos contempla el encadenamiento ordenado en el tiempo de diferentes especies vegetales cuyo impacto en las propiedades físico-químicas de los suelos diferirá en función de las especies (Forján y Manso 2016; Studdert 2006). En este sentido, numerosos trabajos alertan sobre los impactos negativos de las secuencias de cultivos menos diversas o con un menor tiempo de ocupación del suelo (i.e: poco intensificadas) sobre las concentraciones de carbono orgánico del suelo (COS) y *stocks* de carbono orgánico en masa equivalente (*stocks* COeq) (Álvarez, 2012; Guillaume et al., 2021; Novelli et al., 2011); propiedades estructurales como la estabilidad de los agregados (EA) (Novelli et al., 2013; Six et al., 1998) y el estado de compactación medido por la densidad aparente (Dap) (Hamza y Anderson, 2005; Wilson y Paz-Ferreiro, 2012); o en parámetros químicos como el aumento en la concentración de sales y/o sodio en el complejo de intercambio en suelos originalmente no halomórficos (Cisneros et al., 2007; Jobbágy y Jackson 2004, 2007). Sin embargo, es menos conocido cómo impacta el cambio de uso del suelo en aquellos ambientes originalmente marginales para el uso

agrícola debido a limitaciones por hidromorfismo y/o halomorfismo. Estos ambientes suelen poseer una productividad baja, lo cual podría traducirse en, por ejemplo, menores ingresos de carbono orgánico que podrían acelerar la degradación (Lal 2001, 2004a; Rengasamy 2010).

Los suelos hidromórficos son aquellos que se encuentran saturados con agua por al menos parte del año la mayoría de los años, en ese lapso de tiempo el suelo está en una condición anaeróbica y experimenta una reducción química donde se produce el pasaje de $\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$, $\text{Mn}^{4+} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$, $\text{SO}_4 \rightarrow \text{H}_2\text{S}$, $\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4$ y $\text{NO}_3 \rightarrow \text{NH}_4$ (Ponnamperuma 1972; Taboada 2009). Estas fluctuaciones de los estados *redox* provoca i) aumentos de pH en suelos ácidos y caídas de pH en suelos neutros/alcalinos, ii) incrementos en la concentración de hierro soluble en agua y iii) los cationes son desplazados de los sitios de intercambio (Ponnamperuma 1972).

Los suelos halomórficos son aquellos que presentan problemas por excesos de sales en la solución, cuantificados a través de una conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEe) superior a 4 dS m^{-1} (i.e: suelos salinos), más del 15% de sodio en el complejo intercambiable (PSI) o más del 13% de sodio en relación al calcio y al magnesio en la solución del suelo (RAS) (i.e: suelos sódicos) (USSL 1954). En sistemas productivos no regados, los excesos de sales pueden o no estar siempre asociados a la napa freática (Rengasamy 2006, 2010). El primer caso se da en sectores bajos del relieve donde las concentraciones de las sales se incrementan como consecuencia del transporte por parte del frente capilar, y donde la permanencia de los solutos en el perfil puede darse por mecanismos de convección o difusión (Hillel 1998). El segundo caso se da en sectores altos del relieve con un drenaje deficiente donde la napa está alejada de la superficie, pero donde el incremento de la concentración de sales se da por la meteorización del material

parental o por depósitos generados por erosión hídrica y/o eólica que luego no son lixiviados debido al drenaje deficiente.

En el caso de la Argentina, los suelos hidromórficos cubren una superficie de 69 Mha, donde se pueden encontrar: I) humedales con suelos hídricos caracterizados por agua casi permanente (48% del total), II) suelos frecuentemente anegables por tener limitantes de drenaje, usualmente denominados “campos bajos” (36% del total) y III) suelos con algún rasgo redoximórfico o de hidromorfismo solo en profundidad (16% del total) (Taboada et al., 2017). Por otro lado, con 85 Mha de suelos halomórficos Argentina es el país más afectado de Latinoamérica, de las cuales 41 Mha se encuentran en la región sub-húmeda (Godagnone y de la Fuente 2017; Imbellone et al., 2010; Pla Sentís 2021).

Si bien podemos encontrar suelos salinos y sódicos independientemente de las condiciones climáticas (Stavi et al., 2021), en Argentina los suelos salinos se han desarrollado principalmente en zonas con precipitaciones menores a 700 mm/año, mientras que los suelos sódicos lo hicieron en regiones con precipitaciones mayores a 700 mm/año (Lavado 2007). En este sentido, dado que generalmente los grupos II y III de los suelos hidromórficos presentan simultáneamente excesos de sales y/o sodio intercambiable, son usualmente llamados “hidro-halomórficos” (Taboada et al., 2017). Unas 12 Mha de la Región Pampeana poseen unidades cartográficas de suelos donde predominan las limitaciones por hidro-halomorfismo (Imbellone et al. 2021; INTA 1990; Jobbágy et al. 2021; Taboada et al. 2021). Estos ambientes son complejos o asociaciones de suelos donde coexisten suelos que poseen diferentes aptitudes productivas y por tal, son usualmente destinados a cultivos anuales y/o pasturas para pastoreo directo.

1.1.1. La Pampa Deprimida

1.1.1.1. Clima

La Pampa Deprimida es una llanura baja de gran heterogeneidad ambiental (Batista y León 1992), que abarca una superficie de 9 Mha donde incluye la mayor parte de las cuencas de los ríos Salado y Samborombón, ubicada en el centro-este de la provincia de Buenos Aires.

Limita al sur con el sistema de Tandilia, al Norte con la Pampa Ondulada, al Este con el océano atlántico y al Oeste con la Pampa Arenosa (INTA 1980) (**Figura 1.1**). La temperatura media crece de sur a norte, siendo julio el mes más frío con 10 °C de temperatura media en el noreste y 7 °C en el sudeste, y enero el mes más cálido con 24 °C y 20 °C, respectivamente. El período libre de heladas es de 260 días en el noreste iniciando a fines de agosto y 200 días en el sudeste iniciando a fines de septiembre. El promedio anual de precipitaciones es de 926 mm mientras que la ET_0 es de 776 mm año⁻¹, generando una relación PP: ET_0 promedio anual superior a 1,1, motivo por el cual el clima es templado-húmedo (Cravero et al., 2017; New et al., 2002) (**Figura 1.2C**). Sin embargo, la distribución estacional de la oferta y la demanda hídrica, muestra un déficit hídrico de 66 mm durante primavera/verano y un exceso hídrico de 217 mm durante los meses de otoño/invierno (**Figura 1.3**).



Figura 1.1. Unidades eólicas de Argentina. El límite de la Pampa Deprimida se detalla en línea (Se detalla con líneas verdes los límites de la Pampa Deprimida) (Zárate y Tripaldi 2012).

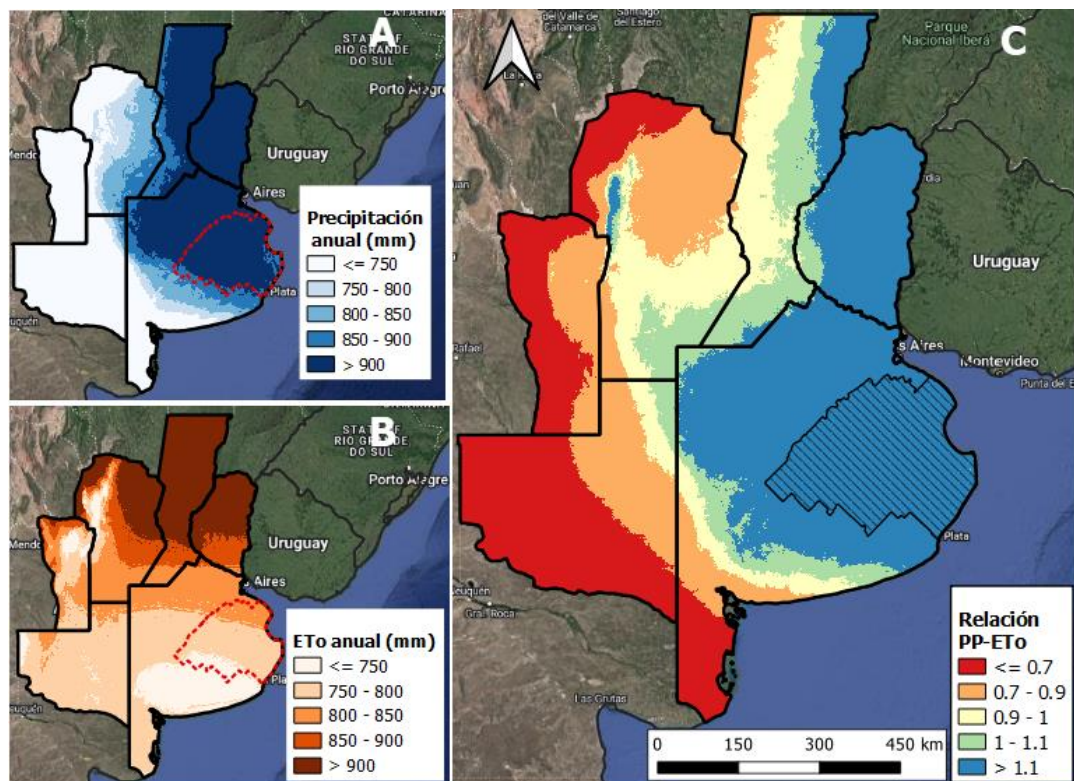


Figura 1.2. A: Precipitaciones, B: Evapotranspiración potencial y C: Relación entre las Precipitaciones y la Evapotranspiración Potencial (PP:ET₀) en las provincias de la Región Pampeana Argentina. (Se detalla con líneas rojas o negras los límites de la Pampa Deprimida).

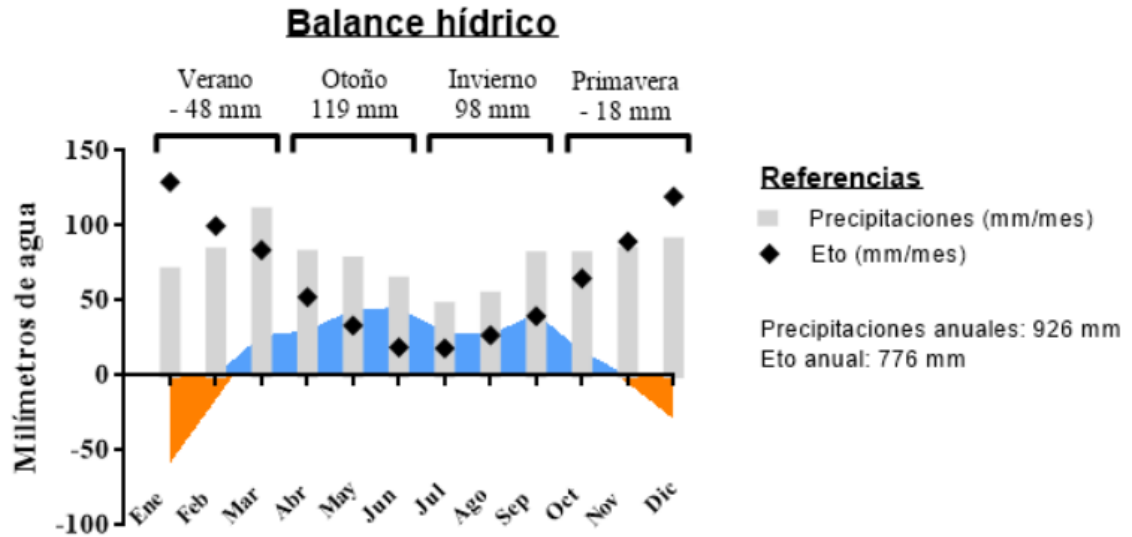


Figura 1.3. Precipitaciones (Barras grises) y evapotranspiración potencial (ET_0) (Rombos negros) promedio mensual histórico, para la Pampa Deprimida. Las áreas anaranjada y azul indican los períodos y magnitudes de los balances hídricos negativos y positivos, respectivamente. Todas las variables están expresadas en milímetros mes^{-1} . En la parte superior se indica la magnitud del balance hídrico en milímetros de agua para cada estación (Adaptado de datos provenientes del Servicio Meteorológico Nacional y la AER INTA Chascomús).

1.1.1.2. Suelos y vegetación

Los suelos de la Pampa Deprimida son el resultado de la acción simultánea de: i) el escurrimiento superficial, ii) el viento y iii) los procesos litorales (INTA 1980). Esta región se desarrolló en el área de mayor hundimiento de una placa tectónica, dentro de la cual se acumuló material loésico durante el Holoceno temprano (Postlujanense) que se fue modificando y recubriendo por depósitos provenientes de las intrusiones marinas y escurrimientos de las sierras de Tandilia (Postplatense) (Zárate 2003; Zárate y Tripaldi 2012). Esto originó perfiles con sedimentos de diferentes texturas y composiciones químicas que provocan cambios muy abruptos entre los horizontes (INTA 1980; Zárate 2003; Zárate y Tripaldi 2012). La acción combinada de los factores formadores mencionados resultó en suelos en los cuales las propiedades edáficas que más limitan la productividad vegetal son: i) la alcalinidad en los primeros 0,5 m y ii) un drenaje deficiente asociado al horizonte arcilloso (**Figura 1.4**) (INTA 1990).

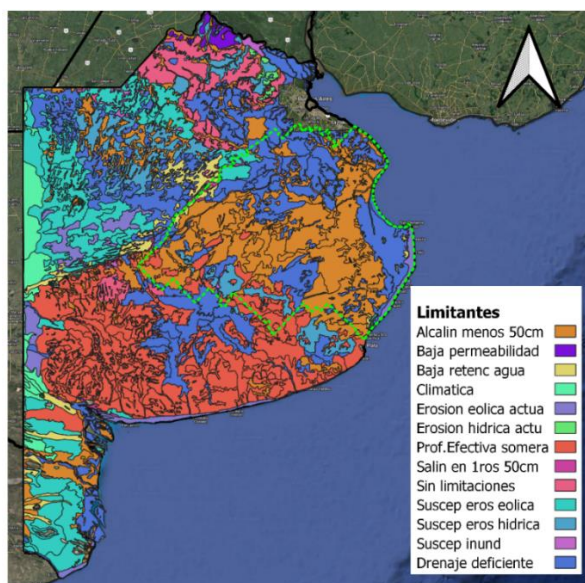


Figura 1.4. Principales limitaciones en los suelos al desarrollo de las plantas. (Se detalla con líneas verdes los límites de la Pampa Deprimida) Adaptado de INTA (1990).

La pendiente desarrollada a nivel regional es casi despreciable ($<0.5\%$) lo cual evitó el desarrollo de una adecuada red de drenaje y por tal motivo el principal factor de descarga de agua es la evapotranspiración (Kovacs, 1983; Sala et al., 1978). No obstante, es posible discriminar leves diferencias topográficas a escala de lote donde se diferencian lomas, medias lomas o tendidos y bajos con diferentes tipos de suelos en cada una de ellas (**Figura 1.5; Figura 1.6**).

En general en las lomas se encuentran los suelos Argiudoles o Hapludoles, en los sectores medios los suelos Natracuoles o Natrudoles, en sitios con anegamiento frecuente (i.e: bajos alcalinos) están los suelos Natracualfes, mientras que los suelos Argiacuoles y Argialboles están ubicados en pequeñas cubetas permanentemente anegadas con bajos niveles de salinidad (i.e: bajos dulces). La transición entre ellos se da en intervalos espaciales muy estrechos, por lo que en lotes de poca superficie pueden encontrarse los cuatro ambientes mencionados (i.e: loma, media loma, bajo alcalino y bajo dulce) (**Figura 1.5; Figura 1.6; Cuadro 1.1**) (INTA, 1980; Soil Survey Staff, 2014; Rubio et al., 2019).

Si bien existen suelos hidro-halomórficos con severas limitaciones para el crecimiento vegetal, como es el caso de los Natracualfes con sodicidad desde superficie, los suelos más representativos de la Pampa Deprimida (i.e: Natracuoles y Natrudoles) poseen buena calidad en su horizonte superficial. Los Natracuoles y Natrudoles abarcan alrededor del 40% de la superficie (INTA 1980). Estos suelos son Molisoles con un horizonte superficial de buena calidad física y química para el desarrollo de cultivos, a los cuales les sigue un horizonte Bt/Btn que comienza a partir de los 0,15-0,3 m de profundidad y cuyo espesor varía de 0,2 a 0,4 m (**Figura 1.6; Cuadro 1.1**). Están en contacto casi permanente con una napa freática poco profunda que impide que las sales de sodio se lixivien en profundidad, ya que su dinámica en respuesta a las precipitaciones estacionales genera ascensos y descensos de los niveles salinos en los horizontes sub-superficiales (Lavado y Taboada 1988).

La vegetación nativa de la Pampa Deprimida, a menudo reemplazada por pasturas o modificada por invasiones de especies exóticas como *Lotus tenuis* (Nieva y Ruiz 2021), eran pastizales naturales compuestos por especies C3 y C4 que ocupan posiciones definidas en la topo-secuencia (**Figura 1.5**). En los sectores convexos del relieve (i.e: lomas y medias lomas), predominan las especies C3 donde se distinguen dos comunidades vegetales: i) las praderas de mesófitas ubicadas en suelos sin problemas de anegamiento (lomas) y ii) las praderas húmedas de mesófitas ubicadas en suelos más someros y problemas de hidro-halomorfismo (medias lomas). Mientras que las especies C4 se ubican en sectores cóncavos del relieve (i.e: bajos), donde se distinguen: iii) las praderas de hidrófitas ubicadas en suelos anegados con alcalinidad baja (bajos dulces), y iv) las estepas de halófitas ubicadas en suelos anegadizos y elevada alcalinidad desde superficie (bajos alcalinos-sódicos) (Batista et al., 2005; Perelman et al., 2001; Sala et al., 1981).

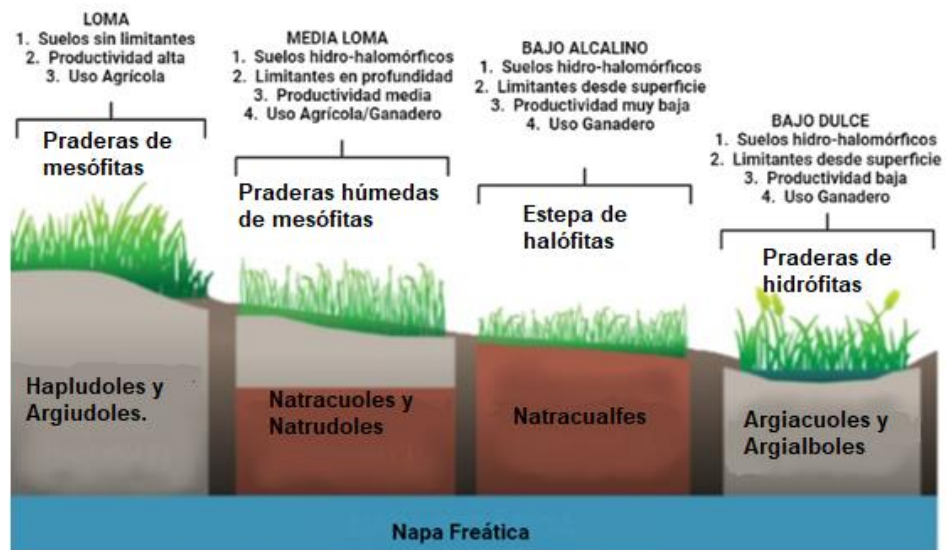


Figura 1.5. Topo-secuencia de la Pampa Deprimida, principales limitaciones, comunidades vegetales y Grandes Grupos de suelos en cada posición del paisaje. Gris: indica ausencia de limitación por halomorfismo, Marrón: indica presencia de limitación por halomorfismo. Adaptado de (Batista y León 1992; Rubio et al., 2019).

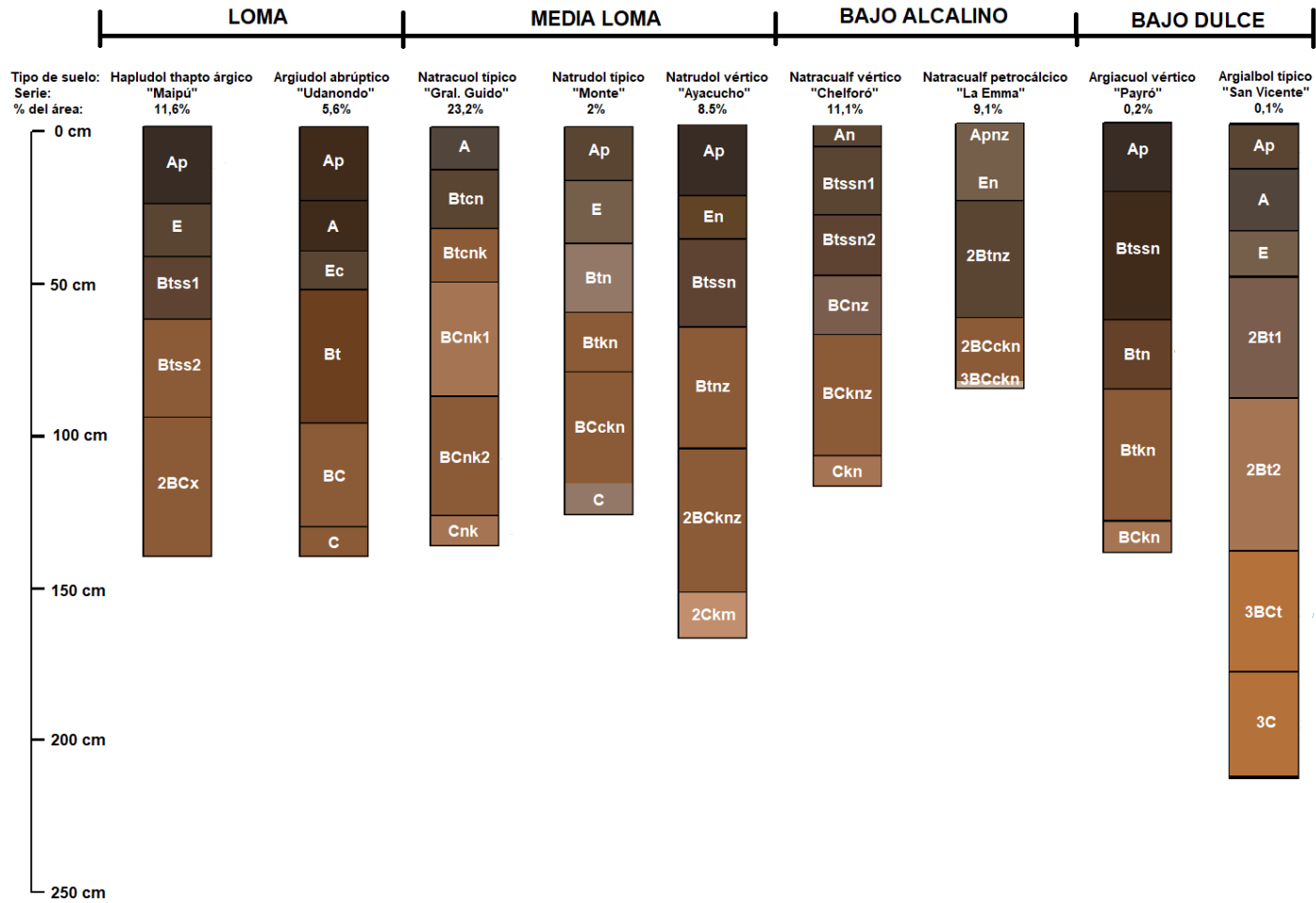


Figura 1.6. Perfiles típicos de Los principales tipos y series de suelo en cada sector de la topo-secuencia. Loma, media loma, bajo alcalino y bajo dulce. El valor (% del área) debajo de cada serie de suelo indica el porcentaje del área ocupada por esa serie en toda la Pampa Deprimida.

Cuadro 1.1. Secuencia de horizontes de las series de suelos más representativas de los Grandes Grupos encontrados en diferentes posiciones del paisaje de la Pampa Deprimida. Adaptado de (INTA 1980, 1990).

	Tipo y Serie de suelo	Hapludol thapto árgico. Serie Maipú. Cap Uso: II ws				
	Horizontes	Ap	E	Btss1	Btss2	2BCx
	Profundidad	0-20	20-40	40-60	60-90	90-120
	CE	---	---	---	---	---
	PSI	2,0	4,0	3,0	3,0	4,0
	pH	6,0	6,4	6,8	7,2	7,2
Loma	Tipo y Serie de suelo	Argiudol abráptico. Serie Udaondo. Cap Uso: III w				
	Horizontes	Ap	A	Ec	Bt	BC C
	Profundidad	0-18	18-40	40-58	58-80	80-125 140-152
	CE	---	---	---	---	---
	PSI	1,5	1,9	3,4	2,2	3,2 7,2
	pH	6,4	6,4	6,8	7,0	7,1 8,4
	Tipo y Serie de suelo	Natracuol típico. Serie General Guido. Cap Uso: VI ws				
	Horizontes	A	Btcn	Btcnk	Btcnk1	Btcnk2 Cnk
	Profundidad	0-14	14-34	34-52	52-90	90-130 130 a +
	CE		2,47	3,85	---	---
	PSI	10	32	33	27	17 16
	pH	7,3	8,9	9,1	9,0	9,1 9,1
	Tipo y Serie de suelo	Natrudol típico. Serie Monte. Cap Uso: IV ws				
	Horizontes	Ap	E	Btn	Btkn	BCckn C
	Profundidad	0-15	15-35	35-60	60-75	75-100 100 a +
	CE	---	---	3,65	---	---
	PSI	2,2	10	24,2	36	38 31,5
	pH	5,8	7,5	8,4	9,2	9,5 9,6
Media loma	Tipo y Serie de suelo	Natrudol vértico. Serie Ayacucho. Cap Uso: IV ws				
	Horizontes	Ap	En	Btssn	Btnz	2BCknz 2Ckm
	Profundidad	0-22	22-36	36-65	65-104	104-148 148-170
	CE	---	---	2,00	1,82	---
	PSI	2,8	12	31	37	62 ---
	pH	6,1	8,0	9,0	9,4	9,2 9,3

Continúa en la siguiente página

	Tipo y Serie de suelo	Natracualf vértico. Serie Chelforó. Cap Uso: VII ws						
	Horizontes	An	Btssn1	Btssn2	BCnz	BCknz	Ckn	
	Profundidad	0-7		30-50	50-70	70-110	110 a +	
	CE		1,21	4,40	7	5,13	1,48	
	PSI	13	51	52	58	44	39	
Bajo	pH	8,1	9,5	9,4	9,2	8,8	9,2	
alcalino	Tipo y Serie de suelo	Natracualf petrocálcico. Serie La Emma. Cap Uso: VII ws						
	Horizontes	Apnz	En	2Btnz	2BCckn	3BCckn		
	Profundidad	0-9		20-37	37-69	69 a +		
	CE	7,45	2,04	3,64	2,96			
	PSI	52	64	36				
	pH	9,5	9,3	9,5	9,9			
	Tipo y Serie de suelo	Argiacuol vértico. Serie Payró. Cap Uso: VI w						
	Horizontes	Ap	Btssn	Btn	Btkn	BCkn		
	Profundidad	0-18	18-55	55-80	80-120	120-150		
	CE							
	PSI	2,9	4,8	6,6	6,9	5,1		
Bajo	pH	6,3	7,3	8,5	8,7	9,0		
dulce	Tipo y Serie de suelo	Argialbol típico. Serie San Vicente. Cap Uso: IV ws						
	Horizontes	Ap	A	E	2Bt1	2Bt2	3BCt	3C
	Profundidad	0-15	15-35	35-50	50-90	90-140	140-180	180-215
	CE	0	0	0	0	0	0	0
	PSI	2,3	2,3	8,9	5,5	5,9	6,9	7,4
	pH	6,1	5,8	6,2	6,7	6,9	7,3	7,4

Desde el año 2005 hasta la actualidad esta región ha experimentado un cambio en el uso de los suelos que mutó de pastizales naturales manejados con bajas cargas ganaderas, hacia sistemas que combinan ganadería y agricultura, o sistemas netamente agrícolas (Otondo y Cicchino 2007; SAGyP 2023) (**Figura 1.7**). Este cambio de uso se dio principalmente en los suelos de medias lomas/tendidos (i.e: Natracuoles y Natrudoles), ya que en las lomas la agricultura se practica desde hace varias décadas (SAGyP 2023). Esto motivó el desarrollo de la presente tesis, donde se busca evaluar la magnitud y dirección del cambio de uso del suelo sobre parámetros físico-químicos en suelos hidro-halomórficos (i.e: carbono orgánico, contenido de sales, compactación y

estabilidad estructural), y cuantificar el impacto de la sodicidad/alcalinidad de los suelos de la Cuenca del Salado sobre la productividad de los cultivos.

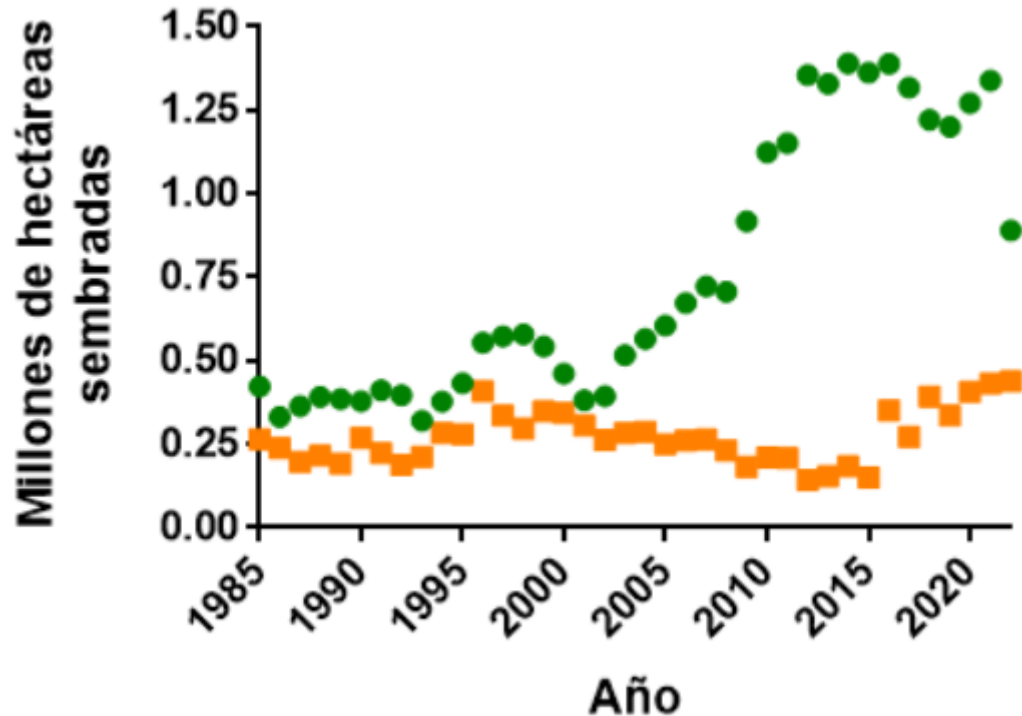


Figura 1.7. Superficie implantada de los principales cultivos de verano (i.e: maíz, soja, girasol y sorgo) (Círculos verdes) y cultivos de invierno (trigo, cebada, arveja y colza) (Cuadrados anaranjados) en la Pampa Deprimida desde 1985 a la actualidad.

1.1.2. El carbono orgánico y la dinámica de sales de los suelos

Estimaciones realizadas a nivel mundial establecen que el suelo almacena unos 1550 petagramos de COS en el primer metro de profundidad, superando en 3,2 y 4,4 veces al C atmosférico y de la biósfera, respectivamente. Este COS se encuentra almacenado en diferentes reservorios de la materia orgánica del suelo (MO) (Batjes 2014; Lal 2004b). Estos reservorios presentan diferencias físicas y bioquímicas que los hacen más o menos susceptibles a las alteraciones en el uso de los suelos (Cambardella y Elliott, 1992; Lehmann y Kleber, 2015; Parton et al., 1987; Six et al., 2002).

El cambio de uso del suelo asociado a diferentes secuencias de cultivos ha sido analizado en numerosos trabajos a partir del fraccionamiento físico de la MO (Cambardella y Elliott 1993; Six et al., 2002), que cuantificaron las variaciones del CO en las fracciones de la MO particulada (C_{MOP}) y en la MO asociada a los minerales (C_{MAOM}). Si bien ha sido ampliamente aceptado que el C_{MOP} es más vulnerable al cambio de uso del suelo de pastizal a agricultura (Cambardella y Elliott 1992; Studdert et al., 1997; Tourn et al., 2019), otros estudios sobre diversos manejos en suelos de pastizales han observado mayores reducciones en el C_{MOAM} (Eclesia et al., 2012; Guillaume et al., 2021; Piñeiro et al., 2009). A su vez, dada la estrecha relación positiva entre el contenido de COS y la estructura de los suelos (Six et al., 2002; Taboada y Álvarez 2008), diversos estudios observaron descensos de COS y efectos negativos sobre ciertos indicadores de fertilidad física como la densidad aparente (Dap) (Iheshiulo et al., 2023) y la estabilidad de los agregados (EA) (Castiglioni et al., 2013; Novelli et al., 2013), bajo diferentes secuencias de cultivos.

Las variaciones en el COS resultan de un balance dinámico entre las entradas y las salidas de carbono al suelo. La magnitud de los flujos se asocia con la productividad de biomasa, la cual es esperable que varíe en una secuencia de cultivos condicionada por las limitantes edáfico-climáticas (Lal 2004b, 2004a; Wong et al., 2010). La conversión de ambientes naturales a agrícolas puede provocar reducciones de hasta el 50% del COS (Guillaume et al., 2021; Guo y Gifford, 2002). En nuestro país, al igual que en el resto del mundo, el impacto causado por los cambios de uso de la tierra ha sido mayormente estudiado en ambientes de alta capacidad productiva. En todos ellos se cuantificaron perjuicios en indicadores físicos (como la EA, la Dap) y químicos vinculados a las reducciones en los contenidos de COS y los *stocks* de en masa equivalente (COeq)

(Novelli et al., 2011; Berhongaray et al., 2013; Castiglioni et al., 2013; Novelli et al., 2013; Peralta, 2020).

Son mucho menos frecuentes los estudios en ambientes con suelos con limitaciones productivas como los hidro-halomórficos. En este tipo de suelos, dado que su uso más frecuente es el pastoreo directo por ganado doméstico, lo más usual fue haber estudiado los impactos del pastoreo sobre el suelo. Los resultados más usuales fueron haber hallado procesos de compactación de diferente magnitud (Di Bella et al. 2015; Taboada et al., 2011), y también cambios en la dinámica del carbono y nitrógeno (Piñeiro et al., 2010). La irrupción de la agricultura anual en los ambientes con Natracuoles y Natrudoles representa una novedad como cambio de uso y, por lo tanto, no se cuenta aún con información suficiente en cuanto a sus impactos. En efecto, en estos suelos hidro-halomórficos de la Pampa Deprimida aún no se ha cuantificado regionalmente el efecto de diferentes secuencias de cultivos en los contenidos de COS, *stocks* de CO_{eq} o indicadores de fertilidad física.

Además del impacto sobre el COS y los indicadores de fertilidad física de los suelos, el cambio de uso de los suelos asociado a diferentes manejos y secuencias de cultivos también puede traer aparejado variaciones en la concentración de sales en el perfil (Pla Sentís 2021; USSL 1954). En este sentido, se han encontrado incrementos de la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio (RAS) asociadas a fluctuaciones de la capa freática (Lavado y Taboada, 1988; Luo et al., 2011), alteraciones de la cobertura vegetal nativa (Cisneros et al., 2007; Jobbágy et al., 2021; Jobbágy y Jackson 2004, 2007) o debidos al riego con aguas de calidad deficiente (Torres Duggan et al., 2012). Estos trabajos fueron realizados en sistemas ganaderos extensivos o sistemas agrícolas con riego suplementario, pero no así en sistemas agrícolas instalados en estos ambientes marginales con hidro-halomorfismo edáfico. En este sentido, aún no está del

todo claro en qué medida diferentes secuencias de cultivos en secano podrían modificar las concentraciones de sales en los horizontes superficiales, en suelos donde la problemática halomorfica está en los horizontes sub-superficiales. Resulta interesante, por otra parte, investigar en estos ambientes qué sucede con las concentraciones de COS y el *stock* de CO_{eq} de los suelos teniendo en cuenta que los incrementos del halomorfismo vinculados a cambios en el uso del suelo aceleran las pérdidas de COS debido a una recurrente menor productividad vegetal (Lal 2004b; Wong et al., 2010).

1.1.3. Los cultivos agrícolas en los suelos hidro-halomórficos

La necesidad de producir alimento, el aumento del precio de los granos y los planteos productivos “defensivos”, impulsó la incorporación de suelos menos aptos para la producción de cultivos, como aquellos con limitantes sódicas o alcalinas en profundidad (Aimetta et al., 2020; INTA 1980, 1990; Paruelo et al., 2005; Satorre y Andrade 2021). En la Pampa Deprimida, el avance de la producción agrícola se dio hacia suelos donde se combinan características que limitan a la productividad de los cultivos desde aspectos químicos y físicos como: i) la sodicidad/alcalinidad sub-superficial y ii) un horizonte Bt/Btn que restringe el movimiento del agua y reduce la velocidad de profundización de raíces (Dardanelli et al., 2003; INTA 1980, 1990).

El impacto de la sodicidad/alcalinidad sobre los cultivos se da mediante diferentes vías que generan carencias o deficiencias nutricionales e hídricas. Por un lado, altos niveles iones de sodio (Na⁺) provocan: i) deficiencias de potasio (K⁺) asociadas a que las vías de entrada de K⁺ absorben más Na⁺ que K⁺ (Bromham et al., 2013; Pardo y Quintero 2002), o ii) toxicidad con boro o aluminio debido a una mayor solubilidad de éstos elementos en suelos alcalinos (Shaw et al., 1994; Tavakkoli et al., 2022). Además, el exceso de sodio intercambiable en los suelos disminuyen la proporción de macro-poros y

en consecuencia reduce la conductividad hidráulica saturada, es decir la velocidad con que se mueve el agua en los suelos (Balks et al., 1998; Gharaibeh et al. 2021; Shainberg y Letey 1984; So y Aylmore 1993). Ello se debe a que el Na^+ tiene un elevado radio de hidratación (Tan 2011), y cuando el suelo se humedece el Na^+ dispersa las partículas minerales sobre las que se encuentra adsorbido, evitando así su floculación y desestabilizando la estructura del suelo (Rengasamy et al., 2016). Este efecto de la reducción de la movilidad del agua en los horizontes Btn en suelos sódicos, ha llevado a que dicha restricción sea generalmente considerada una limitación absoluta para la absorción de agua por las raíces de las plantas (i.e: “agua muerta”) (Damiano y Taboada 2000; Szabolcs 1966; Varallyay 1977). Cualquiera de estas carencias o limitantes termina por afectar negativamente a los cultivos, habiéndose observado caídas de entre el 1% al 5% del rendimiento en grano por cada un punto de incremento en los niveles de PSI (Gupta y Sharma, 1990; Nuttall et al., 2003; Nuttall et al., 2004; Page et al., 2021), o caídas de entre 7% y 13% del rendimiento en grano por cada 1 punto de incremento en la alcalinidad (Rao et al., 2008; Tavakkoli et al., 2022). A su vez, dichas caídas se dan a partir de diferentes valores umbrales de PSI que en cultivos de estivales como soja y girasol fluctúa entre 8 y 11,3%, respectivamente (Gupta y Sharma 1990). Dicho valor umbra, aún no ha sido determinado a campo para el cultivo de maíz, aunque Page et al. (2021) determinaron que presenta una sensibilidad intermedia entre soja y girasol. Estos trabajos fueron realizados en cultivos bajo riego, mientras que en secano solo fueron evaluadas especies invernales, condiciones que pueden diferir a las atravesadas por cultivos de verano en secano.

Similarmente a lo sucedido con la sodicidad/alcalinidad, la magnitud del impacto de la profundidad al horizonte arcilloso varía también con la especie analizada (Hazelton y Murphy, 2007). Numerosos trabajos realizados en trigo, soja, colza o maíz concuerdan

que los rendimientos de los mismos se reducen cuando la profundidad al horizonte Bt es menor debido a: restricciones físicas a la profundización y desarrollo de raíces o la absorción del agua almacenada en dicho horizonte (Belford et al., 1992; Micucci y Taboada, 2006; Taboada y Alvarez, 2008; Maggi et al., 2016). También se ha determinado un mayor volumen de agua absorbida por el cultivo de maíz desde el horizonte Bt, bajo condiciones de deficiencia hídrica (Otegui et al., 1995), sugiriendo que el impacto del horizonte Bt estaría asociado a las condiciones hídricas que atraviese el cultivo en su ciclo de crecimiento. Todos estos trabajos se realizaron en suelos con horizontes Bt que no tenían sodicidad ni alcalinidad. Por lo que vale preguntarse cuál limitante es más importante cuando se encuentran simultáneamente el hidromorfismo, el halomorfismo y una impedancia mecánica en profundidad, algo usual en suelos de la Pampa Deprimida. Hasta el presente, y basado en lo establecido por la antigua clasificación de los suelos por su capacidad de uso (Klingebiel y Montgomery 1961), los suelos con limitantes productivas debidos a excesos de agua por drenaje pobre y/o imperfecto, o los excesos de sales y sodio intercambiable, fueron clasificados en las Clases de Capacidad de Uso VIws y VIIws (i.e: para uso ganadero extensivo). Sin embargo, dados los actuales cambios tecnológicos de la agricultura argentina (Satorre y Andrade 2021), esta generalización está abierta a la discusión, ya que existen evidencias por observaciones a campo donde los rendimientos obtenidos son elevados y no acordes con las limitantes observadas (Melani. E, Com.pers).

El impacto de la sodicidad/alcalinidad sobre la productividad vegetal en secano en la Pampa Deprimida fue mayormente evaluada sobre pasturas en sistemas ganaderos (Otondo et al., 2007; Otondo et al., 2015; Pesqueira et al., 2017). No existe en cambio, información en la bibliografía respecto al impacto sobre los cultivos agrícolas en estos suelos de esta región, posiblemente por tratarse de un cambio reciente. Dado el avance de

soja y maíz hacia ambientes con estas limitantes (**Figura 1.8**) (SAGyP 2023), es fundamental que los productores cuenten con dicha información para poder adecuar prácticas de manejo de cultivos en secano.

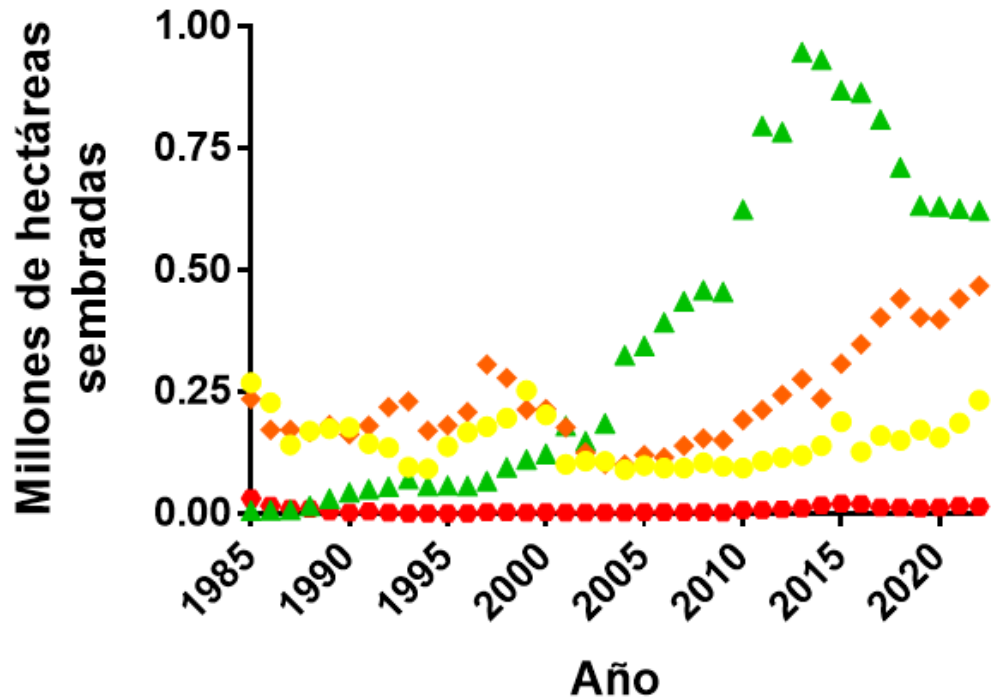


Figura 1.8. Superficie implantada (en Millones de hectáreas) de los principales cultivos de verano en la Pampa Deprimida desde 1985 a la actualidad. Maíz (rombos anaranjados), Soja (Triángulos verdes), Girasol (círculos amarillos) y Sorgo (hexágonos rojos).

Adicionalmente, la coexistencia de suelos sódicos y/o no sódicos a nivel de lote en la Pampa Deprimida, también se manifiesta a través de la elevada variabilidad espacial no solo en los valores de pH del horizonte Bt/Btn, sino también en la profundidad a la que se encuentra el mismo, lo que le confiere un aspecto “manchoneado” a los lotes de producción (Imbellone et al., 2021; INTA 1980, 1990; Taboada et al., 2021). En este tipo de situaciones el “manejo sitio-específico” (MSE) a partir de la delimitación de “zonas de manejo diferencial” (ZM) permite diseñar y realizar estrategias de manejo de cultivos que tengan en cuenta la variabilidad de las propiedades del suelo a nivel de intra-lote (Adamchuk et al., 2007; Taylor et al., 2007). Las ZM son áreas espacialmente continuas

que pueden recibir un tratamiento particular (Taylor et al., 2007), y su correcta delimitación es la base del éxito del MSE (Moharana et al., 2020).

Para definir los límites entre ZM hay múltiples herramientas entre las que se encuentran las Cartas de Suelo, escala al semidetalle (1:50000) del INTA, los mapas de rendimiento (MR), índices de vegetación (IV) generados con imágenes satelitales o de drones, las sondas de conductividad eléctrica aparente, entre otros (Adamchuk et al., 2007; Melchiori et al., 2015; Puntel et al., 2022). En la Argentina, las Cartas de Suelo del INTA han sido utilizadas de manera satisfactoria para delimitar ZM en lotes o establecimientos de superficies mayores a 200 o 1000 has, respectivamente, aun cuando poseen la baja resolución espacial que permite una escala 1:50000 (Melchiori et al., 2009; Monzon et al., 2018). Los MR son las herramientas más precisas para delimitar ZM y han utilizados desde el inicio del MSE (Albarenque y Velez 2011; Zhang et al., 2002). Por las razones de cambio reciente antes descriptas, en la Cuenca del Salado aún es escaso el número de productores que cuentan con múltiples MR necesarios para delimitar ZM. Otras razones por las cuales esto sucede son: i) las explotaciones son mayormente agrícola/ganaderas, ii) la agricultura anual se realiza mayoritariamente en lotes de campos arrendados, y iii) la disponibilidad de cosechadoras con monitor de rendimiento es escasa en la región (Melani, Com. Pers.). En este contexto, el uso de IV los IV derivados de imágenes satelitales permiten la definición de ZM en lotes y establecimientos de menor superficie y con diferentes coberturas vegetales (Miao et al., 2018; Mulla 2013).

Entre los IV existentes el NDVI es el más utilizado (Mulla 2013; Paz-Pellat et al., 2007). El NDVI fue formulado por Rouse et al., (1974) y surge de la diferencia normalizada entre las reflectancias en las longitudes de onda del infrarrojo cercano (IRc) y el rojo (R) (i.e: $NDVI = [IRc - R] / [IRc + R]$). Este IV es un estimador directo de la radiación interceptada por las coberturas vegetales (Sellers et al., 1992), y ha sido

utilizado para la delimitación de ZM en lotes de diferentes extensiones utilizando imágenes de satélites con una resolución espacial media (Ej: Landsat 8) (Kemerer 2011). Sin embargo, en la Cuenca del Salado existen sectores intra-lote de un tamaño reducido (Ej: menor a 75 m²) que no llegan a ser captados por imágenes satelitales de resolución media. Estas problemáticas fueron abordadas en regiones heterogéneas mediante el uso de imágenes satelitales de resolución espacial alta (Ej: PlanetScope o RapidEye) o media/alta (Ej: Sentinel 2) (Li et al., 2022; Skakun et al., 2021). Sería esperable una mejor delimitación de ZM utilizando imágenes como las mencionadas, de mayor resolución espacial.

Si bien el NDVI ha sido utilizado para estimaciones del índice de área foliar (IAF) (Sellers et al., 1992), el mismo presenta limitaciones respecto a que no diferencia sectores con IAF mayores a 2 (Wu *et al.*, 2007; González-Sanpedro *et al.*, 2008). Esto motivó al ajuste y calibración de otros IV para una estimación directa del IAF, de esta manera Nguy-Robertson et al. (2012), lograron mejores estimaciones del IAF en maíz y soja a partir del “índice de Clorofila del Borde Rojo” utilizando imágenes provenientes del satélite Sentinel 2 (en esta tesis se define como “IAFs”). Dado que el IAF es un determinante fisiológico del rendimiento de los cultivos (Andrade et al., 2005), es válido pensar que se obtendría una mejor delimitación de ZM a partir de IV que cuantifiquen un rango más amplio de IAF.

En síntesis, la Argentina es uno de los países con mayor proporción de suelos halomórficos del mundo, y los ubicados en regiones húmedas han sido puestos recientemente bajo agricultura. Estos suelos halomórficos, además conviven con condiciones hidromórficas asociadas a un horizonte Bt/Btn poco permeable de espesor y profundidad variable. Las secuencias de cultivos realizadas en estos ambientes limitantes muestran una baja alternancia de especies, con escasa presencia de pasturas. Esto

incrementa la susceptibilidad a la degradación superficial de estos suelos, ya frágiles por las restricciones asociadas a las sales subsuperficiales. Por otra parte, no se conoce en detalle el impacto de estos cambios de uso sobre la dinámica de las sales. La ocurrencia de deterioros físico-químicos edáficos por mayor salinidad y/o sodicidad podría reducir la productividad alcanzable en los cultivos. Sin embargo, aún es poco conocida en estos lugares la magnitud del impacto de las sales sódicas sobre los cultivos.

Conocer el impacto el cambio de uso del suelo sobre sus propiedades físico-químicas: PSI, RAS, C_{Ee}, pH, COS, *stock* de C_{Eeq} y EA, y la incidencia de la sodicidad/alcalinidad sobre los rendimientos de los cultivos en campos de la Pampa Deprimida permitiría el desarrollo de prácticas de manejo que incrementen la eficiencia en el uso de recursos, y consecuentemente una menor degradación ambiental.

1.2. Objetivo general

Investigar las consecuencias de los cambios de uso de la tierra en suelos hidrohalmórficos bajo pastizal natural de la Depresión del Salado, que fueron convertidos a cultivos anuales bajo diferentes secuencias de cultivos, cuantificando el impacto de las restricciones halomórficas sobre los cultivos y desarrollando alternativas para la delimitación de ambientes con productividad contrastante.

1.3. Objetivos específicos

A. Evaluar el estado actual de variables cuantitativas indicativas de la calidad física del suelo: i) densidad aparente y ii) estabilidad de agregados, determinando cuáles variables químicas (i.e: C_{POM}, C_{MOAM}, C_{Ee}, PSI o pH) explican su variabilidad y en qué medida lo hacen, y ii) cuantificar las variaciones en el COS y en los *stocks* de C_{Oeq}, en lotes de la Pampa Deprimida con suelos hidrohalmórficos, dentro de un rango amplio

(0-55 años) de intervención antrópica del pastizal natural, y manejados en los últimos 10 años bajo diferentes secuencias de cultivos (Capítulo 2).

B. Describir y comparar el estado actual de las variables indicativas de halomorfismo: 1) PSI, 2) RAS, 3) pH y 4) C_{Ee}, bajo distintas situaciones de manejo que reflejan los cambios de uso de los suelos a partir de pastizal natural en suelos de la sub-región de depósitos finos de la Cuenca del Salado (Capítulo 3).

C. Determinar bajo escenarios hídricos contrastantes si el horizonte Bt/Btn es o no una limitación absoluta al consumo de agua del cultivo de maíz en secano o si puede utilizar el agua almacenada en dicho horizonte y/o en los horizontes más profundos (Capítulo 4).

D. Cuantificar el impacto de incrementos de la sodicidad del horizonte Bt/Btn en el rendimiento del cultivo de maíz bajo escenarios hídricos contrastantes (Capítulo 4).

E. Determinar el impacto conjunto de las variables: 1) profundidad al horizonte Bt/Btn, 2) el espesor del horizonte Bt/Btn y 3) el grado de alcalinidad de dicho horizonte sobre los rendimientos de maíz y soja a escala de lote (Capítulo 5).

F. Cuantificar la precisión de dos índices de vegetación para delimitar ZM, confrontando 1) el índice de vegetación NDVI con diferente resolución espacial (i.e: a partir de imágenes Sentinel 2 (10 m): NDVI_S y PlanetScope (3 m): NDVI_P) y 2) dos índices de vegetación diferentes con generados con imágenes Sentinel 2 (i.e: NDVI_S y IAFs), en comparación al uso de MR y/o las cartas de suelo del INTA (Capítulo 5).

1.4. Hipótesis

Hipótesis asociada al objetivo específico A (Capítulo 2)

H_{A-1}) Cuanto mayor es el tiempo desde la intervención del pastizal natural las secuencias de cultivos con menor cantidad de tiempo de ocupación del suelo (i.e: menos

intensificadas y diversas) generan caídas más pronunciadas en la EA e incrementos de la Dap.

H_{A-2}) El uso de secuencias de cultivos menos diversificadas disminuyen los contenidos del COS y el *stock* de COeq, esto se ve magnificado cuanto mayor es el tiempo desde la intervención del pastizal y en secuencias que no incluyen pasturas.

Hipótesis asociadas al objetivo específico B (Capítulo 3)

La sodicidad (i.e: PSI y RAS) (H_{B-1}) y la alcalinidad (H_{B-2}) en suelos hidro-halomórficos aumenta cuando el tiempo de ocupación del suelo por cobertura vegetal viva es menor.

Hipótesis asociadas a los objetivos específicos C y D (Capítulo 4)

H_{C-1}) En suelos hidro-halomórficos sódicos, la reserva de agua disponible para los cultivos depende principalmente del almacenaje en el horizonte A y horizontes debajo del horizonte Bt/Btn, mientras que el agua almacenada en dicho horizonte solo será extraída por la planta en momentos en que la disponibilidad de agua en el horizonte A y/o horizontes inferiores al Bt/Btn, no puedan satisfacer los requerimientos hídricos del cultivo.

H_{D-1}) Incrementos en la sodicidad, reducen el rendimiento del maíz a partir de valores inferiores al límite taxonómico de PSI = 15. Se propone un valor umbral de PSI entre 8 y 11, partir de ese valor la tasa de reducción de rendimiento se acrecienta cuanto menor es la disponibilidad hídrica para el cultivo.

Hipótesis asociadas a los objetivos específicos E y F (Capítulo 5)

H_{E-1}) La principal limitante del rendimiento de los cultivos de maíz y soja en la Cuenca del Salado es la alcalinidad del horizonte Bt/Btn, que posee un rol reductor mayor que la profundidad a dicho horizonte y el espesor del mismo.

H_{F-1}) A igual resolución espacial el índice de vegetación IAF_S es más preciso que el NDVI_S para delimitar las ZM a escala de lote, mientras que con diferente resolución espacial el IV generado con imágenes de mayor resolución (i.e: NDVI_P) permiten incrementar la precisión de la delimitación de ZM respecto al NDVI_S.

H_{F-2}) El uso de índices de vegetación con imágenes de alta resolución (i.e: NDVI_P) permiten una delimitación de ZM similar a la obtenida con MR, seguido del uso de imágenes de resolución intermedia (I.E: IAF_S > NDVI_S). Las cartas de suelo del INTA no serían útiles para tal fin en la Pampa Deprimida.

1.4. Estructura de la tesis

La presente tesis se organizó en seis capítulos. En el Capítulo 1 (Introducción general) se expusieron los antecedentes generales, con una descripción detallada de la zona de estudio y se plantearon las preguntas a responder sobre la temática de estudio estableciendo los objetivos e hipótesis de trabajo. En los Capítulos 2, 3, 4 y 5 se presentan los resultados de los muestreos y ensayos realizados para poner a prueba las hipótesis propuestas, cada uno de ellos cuenta con propia introducción, materiales y métodos, resultados, discusión y conclusiones.

En los Capítulos 2 (Hipótesis H_{A-1}, H_{A-2}) y 3 (Hipótesis H_{B-1}, H_{B-2}), se comparan los niveles de carbono orgánico en el suelo y su impacto en las variables físicas asociadas a la estructura, el nivel de sales y variables de fertilidad química en suelos de la Pampa

Deprimida de acuerdo al tiempo desde la intervención de pastizal y su historial de cultivos.

En el Capítulo 4 (Hipótesis H_{C-1} , H_{D-1}) se analiza con mayor profundidad el efecto de la sodicidad y la alcalinidad en el Bt/Btn sobre los procesos vinculados al estado hídrico y la absorción de agua del maíz en diferentes estratos del perfil, cuantificando su impacto en el rendimiento en diferentes escenarios hídricos.

En el Capítulo 5 (Hipótesis H_{E-1} , H_{F-1} , H_{F-2}) se cuantifica la magnitud y dirección del impacto de variables físicas y químicas sobre los rendimientos de maíz y soja en un establecimiento de la Pampa Deprimida abocado a la producción agrícola/ganadera; comparando y evaluando la precisión de diferentes estrategias de delimitación de zonas de manejo diferencial mediante el uso de las cartas de suelo, mapas de rendimientos o imágenes satelitales de diferente resolución espacial.

En el Capítulo 6 (Discusión y conclusiones generales), se hilvanan las hipótesis formuladas, resumiendo los principales hallazgos y se analizando las implicancias de los mismos. Por último, se evaluó el camino a seguir en futuras investigaciones.

CAPÍTULO 2.

EFEECTO DEL TIEMPO TRANSCURRIDO DESDE LA INTERVENCIÓN DEL PASTIZAL Y LA SECUENCIA DE CULTIVOS SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO Y LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE SUELOS HIDRO-HALOMÓRFICOS.

2.1. Introducción

En los últimos veinte años la población mundial se incrementó a una tasa anual del 1,37%, llegando en la actualidad a las 7800 millones de personas (World Bank 2023). Esto incrementa la demanda alimenticia y provoca el avance antrópico hacia ecosistemas naturales con fines productivos donde se realizarán diferentes secuencias de cultivos (Andrade, 2016; FAO, 2015). Una secuencia de cultivos es el encadenamiento ordenado de cultivos en el tiempo, y en función de las especies implantadas pueden clasificarse como: *i*) Ganadera (G), *ii*) Agrícola/Ganadera (A/G), *iii*) Agrícola (A) o *iv*) Monocultivo (M) (Forján y Manso 2016). Estas diferentes combinaciones de cultivos condicionarán de manera diferencial los posibles cambios en las propiedades físico-químicas de los suelos (Studdert 2006).

Aunque en general se han observado reducciones en las concentraciones de carbono orgánico del suelo (COS) y los *stocks* de carbono orgánico en masa equivalente (*stocks* de COeq) (Guillaume et al., 2021; Guo y Gifford 2002; Poeplau y Don 2013). Diversos estudios destacan los beneficios de las secuencias más complejas (i.e: A/G) y los perjuicios de las más simples (i.e: A y/o M) tanto sobre el COS como en los *stocks* COeq (Álvarez, 2012; Guillaume et al., 2021; Novelli et al., 2011), o en propiedades estructurales como la estabilidad de los agregados (EA) (Novelli et al., 2013; Six et al., 1998) y la densidad aparente (Dap) (Hamza y Anderson, 2005; Wilson y Paz-Ferreiro, 2012).

Se estima que a nivel mundial, el suelo almacena unos 1550 Pg de *stocks* de COeq en el primer metro de profundidad en los diferentes reservorios de la materia orgánica del suelo (MO) (Batjes 2014; Lal 2004b). Los reservorios de MO difieren en su composición química, velocidad de ciclado y/o grado de protección (Cambardella y Elliott, 1992; Lehmann y Kleber, 2015; Parton et al., 1987; Six et al., 2002). Por este motivo, el flujo

entre los reservorios debe ser examinado como un proceso dinámico en el que intervienen simultáneamente un conjunto de factores biológicos, químicos y físicos del suelo que regulan las transformaciones de la MO y consecuentemente del carbono orgánico (CO) que la constituye (Abramoff et al., 2018; Cotrufo et al., 2015; Lehmann y Kleber, 2015).

La descomposición de los restos vegetales genera: *i*) MO de bajo peso molecular (MO-BPM) constituida por exudados radiculares y/o productos solubles de la descomposición microbiana que están mayormente presentes en la solución del suelo de los horizontes superficiales (Kaiser y Kalbitz 2012); y *ii*) MO particulada (MOP) la cual se encuentra aglutinando transitoriamente a las partículas minerales del suelo (Oades 1984; Tisdall y Oades 1982) y que a su vez puede ser utilizada por los microorganismos para generar MO-BPM (Kaiser y Kalbitz, 2012; Kallenbach et al., 2016). Junto a la MOP en los agregados del suelo, se encuentra la *iii*) MO asociada a los minerales (MOAM) originada a partir de restos de origen microbiano (i.e: necro-masa) (Miltner et al., 2012) y/o MO-BPM (Kaiser y Kalbitz 2012; Lehmann y Kleber 2015) que se adsorbe a las partículas de limo y arcilla mediante enlaces catiónicos e interacciones hidrofóbicas (Kleber et al., 2007; Torn et al., 2009). Finalmente, se encuentra la fracción del carbono de la biomasa microbiana (CBM), que es el CO dentro de las células microbianas (Abramoff et al., 2018; Miltner et al., 2012).

El impacto del manejo y uso del suelo en sistemas productivos ha sido analizado en numerosos trabajos mediante el fraccionamiento físico de la MO que permite la cuantificación del contenido y los *stocks* de CO_{eq} en la MOP (C_{MOP}) y en la MOAM (C_{MOAM}) (Cotrufo et al., 2015; Ecclesia et al., 2012; Guillaume et al., 2021; Kim et al., 2022; Piñeiro et al., 2009). Dado que la MOP presenta una tasa de recambio más rápida y es de mayor tamaño que la MOAM (i.e: 53-2000 μm vs < 53 μm , respectivamente) ha sido generalmente aceptado que el C_{MOP} es más vulnerable al cambio en el uso del suelo

(Cambardella y Elliott, 1992; Six et al., 2002). Sin embargo, diversos estudios en pastizales han observado mayores reducciones en el C_{MOAM} (Eclesia et al., 2012; Piñeiro et al., 2009).

Como consecuencia de que el CO del suelo (COS) cumple un rol clave en la formación de agregados, las pérdidas de COS impactan negativamente en la fertilidad física y la estructura de los suelos (Six et al., 2002; Taboada y Álvarez 2008). Entendiendo la estructura del suelo como el arreglo espacial entre vacíos y sólidos a diferentes escalas, esta propiedad determina la continuidad de los poros y su capacidad para retener y transmitir agua permitiendo un crecimiento vigoroso de raíces (Hamblin 1986; Lal 1991). Por este motivo, es crucial conservar una estructura favorable para mantener y/o incrementar la productividad agronómica (Bronick y Lal 2005). En este sentido, la densidad aparente (Dap) y la estabilidad de los agregados (EA) son indicadores de la calidad estructural del suelo y ayudan a evaluar qué tan adecuado es el ambiente edáfico para el desarrollo de las plantas (Gardner et al., 1999; Six et al., 2000b).

Los menores valores de Dap indican un mayor volumen total de poros y por consiguiente mejor capacidad de aireación y menor compactación (Alvarez et al., 2009). Esta condición es favorecida por secuencias de cultivos A/G o aquellas con una mayor diversidad de especies en la secuencia que simultáneamente propician una alta EA del suelo (Iheshiulo et al., 2023).

Por su parte, los agregados se forman a partir del reacomodamiento, floculación y cementación de las partículas minerales del suelo con sustancias orgánicas e inorgánicas (Amézketa 1999; Bronick y Lal 2005). El COS (en sus diferentes fracciones) junto a las interacciones entre arcillas, carbonatos y uniones catiónicas, actúan como núcleo en la formación de agregados (Bronick y Lal, 2005; Duiker et al., 2003; Oades, 1984). En particular, el C_{MOAM} se adsorbe a las partículas de limo y arcilla formando

microagregados a partir de fuerzas cohesivas que le confieren resistencia a la ruptura mecánica, y luego se agrupan formando macroagregados unidos y aglutinados por el C_{MOP} (Six et al., 2000a; Tisdall y Oades, 1982; Utomo y Dexter, 1981b, 1981a). Por otro lado, y en contraposición al efecto favorable del COS sobre la EA, el exceso de Na^+ en solución (RAS) o en el complejo de intercambio (PSI) dispersa las partículas minerales por su elevado radio de hidratación (Tan 2011), reduciendo la EA y afectando negativamente la estructura (Barzegar et al., 1997; Rengasamy et al., 2016). El exceso de sodio no solo desintegra los agregados formados, sino que además afecta el proceso de agregación por la disminución de la productividad de las plantas y el consecuente menor ingreso de CO al suelo (Bronick y Lal, 2005). La presencia de Na^+ en suelos afectados por sales, los vuelve altamente susceptibles a una rápida degradación estructural, siendo crucial mantener altos niveles de COS y/o cationes como Ca^{++} y Mg^{++} , que contrarresten el efecto adverso del Na^+ (Armstrong y Tanton, 1992; Bronick y Lal, 2005).

La variación en el COS es la consecuencia de un balance dinámico entre entradas y salidas, donde el tiempo desde la intervención del ambiente natural y la secuencia de cultivos utilizada repercuten de manera directa en la magnitud de dicha variación (Lal 2004b). En Argentina, un cambio exponencial en el uso del suelo se dio a partir de 1996 en la región Pampeana Núcleo al pasar de sistemas ganaderos o agrícola/ganaderos a sistemas netamente agrícolas (Paruelo et al., 2006; Satorre, 2005; Satorre y Andrade, 2021). En la Pampa Deprimida, un proceso similar se observa desde el 2005 a la actualidad (SAGyP 2023). A este contexto, se le adiciona que el 40-50% de la producción agropecuaria en la Argentina se realiza en campos alquilados y con contratos de renovación anual (INDEC., 2021). Por este motivo, los empresarios/productores optan por obtener beneficios económicos a corto plazo, en lugar de los beneficios que se

visualizan a mediano/largo plazo con secuencias de cultivos diversificadas (Reboratti 2010).

Las variaciones del COS se ha estudiado en suelos con alta capacidad productiva de nuestro país, donde se determinaron fuertes reducciones en el contenido de COS, los *stocks* de COeq, la EA, o incrementos de la Dap (Novelli et al., 2011; Berhongaray et al., 2013; Castiglioni et al., 2013; Novelli et al., 2013; Peralta, 2020). Dichos resultados están en línea con lo sucedido en otras partes del mundo al avanzar con la producción agrícola sobre ecosistemas naturales como pastizales y bosques (Guillaume et al., 2021; Lal, 2004b). Por otra parte, el estudio en suelos con limitantes por hidro-halomorfismo se ha realizado en sistemas ganaderos donde se determinaron ascensos de sales hacia las capas superficiales o aumentos de la Dap (Di Bella et al., 2015; Lavado y Taboada, 1988; Taboada y Lavado, 1988). Sin embargo, aún no se ha cuantificado a escala regional los efectos de la producción de granos sobre el COS, los *stocks* de COeq, la Dap y la EA en suelos hidro-halomórficos de la Depresión del Río Salado Bonaerense.

Teniendo en cuenta los vacíos en el conocimiento hasta aquí expuestos, los objetivos de este capítulo fueron: 1) evaluar el estado actual de variables cuantitativas indicativas de la calidad física del suelo: i) densidad aparente y ii) estabilidad de agregados, determinando cuáles variables químicas (i.e: C_{POM} , C_{MOAM} , CEE, PSI o pH) explican su variabilidad y en qué medida lo hacen; y 2) cuantificar las variaciones en el COS y en los *stocks* de COeq (y sus fracciones C_{POM} y C_{MOAM}), en lotes de la Pampa Deprimida con suelos hidro-halomórficos, dentro de un rango amplio (0-55 años) de intervención antrópica del pastizal natural, y manejados en los últimos 10 años bajo diferentes secuencias de cultivos.

Las hipótesis propuestas fueron: i) Cuanto mayor es el tiempo desde la intervención del pastizal natural las secuencias con menor cantidad de tiempo de

ocupación del suelo (i.e: menos intensificadas y diversas) generan caídas más pronunciadas en la EA e incrementos de la Dap (**HA-1**) y *ii*) que el uso de secuencias menos diversificadas disminuyen los contenidos del COS y el *stock* de COeq, esto se ve magnificado cuanto mayor es el tiempo desde la intervención del pastizal y en secuencias que no incluyen pasturas (**HA-2**).

2.2. Materiales y métodos

2.2.1. Sitios muestreados

Se seleccionaron 21 lotes de producción manejados bajo siembra directa en seco (**Figura 2. 1**), con similar nivel tecnológico de producción (i.e: fertilización y fitosanitarios), donde la diferencia entre lotes fue la secuencia de cultivos implantados en los últimos 10 años, y consecuentemente, el índice de intensificación de la secuencia (IIS) durante ése período. Este índice utiliza el tiempo de ocupación del suelo en términos relativos (i.e: meses por año con cobertura vegetal viva/12 meses) (Sasal et al., 2010). Para su cálculo se utilizó un promedio de ocupación del lote de cinco meses para soja, girasol, cebada y avena, seis meses para maíz y trigo, y doce meses para pasturas perennes implantadas o pastizales naturales.

El IIS en los lotes seleccionados se calculó a partir de datos obtenidos en entrevistas a los productores, respecto a los cultivos realizados entre 2009 y 2018. Si bien los lotes agrupados en una misma secuencia de cultivos presentan similitudes en los cultivos implantados en el período mencionado, existen diferencias importantes en los años transcurridos desde la intervención del pastizal (**Cuadro 2. 1**).

La selección de lotes se basó en que presentaran una topo-secuencia como la mencionada en la **Figura 1.5**, y dentro de cada lote se identificaron y muestrearon sitios ubicados en posiciones del relieve donde están presentes con mayor frecuencia los

Natracuoles y/o Natrudoles (**Figura 1.6**, media loma) (INTA 1980; Soil Survey Staff 2014).

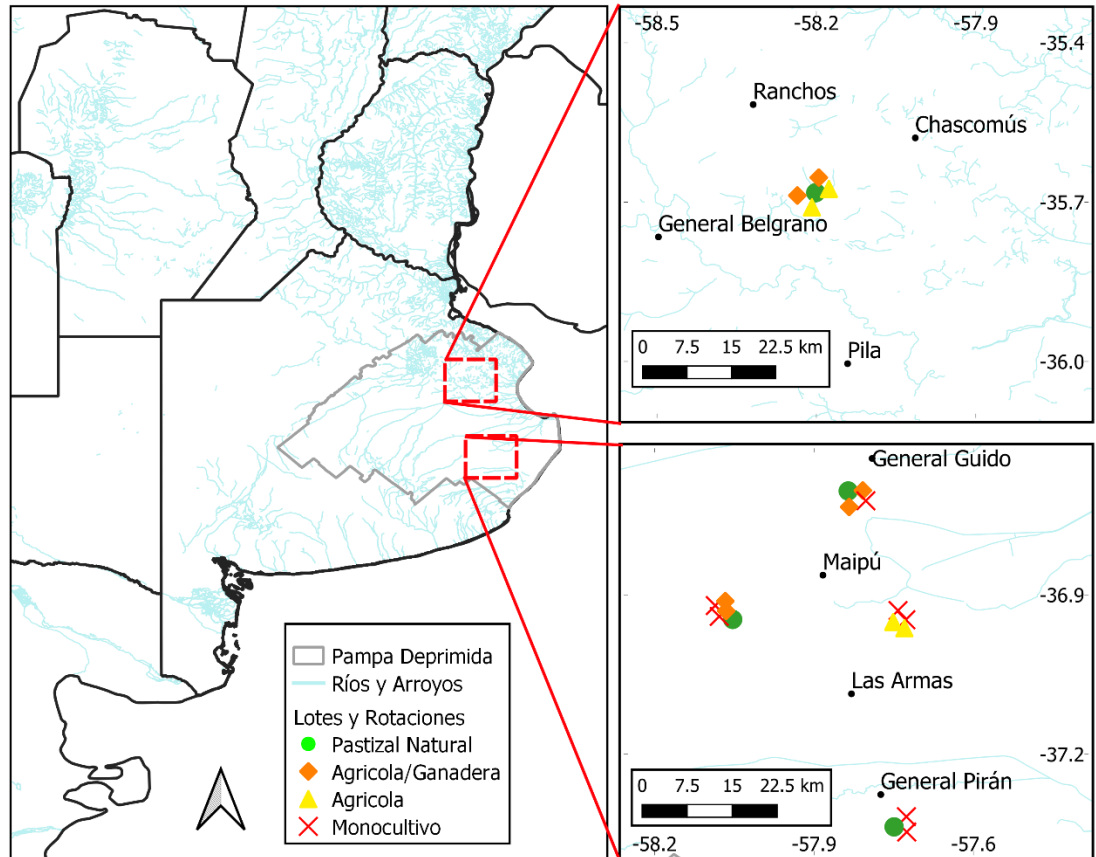


Figura 2. 1. Localización de los lotes de producción evaluados y secuencias realizadas en los mismos entre 2008 y 2018.

El muestreo se realizó en los meses de otoño/invierno de 2018 y 2019, luego de la cosecha del cultivo estival y previo a la implantación del próximo cultivo, cuando los lotes se encontraban lo más cercano posible de capacidad de campo. Se establecieron tres a cinco estaciones de muestreo por lote, de características homogéneas de relieve, cobertura, altimetría y serie de suelos (**Cuadro 1.1** y **Figura 1.6**).

Cuadro 2. 1. Tipos y series de suelos con características texturales de los lotes muestreados para el análisis.

Establecimiento	Nombre del Lote	Años desde la Intervención	Secuencia ¹	Tipo de suelo ²	Serie de suelo	Clase textural	Arena (g kg ⁻¹)	Limo (g kg ⁻¹)	Arcilla (g kg ⁻¹)	Limo + Arcilla
El Espartillar	Testigo	0	PN	Natrudol Típico	Monte	Arcillo Limoso	295	408	297	705
	Rodeo Grande 3	41	A/G	Natrudol Típico	Monte	Arcillo Limoso	295	408	297	705
	La Corona B2	55	A/G	Natrudol Típico	Monte	Arcillo Limoso	268	451	281	732
	Rodeo Grande 4	26	A	Natrudol Típico	Monte	Arcillo Limoso	295	408	297	705
	Medio y Medio	55	A	Natrudol Típico	Monte	Arcillo Limoso	295	408	297	705
San Miguel II	Testigo	0	PN	Natrudol Vértico	Ayacucho	Franco	388	403	209	612
	Don Eduardo Norte	18	A/G	Natrudol Vértico	Ayacucho	Franco	343	400	257	657
	Tambo	28	A/G	Natrudol Vértico	Ayacucho	Franco	388	403	209	612
	Escuela	28	M	Natrudol Vértico	Ayacucho	Franco	343	400	257	657
San Miguel I	Testigo	0	PN	Natrudol Vértico	Ayacucho	Franco	398	335	267	602
	P14	33	A/G	Natrudol Vértico	Ayacucho	Franco	398	335	267	602
	P2	11	A/G	Natrudol Vértico	Ayacucho	Franco	398	335	267	602
	P5	23	M	Natrudol Vértico	Ayacucho	Franco	398	335	267	602
	P15	33	M	Natrudol Vértico	Ayacucho	Franco	398	335	267	602
La Querencia	Testigo	0	PN	Natracuol Típico	General Guido	Arcillo Limoso	342	367	291	658
	El Cardal	10	M	Natracuol Típico	General Guido	Arcillo Limoso	342	367	291	658
	La Querencia 2 a	10	M	Natracuol Típico	General Guido	Arcillo Limoso	342	367	291	658
San Camilo	Don Eduardo 1	10	M	Natracuol Típico	General Guido	Franco	343	400	257	657
	El Trébol	28	A	Natracuol Típico	General Guido	Franco	343	400	257	657
	La Herrería	10	A	Natracuol Típico	General Guido	Franco	343	400	257	657
	Ombú 1	10	M	Natracuol Típico	General Guido	Franco	343	400	257	657

¹ **PN:** Pastizal Natural, **A/G:** Agrícola/Ganadera ((Maíz (10%), Soja (20%), Trigo (10%), Pastura (60%)), **A:** Agrícola ((Maíz (25%), Soja (50%), Trigo (25%)), **M:** Secuencia tendiente al monocultivo de soja (Soja 1° > 85%).

² Clasificación taxonómica correspondiente a Soil Survey Staff (2014).

2.2.2. Variables determinadas

➤ Densidad aparente (Dap) por el método del cilindro (98,17 cm³) (Burke et al., 1989) (n = 10 en cada lote) en los estratos 0-0,05, 0,05-0,2, 0,2-0,4 y 0,4-0,6 m. La elección de éstas profundidades se debe a la estratificación de la MOS en sistemas bajo siembra directa (Álvarez et al., 2011). A su vez, en cada profundidad de muestreo se captó la mayor proporción de cada horizonte de los perfiles típico. Ej: las capas 0-0,05 m y 0,05-0,2 m se correspondieron con horizontes A, mientras que las capas 0,2-0,4 y 0,4-0,6 m capturaron principalmente horizontes Bt y Btn (**Cuadro 1.1** y **Figura 1.6**).

➤ Carbono Orgánico del Suelo (COS): las muestras de suelos se tamizaron por 2 mm y se les eliminó el C mineral (CaCO₃) adicionando ácido clorhídrico al 50%, luego se determinó el contenido de C por combustión seca, utilizando un auto-analizador LECO, modelo TruSpec (Leco Corp., St. Joseph, MI, USA). Posteriormente, los datos de COS junto a los de Dap se utilizaron para cuantificar el *stock* de COS corregido por masa de suelo (*stock* de COeq) siguiendo la metodología propuesta por Lee et al., (2009) y adaptada por Novelli et al., (2011), como se detalla en las ecuaciones 2.1 a 2.8:

$$COeq_{(0-0,05m)} = (Mi_{(0-0,05m)} - Mi_{add(0-0,05m)}) * COS_{(0-0,05m)} \quad [Ec 2.1]$$

$$COeq_{(0,05-0,2m)} = (Mi_{add(0-0,05m)} * COS_{(0-0,05m)}) + ((Mi_{(0,05-0,2m)} - (Mi_{add(0,05-0,2m)} + Mi_{add(0-0,05m)})) * COS_{(0,05-0,2m)} \quad [Ec 2.2]$$

$$COeq_{(0,2-0,4m)} = (Mi_{add(0,05-0,2m)} * COS_{(0,05-0,2m)}) + ((Mi_{(0,2-0,4m)} - (Mi_{add(0,2-0,4m)} + Mi_{add(0,05-0,2m)})) * COS_{(0,2-0,4m)} \quad [Ec 2.3]$$

$$COeq_{(0,4-0,6m)} = (Mi_{add(0,2-0,4m)} * COS_{(0,2-0,4m)}) + ((Mi_{(0,4-0,6m)} - (Mi_{add(0,4-0,6m)} + Mi_{add(0,2-0,4m)})) * COS_{(0,4-0,6m)} \quad [Ec 2.4]$$

$$COeq_{(0-0,2m)} = [Ec 3.5] + [Ec 3.6] \quad [Ec 2.5]$$

$$COeq_{(0-0,4m)} = [Ec 3.5] + [Ec 3.6] + [Ec 3.7] \quad [Ec 2.6]$$

$$COeq_{(0-0,6m)} = [Ec 3.5] + [Ec 3.6] + [Ec 3.7] + [Ec 3.8] \quad [Ec 2.7]$$

$$Mi_{(x)} = Dap_{(x)} (Tn m^{-3}) * Espesor_{(x)} (m) * 10000 (m^2 ha^{-1}) \quad [Ec 2.8]$$

Donde: CO_{eq} es el *stock* de COS en masa equivalente ($Tn\ ha^{-1}$), M_i es la masa de suelo seco de cada estrato ($Tn\ ha^{-1}$), y M_{iadd} es la diferencia entre M_i y la masa de suelo de la capa con menor D_{ap} .

➤ Las fracciones del COS (i.e: carbono particulado (C_{MOP}) y carbono asociado a los minerales (C_{MOAM})) se cuantificaron siguiendo la metodología propuesta por Cambardella y Elliott (1993), en los estratos 0-0,05 m y 0,05-0,2 m. Brevemente, 15 g de suelo tamizado por 2 mm fue agitado por 18 horas en 35 ml de una solución dispersante de hexa-metafosfato de sodio al 5%. El suelo dispersado fue tamizado usando una malla de 53 μm y lavado con ≈ 750 ml de agua destilada. El material que quedó sobre el tamiz fue utilizado para el análisis de la fracción particulada de la materia orgánica (MOP), y el material que atravesó el tamiz fue utilizado para la cuantificación de la fracción de la materia orgánica asociada a los minerales (MOAM). Ambas fracciones fueron colectadas separadamente y secadas a 60 °C hasta alcanzar un peso constante. La concentración de CO fue determinada mediante la metodología de Walkley y Black (1934).

➤ Estabilidad de agregados (EA): las muestras consistieron en 2 o 3 submuestras tomadas con pala de punta en los estratos 0-0,05 m y 0,05-0,2 m. Se las secó al aire y se las tamizó en tres clases de agregados en función del tamaño (> 5 mm, 3 a 5 mm y < 3 mm). A los agregados de 3 a 5 mm, se los secó en estufa de aire forzado a 30 °C durante 24 hs. Luego se los utilizó para determinar la EA mediante la metodología propuesta por Le Bissonnais (1996) que permite diferenciar entre tres mecanismos de des-agregación de las partículas del suelo que son: *i*) estallido por aire entrampado, *ii*) disgregación mecánica y *iii*) microfisuración por expansión de arcillas.

La distinción entre mecanismos de des-agregación se obtiene a partir de tres pre-tratamientos:

1) Humedecimiento rápido por inmersión en agua (HR) que permite comprobar el comportamiento de los suelos sometidos a humedecimientos repentinos como lluvias intensas. Brevemente los pasos a seguir son: i) Pesar 7 a 10 g de agregados de 3 a 5 mm; ii) Añadir 50 ml de agua destilada en un recipiente y verter los agregados dentro de él; iii) dejar 10 minutos observando los estallidos de los agregados; iv) sacar el exceso de agua con una pipeta; v) ayudándose con una piseta con etanol, trasladar los agregados a un tamiz de 53 μm sumergido en etanol.

2) Humedecimiento en etanol (HE) que permite comprobar cómo se comportan los suelos que están húmedos y les llueve (Ej: períodos invernales húmedos). Brevemente los pasos a seguir son: i) Pesar 7 a 10 g de agregados de 3 a 5 mm; ii) añadir 50 ml de etanol en un Erlenmeyer de 250 ml y sumergir los agregados en dicho recipiente por 30 minutos; iii) sacar el exceso de etanol y verter 250 ml de agua destilada; iv) agitar 10 veces el Erlenmeyer, manualmente de lado a lado; v) dejar reposar 30 minutos observando la decantación de las partículas del suelo; vi) extraer el exceso de agua y transferir los agregados a un tamiz de 53 μm sumergido en etanol.

3) Humedecimiento lento por capilaridad (HC) que permite comprobar el comportamiento de los suelos secos o con muy baja humedad que reciben una lluvia moderada. Al ser menos destructivo que el pre-tratamiento de HR, permite discriminar entre suelos muy poco estables. Brevemente los pasos a seguir son: i) Pesar 7 a 10 g de agregados de 3 a 5 mm; ii) poner los agregados sobre un papel de filtro colocado sobre una esponja completamente húmeda que se encuentre dentro de un recipiente con una película de agua 3 cm debajo de la superficie de dicha esponja; iii) esperar al menos 60 minutos permitiendo que los agregados se rehumedezcan por capilaridad; iii) transferir los agregados a un tamiz de 53 μm sumergido en etanol.

Una vez finalizado el tamizado en etanol con el tamiz de 53 μm luego de cada pre-tratamiento, los agregados retenidos en el tamiz, fueron secados en estufa a 30 $^{\circ}\text{C}$ por 48 hs y luego se los tamizó en seco en una columna de 6 tamices de: 2000 μm , 1000 μm , 500 μm , 250 μm , 105 μm y 53 μm , a partir de la cual se obtuvieron la distribución de agregados para los tamaños: > 2000 μm , 2000-1000 μm , 1000-500 μm , 500-250 μm , 250-105 μm 105-53 μm y < 53 μm .

El diámetro medio ponderado (DMP) se calculó mediante la Ec 2.9, para cada pre-tratamiento (humedecimiento rápido: DMP_{HR} , humedecimiento en etanol: DMP_{HE} y humedecimiento lento por capilaridad: DMP_{HC}) y de todos los pre-tratamientos juntos ($\text{DMP}_{\text{PROMEDIO}}$, con la finalidad de obtener un valor integrador). Finalmente, para comparar en qué rango de estabilidad se encontraban los distintos lotes se empleó la escala propuesta por Le Bissonnais (1996) (**Cuadro 2. 2**).

$$\sum \frac{(\text{Diámetro medio entre 2 tamices} * (\% \text{ ponderado de partículas retenidas sobre el tamiz}))}{100} \quad [\text{Ec 2.9}]$$

Cuadro 2. 2. Clases de estabilidad de agregados en función del diámetro medio ponderado (DMP) promedio de los tres pre-tratamientos. Adaptado de Le Bissonnais (1996).

Clase	DMP (mm)	Estabilidad
1	< 0,4	Muy inestable
2	0,4-0,8	Inestable
3	0,8-1,3	Estabilidad media
4	1,3-2,0	Estable
5	>2,0	Muy estable

Solo en los estratos 0-0,05 m y 0,05-0,2 m (i.e: en los que se evaluó la EA), se determinaron el pH actual y la salinidad (medida a partir de la conductividad eléctrica en

el extracto de saturación (CEe)), la CIC (mediante destilación Kjeldhal) y los cationes intercambiables (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ y K^+) extraídos con acetato de amonio 1N a pH 7 (Chapman, 1965; Schollenberger y Simon, 1945). Las concentraciones de Na^+ y K^+ se midieron por fotometría de llama; Ca^{++} y Mg^{++} por espectrofotometría de adsorción atómica y HCO_3^- por titulación potenciométrica con HCl 0,02N. Los cationes en el complejo de intercambio y la CIC se expresaron en cmol kg^{-1} . Se calculó el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) mediante la Ec 2.10.

$$PSI = \frac{Na^+}{CIC} \quad [\text{Ec 2.10}]$$

2.2.3. Análisis estadístico

El efecto de la Secuencia sobre el COS y la Dap fue analizado por medio de sus varianzas (ANOVA) en cada profundidad. Se evaluó la relación entre la Dap y el COS en cada profundidad para cada una de las Secuencias mediante regresiones simples.

El impacto de la Secuencia en el DMP de cada pre-tratamiento y promedio (i.e: DMP_{HR} , DMP_{HE} , DMP_{HC} y $\text{DMP}_{\text{PROMEDIO}}$, respectivamente) fue evaluado mediante ANOVA, donde la Secuencia se tomó como factor fijo y las sub-muestras tomadas en cada lote, se anidaron en el Lote como factor aleatorio. Cuando se observaron diferencias entre Secuencias, las medias se compararon por la prueba de Tukey con un nivel de significancia $\alpha=0,05$. Por otro lado, mediante modelos de regresión múltiple se buscó evaluar qué variables químicas: COS C_{MOP} , C_{MOAM} , pH, CEe, RAS, PSI, Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ y K^+ ; incidían sobre cada uno de los pre-tratamientos: DMP_{HR} , DMP_{HE} , DMP_{HC} y en el $\text{DMP}_{\text{PROMEDIO}}$. La selección de variables se realizó mediante el método *Stepwise* (Neter y Wasserman, 1974), dejando en el modelo aquellas con un p-valor $< 0,05$. Se cuantificó

la variabilidad explicada por cada variable dentro del modelo particionando la suma de cuadrados (i.e: SC Tipo I).

Se analizó el efecto de la Secuencia y de los años desde la intervención del pastizal sobre el *stock* de COeq y sus fracciones (i.e: *stock* de COeq_{MOP} y *stock* de COeq_{MOAM}) en las capas de 0-0,2 y 0-0,6 m. Por un lado, el efecto fijo de cada Secuencia se evaluó mediante ANOVAS. Por otro lado, se realizaron análisis de regresión evaluando la EA y el *stock* de COeq en función de los años desde la intervención del pastizal natural entre Secuencias que integraron pasturas en los ciclos productivos (i.e: PN + A/G) y aquellas que no lo hicieron (i.e: PN + A + M), denominado a cada situación “Con pastura” y “Sin pastura”, respectivamente. Como el punto de inicio fue un pastizal natural, la EA y el *stock* de COeq de los lotes en PN fueron el punto “0” en ambas situaciones.

En los ANOVAs de las variables *stock* de COeq, *stock* de COeq_{MOP}, *stock* de COeq_{MOAM}, la Secuencia se consideró como factor fijo, mientras que el Campo se consideró un factor aleatorio. Para el caso de las variables COS y Dap, se contempló el efecto que presentan las muestras tomadas a diferentes profundidades en una misma unidad experimental. Los ANOVAs se realizaron utilizando el procedimiento lme del paquete nlme (Pinheiro et al., 2017) de R v 4.1.2 (R Core Team 2021). Los análisis de regresión y selección de modelos se realizaron mediante el criterio de AIC (Akaike et al., 1973) utilizando el software estadístico Info Stat (Di Rienzo et al., 2018).

2.3. Resultados

2.3.1. Contenido de COS, C_{MOP}, C_{MOAM} y densidad aparente

Las diferencias en las concentraciones de COS entre secuencias se dieron solo en las capas 0-0,05 y 0,05-0,2 m ($p < 0,05$), y no se observaron diferencias en los estratos más profundos (i.e: 0,2-0,4 y 0,4-0,6 m) ($p > 0,05$) (**Figura 2. 2**). En el estrato 0-0,05 m,

los lotes en la secuencia PN tuvieron, 28, 32 y 39% más COS que los lotes de A/G, M y A, respectivamente. En la capa 0,05-0,2 m, las diferencias fueron menos marcadas y se dieron solo entre lotes de PN y A (**Figura 2. 2 A**).

La secuencia también afectó la Dap en todas las capas de suelo analizadas. Los lotes con una secuencia de M fueron los de la Dap más alta, mientras que los lotes con secuencias que integran pasturas (i.e: PN y A/G) tendieron a presentar los valores de Dap más bajos. Las diferencias más marcadas fueron en la capa 0-0,05 m, donde los valores de Dap de los lotes en A y M fueron $\approx 9\%$ más elevados que la de los lotes bajo secuencias de PN y A/G. Si bien en los estratos más profundos estas diferencias fueron de magnitudes menores, los lotes con una secuencia A/G presentaron una Dap significativamente menor a los lotes con M a los 0,2 y 0,4 m, mientras que PN y A mostraron valores intermedios (**Figura 2. 2 B**).

En la capa de 0-0,05 m se observó una relación inversa entre la Dap y el COS independiente de la secuencia de cultivos ($R^2 = 54\%$, $p = 0,0001$; **Figura 2. 3 A**). Mientras que en el estrato 0,05-0,2 m dicha relación solo se sostuvo en la secuencia M ($R^2 = 97\%$, $p = 0,025$; **Figura 2. 3 B**). En las capas de 0,2-0,4 m o 0,4-0,6 m esta relación fue inexistente (**Figura 2. 3 C y D**, respectivamente).

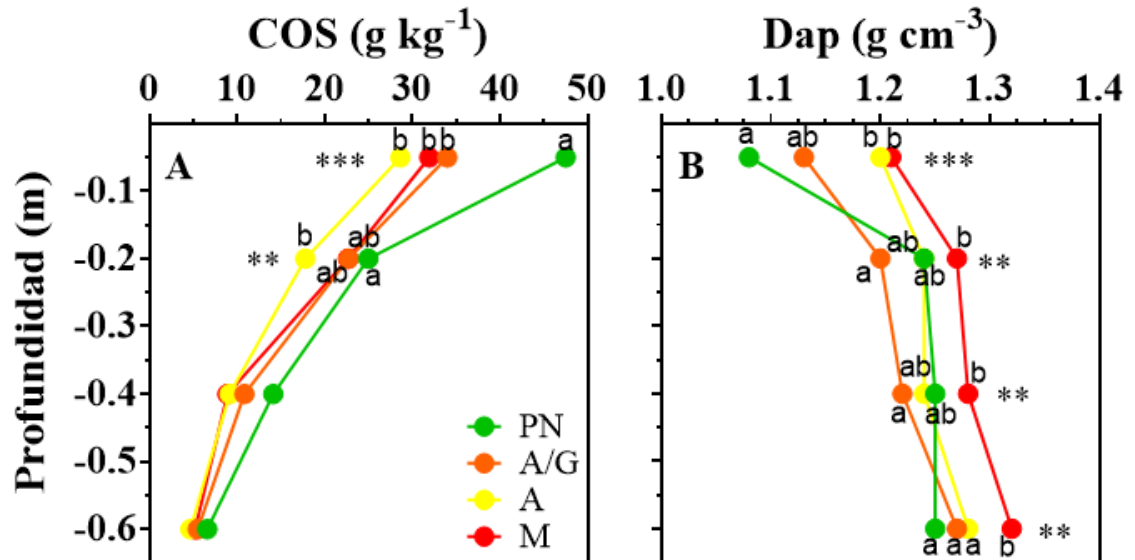


Figura 2. 2. A: Contenido de COS y B: Densidad aparente en las diferentes profundidades analizadas del perfil, en las secuencias Pastizal Natural (PN), Agrícola/Ganadera (A/G), Agrícola (A) y Monocultivo (M). Los asteriscos indican la significancia estadística: *** $p = 0,001$, ** $p = 0,01$, * $p = 0,05$.

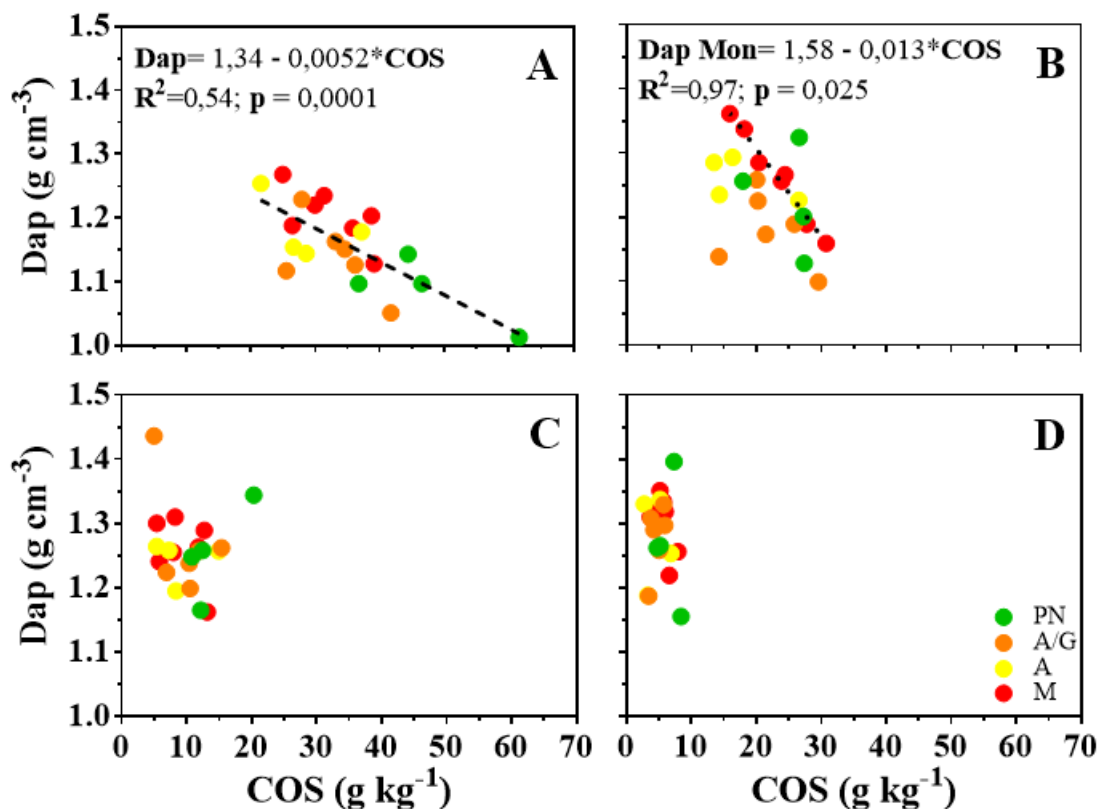


Figura 2. 3. Relación entre la densidad aparente (Dap) y el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en las capas 0-0,05 m (A), 0,05-0,2 m (B), 0,2-0,4 m (C) y 0,4-0,6 m (D), para las secuencias Pastizal Natural (PN), Agrícola/Ganadera (A/G), Agrícola (A) y Monocultivo (M). La línea segmentada en la figura A ajustan la relación entre Dap y COS para todas las secuencias de cultivos; La línea de puntos en la figura B, ajustan la relación entre Dap y COS solo para la secuencia M.

En el estrato de 0-0,2 m, el 84% del COS de la capa 0-0,2 m (Rango de 81 a 86%) estuvo asociado a la fracción mineral (i.e: C_{MOAM}) y si bien las secuencias no afectaron ésta relación (i.e: C_{MOAM}/COS) ($p>0,1$), se hallaron diferencias significativas de COS debido a una disminución significativa del C_{MOAM} entre PN y A, presentando éste último los menores valores. Por su parte, el C_{MOP} representó alrededor del 16% del COS sin diferencias entre secuencias ($p>0,1$) similar a lo observado en la relación C_{MOAM}/COS . En contraposición a lo observado en el C_{MOAM} , los contenidos de C_{MOP} no fueron afectados por la secuencia de cultivos (**Cuadro 2. 3**).

Cuadro 2. 3. Contenido de carbono orgánico total (COS), carbono asociado a los minerales (C_{MOAM}), carbono particulado (C_{MOP}) y sus relaciones al carbono orgánico total (C_{MOAM}/COS y C_{MOP}/COS) en la capa 0-0,2 m.

Secuencia	COS [¶]	C_{MOAM} [¶]	C_{MOP} [¶]	C_{MOAM}/COS [¶]	C_{MOP}/COS [¶]
	-----g kg ⁻¹ -----			----- (%)-----	
Pastizal Natural	30,41 ± 2,73 a	24,94 ± 2,39 a	5,48 ± 1,62 a	81,87 ± 3,33 a	18,13 ± 4,92 a
Agrícola/Ganadera	24,71 ± 2,05 ab	20,20 ± 1,35 ab	4,50 ± 1,33 a	82,85 ± 2,72 a	17,50 ± 3,96 a
Agrícola	20,35 ± 3,05 b	17,11 ± 2,53 b	3,24 ± 0,57 a	84,25 ± 3,33 a	15,75 ± 1,34 a
Monocultivo	25,35 ± 2,02 ab	21,63 ± 1,56 ab	3,72 ± 0,63 a	86,27 ± 2,56 a	14,31 ± 1,55 a
DMS	8,55	7,71	3,44	10,75	10,74

[¶]Los valores indican la Media ± 1 EE. DMS: Diferencias mínimas significativas. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas con un p-valor < 0,1.

2.3.2. Estabilidad de Agregados

LOS $DMP_{PROMEDIO}$ de los tres pre-tratamientos variaron entre 1,91 y 2,96 mm, ubicando a la EA en la categoría de “Estable” a “Muy estable” (**Figura 2. 5**). Se observaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre secuencias, donde la EA de aquellas con participación de cultivos anuales (i.e: A/G, A y M) fue 20 a 35% inferior a la de los lotes con PN (**Figura 2. 4 A y D**), y con diferencias entre secuencias que incluyeron pasturas (i.e: A/G) respecto de las que no (i.e: A y M), cuando se contempló el tiempo

desde la intervención del pastizal (**Figura 2. 4 B, C, E y F**). En este sentido, en la capa de 0-0,05 m la caída de la EA desde la intervención del pastizal (i.e: las diferencias relativas entre pendientes) fue un 43% menor en lotes que incluyeron pasturas respecto de los que no lo hicieron (**Figura 2. 4 B y C**), mientras que en la capa de 0,05-0,2 m fue un 11,1% menor (**Figura 2. 4 E y F**).

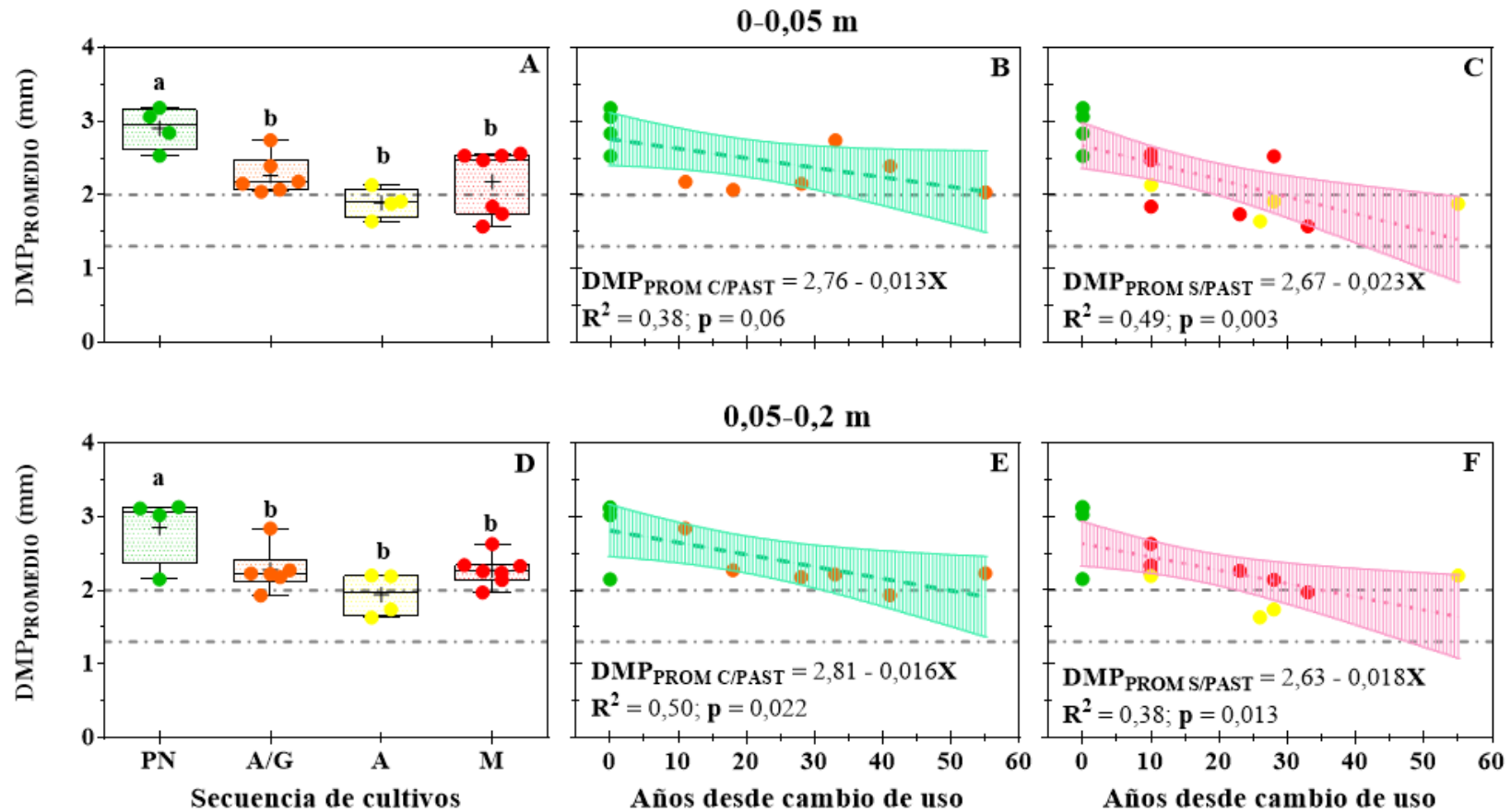


Figura 2. 4. Diámetro medio ponderado promedio ($DMP_{PROMEDIO}$) en función de las Secuencias: Pastizal Natural (PN), Agrícola/Ganadera (A/G), Agrícola (A) y Monocultivo (M) (A y D), y de los años desde la intervención del pastizal en Secuencias con inclusión de pasturas (B y E) y sin inclusión de pasturas (C y F), para las capas de suelo 0-0,05 m (A, B y C) y 0,05-0,2 m (D, E y F). En las figuras A y D los puntos corresponden a la EA en cada lote y las barras indican ± 1 DE. En las Figuras B, C, E y F, las líneas segmentadas y de puntos indican la recta de regresión \pm IC 95%. Las líneas grises indican los umbrales de EA: “Muy estable” y “Estable”.

Los valores de DMP variaron entre secuencias y pre-tratamientos, mostrando patrones similares entre las capas 0-0,05 m y 0,05-0,2 m (**Figura 2. 5** y **Figura 2. 6**). Luego del pre-tratamiento HR, más del 60% de los agregados de la secuencia PN permanecieron en la fracción > 2 mm, mientras que en las secuencias A/G, A y M, sólo el 40% de los agregados permanecieron en dicha fracción. Como resultado, se incrementaron las proporciones en las fracciones 0,05-0,2 y 0,2-2 mm (**Figura 2. 6** y **Figura 2. 7**). Por su parte, si bien en los pre-tratamientos de HE y HC también mostraron diferencias entre secuencias (**Figura 2. 5**), en términos relativos esta fue menor al 20%. En estos pre-tratamientos (i.e: HE y HC), más del 60% de los agregados permaneció dentro de la categoría de macroagregados (**Figura 2. 6** y **Figura 2. 7**).

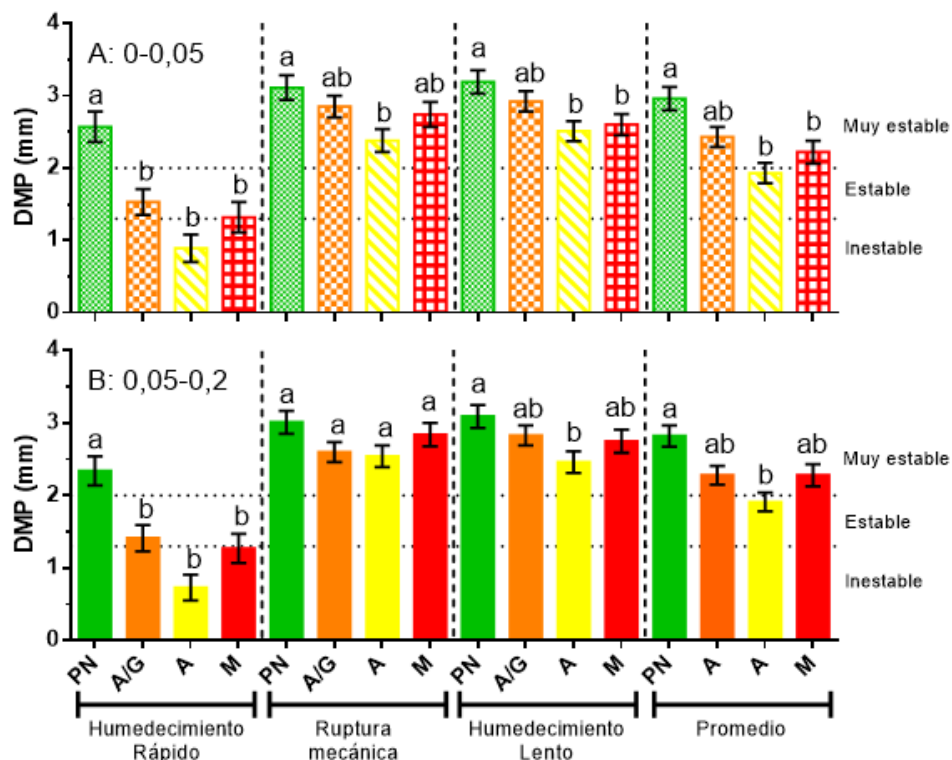


Figura 2. 5. Tamaño de agregados (Diámetro medio ponderado: DMP en mm) para las secuencias de Pastizal Natural (PN) (n = 12), Agrícola-Ganadera (A/G) (n = 18), Agricultura (A) (n = 12) y Monocultivo (M) (n = 21), en los estratos 0-0,05 y 0,05-0,2. Según los tres pre-tratamientos, el promedio y los límites de las clases en la escala de estabilidad (líneas punteadas) propuestos en la metodología de Le Bissonnais., (1996).

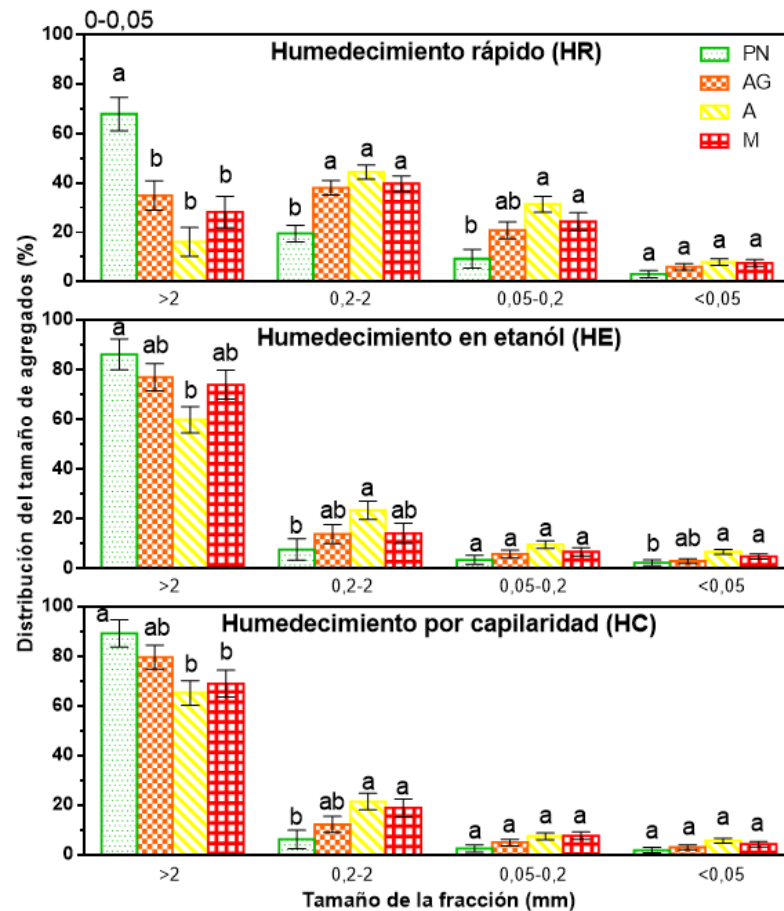


Figura 2. 6. Distribución del tamaño de agregados en función de la escala propuesta por Tisdall y Oades (1982), para las secuencias de Pastizal Natural (PN) (n = 12), Agrícola-Ganadera (A/G) (n = 18), Agricultura (A) (n = 12) y Monocultivo (M) (n = 21), en el estrato 0-0,05. Según los tres pre-tratamientos de la metodología propuesta por Le Bissonnais., (1996).

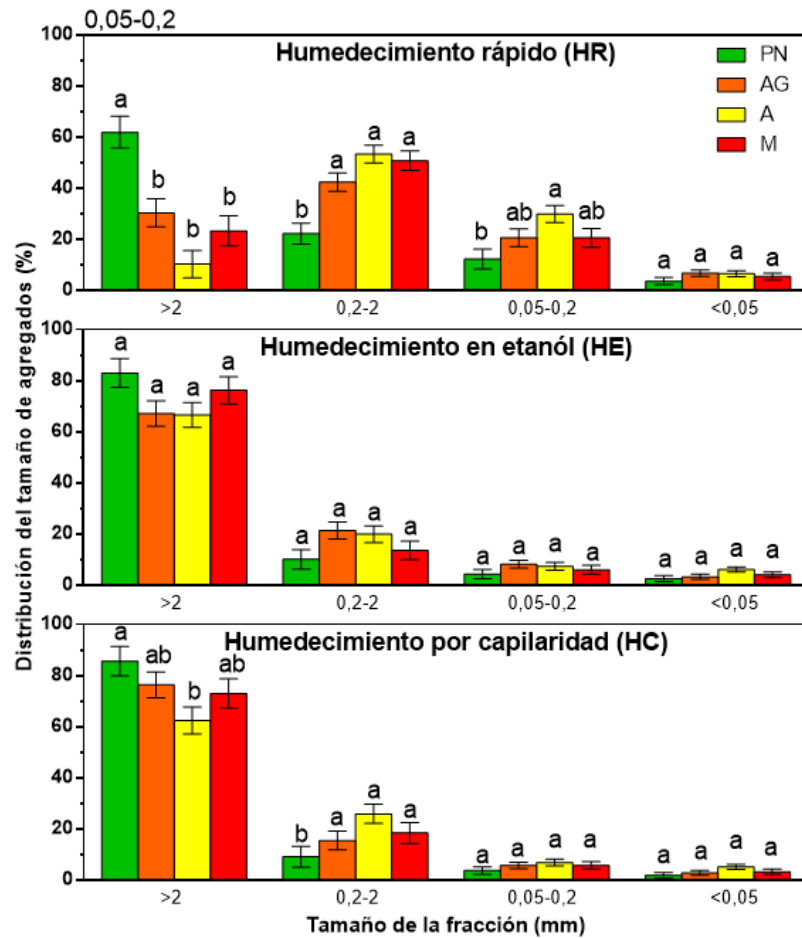


Figura 2. 7. Distribución del tamaño de agregados en función de la escala propuesta por Tisdall y Oades (1982), para las secuencias de Pastizal Natural (PN) (n = 12), Agrícola-Ganadera (A/G) (n = 18), Agricultura (A) (n = 12) y Monocultivo (M) (n = 21), en el estrato 0,05-0,2. Según los tres pre-tratamientos de la metodología propuesta por Le Bissonnais., (1996).

En el estrato superficial (i.e: 0-0,05 m), el DMP de cada pre-tratamiento fue explicado por diferentes variables. El DMP_{HR} se relacionó siempre positivamente por el C_{MOAM} ($R^2 = 39,2\%$; $p = 0,0007$) y el C_{MOP} ($R^2 = 18,2\%$; $p = 0,04$) (**Cuadro 2. 4**); mientras que el DMP_{HE} se relacionó positivamente con el C_{MOAM} ($R^2 = 34\%$; $p = 0,0005$) y negativamente con el pH ($R^2 = 16,7\%$; $p = 0,023$) (**Cuadro 2. 4**); en el caso del DMP_{HC} tanto el C_{MOAM} como el C_{MOP} mostraron efectos positivos ($R^2 = 31,4\%$; $p = 0,015$; $R^2 = 13,7\%$; $p = 0,0008$, respectivamente), mientras que el PSI lo afectó negativamente ($R^2 = 22,7\%$; $p = 0,0029$). Finalmente, la variación en el $DMP_{PROMEDIO}$ pudo ser explicada en

un 55,8%, siendo el C_{MOAM} ($R^2 = 46\%$) y el C_{MOP} ($R^2 = 9,6\%$), las principales determinantes de dicha variación (**Cuadro 2. 4**).

En el estrato 0,05-0,2 m, las variables explicativas de los DMP fueron el C_{MOAM} y la CEe en todos los pre-tratamientos. El C_{MOAM} explicó entre el 21,1 y 36,5% de la variación total, mientras que la CEe lo hizo en el rango del 16 al 29,5% (**Cuadro 2. 4**).

Cuadro 2. 4. Coeficientes de regresión parcial, estadísticos, significancia (p-valor) y variabilidad explicada para cada regresión múltiple de los pre-tratamientos de estabilidad de agregados.

Profundidad	Pre-tratamiento	Coeficientes de regresión parcial			p-valor	Variabilidad explicada
		Estadístico	EE			
0-0,05	Humedecimiento rápido	Intercepto	-0,61	0,41	0,156	
		C_{MOAM}	0,056	0,029	0,0404	39,20%
		C_{MOP}	0,063	0,014	0,0007	18,20%
	Humedecimiento en etanol	Intercepto	3,5	0,635	<0,0001	
		C_{MOAM}	0,036	0,008	0,0005	34%
		pH	-0,301	0,122	0,023	16,70%
	Humedecimiento por capilaridad	Intercepto	1,87	0,25	<0,0001	
		C_{MOAM}	0,022	0,008	0,0155	31,40%
		C_{MOP}	0,076	0,019	0,0008	13,70%
	Promedio	PSI	-0,201	0,058	0,0029	22,70%
		Intercepto	0,998	0,278	0,0021	
		C_{MOAM}	0,037	0,009	0,0004	46,4%
		C_{MOP}	0,038	0,019	0,05	9,75%
0,05-0,2	Humedecimiento rápido	Intercepto	-1,4	0,59	0,028	
		C_{MOAM}	0,095	0,026	0,002	29,70%
		CEe	1,75	0,51	0,003	29,50%
	Humedecimiento en etanol	Intercepto	-1,95	0,267	< 0,0001	
		C_{MOAM}	0,03	0,012	0,021	21,10%
		CEe	0,74	0,234	0,044	16,20%
	Humedecimiento por capilaridad	Intercepto	1,38	0,36	0,001	
		C_{MOAM}	0,053	0,016	0,004	31,29%
		CEe	0,74	0,316	0,031	16%
	Promedio	Intercepto	0,65	0,3	0,047	
		C_{MOAM}	0,059	0,01	0,0004	36,50%
		CEe	0,99	0,27	0,0014	27,90%

3.3.3. *Stock de COeq* TOTAL, *stock de COeq* MOP y *stock de COeq* MOAM en el perfil.

Los *stocks* de COeq TOTAL fluctuaron entre 78,4 y 113,6 Tn ha⁻¹ en la capa 0-0,6 m y entre 34 y 71 Tn ha⁻¹ en la capa 0-0,2 m. Estas fluctuaciones no se asociaron a las secuencias realizadas en los últimos 10 años (0-0,6 m: $p = 0,245$, **Figura 2. 8 A**; 0-0,2 m: $p = 0,182$, **Figura 2. 8 D**), pero sí a los años transcurridos desde la intervención del pastizal (**Figura 2. 8 B, C, E y F**).

En la capa 0-0,6 m el *stock* de COeq TOTAL se redujo a una tasa de $0,73 \pm 0,26$ Tn COeq año⁻¹ en lotes con secuencias A/G (i.e: con pasturas) y $1,05 \pm 0,30$ Tn COeq año⁻¹ en lotes con secuencias A+M (i.e: sin pasturas) (**Figura 2. 8 B y C**), dichas pendientes no difirieron estadísticamente entre sí ($p = 0,44$).

En el estrato de 0-0,2 m, el tiempo transcurrido desde la intervención del pastizal redujo el *stock* de COeq TOTAL $0,51 \pm 0,17$ Tn COeq año⁻¹ solo en lotes con secuencias sin pasturas (**Figura 2. 8 E y F**), las cuales fueron explicadas en un 78% por reducciones del *stock* de COeq MOAM ($p = 0,015$) y un 22% desde el *stock* de COeq MOP ($p = 0,16$) (**Figura 2. 8 I y L**, respectivamente).

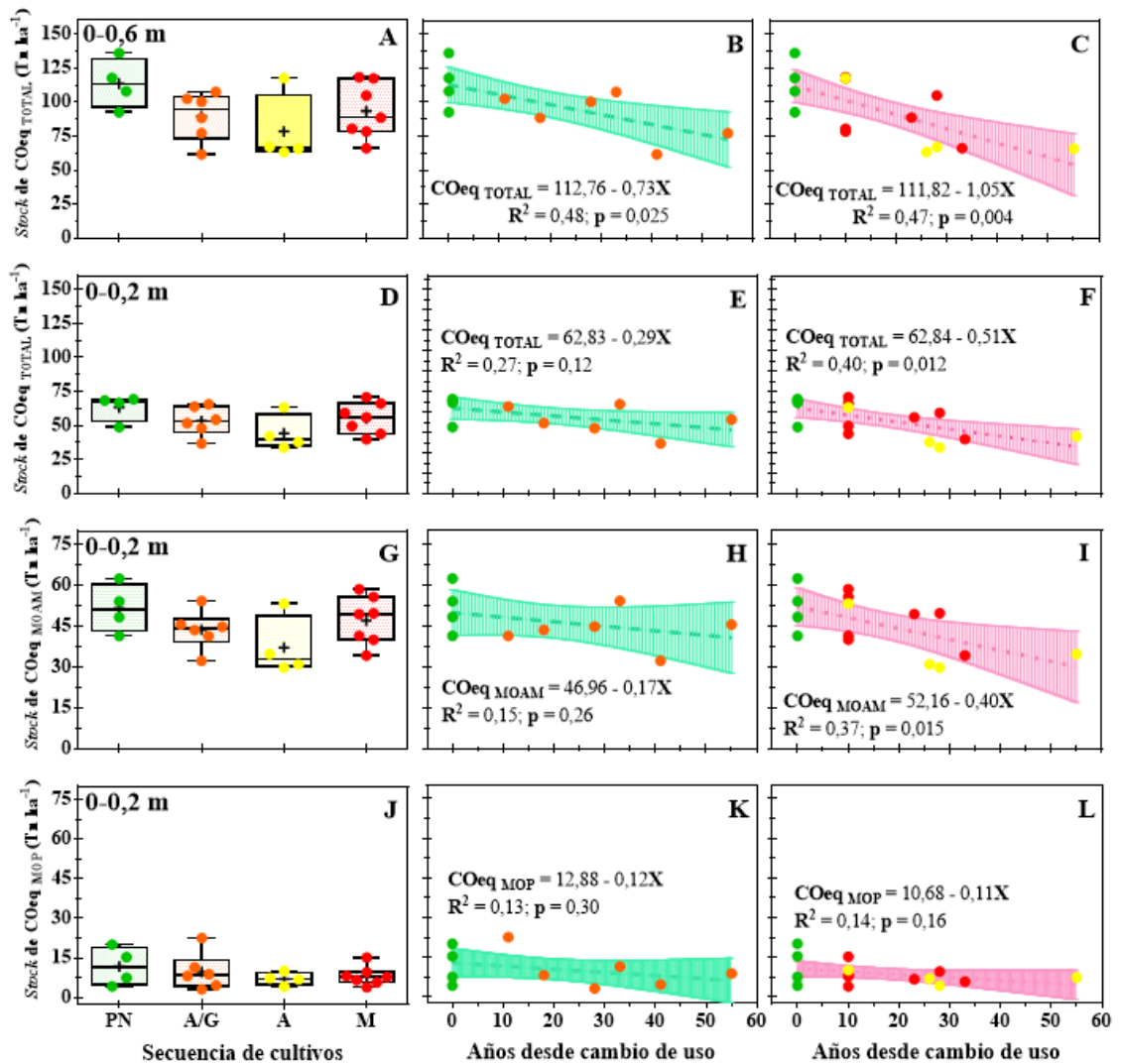


Figura 2. 8. Stock de COeq total (A-F), el asociado a los minerales (G-I) y el particulado (J-L), en función de las secuencias de cultivos (A, D, G y J) y de los años desde la intervención del pastizal (B, C, E, F, H, I, K y L), en las capas de suelo 0-0,6 m (A-C) y 0-0,2 m (D-L) m. En los box-plot, las barras de error indican los valores máximos y mínimos, los puntos indican el stock de COeq en cada lote y el “+” indica el valor medio. En las regresiones las líneas segmentadas y punteadas son las rectas que ajusta la ecuación y la banda indica el IC 95%. Los gráfico B, E, H y K corresponden a “Con pastura” (i.e: PN + A/G; n = 10) y los gráficos C, F, I y L corresponden a “Sin Pastura” (i.e: PN + A + M; n = 15).

2.4. Discusión

Los resultados muestran que cambios en el uso de los suelos de pastizales, redujeron las concentraciones de COS mayormente en las capas superficiales, lo que se tradujo en caídas de la fertilidad física de los suelos observada a través del incremento de

la Dap (**Figura 2. 3**) y reducciones en la EA (**Figura 2. 4**). Donde se observó que fue el C_{MOAM} la fracción del COS que presentó una mayor relación positiva con la EA respecto a las otras variables analizadas (i.e: C_{MOP} , PSI, CEE y pH) (**Cuadro 2. 4**). A su vez, tanto las caídas de la EA como del *stock* de COeq fueron afectadas por el tiempo desde el cambio de uso de los lotes con pastizales y de la presencia/ausencia de pasturas en la secuencia (**Figura 2. 4** y **Figura 2. 8**, respectivamente). Se observó que la EA en las secuencias sin inclusión de pasturas cayó por debajo del umbral “Muy estable” a los \approx 25-30 años desde la intervención del pastizal (**Figura 2. 4** C y F), algo que no se observó en lotes donde las pasturas fueron incluidas (**Figura 2. 4** B y E), sugiriendo una degradación física más acelerada bajo secuencias A y/o M.

Es esperable la influencia positiva del C_{MOP} en mantener los agregados estables en la capa 0-0,05 m (**Cuadro 2. 4**) frente al efecto negativo sobre la EA que generan la explosión de agregados por un rápido ingreso de agua (pre-tratamiento HR) o altos niveles de sodicidad (pre-tratamiento HC). Ya que se en esa capa (i.e: 0-0,05 m) se encuentra la mayor parte del carbono lábil asociado a residuos vegetales en descomposición (Álvarez et al., 2011), y su rol es adherir a los microagregados previamente formados por la unión de partículas minerales y C_{MOAM} mediante fuerzas de cohesión y de adsorción (Tisdall y Oades, 1982; Six et al., 2000).

No obstante, a diferencia de lo esperado, el C_{MOAM} fue el componente del COS que mantuvo en mayor medida la EA frente a los diferentes agentes disruptivos de cada pre-tratamientos (Rango de R^2 : 31 a 46% para el C_{MOAM} y 9,75 a 18% para el C_{MOP}) (**Cuadro 2. 4**). Esto se alinea con aquellos reportados por Casas et al., (2019), quienes concluyeron que la MOAM juega un rol fundamental en la estabilidad de agregados de suelos sódicos bajo pasturas implantadas. Esto podría ser consecuencia de la acción del C_{MOAM} sobre la superficie de los limos y arcillas. En este sentido, Buchmann y

Schaumann (2018) demostraron que el C_{MOAM} recubre las partículas minerales formando estructuras de hidrogel en forma de red y con propiedades elásticas que incrementan la interconectividad y reducen su humectabilidad de los microagregados. Esto refuerza la cohesión entre dominios de arcilla y cuarzo, confiriéndole al agregado una mayor resistencia a la ruptura mecánica, menor capacidad de hinchazón y por consiguiente una menor dispersión (Buchmann y Schaumann, 2018; Tisdall y Oades, 1982; Utomo y Dexter, 1981a, 1981b).

Se pudo determinar que por cada 1% de incrementos en el PSI la EA por humedecimiento por capilaridad caería 0,201 mm (**Cuadro 2. 4**). Estos efectos adversos de la sodicidad están en línea con los resultados de Barzegar et al., (1997) quienes observaron mayores porcentajes de arcilla dispersada espontáneamente ante incrementos en los niveles de sodicidad, independientemente del tipo de arcilla evaluada. Estos resultados son esperables, dado que el elevado radio de hidratación del Na^+ reduce las fuerzas de atracción entre las partículas minerales (Tan 2011) y consecuentemente incrementa la dispersión físico-química y espontánea de las partículas (Le Bissonnais 1996). Si bien los valores de PSI encontrados en la capa de 0-0,05 m fueron bajos (rango 0,31-5,06), estos resultados alertan sobre la peligrosidad de este catión en los suelos de esta región, la cual muestra una alta recurrencia de ascensos de napa cargada con sales sódicas/alcalinas principalmente durante los meses de invierno (Jobbágy y Jackson 2007; Lavado y Taboada 1988).

Estos resultados no aportan evidencias suficientes para rechazar la H_{A-1} donde se estableció que cuanto mayor es el tiempo desde la intervención del pastizal natural, las secuencias menos intensificadas y diversas generan caídas más pronunciadas en la EA e incrementos de la Dap, y además contribuyen a alertar sobre la mayor importancia del C_{MOAM} en la EA, como se observa en el Cuadro 2. 4

y que hasta el momento ha sido poco evaluado en suelos de la Pampa Deprimida (Casas et al., 2019).

El *stock* de COeq TOTAL a los 0-0,2 m y 0-0,6 m, no mostró cambios debido a la secuencia de cultivos en los últimos 10 años (**Figura 2. 8 A y D**), pero sí se observaron reducciones asociadas a los años desde la intervención del pastizal (**Figura 2. 8 B, C y F**). En la capa 0-0,2 m el uso de pasturas en la secuencia mantuvo el *stock* de COeq (**Figura 2. 8 E**), hecho que no fue observado en lotes con secuencias sin pasturas (i.e: A y/o M) donde las caídas se dieron en mayor medida en el *stock* de COeq MOAM (**Figura 2. 8 I y L**). Mientras que en la capa 0-0,6 m las disminuciones fueron independientes de incluir o no pasturas en la secuencia (**Figura 2. 8 B y C**). Estos resultados están en línea con Studdert et al., (1997), quienes en un estudio sobre suelos sin limitantes de la Pampa Austral encontraron que, ciclos de pasturas de 3-4 años permiten recuperar el COS perdido en los primeros 0,15 m durante ciclos agrícolas de hasta 7 años. En base a resultados de esta tesis, en la Pampa Deprimida dicha recuperación solo se daría en la capa superficial (**Figura 2. 8 E**), posiblemente como consecuencia de la estratificación del COS en sistemas en siembra directa (Álvarez *et al.*, 2011), ya que la inclusión de pasturas en la secuencia no evitó las caídas del *stock* de COeq cuando se midió un mayor espesor de suelo (**Figura 2. 8 B y C**). Sugiriendo la necesidad de ciclos de pasturas más prolongados para permitir capturar y compensar el COS perdido desde capas más profundas, esta hipótesis necesita nuevos estudios para ser comprobada.

Las caídas observadas en los *stocks* de COeq TOTAL estuvieron más asociadas al tiempo desde el cambio de uso que al tipo de secuencia realizada en los últimos diez años, con descensos de entre 0,7 y 1 Tn de C ha⁻¹ año⁻¹ (**Figura 2. 8 B, C, E y F**). Estos valores son similares a los informados por Guo y Gifford (2002), quienes establecieron que el tiempo desde la intervención de las pasturas es la variable más importante en determinar

las reducciones en los *stocks* del COeq. También concuerdan con Guillaume et al., (2022), quienes hallaron que el tipo de secuencia de cultivos afectó principalmente el contenido del C_{MOAM} al pasar de pastizales perennes a cultivos anuales. **Los resultados detallados hasta aquí, corroboran parcialmente la segunda hipótesis (H_{A-2}) que proponía que los contenidos del COS y el *stock* de COeq disminuían ante el uso de secuencias menos diversificadas, y que dichas disminuciones se ve magnificadas cuanto mayor es el tiempo desde la intervención del pastizal natural y en secuencias que no incluyen pasturas.**

A diferencia de lo que sucede en otros pastizales, en los cuales la proporción de C_{MOP} constituye hasta el 39% del COS (Cambardella y Elliott, 1992). En los suelos de pastizales muestreados en esta tesis, el C_{MOP} solo representó del 14 a 18% del COS (**Cuadro 2. 3**), demostrando que son valores muy bajos de C_{MOP} en relación al C_{MOAM} , similares a los hallados en pastizales de la Pampa Ondulada (Barbosa et al., 1997). Por esto, es esperable que los *stocks* del COeq MOP no hayan sufrido reducciones significativas entre secuencias (**Figura 2. 8 J**) o desde el tiempo de intervención del pastizal (**Figura 2. 8 K y L**) ya que el ingreso de carbono derivado de los restos vegetales de las pasturas y cultivos en una secuencia, pudieron haber sido suficientes para mantener los valores prístinos de C_{MOP} (Six et al., 2000). Sin embargo, cabe preguntarse por qué una fracción a priori considerada menos sensible a la degradación microbiana debido a la protección física de las partículas minerales como el C_{MOAM} (Benbi et al., 2014; Duval et al., 2013; Six et al., 2002), resulta sensible a cambios asociados al manejo en suelos de la Pampa Deprimida.

La disminución del C_{MOAM} se puede dar por una alta tasa de mineralización cuando se desorbe de las partículas minerales (Cates et al., 2019; Kleber et al., 2007). Resultados en ensayos de incubación demuestran que la desorción del C_{MOAM} se

incrementa por presencia de hierro reducido (Fe^{+++} a Fe^{++}) (Huang y Hall, 2017; Lavallee et al., 2020). Los procesos de reducción se dan en suelos con drenaje deficiente, como los de la Pampa Deprimida (INTA 1990; Tan 2011). En este sentido fluctuaciones de un estado *redox* moderadamente reducido a altamente reducido asociados a anegamientos temporarios han sido medidos por Taboada y Lavado (1986) en suelos similares a los estudiados en esta tesis. Estos cambios en los estados *redox* pudieron haber generado condiciones que favorecieron la desorción del C_{MOAM} volviéndolo disponible para su mineralización en lotes con una secuencia A o M generando la caída observada en la **Figura 2. 8 I**. Esto no habría sucedido en los lotes con una secuencia A/G (**Figura 2. 8 H**), ya que el mayor consumo de agua de las pasturas implantadas durante períodos invernales (Nosetto *et al.*, 2015) pudo haber atenuado los excesos hídricos evitando cambios en los estados *redox* y no favoreciendo la desorción del C_{MOAM} . Estas hipótesis necesitan mayores estudios para ser demostradas, dado que los resultados encontrados sugieren que los suelos hidro-halomórficos destinados a agricultura presentan una elevada sensibilidad a la degradación estructural ya que elevar o recuperar el C_{MOAM} conlleva desafíos de mediano/largo plazo.

Si bien la importancia de las pasturas para incrementar los contenidos de COS, los *stocks* de CO_{eq} y la productividad de los suelos ya ha sido suficientemente demostrada (Franzluebbers et al., 2014; Guillaume et al., 2021; Studdert et al., 1997), los resultados obtenidos aquí advierten en qué medida las secuencias de cultivos impactan en los *stocks* de CO_{eq} en suelos de la Pampa Deprimida. A su vez, las consecuencias de las reducciones en la fertilidad física y caídas en los niveles de COS encontradas en este capítulo podrían involucrar efectos sobre los parámetros químicos del suelo, como se ha observado en trabajos donde se evaluaron diferentes usos del suelo (Kuppel et al., 2015; Nosetto et al., 2012), esos aspectos se abordan en el Capítulo 3.

2.5. Conclusiones

Este capítulo puso de relieve la importancia de la secuencia de cultivos y los años desde el cambio de uso del suelo en el control de la magnitud y dirección de cambios en los contenidos y *stocks* del COeq, como de las propiedades físicas del mismo, en pastizales de la Pampa Deprimida.

En este sentido se encontró que las reducciones de los contenidos de COS en superficie impactaron en aumentos de la Dap independientemente de la secuencia de cultivos y que el monocultivo además afectó la Dap hasta los 0,2 m; además que la EA estuvo principalmente asociada al contenido de C_{MOAM} .

El C_{MOAM} fue la fracción más afectada por los años desde la intervención del pastizal cuando no se incluyeron pasturas en las secuencias, motivo por el cual explicó en mayor medida las reducciones en los *stocks* de COeq en la capa 0-0,2m, este impacto positivo de la inclusión de pasturas no se reflejó cuando se evaluaron capas más profundas (i.e: 0-0,6 m). De estos resultados se desprende la necesidad de llevar adelante secuencias de cultivos que integren pasturas para mantener superficialmente los niveles de C_{MOAM} y consecuentemente la calidad estructural de la capa superficial.

CAPÍTULO 3.

EFFECTO DEL TIEMPO TRANSCURRIDO DESDE LA INTERVENCIÓN DEL PASTIZAL Y LAS SECUENCIAS DE CULTIVOS SOBRE LAS VARIABLES QUÍMICAS EN SUELOS HIDRO-HALOMÓRFICOS.

3.1. Introducción

Los suelos halomórficos son aquellos que presentan problemas derivados por excesos de sales en la solución (i.e: una conductividad eléctrica en el extracto de saturación mayor a 4 dSm^{-1}) o sodio en el complejo intercambiable o en la solución del suelo (i.e: más de 15% de sodio ocupando los sitios de intercambio o 13% en la solución del suelo) (USSL 1954). Se estima que actualmente el área de cobertura a nivel mundial asciende a 1128 Mha (Wicke et al., 2011; Stavi et al., 2021). Si bien los suelos halomórficos están más ampliamente difundidos en regiones áridas y semiáridas, también se encuentran en zonas de clima sub-húmedo y húmedo (Stavi et al., 2021).

Por otro lado, los suelos hidromórficos son aquellos que se encuentran saturados con agua por al menos parte del año la mayoría de los años, en ese lapso de tiempo el suelo está en una condición anaeróbica y químicamente reducido (Ponnamperuma 1972; Taboada 2009). Estas fluctuaciones de los estados *redox* provoca i) aumentos de pH en suelos ácidos y caídas de pH en suelos neutros/alcalinos, ii) incrementos en la concentración de hierro soluble en agua y iii) los cationes son desplazados de los sitios de intercambio (Ponnamperuma 1972).

Con 85 Mha de suelos halomórficos, la Argentina es el país más de Latinoamérica más afectado por halomorfismo, donde en términos generales los suelos salinos se han desarrollado principalmente en zonas con precipitaciones menores a 700 mm año^{-1} , mientras que los suelos sódicos lo hicieron en regiones con precipitaciones mayores a 700 mm año^{-1} (Lavado 2007; Pla Sentís 2021). Mientras que los suelos hidromórficos alcanzan las 69 Mha, donde el 48% del total corresponde a humedales (Grupo I), el 36% del total son suelos frecuentemente anegables por tener limitantes de drenaje (Grupo II) y un 16% del total son suelos con algún rasgo redoximórfico o de hidromorfismo solo en profundidad (Grupo III) (Taboada et al., 2017). Dado que generalmente los grupos II y

III de los suelos hidromórficos presentan simultáneamente excesos de sales y/o sodio intercambiable, son usualmente llamados “hidro-halomórficos” (Taboada et al., 2017).

La Pampa Deprimida es una región de gran extensión (9 Mha) donde prevalecen estos suelos hidro-halomórficos. Ya que alrededor del 50% del área muestra algún grado de salinidad/alcalinidad en el perfil del suelo (INTA 1980), y debido a sus deficientes condiciones de drenaje, se dan en conjunto anegamientos alternados con sequías temporarias (INTA, 1980; Taboada et al., 2017; Vázquez et al., 2011). Sin embargo, aún con las mencionadas limitantes edáficas, desde el año 2005 esta región ha experimentado un cambio en el uso de los suelos que pasó de tener pastizales naturales manejados con bajas cargas ganaderas, a sistemas que combinan ganadería y agricultura, o sistemas netamente agrícolas (Otondo y Cicchino 2007; SAGyP 2023). Estas alteraciones pueden afectar la dinámica del agua, lo cual puede también determinar cambios sustanciales en el movimiento de las sales (Pla Sentís 2021; USSL 1954). En áreas de secano, en general se acepta que el halomorfismo se da por dos tipos de procesos, i) la acumulación de sales productos de la meteorización o provenientes de depósitos generados por erosión hídrica y/o eólica, que ocurre en sectores elevados del relieve con un drenaje deficiente y/o con una napa freática profunda, y ii) la acumulación de sales transportadas por la napa, que acontece en sectores bajos del relieve y con influencia frecuente de una napa superficial (Rengasamy 2010). En este último caso, el aumento en las concentraciones y permanencia de solutos en el perfil puede darse por mecanismos de convección o difusión (Hillel 1998).

Los incrementos del halomorfismo edáfico vinculados a cambios en el uso del suelo pueden generar una mayor velocidad de los procesos de pérdidas del COS (Wong et al., 2010), afectando así la fertilidad, la productividad y la sustentabilidad de los sistemas agropecuarios (Blanco-Canqui y Lal, 2008; Lal, 2001). Diversos estudios han

encontrado acumulación de sales en el perfil del suelo, asociados a las fluctuaciones estacionales de la capa freática (Lavado y Taboada, 1988; Luo et al., 2011), cambios de cobertura del suelo (Cisneros et al., 2007; Jobbágy y Jackson, 2004, 2007) o a riego con aguas de baja calidad (Torres Duggan et al., 2012). Sin embargo, los trabajos citados se focalizaron en sistemas agrícolas bajo riego, sistemas ganaderos bajo pastoreo extensivo, o evaluando cambios en la cobertura del suelo en sistemas forestales. Mientras que los cambios en las variables halomórficas de horizontes sin esta problemática, en suelos destinados a agricultura en seco donde el halomorfismo se encuentra en horizontes subsuperficiales, han recibido hasta ahora escasa atención.

El objetivo planteado en este capítulo fue describir y comparar el estado actual de las variables indicativas de halomorfismo: 1) PSI, 2) RAS, 3) pH y 4) CEe, bajo distintas situaciones de manejo que reflejan los cambios de uso de los suelos a partir de pastizal natural en suelos de la sub-región de depósitos finos de la Cuenca del Salado. Las hipótesis de este capítulo fueron que la sodicidad (i.e: PSI y RAS) (**HB-1**) y la alcalinidad (**HB-2**) en suelos hidro-halomórficos aumenta desde las capas sub-superficiales cuando el tiempo de ocupación del suelo por cobertura vegetal viva es menor.

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Sitios Muestreados

Los sitios muestreados se corresponden con los descritos en el Capítulo 2 (ítem

2.2.1. Sitios muestreados Se evaluaron las capas de suelo 0-0,2, 0,2-0,4 y 0,4-0,6 m.

3.2.2. Variables determinadas

Para cuantificar el tipo y el grado de halomorfismo en los perfiles, se determinaron el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) (Ec 3.1); la relación de adsorción de sodio

(RAS) (Ec 3.2); el pH actual medido en una relación suelo:agua de 1:2,5 y la salinidad medida a partir de la conductividad eléctrica en el extracto acuoso de la pasta saturada (CEe) (Rhoades 1982).

Se determinaron la CIC (mediante destilación Kjeldhal) y los cationes intercambiables (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ y K^+) extraídos con acetato de amonio 1N a pH 7 (Chapman, 1965; Schollenberger y Simon, 1945). Los cationes (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ y K^+) y aniones (HCO_3^- y Cl^-) en la solución del suelo (solubles), se obtuvieron del extracto acuoso de pasta saturada (Rhoades 1982). Las concentraciones de Na^+ y K^+ se midieron por fotometría de llama; Ca^{++} y Mg^{++} por espectrofotometría de adsorción atómica y HCO_3^- por titulación potenciométrica con HCl 0,02N. Los cationes en el complejo de intercambio y la CIC se expresaron en $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de suelo, mientras que los cationes y aniones en la solución del suelo se expresaron en mmol l^{-1} de solución.

$$PSI = \frac{Na^+}{CIC} \quad [\text{Ec 3.1}]$$

Donde Na^+ es la concentración de sodio intercambiable y CIC es la capacidad de intercambio catiónico, ambos expresados en $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de suelo.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{(Ca^{++}+Mg^{++})}{2}}} \quad [\text{Ec 3.2}]$$

Donde Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} son las concentraciones de sodio, calcio y magnesio, respectivamente, en el extracto de saturación, expresados en mmol l^{-1} de solución

Dado que el movimiento de sales en el perfil está asociado a la dinámica de consumo de agua de la cobertura vegetal (Pla Sentís 2021; USSL 1954) y, a que diversos

estudios han documentado relaciones estrechas entre índices de vegetación derivados de satélites y la evapotranspiración de diversas coberturas vegetales (ET_C) (Kamble et al., 2013; Nosetto et al., 2015). Se calculó la ET_C promedio anual de las diferentes coberturas vegetales: maíz, soja, trigo/soja, pastura implantada y pastizal natural. Para ello se utilizó el índice de vegetación normalizado (i.e: NDVI) derivado del producto MOD13Q1 de la constelación MODIS extraído de la plataforma de *Google Earth Engine* (Gorelick et al., 2017). Este índice surge de la diferencia normalizada entre la reflectancia en el Rojo (R) y el Infrarrojo cercano (IRc) mediante la ecuación: $NDVI = (IRc - R)/(IRc + R)$ (Rouse et al., 1974).

La caracterización del NDVI se realizó sobre píxeles completamente ocupados por un único tipo de vegetación representativo de cada secuencia. Los píxeles se extrajeron de lotes que superaban las 35 hectáreas. De esta manera se obtuvieron la siguiente cantidad de píxeles de cada cobertura vegetal: Pastizal natural: $n = 3$, pastura implantada $n = 10$, maíz $n = 18$, soja $n = 13$, trigo/soja $n = 10$.

Las ET_C se determinaron como el producto entre la ET de referencia (ET_0) y el coeficiente basal del cultivo (K_{cb}) más el coeficiente de evaporación (K_e) estos dos últimos calculados/estimados a través de los valores de NDVI (Ec 3.3) (Allen et al., 2006). La ET_0 se obtuvo de la estación meteorológica del Servicio Meteorológico Nacional de la localidad de Dolores (SMN 2023), ubicada en el centro de la zona de estudio. Los valores de K_{cb} y K_e , se obtuvieron mediante las Ec 3.4 y Ec 3.5, respectivamente (Allen et al., 2006; Cuesta et al., 2005).

La ET_C se calculó sobre cada uno de los píxeles y luego se promediaron para obtener un único valor de ET_C representativo de cada cobertura vegetal. Posteriormente, se sumó la ET_C de cada cobertura vegetal que presentó cada lote en un período de 9 años y se calculó la ET_C promedio anual de las secuencias en cada lote. Dado que el

procedimiento es una aproximación realizada para caracterizar las secuencias, no se realizó un análisis estadístico de estos resultados y solo se utilizaron para describir y explicar lo encontrado respecto a las sales en el perfil.

$$ET_c = ET_0 * (K_{cb} + K_e) \quad [Ec3.3]$$

$$K_{cb} = 1.5625 * NDVI - 0,1 \quad [Ec 3.4]$$

$$K_e = (1-(fc))*\beta \quad [Ec 3.5]$$

Siendo fc la fracción de cobertura vegetal verde (Ec 3.6), por lo que $(1-fc)$ es la fracción de suelo desnudo, y donde β es un parámetro que refleja el estado evaporativo del suelo desnudo (Ec 3.7).

$$fc = 1.318 * NDVI - 0,1877 \quad [Ec 3.6]$$

$$\beta = K_c \text{ inicial} - K_{cb} \text{ inicial} \quad [Ec 3.7]$$

3.2.3. Análisis estadístico

El efecto de la secuencia en cada profundidad en las variables edáficas sobre el PSI, la RAS, la CEe y el pH fue analizado por medio de sus varianzas (ANOVA).

Los factores “Secuencia” y “Profundidad” se consideraron como efectos fijos, mientras que el factor “Campo” como efecto aleatorio. Se contempló el efecto de las muestras tomadas a diferentes profundidades en un mismo punto de muestreo. Se evaluó la homogeneidad de varianzas, la distribución de los errores aleatorios. Se realizaron test de comparaciones múltiples por Tukey con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ utilizando el procedimiento lme del paquete nlme (Pinheiro et al., 2017) de R v 4.1.2 (R Core Team 2021).

Mediante coeficientes de correlación de Pearson, se analizó la relación entre el pH y el porcentaje de saturación de bases del complejo intercambiable. Se realizaron análisis de componentes principales (ACP) en cada estrato de suelos (i.e: 0-0,2, 0,2-0,4 y 0,4-0,6 m), para evaluar la relación conjunta entre las variables químicas estudiadas con los años desde la intervención del pastizal. Este procedimiento se realizó con el software Info Stat (Di Rienzo et al., 2018).

3.3. Resultados

Las variables indicativas de halomorfismo (i.e: PSI, RAS, pH y CEE), mostraron efectos significativos de la secuencia ($p < 0,0001$) en las diferentes profundidades. Superficialmente, (i.e: 0-0,2 m), no se observaron diferencias entre secuencias en el PSI y la RAS, pero sí se observaron en las capas más profundas (i.e: 0,2-0,4 y 0,4-0,6 m). En estos últimos estratos, el PSI más bajo se dio en la secuencia A/G, intermedio en PN y A, y el más alto en M (**Figura 3. 1 A**). El PSI fue la variable más sensible al impacto de las secuencias en las capas más profundas de suelo analizadas. En cuanto a la RAS, los valores más bajos se hallaron en el estrato 0,2-0,4 m en la secuencia A/G, mientras que las otras secuencias mostraron valores similares (Rango 2,07-2,69). En la capa de 0,4 a 0,6 m, la RAS se ordenó en un sentido creciente: $A/G < A < PN = M$ (**Figura 3. 1 B**).

Como era esperable, los valores de pH siempre fueron más elevados a medida que se profundizó en los perfiles, con valores medios de 5,93, 6,75 y 7,54 en la capa 0-0,2, 0,2-0,4 y 0,4-0,6 m, respectivamente (**Figura 3. 1 C**). El pH fue afectado significativamente por la secuencia en los estratos 0-0,2 m ($p = 0,022$) y 0,2-0,4 m ($p = 0,001$). Los pH de lotes bajo secuencias A/G, A y M alcanzaron valores ligeramente ácidos (Rango 5,65-5,99) y fueron significativamente más bajos que los pH en lotes bajo PN cuyos valores fueron neutros. En la capa más profunda todos los pH presentaron

valores entre neutro y levemente alcalinos, sin diferencias entre secuencias ($p > 0,05$). Solo en la capa superficial, las variaciones en los pH estuvieron relacionados con el porcentaje de saturación de bases del complejo intercambiable (**Cuadro 3. 1**).

La CEE difirió significativamente ($p < 0,0001$) entre secuencias en todas las capas evaluadas, siguiendo en todas las profundidades un orden $A/G < M < A = PN$. Los valores de CEE fluctuaron entre 0,27-0,92 $dS\ m^{-1}$, indicando niveles muy bajos de salinidad (**Figura 3. 1 D**).

El NDVI promedio anual en la secuencia A/G fue 8% más elevado que en lotes con PN y 17% más elevado que en lotes con A y/o M (i.e: 0,647 vs 0,595 y 0,537; respectivamente) (**Figura 3. 2**). Esto se reflejó en una ET_C calculada entre 15 y 35 $mm\ año^{-1}$ más elevada en los lotes con una secuencia A/G respecto a los lotes con A, PN y/o M.

En la secuencia A/G, el NDVI varió entre 0,50 y 0,79 durante el ciclo de pasturas perennes, con picos en primavera-verano y valores medios en los meses de otoño-invierno, indicando una cobertura vegetal viva permanente. Mientras que, durante los ciclos con cultivos anuales en comparación al ciclo con pasturas, se observaron valores máximos levemente más elevados en primavera-verano (Rango 0,82-0,85) y mínimos más bajos en otoño-invierno (Rango 0,44-0,46) durante períodos de tiempo más prolongados. Esta dinámica de crecimiento reflejó un 8 a 16% más ET_C calculada durante los meses de otoño e invierno respecto a las otras secuencias (**Cuadro 3. 2**).

La secuencia A se corresponde a la dinámica de crecimiento de una secuencia maíz-soja-trigo/soja, donde los valores máximos (Rango: 0,8-0,91) acontecieron en los meses de verano y en los meses invernales solo las campañas con trigo. Esto permitió que la ET_C en el período otoño-invierno fuese 8,7% menor a la secuencia A/G, pero con los máximos valores de ET_C en el período primavera-verano (**Cuadro 3. 2**).

En lotes con PN y M los valores más altos de NDVI se dieron en los meses de primavera-verano y los mínimos en otoño-invierno, indicando una estacionalidad en el crecimiento vegetal y el consecuente consumo de agua. Esto se reflejó en similares ET_C calculadas donde las diferencias con la secuencia A/G en los meses de otoño-invierno, fueron las más pronunciadas (**Cuadro 3. 2**).

Cuadro 3. 1. Coeficientes de correlación de Pearson entre los pH y el porcentaje de saturación de bases en los estratos 0-0,2, 0,2-0,4, 0,4-0,6 m.

Profundidad	Coefficiente de correlación	p-valor [§]
0-0,2	0,43	0,061
0,2-0,4	0,18	0,485
0,4-0,6	0,11	0,65

[§] Indica si la relación es estadísticamente significativa o no.

Cuadro 3. 2. Evapotranspiración promedio anual y estacional promedio, calculada en un período de 7 años para las secuencias Pastizal Natural (PN), Agrícola/Ganadera (A/G), Agrícola (A) y Monocultivo (M).

Secuencia	Evapotranspiración		
	Otoño-Invierno	Primavera-Verano	TOTAL
PN	184*	676	860
	(-11,1)**	(-2,2)	(-3,9)
A/G	207	689	895
		(-0,3)	
A	189	691	880
	(-8,7)		(-1,7)
M	173	690	863
	(-16,3)		(-5,4)

* Valores correspondientes a milímetros de agua evapotranspirada calculadas en las estaciones.

** Valores de ET_C relativa respecto a la máxima ET_C estacional calculada.

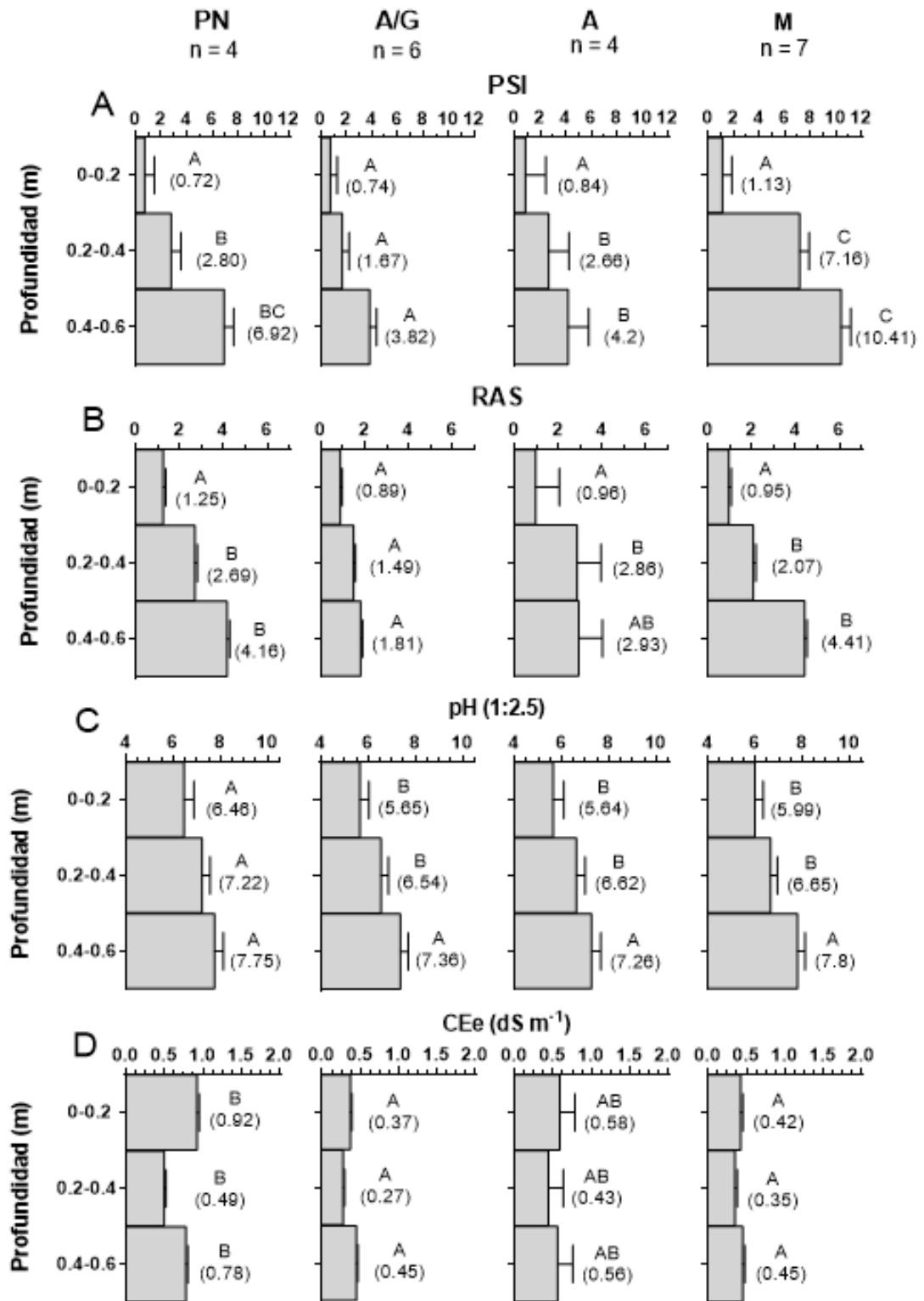


Figura 3. 1. Porcentaje de sodio intercambiable (PSI), **B:** relación de adsorción de sodio (RAS), **C:** pH y **D:** Conductividad eléctrica del extracto de saturación (CEE) en las diferentes profundidades del perfil del suelo analizado. Los valores entre paréntesis indican el valor promedio para esa profundidad. Las barras indican ± 1 DE. Letras diferentes indican diferencias entre Secuencias por capa de suelo ($p = 0,05$).

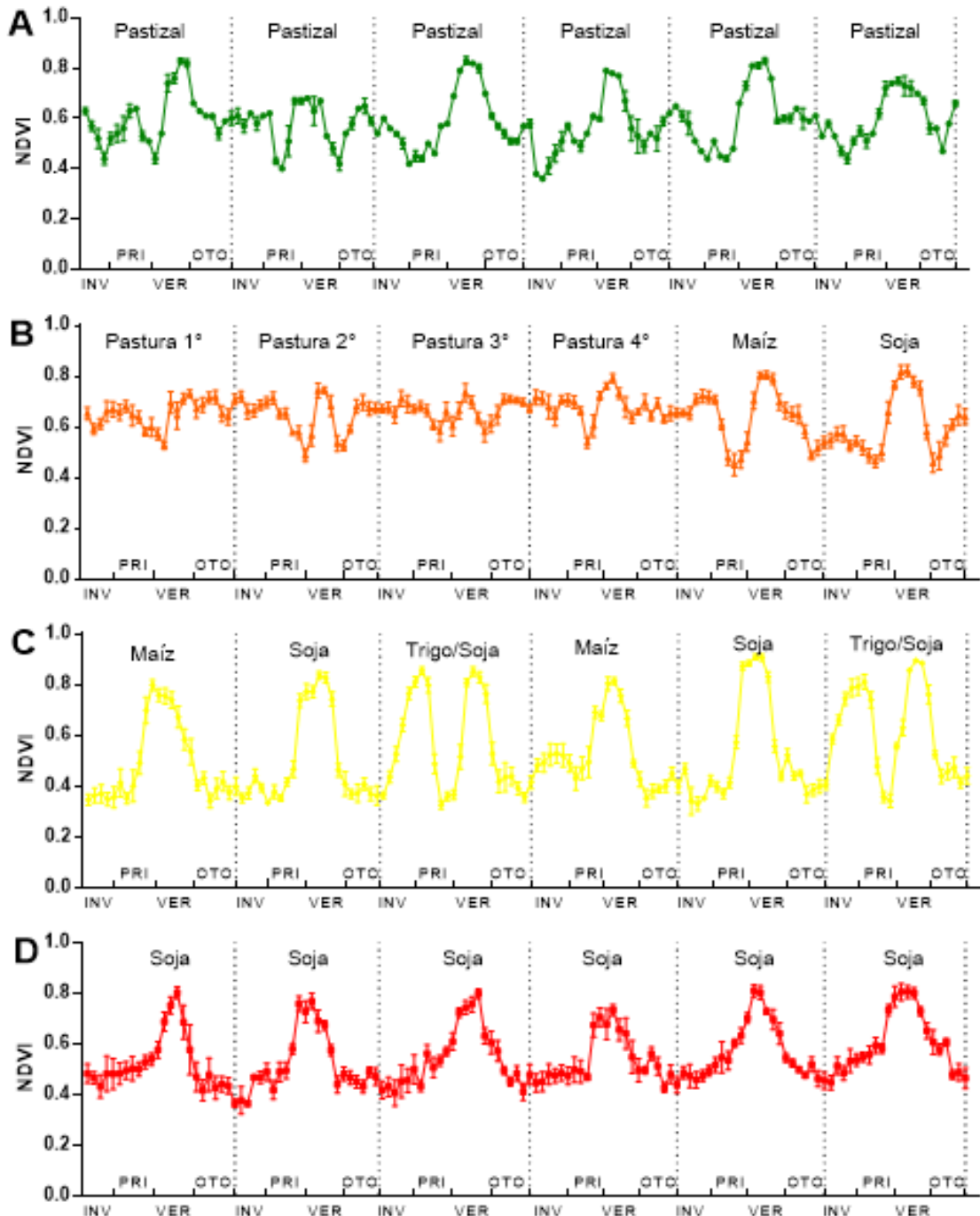


Figura 3. 2. Dinámica estacional del NDVI para las secuencias de **A:** Pastizal Natural, **B:** Agrícola/ganadera, **C:** Agrícola y **D:** Monocultivo de soja. Los valores de Transpiración y Evaporación promedio calculados en base anual, se detallan en el margen inferior-izquierdo de cada Secuencia.

Los análisis de componentes principales se muestran en la **Figura 3. 3**. En ella se puede observar que la varianza explicada por las primeras dos componentes principales fue mayor al 60% en todos los estratos evaluados.

Cuadro 3. 3. Autovectores de las variables utilizadas en el ACP de cada profundidad.

Variables	0-0,2 m		0,2-0,4 m		0,4-0,6 m	
	CP1*	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2
ACUs ¹	-0,47	-0,07	-0,42	0,27	-0,26	0,68
pH	0,59	0,02	0,51	-0,35	0,56	0,18
CEe	0,46	-0,31	0,53	0,09	0,25	-0,61
PSI	-0,04	0,90	0,14	0,86	0,55	0,37
RAS	0,46	0,29	0,52	0,24	0,51	0,04

*Valores más extremos (i.e: positivos o negativos) de cada autovector indica un mayor peso relativo en la componente principal correspondiente.

¹ ACUs: Años desde el Cambio de Uso del suelo.

En la capa de 0-0,2 m (**Figura 3. 3 A**), la CP1 explicó el 48,2% de la variabilidad de los datos y capturó principalmente la variación del pH, la RAS, la CEe y los años desde el cambio de uso del suelo (ACUs) (**Cuadro 3. 3**) (orientación de los vectores predominantemente horizontal). Por su parte, la CP2 explicó el 21,5% de la varianza y capturó principalmente la variación del PSI (orientación del vector predominantemente vertical. En este estrato se destacó (i) la asociación negativa entre ACUs-pH ($r = -0,57$; $p = 0,006$) (ii) la asociación positiva (vectores en ángulo agudo) entre pH-RAS ($r = 0,61$; $p = 0,003$) y pH-CEe ($r = 0,62$; $p = 0,002$) (iii) la asociación nula (vectores en ángulo de 90° o casi 90°) entre PSI-pH y PSI-ACUs. La CP1 distinguió claramente entre los lotes de PN (todos hacia valores positivos del eje, con pH y CEe mayores; **Figura 3. 1 C y D**) respecto a los A y A/G (todos excepto un caso de cada secuencia, hacia valores negativos del eje, con menores pH y CEe). En el caso de A y A/G casi todos los casos se ubicaron hacia valores positivos del vector ACUs, mientras que los lotes M se distribuyeron en toda la longitud del CP1, denotando más variabilidad temporal desde la intervención del pastizal asociado a dicha secuencia de cultivos. La CP2, en cambio, distinguió entre lotes M (predominantemente hacia valores positivos del eje, con mayores PSI) y lotes PN (todos, excepto un caso hacia valores negativos del eje, con PSI menores).

Para el estrato 0,2-0,4 m (**Figura 3. 3 B**), las CP1 y CP2 explicaron el 48,2 y 21,9% de la varianza total, respectivamente. En coincidencia con lo observado en la capa superficial, la CP1 capturó principalmente la variación en la CEe, la RAS y el pH, solo ésta última en una relación negativa a los ACUs ($r = -0,50$; $p = 0,021$) (**Cuadro 3. 3**). La CP2, en cambio, abarcó la variación del PSI en sentido positivo del eje. Para este estrato nuevamente se verificó que los lotes en secuencia A/G se ubicaron en su totalidad hacia valores negativos de la CP1, mientras que lo contrario ocurrió con lotes de PN y, los lotes con secuencias A y M distribuidos en todo el rango, demostrando la relación de que cuanto mayor fueron los ACUs menores son los pH.

En el caso de la capa de suelo 0,4-0,6 m (**Figura 3. 3 C**), la varianza total explicada fue del 70,2% (CP 1: 45,5% y CP2: 24,7%). En esta profundidad las variables con mayor peso en la CP1 fueron el pH, el PSI y la RAS (**Cuadro 3. 3**), todas relacionadas estrechamente entre sí (vectores formando ángulos agudos). A su vez, agrupó a la mayoría de los lotes en la secuencia M hacia valores predominantemente positivos y a los lotes en la secuencia A/G en valores negativos (indicando los mayores y menores valores de PSI, RAS y/o pH, respectivamente), los lotes en A y PN se distribuyeron a lo largo de todo el eje. La CP2 abarcó la variación de los ACUs (hacia valores positivos) y la CEe (hacia valores negativos) en relación casi nula con las variables ubicadas sobre la CP1, pero con una fuerte relación opuesta entre sí. Con excepción de dos casos de A, tres casos de A/G y uno de M, la mayoría de los lotes se agruparon en valores positivos de la CP2 y todos los de PN en valores negativos (indicando los mayores niveles de CEe).

De manera consistente a través de todos los estratos se destacan: (i) 4 o 5 de los 7 lotes de M ubicados hacia valores relativos mayores de RAS y PSI, y (ii) al menos 4 de los 6 lotes A/G ubicados hacia valores relativos menores de RAS, PSI y CEe. Las otras

dos secuencias (i.e: PN y A), con menos casos (4 cada una), tuvieron tendencias menos claras.

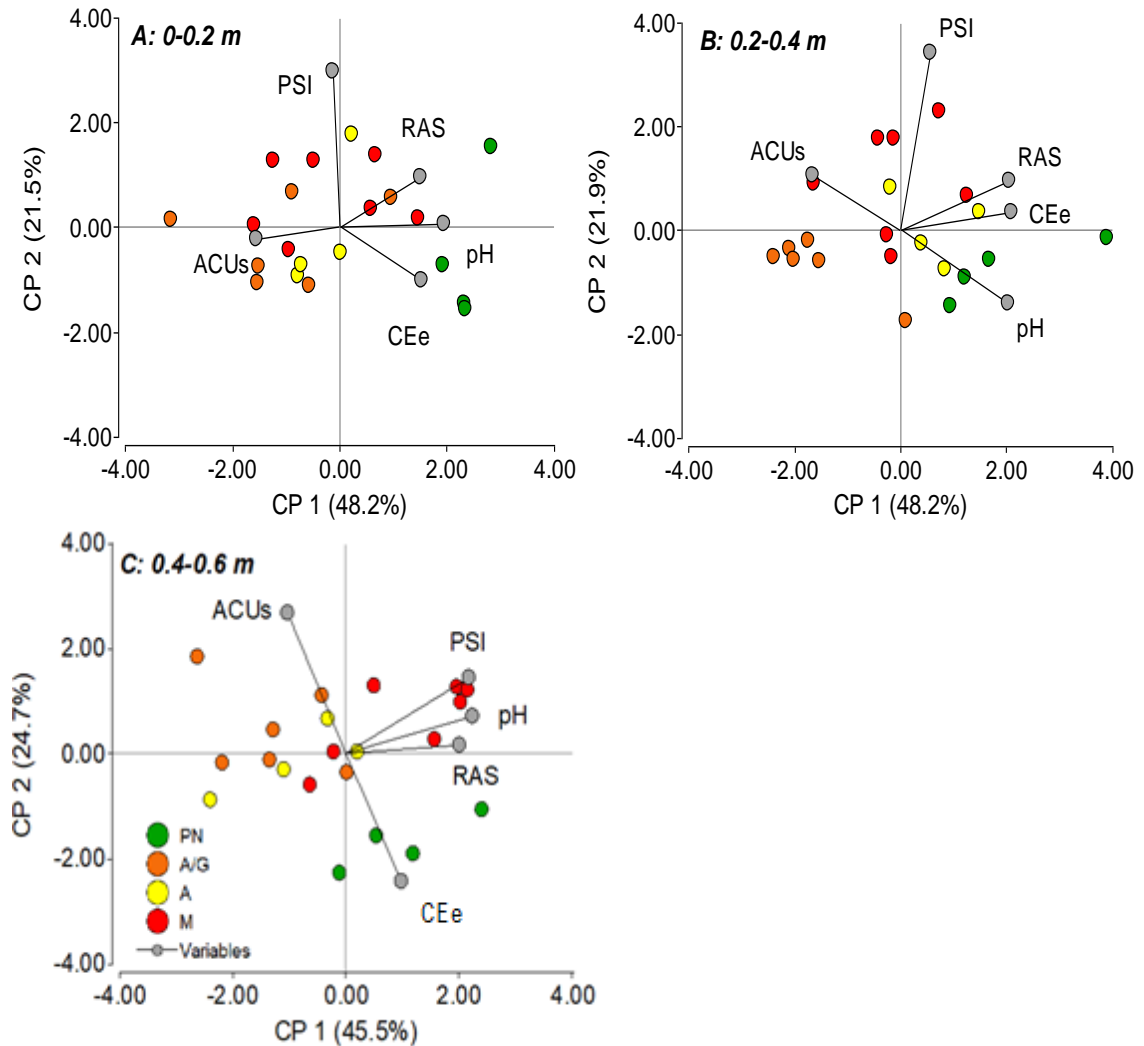


Figura 3. 3. Bi-plots de componentes principales en los estratos 0-0,2 m (A), 0,2-0,4 m (B) y 0,4-0,6 m (C), para las variables conductividad eléctrica en el extracto (CEe), porcentaje de sodio intercambiable (PSI), pH y años desde el cambio de uso del suelo (ACUs).

3.4. Discusión

El cambio de uso del suelo en los pastizales naturales de la Cuenca del Salado impactó sobre las variables de halomorfismo de manera diferencial en función de la secuencia realizada. Aun cuando hubo variaciones en salinidad, los valores de CEE en estos suelos fueron generalmente bajos, lo cual se relaciona con las características de las

aguas freáticas superficiales poco salinas de la región (Lavado y Taboada, 1988). En general, el manejo A/G tuvo valores más bajos en los indicadores de sodicidad (i.e: PSI y RAS) y salinidad (i.e: CE_e), mientras que ocurrió lo contrario con la secuencia M. En tanto las secuencias PN y A mostraron valores intermedios (**Figura 3. 1 A, B y D**). La inclusión de cultivos anuales causó descensos de pH independientemente de la secuencia analizada, pero fue más evidente cuanto mayor fue el tiempo transcurrido desde la intervención del pastizal natural (**Figura 3. 1 C; Figura 3. 3 A y B**).

No es la primera vez que se encuentran variaciones en los niveles de halomorfismo edáfico vinculados a cambios en el uso del suelo (Nosetto et al., 2008; Viglizzo et al., 2012). Los aumentos en las variables de sodicidad encontrados podrían estar asociados con la dinámica de crecimiento y evapotranspiración de la cobertura vegetal de cada secuencia (**Cuadro 3. 2; Figura 3. 2**). Los cambios químicos observados en este estudio surgieron que en los lotes con secuencias A/G con menor halomorfismo se combinaron i) suelos cubiertos por tiempos más prolongados con cobertura vegetal viva, y ii) consumos de agua más elevados en los meses de otoño-invierno (**Cuadro 3. 2**), momento en el año en el que la relación PP: ET₀ es positiva (**Figura 1.3**).

A partir de la aproximación realizada para calcular la ET_C, durante los meses de otoño e invierno la secuencia A/G evapotranspiró entre 20 y 35 mm año⁻¹ más agua respecto a las secuencias de PN y M, respectivamente (**Cuadro 3. 2**). Durante los meses de otoño-invierno, en la Pampa Deprimida es frecuente el ascenso de una capa freática con altos contenidos de Na⁺ en relación a los otros cationes y aniones (Jobbágy y Jackson 2004; Lavado y Taboada 1988). Esto coincide con los períodos cuando el balance PP:ET₀ es positivo (**Figura 1.3**). La ocurrencia simultánea de ambos eventos (i.e: capa freática alta y precipitaciones mayores a la ET₀) pudo haber propiciado altos contenidos de agua en las capas subsuperficiales de lotes con PN o M, asociado a su vez con la menor ET_C

en dichas secuencias (**Cuadro 3. 2**). Si bien en esta tesis no se midieron fluctuaciones y/o composición estacional de la capa freática, es probable que los mayores niveles de sodicidad observados en los horizontes subsuperficiales en las secuencias M y PN (**Figura 3. 1 A y B**) hayan sido impulsados por la difusión de iones (i.e: por diferencia de concentraciones) (Hillel 1998; Sposito 2008; Tan 2011) entre agua de la zona saturada y la matriz del suelo afectado. Este encadenamiento de hechos se asemeja a procesos de sodificación asociado a la napa, como fue definido por Rengasamy (2010). La mayor ET_c en la secuencia A/G pudo haber deprimido la capa freática lo suficiente como para mantener los iones de sodio a mayor profundidad (Nosetto et al., 2015; Rengasamy et al., 2022), disminuyendo la posibilidad de que se produzca el proceso de difusión de iones, y explicando la menor sodicidad de los perfiles manejados con una secuencia A/G (**Figura 3. 1 A y B**).

Hasta el presente, los procesos de salinización/sodificación de suelos en la región pampeana y en diversas partes del mundo han sido principalmente vinculados al riego con agua de baja calidad (Minhas et al., 2019; Tomaz et al., 2020; Torres Duggan et al., 2012), o al manejo deficiente de pastizales naturales (Lavado y Taboada, 1987, 1988). Pero se carecía de información de su ocurrencia en sistemas de producción de grano en seco. La novedad del caso y como se desprende del ACP (**Figura 3. 3 B y C**), es que la sodicidad subsuperficial podría, en menor o mayor medida, ser regulada por secuencias de cultivos agrícola-ganaderas (A/G) que presenten una mayor ET_c en momentos en que el balance hídrico es positivo y con mayor probabilidad de ascensos freáticos hacia la superficie (**Cuadro 3. 2 y Figura 1.3**).

Los resultados mencionados proporcionan evidencias suficientes para corroborar **la H_{B-1} donde se propuso que la sodicidad (i.e: PSI y RAS) aumenta desde las capas subsuperficiales cuando el tiempo de ocupación del suelo por cobertura vegetal viva**

es menor. Si bien los niveles del PSI y la RAS no superaron el límite taxonómico propuesto por el USSL (1954) para clasificar un suelo como sódico, ello no impide que la concentración de sodio existente pueda igualmente afectar aspectos funcionales como el endurecimiento del suelo (Taboada y Lavado 1996) y/o la productividad de los cultivos. En este sentido, en un estudio pionero sobre cultivos de granos bajo riego, Gupta y Sharma (1990) establecieron caídas de hasta el 3,5% del rendimiento máximo por cada 1% de incrementos en la sodicidad en la rizosfera a partir de un $PSI = 8-16$.

El pH se redujo en las capas superficiales de todas las secuencias con cultivos anuales (**Figura 3. 1 C**), principalmente en lotes con períodos relativamente más prolongados desde la intervención del pastizal (ACUs) (**Figura 3. 3 A y B**). Este resultado **rechaza lo planteado en la segunda hipótesis (H_{B-2}) en la cual se propuso que el pH, al igual que la sodicidad, se incrementaba desde las capas subsuperficiales cuando la secuencia de cultivos presenta un menor tiempo de ocupación del lote con cobertura vegetal viva.** Ya que, además, no se observaron diferencias entre secuencias en las capas más profundas analizadas en esta tesis.

Los descensos de pH en la capa 0-0,2 m fueron asociados a menores porcentajes de saturación del complejo intercambiables (**Cuadro 3. 1**). Estos hallazgos, están en línea con lo que se viene observando en suelos agrícolas de tres subregiones de la Región Pampeana, donde Sainz Rozas et al., (2019) y Larrea et al., (2023) observaron descensos de pH respecto a condiciones prístinas, vinculados a reducciones en los contenidos de bases intercambiables en lotes bajo agricultura.

En la Pampa Deprimida una alta proporción de los suelos tiene un horizonte Bt/Btn subsuperficial (INTA 1980). Diversos estudios han demostrado que estos horizontes limitan la profundización de raíces, provocando una mayor absorción de agua y nutrientes en los estratos superiores (Dracup et al., 1993; Sale et al., 2021; Taboada y

Alvarez, 2008; White y Kirkegaard, 2010). La relación encontrada entre el pH y los porcentajes de saturación de bases en el estrato superficial de los suelos muestreados en esta tesis (**Cuadro 3. 1**), sugieren que las caídas en los valores de esta variable podrían ser debidos a una mayor absorción de cationes desde las capas superficiales que se acentuó con los años desde la intervención del pastizal (**Figura 3. 3 A**), como consecuencia de la impedancia ejercida por el horizonte arcilloso. Una absorción más elevada de nutrientes en capas con mayor densidad de raíces fue también observada en estudios con cereales y/o leguminosas de invierno (Hamblin y Tennant, 1987; White y Kirkegaard, 2010). Aun cuando las diferencias de pH en superficie entre PN y los suelos con secuencias A o A/G no superan aún 0,4 unidades (**Figura 3. 1 C**), estos primeros resultados sugieren que ha comenzado un incipiente procesos de acidificación en suelos “agriculturizados” de la Pampa Deprimida, en forma análoga a lo sucedido en otras subregiones de la Región Pampeana Argentina (Juan et al., 2017; Sainz Rozas et al., 2019).

Basándose en los datos obtenidos en este capítulo, se puede prever que, de continuar la tendencia de un solo cultivo anual, podrían acrecentarse algunos riesgos para la calidad de los suelos. El ascenso en la concentración de sales sódicas en los horizontes más profundos podría, en el mediano/largo plazo causar reducciones en los niveles de productividad de los suelos asociados al consecuente deterioro químico. Ello también lo señalan revisiones previas donde se establece que el efecto de la sodicidad sobre la productividad de los cultivos depende de su impacto sobre la absorción de agua de las plantas (Nuttall et al., 2003; Sale et al., 2021). En este sentido, en el capítulo 4 se analizará en qué medida, mayores niveles de sodicidad y alcalinidad repercuten sobre diferentes procesos fisiológicos y el rendimiento del cultivo de maíz.

3.5. Conclusiones

En este capítulo se resaltó la influencia del cambio de uso del suelo de pastizales de la Pampa Deprimida sobre sus indicadores químicos asociados al halomorfismo, y se determinaron cambios en dos posibles direcciones.

Los suelos cuyas secuencias de cultivos tenían consistentemente ausencia de cobertura vegetal viva en períodos de un balance hídrico positivo presentaron mayores niveles de sodicidad subsuperficial. Lo contrario ocurrió en secuencias con tiempos más prolongados del suelo cubierto con cultivos vivos. Estos cambios no fueron acompañados por variaciones de la alcalinidad en la misma dirección que la sodicidad, pero sí se vieron caídas del pH en superficie en todos los manejos que significaron la intervención del pastizal. Estos resultados alertan sobre la necesidad de incluir pasturas perennes y/o cultivos de invierno en los lotes de producción de la Pampa Deprimida balanceando la fertilización en función de las necesidades de los cultivos.

Lo interesante aquí es que se plantea un cambio de uso del suelo que no ejerce consecuencias nocivas desde el punto de vista del halomorfismo edáfico superficial. Representa un hecho novedoso la mejor performance del manejo que combinó cultivos agrícolas y pasturas en relación al pastizal natural original, lo que podría influenciar el manejo de las secuencias de cultivos en la región.

CAPÍTULO 4.

RENDIMIENTO DE MAÍZ Y DINÁMICA DE LA ABSORCIÓN DE AGUA EN SUELOS CON Bt/Btn SÓDICOS: ANÁLISIS A ESCALA DE PARCELAS.

Artículo derivado de este capítulo: **Garello, F.J., Ploschuk, E.L., Melani, E.M., Taboada, M.A. (2023).** Soil water availability and water absorption by maize in sodic soils with high water table. *Field Crops Research*.
<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.108877>

4.1. Introducción

De acuerdo con el mapa mundial de suelos afectados por sales, al menos 200 millones de hectáreas en el mundo contienen un exceso de sodio (Na^+) en el complejo de cambio respecto a los cationes intercambiables en la capa 0,30-1 m del perfil del suelo (FAO 2021; Qadir et al., 2007; So y Aylmore 1993; USSL 1954). Aunque más de dos tercios de estos ambientes se encuentran en zonas de clima árido o semi-árido, los suelos sódicos también están presentes en regiones húmedas, típicamente en ambientes bajos con una napa poco profunda y anegamientos periódicos (FAO 2021; Stavi et al., 2021). Argentina es uno de los países donde esta combinación se da con elevada frecuencia, cubriendo la extensión de 12 millones de hectáreas (Taboada et al., 2021). La sodicidad impacta en el crecimiento de los cultivos disminuyendo la velocidad de movimiento del agua a absorber, a través de una menor disponibilidad de nutrientes e incrementando los efectos fito-tóxicos (Litalien y Zeeb 2020; So y Aylmore 1993; Varallyay 1979).

La absorción de agua por las plantas tiene lugar en el volumen de suelo explorado por las raíces, donde el flujo del agua en el sistema suelo-planta-atmósfera es debido a una diferencia entre los potenciales agua (Ψ) en el sentido $\Psi_{\text{SUELO}} > \Psi_{\text{RAÍZ}} > \Psi_{\text{HOJA}} > \Psi_{\text{ATMÓSFERA}}$ (Hillel, 1998; Lobet et al., 2014). El agua disponible para los cultivos (ADC) es la que se encuentra almacenada en los poros con un diámetro de 30 a 0,2 μm (i.e: retenida a un Ψ_{SUELO} de entre -0,03 y -1,5 MPa, respectivamente) (Hanks y Ashcroft, 1980; Lambers et al., 2008). Dado que el Na^+ desestabiliza el sistema poroso, los incrementos de la sodicidad edáfica: (i) aumentan la proporción de micro-poros, y (ii) reducen la conductividad hidráulica, en consecuencia se reduce la velocidad con que se mueve el agua en los suelos (Balks et al., 1998; Gharaibeh et al., 2021; Öztürk et al., 2023; Shainberg y Letey 1984; So y Aylmore 1993). Sabiendo que el $\Psi_{\text{SUELO}} = \Psi_{\text{MÁTRICO}} + \Psi_{\text{OSMÓTICO}}$ (ya que el $\Psi_{\text{GRAVITACIONAL}}$ es despreciable en el sistema suelo-planta-

atmósfera (Lambers et al., 2008)), el $\Psi_{\text{MÁTRICO}}$ es el componente más relevante en sectores sódicos y/o no salinos, mientras que el $\Psi_{\text{OSMÓTICO}}$ toma relevancia en sectores con sales solubles en la solución (Glinski y Lipiec, 2018; Hanks y Ashcroft, 1980; Lambers et al., 2008). De lo anterior, se desprende que los cultivos absorberán menos agua tanto en sectores sódicos (i.e: por la reducción de la velocidad a la cual se mueve el agua) como salinos (por el aumento del componente osmótico del Ψ_{SUELO}). Sin embargo, se desconoce el volumen de agua que puede ser absorbida desde un horizonte Bt.

El impacto de la sodicidad sobre en la reducción de la movilidad del agua en suelos sódicos, ha llevado a que dicha limitante sea generalmente considerada una restricción absoluta para la absorción de agua por las raíces de las plantas (i.e: “agua muerta”) (Damiano y Taboada 2000; Szabolcs 1966; Varallyay 1977). No obstante, diversos trabajos en la Pampa Deprimida han reportado la influencia de una napa no salina cercana a la superficie (Jobbágy y Jackson 2007; Lavado y Taboada 1988). Dado que el agua capilar proveniente de la napa se encuentra físicamente menos retenida, esta fuente de agua podría ser aprovechada por los cultivos, algo observado en maíz, trigo y soja implantados en ambientes no sódicos de la Región Pampeana Oeste (Florio et al., 2014; Noretto et al., 2009).

Por otro lado, si bien se ha observado una mayor contribución del Bt a la evapotranspiración de maíces con fuertes deficiencias hídricas (Otegui et al., 1995), en general la incidencia de estos horizontes sobre los cultivos no es favorable. En este sentido, varios estudios advirtieron sobre las limitantes físicas en suelos con horizontes Bt, como: baja tasa de penetración de raíces (Dardanelli et al., 2003), límite mínimo de extracción de agua elevado resultando en una baja disponibilidad hídrica para los cultivos (Meinke et al., 1993), y aglomeración de raíces creciendo a través de grietas de secado (Amato y Ritchie, 2002; Peralta et al., 2021; Taboada y Alvarez, 2008).

La necesidad de producir alimento y el aumento de sus precios impulsó la incorporación de suelos sódicos a la producción de cultivos (Aimetta et al., 2020), y si bien habitualmente se los ha considerado de uso ganadero (INTA 1990), a partir de un sustancial cuerpo de evidencias de campo esta generalización está abierta a la discusión, ya que muchos de ellos tienen un horizonte A fértil sobre un horizonte Bt/Btn con una marcada variabilidad espacial en el nivel de sodicidad/alcalinidad, formando complejos de suelos donde se observan sectores de mayor y menor productividad a pocos metros de distancia (Imbellone et al., 2021; INTA 1990; Taboada et al., 2021).

El impacto de altos niveles de Na^+ edáfico sobre las plantas en sistemas en secano, ha sido estudiada mayormente en especies forrajeras (Otondo et al., 2007; Otondo et al., 2015; Pesqueira et al., 2017), mientras que en cultivos de grano ha sido generalmente abordado bajo condiciones de riego y/o cultivos de invierno (Gupta y Sharma, 1990; Nuttall et al., 2003; Nuttall et al., 2004; Page et al., 2021), situaciones que pueden diferir de las condiciones que atraviesan los cultivos estivales en secano. En este sentido, dada la escases de estudios Page et al., (2021) estimó que el maíz tiene una tolerancia a la sodicidad intermedia entre la soja y el girasol. Por lo tanto, sabiendo que la soja comienza a reducir su rendimiento a partir de un $\text{PSI} = 8$ a una tasa de 3,5%, mientras que el girasol lo hace a una tasa de 1,1% a partir de un $\text{PSI} = 11.3$ (Gupta y Sharma 1990), es altamente relevante para la Pampa Deprimida corroborar en condiciones de campo los valores establecidos para el maíz, dado que es el segundo cultivo más implantado en dicha la región (SAGyP 2023). Disponer de esta información permitiría a los productores llevar adelante prácticas de manejo que optimicen el uso del suelo, el agua e insumos externos.

En la medida del conocimiento actual, no hay estudios que hayan analizado la dinámica de absorción de agua y el rendimiento en grano de maíz ante niveles de sodicidad creciente en el horizonte Bt/Btn en ambientes limitados por agua. Ello motivó

la realización de dos ensayos a escala de parcelas en un lote de producción donde los objetivos fueron i) determinar bajo escenarios hídricos contrastantes si el horizonte Bt/Btn es o no una limitación absoluta al consumo de agua del cultivo de maíz en secano o si el cultivo de maíz puede utilizar el agua almacenada en dicho horizonte y/o en los horizontes más profundos y ii) cuantificar el impacto de incrementos de la sodicidad del horizonte Bt/Btn en el rendimiento del cultivo de maíz.

Las hipótesis a comprobar fueron: la **H_{C-1}**) en suelos hidro-halomórficos sódicos, la reserva de agua disponible para los cultivos depende principalmente del almacenaje en el horizonte A, mientras que el agua almacenada en el horizonte Bt/Btn solo será extraída por la planta en momentos en que la disponibilidad de agua en el horizonte A y/o horizontes inferiores al Bt/Btn, no puedan satisfacer los requerimientos hídricos del cultivo; y la **H_{D-1}**) incrementos en la sodicidad, reducen el rendimiento del maíz a partir de valores inferiores al límite taxonómico de $PSI = 15$. Se propone un valor umbral de PSI entre 8 y 11, partir de ese valor la tasa de reducción del rendimiento se acrecienta cuanto menor es la disponibilidad hídrica para el cultivo.

4.2. Materiales y métodos

4.2.1. Manejo del cultivo y diseño experimental

Se realizaron ensayos en parcelas de 10 m x 5 surcos distanciados a 0,52 m, en la Chacra Experimental Integrada Manantiales (MDA-INTA) (35° 44' S; 58° 03' O), Provincia de Buenos Aires, Argentina, durante las campañas 2018-19 (Exp 1) y 2019-20 (Exp 2). El diseño experimental fue completamente aleatorizado (DCA) con tres tratamientos: i) Control, ii) Sequía y iii) Sin cultivo, con 3 y 6 repeticiones de cada tratamiento en los Experimentos 1 y 2, respectivamente.

- 1) “Control” (C): parcelas con cultivo de maíz y con recarga hídrica por parte de las precipitaciones.
- 2) “Sequía” (S): parcelas con cultivo de maíz sin recarga hídrica por parte de las precipitaciones.
- 3) “Sin Cultivo” (SCu): Parcelas de suelo desnudo con recarga hídrica por parte de las precipitaciones, cuya finalidad fue la de asociar las reducciones de agua en el suelo al proceso de absorción por parte del cultivo.

En ambos experimentos, se preparó la cama de siembra con un arado para huerta, incorporándose 80 kg ha^{-1} de fosfato di-amónico (18-20-0) en bandas a 0,1 m de profundidad. Las siembras fueron el 27/12/2018 (Exp 1) y el 18/12/2019 (Exp 2). El híbrido utilizado en ambos experimentos fue el SURSEM 566 VT3, con una densidad lograda de 6,5 plantas por metro cuadrado. Las siembras fueron realizadas de forma manual a razón de tres plantas por punto, con el posterior raleo a una planta por sitio en el estado de V_3 (Ritchie y Hanway, 1982). Junto con la implantación del maíz, se realizó la siembra de sorgo granífero en los bordes de cada parcela, para evitar el movimiento lateral del agua en superficie y sub-superficie (**Figura 4. 1**).

El déficit hídrico en las parcelas del tratamiento “Sequía”, fue impuesto mediante la cobertura de los entre-surcos con lonas de PVC (**Figura 4. 2**), desde V_{11} (Inicio del período crítico) hasta R_6 y $R_{4.5}$, en los Experimentos 1 y 2, respectivamente. De esta manera se buscó evitar el ingreso del agua proveniente de las precipitaciones para “forzar” al cultivo a absorber el agua almacenada en los horizontes Bt/Btn, BC y C.

Los ensayos se iniciaron con los contenidos de agua disponible para el cultivo que presentó el perfil en ese momento. En el estado de V_7 se fertilizaron todas las parcelas con urea a una dosis equivalente de 100 kg N ha^{-1} . Los experimentos fueron mantenidos libres de insectos, malezas y enfermedades mediante controles químicos y manuales.



Figura 4. 1. Parcelas de Maíz en V₃ y sin cultivo con bordes de Sorgo.



Figura 4. 2. A: entresurco cubierto con lonas de PVC en las parcelas del tratamiento “Sequía”, B: entresurco descubierto de las parcelas del tratamiento “Control”.

4.2.2. Caracterización química y física del suelo y la napa en el sitio experimental

En los horizontes A, BC y C (**Cuadro 4. 1**) se tomaron muestras compuestas por cinco sub-muestras en el sitio del ensayo. En el caso del horizonte arcilloso, las muestras fueron tomadas individualmente en cada parcela. Las determinaciones químicas fueron pH actual en una suspensión de suelo:agua (1:2,5), salinidad en el extracto de saturación (CEe), capacidad de intercambio catiónico (CIC) por destilación Kjeldhal, sodio (Na^+) y potasio (K^+) intercambiables (por fotometría de llama), calcio (Ca^{++}) y magnesio (Mg^{++}) intercambiables (por titulación). Se calculó el porcentaje de sodio intercambiable (PSI). Los valores de CEe, pH y PSI en el horizonte arcilloso fueron muy variables, fluctuando entre valores neutros-no sódicos (i.e: Bt) y alcalino-sódicos (i.e: Btn), siempre por debajo del umbral para considerarlo un perfil salino pero dentro de la clasificación de sódico (Soil Survey Staff 2014; USSS 1954) (**Cuadro 4. 1**).

Se midió la densidad aparente (Dap) mediante el método del cilindro (Burke et al., 1989), mientras que los datos de textura y tipo de estructura se extrajeron de las cartas de suelo del INTA (1990), y se chequearon *in-situ* realizando una calicata hasta 1,2 m de profundidad y constatando la concordancia con el perfil descrito en la carta de suelos. El espesor de cada capa de suelo muestreada obedece a que permitió captar la mayor proporción de cada horizonte (**Cuadro 4. 1**).

Se extrajo una muestra de agua de la napa presente en el sitio del ensayo al comienzo del Exp 1 ($\approx 0,8$ m de profundidad), a la cual se le midió: conductividad eléctrica (CE, 1:2,5), carbonatos (CO_3^-), bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^-), Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ y K^+ y se calculó la relación de adsorción de sodio (RAS) (**Cuadro 4. 2**) La aptitud del agua fue evaluada usando los límites propuestos por el USSS (1954).

Para construir las curvas de retención hídrica, se extrajeron seis cilindros sin disturbar de los horizontes A, Bt/Btn, BC y C. Estas muestras se ubicaron en una mesa de tensión para determinar la humedad gravimétrica (Hg) retenida en cinco puntos entre 0 y -0,1 MPa para todos los horizontes, y luego en una olla de presión para determinar la Hg retenida entre -0,03 y -1.5 MPa, en dos puntos en los horizontes A, BC y C; y en cinco puntos para el horizonte Bt/Btn. Con estos datos se ajustaron las curvas sigmoideas de 4 parámetros utilizando la Ec 4.1 relacionando el potencial mátrico (Ψ_M) con la Hg para estimar el Ψ_M en cada capa de suelo durante el ciclo del cultivo utilizando el software Info Stat (Di Rienzo et al., 2018) (**Cuadro 4. 3** y **Figura 4. 3**). Se seleccionó este modelo ya que fue el que mostró un menor Cuadrado Medio del Error (CME). La razón de no recurrir a ecuaciones mayormente difundidas (Ej: van Genuchten (1980)) es debido a que las mismas no han sido generadas para suelos sódicos y/o expansivos como los que se estudian aquí. El modelo sigmoideo de 4 parámetros, puede resumirse como la ecuación 4.1 (Di Rienzo et al., 2018):

$$Y = \alpha + \frac{(\beta - \alpha)}{[1 + (\frac{x}{\sigma})^\varepsilon]} \quad [\text{Ec 4.1}]$$

Donde:

Y : es el Ψ_M del suelo en un contenido gravimétrico de humedad “ x ”, α y β : son los valores máximos y mínimos del valor de “ Y ”, respectivamente, en los que toma un comportamiento asintótico. Estos representan el mínimo y máximo Ψ_M a los que queda retenida el agua en esa capa de suelo (i.e. Saturación (α) y Punto de Marchitez Permanente (β)), σ : es el valor de “ x ” donde la curva cambia de concavidad, ε : es un coeficiente que

determina la pendiente de la curva, donde a medida que aumenta dicho valor se observan pendientes más pronunciadas (reducciones de “Y” más abruptas).

Cuadro 4. 1. Propiedades químicas y físicas del perfil de suelo en el sitio del ensayo.

Horizonte	Profundidad ^a	pH (1:2.5)	CE (dS m ⁻¹)	PSI	Dap	RP (MPa)	Arcilla [§]	Limo [§]	Clase Textural [§]	Estructura (Forma, Clase, grado) [§]	Hg en Punto de saturación	Hg en Capacidad de campo	Hg en Punto de marchitez permanente
A	0-0,2	6,76	0,19	5,7	1,21	1,39 ^c	21,3	44,3	Franco	Granular; Fina; Débil.	0,50	0,331	0,13
Bt/Btn	0,2-0,4	(6,8-9,98) ^b	(0,06-0,84) ^b	(3,16-33,73) ^b	1,02-1,55 ^e	1,57 ^d	47,5	32,2	Arcilloso	Prismas compuestos regulares; Gruesa; Fuerte.	0,57	0,505	0,15
BC	0,4-0,6	9,06	0,53	13,72	1,22-1,57 ^e		28	56,9	Franco Arcillo Limoso	Bloques Sub-angulares; Medios; Débil.	0,45	0,194	0,05
C _{0,6-0,8}	0,6-0,8	8,97	0,36	12,18	1,22-1,57 ^e		24,4	57,1	Franco limoso	Sin Estructura definida; Ligeramente Duro.	0,45	0,194	0,05
C _{0,8-1}	0,8-1	8,9	0,29	10,02	1,22-1,57 ^e		24,4	57,1	Franco limoso	Sin Estructura definida; Ligeramente Duro.	0,45	0,194	0,05

[§] Datos obtenidos de INTA (1990), y chequeados *In Situ*.

^a Espesor que permitió captar el centro de cada horizonte de acuerdo a la **Figura 1.6**.

^b Rango de valores medidos en las parcelas de sitio de estudio.

^c Valores calculados a partir de regresión ajustada con datos propios: $RP \text{ (MPa)} = 1,35 - 1,496 * \Psi_M$.

^d Valores calculados a partir de regresión ajustada con datos propios: $RP \text{ (MPa)} = 2,28 + 1,213 * \Psi_M$.

^e Rango estimado a partir de datos propios y datos extraídos de (Taboada et al., 1988).

^f Rango estimado a partir de datos propios.

Cuadro 4. 2. Propiedades químicas de la napa presente en el sitio del ensayo.

Aniones	(mEq L ⁻¹)
Cl ⁻	1,59
HCO ₃ ⁻	4,79
CO ₃ ⁼	-
SO ₄ ⁼	1,35
Cationes	(mEq L ⁻¹)
Ca ⁺⁺	1,402
Mg ⁺⁺	0,578
Na ⁺	2,07
K ⁺	0,16
CE (dS m ⁻¹)	0,86
RAS	2,08

Cuadro 4. 3. Estadísticos de ecuaciones para estimar el potencial mátrico del suelo (Ψ_M) de los horizontes A, Bt, BC y C a partir de la humedad gravimétrica (Hg).

Estadístico	$\Psi_{\text{Mátrico Hz A}}$		$\Psi_{\text{Mátrico Hz Bt/Btn}}$		$\Psi_{\text{Mátrico Hz BC y C}}$	
	Coefficiente	p-valor	Coefficiente	p-valor	Coefficiente	p-valor
α	-0.004 ± 0.001	0.0001	-0.056 ± 0.02	0.0191	-0.003 ± 0.001	<0.0001
β	-1.508 ± 0.006	<0.0001	-1.49 ± 0.056	<0.0001	-1.547 ± 0.022	<0.0001
σ	0.199 ± 0.005	<0.0001	0.320 ± 0.007	<0.0001	0.084 ± 0.003	<0.0001
ε	12.43 ± 0.953	<0.0001	23.482 ± 9.655	0.019	6.795 ± 0.425	<0.0001

Los valores corresponden a los estadísticos ± EE.

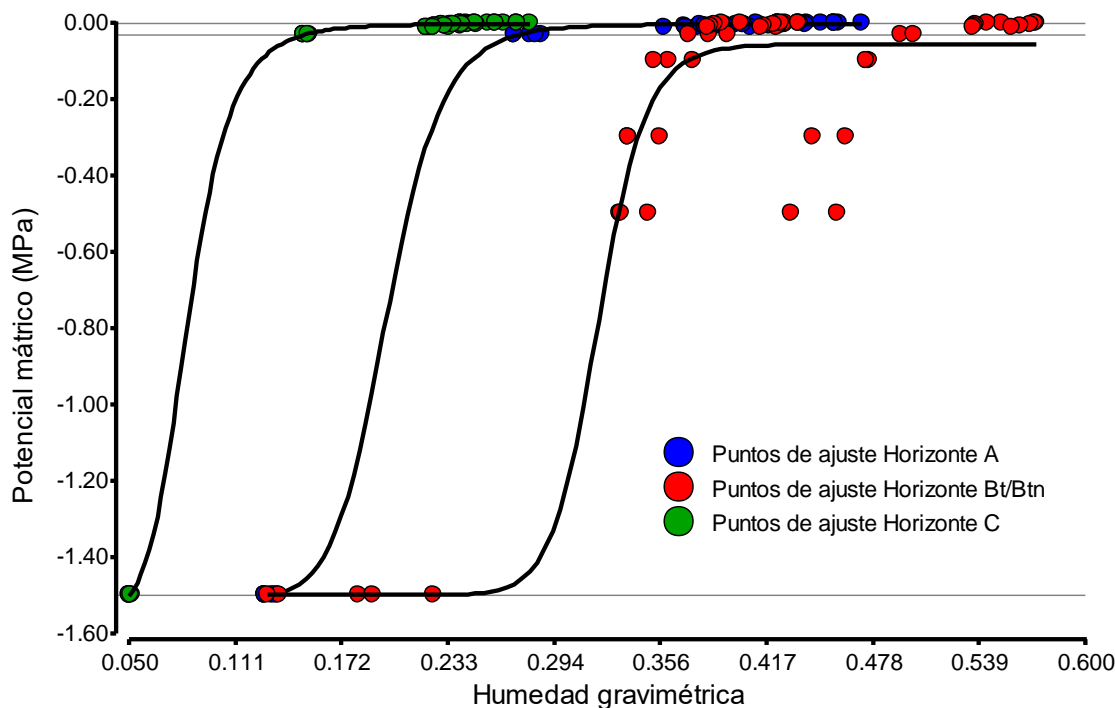


Figura 4. 3. Potencial mátrico en función de la humedad gravimétrica para los horizontes A (Círculos azules), Bt/Btn (Círculos rojos), BC y C (Círculos verdes) del sitio del ensayo obtenidos a partir de la mesa de tensión y la olla de presión. Las líneas negras que unen a cada grupo de puntos representan las líneas de ajustes calculadas a partir de la Ec 4.1 utilizando los estadísticos del cuadro 4.3. Las líneas horizontales que interceptan al eje Y indican las constantes hídricas de Saturación, Capacidad de campo y Punto de marchitez permanente.

4.2.3. Dinámica del agua y datos meteorológicos

Se midió la humedad gravimétrica del suelo (Hg) cada 0,2 m hasta 1 m de profundidad tomando una muestra por parcela, cada 7-10 días, 2-3 días después de lluvias.

Los suelos sódicos de la región tienen moderado/alto potencial de expansión-contracción debido a la presencia de arcillas expansibles, sodio intercambiable y el ascenso de la presión por aire entrampado durante períodos de anegamiento y/o ascensos de napa (Taboada et al., 1988, 2001). Como consecuencia, su Dap también varía con el contenido de agua, tornando dificultoso el cálculo de la cantidad de agua evapotranspirada por un cultivo determinado (ET_c). Para resolver esto, utilizamos las ecuaciones desarrolladas por Taboada et al., (1988) para calcular la Dap a una determinada Hg en cada horizonte y se realizó una aproximación al cálculo de la contribución de cada

horizonte a la ET_C solo durante el tiempo transcurrido entre mediados del período crítico y mediados de llenado de granos del Exp 2, ya que durante ese lapso de tiempo no hubo lluvias, y esto permitió cuantificar el volumen de agua extraído de cada horizonte. La ET_C fue calculada como el cambio de almacenaje de agua en el suelo durante ese período sin lluvias lo que permitió no contemplar la escorrentía superficial ni el drenaje. Para el resto del ciclo, se asumió que el cultivo absorbía agua de un determinado estrato cuando la Hg de las parcelas con cultivo (i.e: “Control” y “Sequía”) era menor al de las parcelas “Sin Cultivo”. Sin embargo, no se contabilizó el volumen absorbido.

El agua disponible para el cultivo del perfil (ADC, fracción), fue considerada como la suma del ADC en cada capa de suelo, calculada a partir de la Ec 4.2 como:

$$ADC \text{ (fracción)} = (Hg_{ACT} - Hg_{PMP}) / (Hg_{CC} - Hg_{PMP}) \quad [Ec 4.2]$$

Donde Hg es el contenido gravimétrico de agua y los subíndices ACT, PMP y CC denotan el porcentaje de agua disponible para el cultivo en el momento de medición, en el punto de marchitez permanente y a capacidad de campo, respectivamente. Los límites de PMP y CC se determinaron usando una Olla de Presión y se corresponden con el porcentaje de agua retenida a -1,5 y -0,03 MPa, respectivamente (Hillel, 1998).

Se registró la temperatura media, humedad relativa y las precipitaciones durante todo el ciclo del cultivo mediante una estación meteorológica ubicada a 800 m del ensayo. La radiación neta fue extraída de una estación meteorológica ubicada a 20 km del sitio del ensayo (35°36'51.32"S; 57°58'6.60"O). La ET_0 se obtuvo mediante la Ec 4.3 propuesta por Allen et al., (2006):

$$ET_0 = 1.35 \left\{ \frac{0,1541T^2 + 2,0749T + 44,091}{(0,1541T^2 + 2,0749T + 44,091) + [1000(0,00006T + 0,649)]} \right\} \times 0,0352Rn \quad [Ec 4.3]$$

Donde, ET_0 (mm día^{-1}), T es la temperatura media del aire a los 2 m de altura ($^{\circ}\text{C}$), R_n es la radiación neta al tope del cultivo ($\text{W m}^{-2} \text{ día}^{-1}$). La relación ADC:ET_0^{-1} (mm^{-1}) fue calculada durante las etapas vegetativas, período crítico y llenado de grano, como un índice empírico que integra el efecto del contenido de agua del suelo y las condiciones atmosféricas, para explicar diferencias de los resultados entre ensayos realizados en diferentes años que atravesaron condiciones climáticas contrastantes (Sadras et al., 1993).

4.2.4. Mediciones en el cultivo

Se midió la tasa de crecimiento por planta en el período crítico (TCP_{PC}). En el Exp 1, se realizó mediante el corte de plantas en 1 m^2 en los estados V_{11} , V_T y $R_{2.5}$. Las muestras se secaron en estufa a $65 \text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta peso constante. En el Exp 2 se evaluó a partir de mediciones alométricas, en siete plantas por parcela, siguiendo la metodología propuesta por Vega et al., (2000), las mediciones fueron en V_{11} , V_T y $R_{2.5}$.

El estado hídrico del cultivo fue determinado en cada parcela de ambos tratamientos mediante dos metodologías diferentes cada año, contenido relativo de agua (CRA) en el Exp 1, y potencial agua en la hoja (Ψ_H) en el Exp 2. Si bien son variables con valores absolutos y unidades diferentes, existen umbrales que determinan estados hídricos de un cultivo de manera equivalente para ambas variables (Bradford y Hsiao 1982; Hsiao 1973; Hsiao et al., 1976).

Las mediciones del CRA se realizaron al mediodía en los estados V_{12} , V_T , $R_{2.5}$ y $R_{3.5}$ siguiendo la metodología propuesta por Weatherley y Barrs (1962), que consiste en tres pasos. En primer lugar, de cada parcela se extrajeron 5 discos (2 cm^2) de hojas completamente expandidas (un disco por hoja) y se los pesó inmediatamente para obtener el peso fresco (PF). Posteriormente se los colocó en cajas de Petri con agua destilada

durante al menos 2 horas (esto genera que los tejidos de los discos se saturen con agua), se los secó suavemente con papel absorbente y se los pesó nuevamente, obteniéndose el peso saturado (PSat). Finalmente, se los llevó a estufa de aire forzado a 65 °C hasta peso constante (al menos 48 hs), donde nuevamente se los pesó para obtener el peso seco (PSec). Todas las mediciones se expresan en miligramos, el cálculo del CRA se realizó mediante la Ec 4.4:

$$\text{CRA (\%)} = (\text{PF} - \text{PSec}) / (\text{PSat} - \text{PSec}) * 100 \quad [\text{Ec 4.4}]$$

Por otra parte, las mediciones en el Ψ_H se realizaron a las 14 hs, en V_8 , V_{15} , V_T y R_4 , utilizando una bomba de presión siguiendo la metodología propuesta por Scholander et al., (1965) que consiste en cortar la última hoja completamente expandida de 2 plantas por parcela por la mitad de la lámina foliar en sentido transversal a las nervaduras, utilizando una hoja metálica afilada. Luego, a cada hoja se le realiza un pecíolo con la nervadura central que es sujetado en el porta-muestras y queda por fuera del recipiente de presión. La hoja se envuelve en una bolsa plástica y se introduce en el recipiente de presión. Mediante la válvula dosificadora se aumenta gradualmente la presión hasta que la superficie expuesta del pecíolo comienza a burbujear. En dicho momento, se corta el flujo de gas y se observa en el manómetro el valor de presión, que corresponde al Ψ_H en MPa.

El índice de área foliar máximo (IAF) por unidad de superficie, se midió cuando el cultivo llegó a R_1 . A partir del largo (L) y el ancho máximo de la hoja (A), el área foliar por hoja (AF) se determinó utilizando la Ec 4.5 (Montgomery 1911).

$$\text{AF} = \text{L} * \text{A} * \gamma \quad [\text{Ec 4.5}]$$

Donde: γ : 0,75.

La suma del AF, de todas las hojas que cada planta en 1 m² presentaba en ese momento, determinó el IAF. En R₆ se separó la biomasa vegetativa del grano y se determinó el rendimiento en grano (RG) por unidad de superficie y sus componentes numéricos número de granos (NG) y peso de 1000 granos (P1000).

4.2.5. Profundidad de absorción de agua

La máxima profundidad de crecimiento de raíces y por tal motivo la máxima profundidad de absorción de agua en cultivos de granos, se alcanza cuando comienza el llenado de granos (Dardanelli et al., 1997). En este estudio, el momento de medición más cercano a inicios del llenado de granos fue en V₁₅ (dos días previos a VT), motivo por el cual se asumió como el estadio más cercano para cuantificar la máxima profundidad de enraizamiento a partir de la cual el cultivo se encontraba absorbiendo agua.

Según Nobel (2009), durante el transcurso del día el agua se mueve en el *continuum* suelo-planta-atmósfera siguiendo un gradiente de potenciales ($\Psi_{\text{SUELO}} > \Psi_{\text{RAÍZ}} > \Psi_{\text{HOJA}} > \Psi_{\text{ATMÓSFERA}}$). Los $\Psi_{\text{RAÍZ}}$ y Ψ_{HOJA} presentan fluctuaciones diarias donde se observan los valores más bajos al mediodía y los más altos en pre-amanecer cuando se equilibraron con el Ψ_{SUELO} en el transcurso de la noche (**Figura 4. 4**). Teniendo en cuenta estos conceptos, se puede asumir que el Ψ_{HOJA} (Ψ_{H}) en pre-amanecer, está equilibrado con el Ψ_{SUELO} (Ψ_{S}) desde donde la planta extraerá agua en el transcurso del día.

En esta tesis, se realizó una aproximación para estimar la profundidad desde donde el maíz estaba absorbiendo agua, balanceando el Ψ_{H} en pre-amanecer medido con bomba de presión (Scholander et al., 1965) con el Ψ_{S} en diferentes profundidades de suelo calculados utilizando la Ec 4.1 y los parámetros del **Cuadro 4. 3** propio de cada estrato.

Esta aproximación sugiere que la profundidad desde donde el cultivo está absorbiendo agua, es aquella en la que el $\Psi_H - \Psi_S \approx 0$ (i.e: Profundidad de equilibrio). Una vez que la profundidad de equilibrio fue alcanzada, se la relacionó con el PSI y el pH del Bt.

Aproximaciones similares fueron realizadas en maíz por Bahrún et al., (2002) y Hodges et al., (2023), donde relacionaron el Ψ_H , altura e IAF, con el contenido de agua y/o el Ψ_S en el suelo explorado por las raíces.

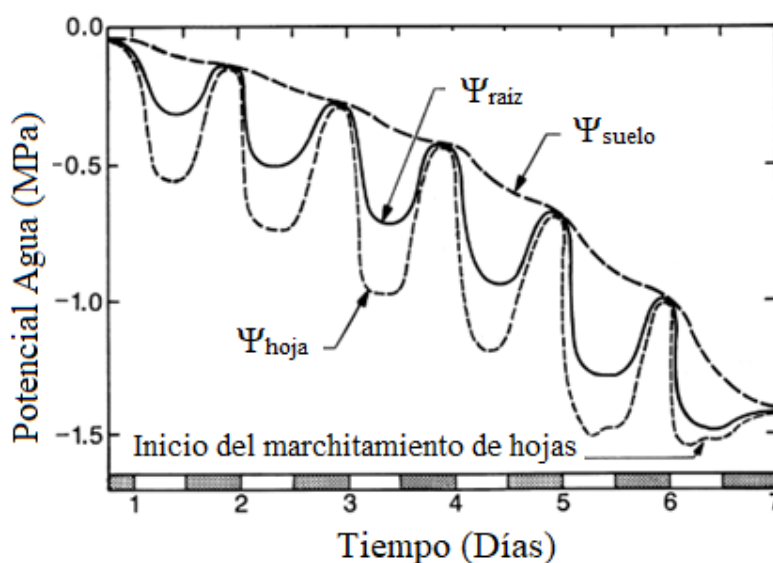


Figura 4. 4. Representación esquemática de las fluctuaciones diarias de los potenciales agua: en el suelo (Ψ_{SUELO}), la raíz (Ψ_{RAIZ}) y la hoja (Ψ_{HOJA}) a lo largo de una semana, en un suelo inicialmente húmedo que se va secando en el transcurso de una semana. Sector blanco del eje X indica “Día” y sector negro indica “Noche”. Adaptado de (Nobel 2009).

4.2.6. Análisis estadístico

Para analizar el efecto de la restricción hídrica en la dinámica de la Hg se realizaron ANOVAs de medidas repetidas en el tiempo, con el PSI del Bt/Btn como co-variable, comparando: i) los efectos del tratamiento “Control” vs “Sequía” dentro de cada fecha para las parcelas con cultivos, y ii) el efecto del cultivo comparando las parcelas “Control” vs “Sin Cultivo”, de forma tal de atribuir las reducciones en el contenido de agua a la absorción por parte del cultivo. Si se detectaron diferencias entre tratamientos,

se realizaron test de Fisher, para determinar las diferencias mínimas significativas (DMS) entre tratamiento ($\alpha = 0,05$).

Para analizar el efecto del PSI en el estado hídrico del cultivo en cada momento de medición y en la profundidad de absorción de agua medida en V_{15} (Ítem 4.2.5.) se ajustaron modelos de regresión simple y segmentadas donde la selección de cada modelo fue siguiendo el criterio de AIC (Akaike et al., 1973).

Dado que el objetivo de este capítulo era evaluar el impacto de diferentes grados de sodicidad de manera simultánea a diferentes condiciones hídricas (i.e: “Control” vs “Sequía”), las variables respuestas IAF y RG, se analizaron mediante un modelo de regresión con variable categórica (ARVC) en el que se definió el tratamiento hídrico como factor fijo y las variables químicas del Bt/Btn (i.e: PSI y pH) como covariables. En el ARVC la pregunta se refiere a la comparación de las medias de los tratamientos (En este caso, “Control” vs “Sequía”), contemplando la relación entre la variable respuesta con la variable continua independiente (Biganzoli y Perelman 2019). Cuando no hubo diferencias entre tratamientos del factor fijo, se realizaron regresiones en función de la variable continua. Este tipo de diseño experimental ha sido utilizado en otros estudios donde se comparaban tratamientos fijos que presentaban rangos continuos en diferentes variables de suelos (Álvarez et al., 2012; Guillaume et al., 2022; Kravchenko et al., 2015).

Se realizaron dos ACP para obtener una comprensión holística de los resultados integrando todas las variables medidas. En uno de ellos se incluyeron los datos de ambas campañas (i.e: Exp 1 y Exp 2), y en el otro solo se analizaron las variables del Exp 2. La diferencia radicó en que en el ACP de ambas campañas se incluyeron variables de cultivo (RG, IAF y Nivel de estrés hídrico), variables edáficas (PSI) y la relación $ADC:ET_0^{-1}$ (mm^{-1}) mientras que en el ACP del Exp 2, se quitó la variable $ADC:ET_0^{-1}$ (mm^{-1}), y se incluyó la variable de “Volumen de agua absorbida desde Bt/Btn en el período crítico”.

Dado que en el objetivo (i) se proponía evaluar si el cultivo podía consumir agua desde el Bt/Btn bajo diferentes condiciones hídricas, la razón de realizar dos análisis, fue debido a que en el Exp 1 no hubo un lapso de tiempo suficiente sin precipitaciones entre dos o más mediciones que permitiera llevar a cabo este objetivo. En otras palabras, las lluvias recargaron siempre el perfil en el tratamiento Control y eso no permitió poder medir la contribución relativa de cada horizonte en los diferentes escenarios.

La variable “Nivel de estrés hídrico” surge de la combinación de las dos variables indicadoras del estado hídrico del cultivo (i.e: CRA y Ψ_H). Debido a que ambas tienen diferentes unidades y signos, dicha combinación se llevó a cabo realizando una transformación de las mismas. Los pasos fueron: en primer lugar, se calculó la inversa de la variable CRA mediante la Ec 4.6, mientras que a la variable Ψ_H se le cambió el signo mediante la Ec 4.7, de esta manera los valores más elevados indicaban un mayor estrés hídrico. Subsecuentemente, estos datos fueron estandarizados mediante la Ec 4.8 y fueron los que se utilizó en el ACP.

$$CRA_{INV} = 1/CRA \quad [Ec\ 4.6]$$

$$\Psi_{H\ INV} = -1(\Psi_H) \quad [Ec\ 4.7]$$

$$Valor\ Estandarizado = \frac{n-\mu}{DE} \quad [Ec\ 4.8]$$

Donde n es el valor de la variable transformada, μ y DE son la media y el desvío estándar de cada variable transformada (i.e: CRA_{INV} y $\Psi_{H\ INV}$), respectivamente. Esta variable se calculó para diferentes períodos del ciclo del cultivo obteniéndose el nivel de estrés hídrico durante el período vegetativo (Estrés-Veg), durante el período crítico (Estrés-PC) y durante el llenado de granos (Estrés-LLG). Se utilizó el programa Info Stat

(Di Rienzo et al., 2018) para realizar los ANOVA, ARVC, los análisis de regresión y los ACP.

4.3. Resultados

4.3.1. Condiciones ambientales

Al momento de la siembra el contenido de agua en los horizontes A y Bt/Btn fue 25% y 24%, respectivamente, más alto en el Exp 1 que en el Exp 2. Esto se dio independientemente de que en ambos experimentos la napa estaba debajo del Bt/Btn (i.e: en términos relativos el ADC era mayor a 1) (**Cuadro 4. 4**).

La ET_0 durante el Exp 2, fue 21% y 23% más elevada que en las etapas vegetativas (VEG) y del período crítico (PC) del Exp 1. Lo que se tradujo en que durante el Exp 1, las relaciones $ADC ET_0^{-1}$ fueran 31% y 38% más altas respecto al Exp 2, tanto en las fases VEG y PC. Mientras que durante el llenado de granos (LLG) las diferencias en la ET_0 y la relación $ADC ET_0^{-1}$ fueron del 10% y 15%, respectivamente (**Cuadro 4. 5**). En términos generales, esto indica mejores condiciones ambientales en el Exp 1 respecto al 2, al menos en lo que respecta a demanda hídrica atmosférica y disponibilidad hídrica en el suelo.

La temperatura fue similar a lo largo del ciclo de cada cultivo. El PC del cultivo se ubicó entre los 50-81 DDS (Exp 1) y 56-83 DDS (Exp 2). Las precipitaciones acumuladas durante el ciclo, fueron más elevadas en el Exp 2 que en el Exp 1. Sin embargo, los patrones de distribución de las lluvias entre períodos fueron diferentes entre años: el Exp 1 tuvo una menor pluviometría y ET_0 que en el Exp 2 desde la siembra al inicio del período crítico, mientras que durante el PC el Exp 1 atravesó condiciones de

mayor pluviometría y menor ET_0 que el Exp 2. En el período de LLG, las lluvias y la ET_0 , fueron más elevadas en el Exp 2 que en el Exp 1 (**Cuadro 4. 5**).

Cuadro 4. 4. Contenido de agua a la siembra en los distintos horizontes del perfil en los Exp 1 y 2.

Horizonte	ADC en Exp 1		ADC en Exp 2	
	mm [§]	Relativo del total [¶]	mm	Relativo del total
A	25	0,45	11	0,20
Bt/Btn	53	1,01	40	0,77
BC	61	1,79	41	1,21
C _{0,6-0.8}	57	1,66	40	1,18
C _{0.8-1}	64	1,86	45	1,33

[§] Indica los milímetros de agua por sobre el límite de PMP.

[¶] Indica en términos relativos la cantidad de agua almacenada respecto del total que puede almacenar ese horizonte entre CC y PMP. “0” indicaría que el horizonte está en PMP, “1” indicaría que el horizonte está en CC, > a 1 indica que el horizonte tiene agua por encima del límite de CC.

Cuadro 4. 5. Condiciones de crecimiento durante las etapas de crecimiento vegetativo (VEG), período crítico (PC) y llenado de granos (LLG) en los años 2018-19 (Exp 1) y 2019-20 (Exp 2). Valores medios (EE).

Exp	ADC ET_0^{-1} (mm ⁻¹)	ET_0 (mm)	Temperatura (°C)	Precipitaciones (mm)	Duración (días)
VEG					
Exp 1	0,34 (0,02)	3,75 (0,16)	22,91 (0,40)	164	50
Exp 2	0,23 (0,01)	4,57 (0,17)	22,68 (0,39)	257	56
PC					
Exp 1	0,39 (0,02)	2,89 (0,18)	20,15 (0,67)	103	31
Exp 2	0,24 (0,01)	3,58 (0,13)	21,75 (0,67)	20	27
LLG					
Exp 1	0,66 (0,05)	1,63 (0,09)	14,84 (0,36)	156	121
Exp 2	0,76 (0,04)	1,48 (0,12)	17,96 (0,47)	307	52

4.3.2. Dinámica de absorción de agua

En términos generales, las parcelas del tratamiento “Control” mostraron valores de Hg significativamente ($p < 0,05$) más bajos a lo largo del ciclo del cultivo que las

parcelas “Sin cultivo”. La diferencia en la Hg del suelo entre las parcelas “Control” y “Sequía” fue menos pronunciada y principalmente en las capas superficiales.

En el horizonte A, la Hg de las parcelas “Sin Cultivo” varió entre 0,185-0,324 g g⁻¹ y 0,136-0,343 g g⁻¹, en los Exp 1 y 2, respectivamente. Estas parcelas se diferenciaron significativamente de las parcelas “Control” entre los 26-139 DDS del Exp 1 y entre 41-83 DDS del Exp 2 (**Figura 4. 5 A y F**). Las parcelas bajo “Sequía” alcanzaron valores significativamente más bajos ($p < 0,05$) de Hg en comparación a las “Control” a los 69, 126 y 131 DDS en el Exp 1 (**Figura 4. 5 A**), y durante el PC en el Exp 2 (56, 63 y 90 DDS) (**Figura 4. 5 F**).

La Hg en el horizonte Bt/Btn también fue significativamente menor en las parcelas “Control” vs “Sin Cultivo”. Esto se dio entre los 21-139 DDS (V₇ a R₅) en el Exp 1, (**Figura 4. 5 B**) y entre los 56-120 DDS (V₁₁ a R_{4.5}) en el Exp 2 (**Figura 4. 5 G**). A diferencia del horizonte A, las parcelas “Control” vs “Sequía” solo difirieron en el Exp 2 a los 70 DDS (+ en la **Figura 4. 5 G**). Como se esperaba, en este horizonte el agua no absorbida por el cultivo se incrementó cuanto mayores fueron los valores de PSI en cada parcela (**Cuadro 4. 6**).

No se observaron diferencias en la Hg entre parcelas “Control” vs “Sequía” por debajo del Bt/Btn. La Hg de los horizontes BC, C_{0,6-0.8} y C_{0.8-1} mostraron valores entre capacidad de campo y saturación en la mayoría de los momentos de medición, excepto a los 100-120 DDS en el Exp 1, y 70-90 DDS en el Exp 2 (**Figura 4. 5 C y H**). Las diferencias entre parcelas “Con Cultivo” vs “Sin Cultivo” se dieron en los horizontes BC y C_{0,6-0.8}. En el horizonte BC, estas se vieron a partir de los 56 DDS (Exp 1: V_T) y 70 DDS (Exp 2: R₁). Mientras que en el horizonte C_{0,6-0.8} sólo se observaron a los 76 DDS (R₁-R₂) en el Exp 2 (**Figura 4. 5 I**). En el horizonte C_{0.8-1} no hubo diferencias en ninguna variable entre tratamientos en ningún experimento.

Cuadro 4. 6. Estadísticos del impacto de incrementos unitarios del PSI del Bt/Btn sobre la humedad gravimétrica (Hg) de cada horizonte.

Horizonte	Exp 1		Exp 2	
	Hg PSI ⁻¹ ¶	p-value [§]	Hg PSI ⁻¹	p-value
A	-0,0006	0,168	-0,0005	0,096
Bt/Btn	0,002	0,05	0,005	<0,0001
BC	-0,0002	0.809	0,0001	0.84
C_{0,6-0.8}	-0,0005	0.539	0,0003	0,418
C_{0.8-1}	-0,001	0.902	0,001	0,058

¶ Valores positivos corresponden a la Hg **no absorbida por el cultivo** en cada horizonte por cada 1% de aumento del PSI en el Bt/Btn, mientras que valores negativos corresponden a la Hg **absorbida** en cada horizonte por cada 1% de aumento del PSI en el Bt/Btn. Esto hace referencia a cuál es la magnitud y dirección del impacto de la variable PSI del Bt/Btn sobre la absorción de agua por el cultivo en cada capa de suelo.

§ El p-valor indica la significancia de cada estadístico.

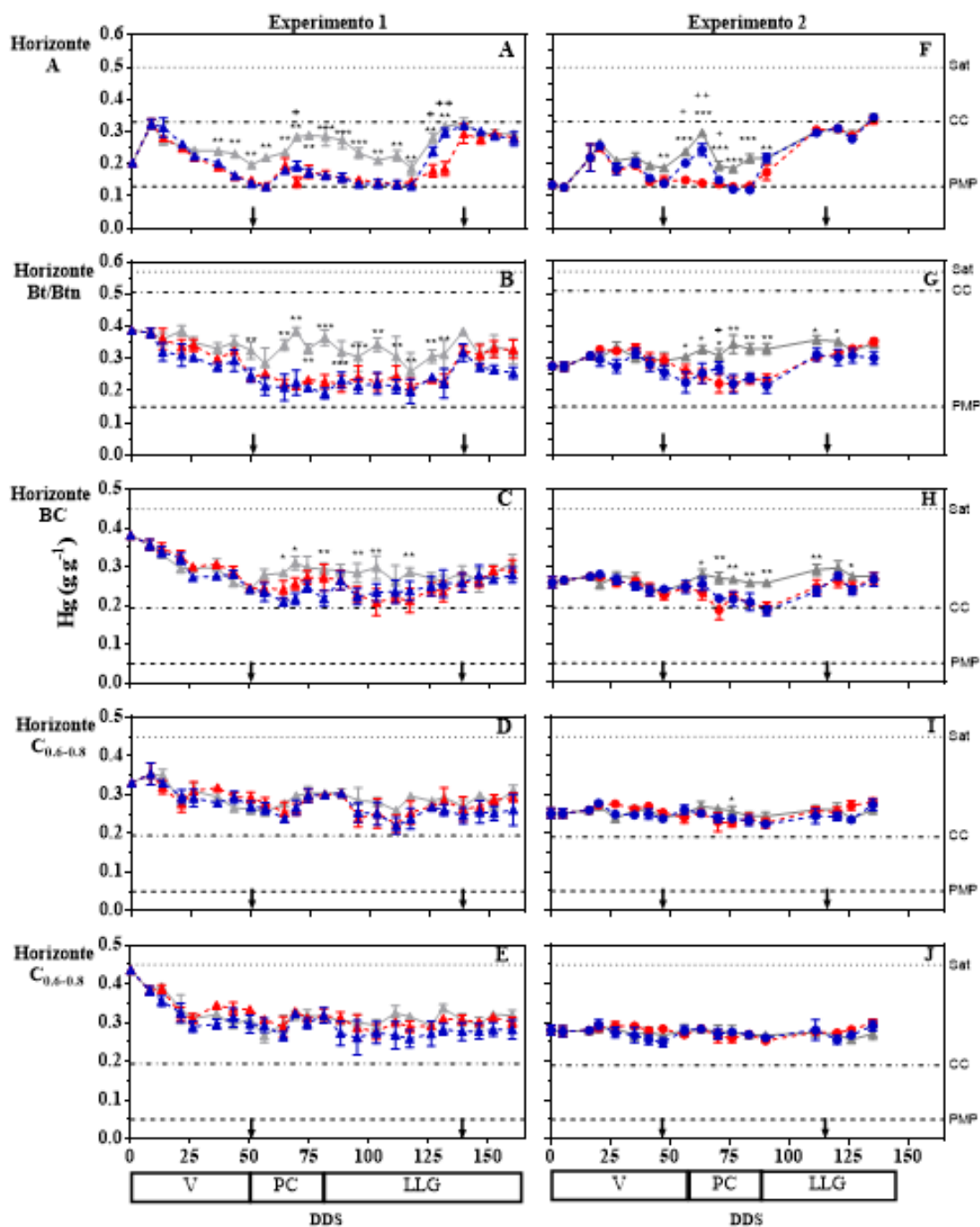


Figura 4. 5. Variación de la humedad gravimétrica (Hg) por horizonte, en función de los días desde la siembra (DDS) de los Exp 1 y 2 en los tratamientos “Sin Cultivo” (Grisés), “Control” (Azules) y “Sequía” (Rojos) (± 1 EE). Las flechas indican el período en el que los entresurcos de las parcelas bajo “Sequía” se mantuvieron cubiertos con lonas. Las líneas (...) , (-.-.-.-) y (-----) indican la Hg a Sat, CC y PMP, respectivamente. Los * indican diferencias dentro de la fecha de medición entre parcelas “Con Cultivo” (Control y Sequía) vs “Sin Cultivo”. Los + indican diferencias dentro de la fecha de medición entre parcelas “Control” vs “Sequía”. (* o +: $p \leq 0,05$, ** o ++: $p \leq 0,01$, *** o +++: $p \leq 0,001$).

4.3.3. Estado hídrico del cultivo

A pesar de la intención de imponer condiciones artificiales de sequía, el estado hídrico del cultivo no fue afectado por la cobertura del entre-surco en ninguno de los momentos medidos en ambos experimentos. Sin embargo, este parámetro fisiológico, fue afectado negativamente por incrementos del PSI en el Bt/Btn en etapas vegetativas avanzadas o reproductivas (**Figura 4. 6**).

En el Exp 1, el PSI del Bt/Btn disminuyó el CRA solo en R_{3,5}, donde los valores estuvieron por debajo de 0,8 (**Figura 4. 6 E**). En las mediciones de Ψ_H en PRE-AMANE CER del Exp 2 no hubo diferencias entre tratamientos ($p = 0,255$) ni asociados al PSI ($p = 0,42$) (**Figura 4. 6 B**, símbolos medio llenos), demostrando que en pre-amanecer todas las parcelas tenían el mismo estado hídrico independientemente del PSI del Bt/Btn de cada parcela (estas mediciones se utilizaron posteriormente para equilibrar los Ψ_H en PRE-AMANE CER con el Ψ_S). Las mediciones de Ψ_H a las 14 horas se vieron negativamente afectadas por incrementos de la sodicidad del Bt/Btn, particularmente en las etapas de V₁₅ y V_T (**Figura 4. 6 B y D**, símbolos llenos). Niveles de estrés hídrico severo, tuvieron lugar cuando los valores de PSI fueron mayores a $\approx 17\%$ (**Figura 4. 6 D y E**).

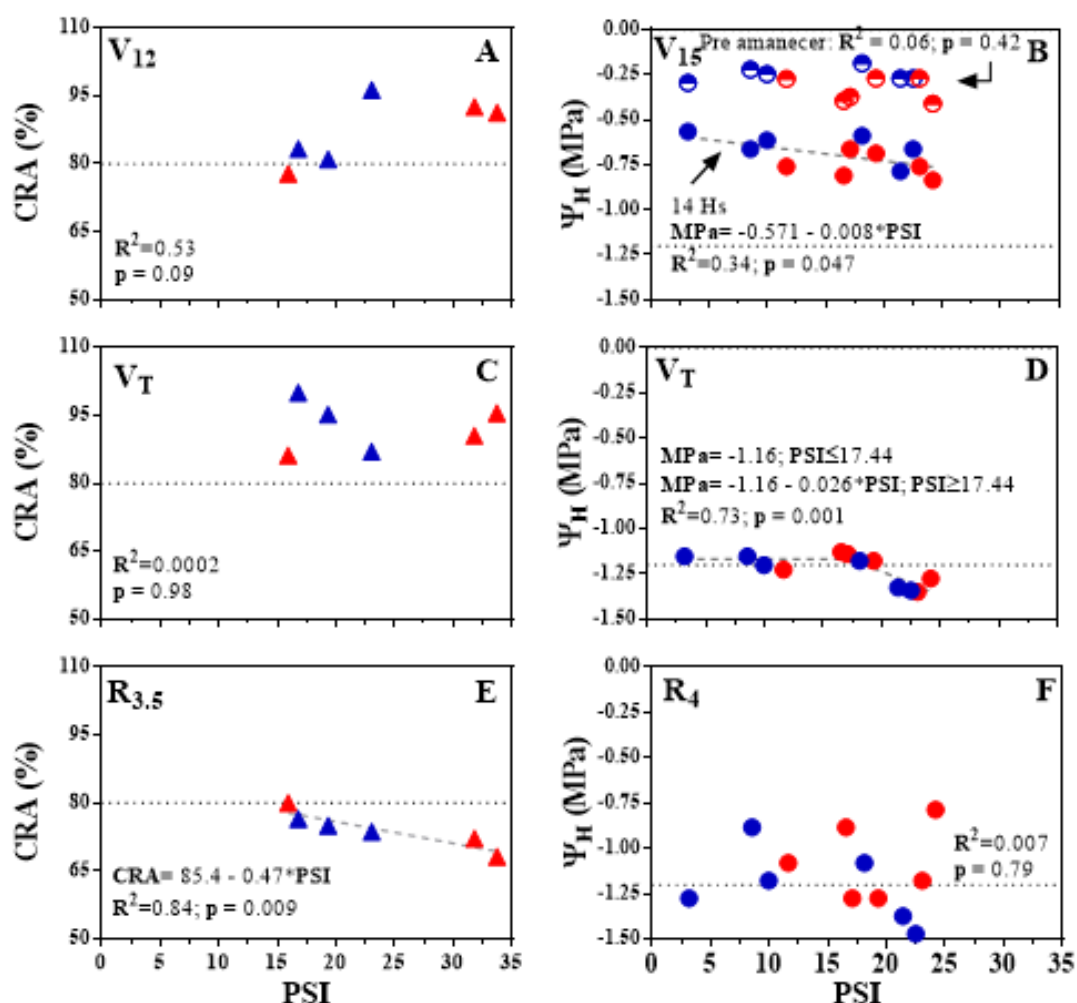


Figura 4. 6. Contenido relativo de agua (CRA %) (Exp 1) y Potencial agua en la hoja (Ψ_H) (Exp 2) en el momento de máxima demanda atmosférica (14 hs) en función del PSI durante períodos vegetativos (A y B), floración (C y D) y llenado de granos (E y F), para las parcelas “Control” (Símbolos Azules) y “Sequía” (Símbolos Rojos). Las líneas punteadas indican los valores de CRA = 80% y $\Psi_H = -1.2$ MPa. Límites a partir de los cuales el cultivo sufre un estrés hídrico severo (Hsiao 1973; Hsiao et al., 1976).

4.3.4. Profundidad de absorción y patrones de extracción de agua

La profundidad máxima a partir de la cual el cultivo se encontraba absorbiendo agua en V₁₅ difirió entre tratamientos. En las parcelas “Control” pudo determinarse que el Ψ_H en PRE-AMANECER se equilibró con el Ψ_S a los $\approx -0,27$ m, independientemente del PSI o el pH del horizonte Bt (Figura 4. 7 A y B, círculos azules). Por otro lado, en las parcelas del tratamiento “Sequía”, la profundidad de absorción de agua se redujo ante incrementos

de la restricción química, donde cada variable se ajustó a un modelo diferente (**Figura 4. 7 A y B, círculos rojos**).

Al limitar la entrada de agua proveniente de las precipitaciones, el Ψ_H en PRE-AMANECEER del cultivo se equilibró con el Ψ_S a -1 m en la parcela con menor valor de sodicidad y alcalinidad. En estos sitios la profundidad de equilibrio se redujo de manera lineal 0,03 m por cada 1% de incremento en el PSI (**Figura 4. 7 A, Círculos rojos**). De igual forma, por cada 0,1 punto de incremento en el pH entre 8,3 y 8,7, la profundidad se redujo 0,104 m (**Figura 4. 7 B, Círculos rojos**).

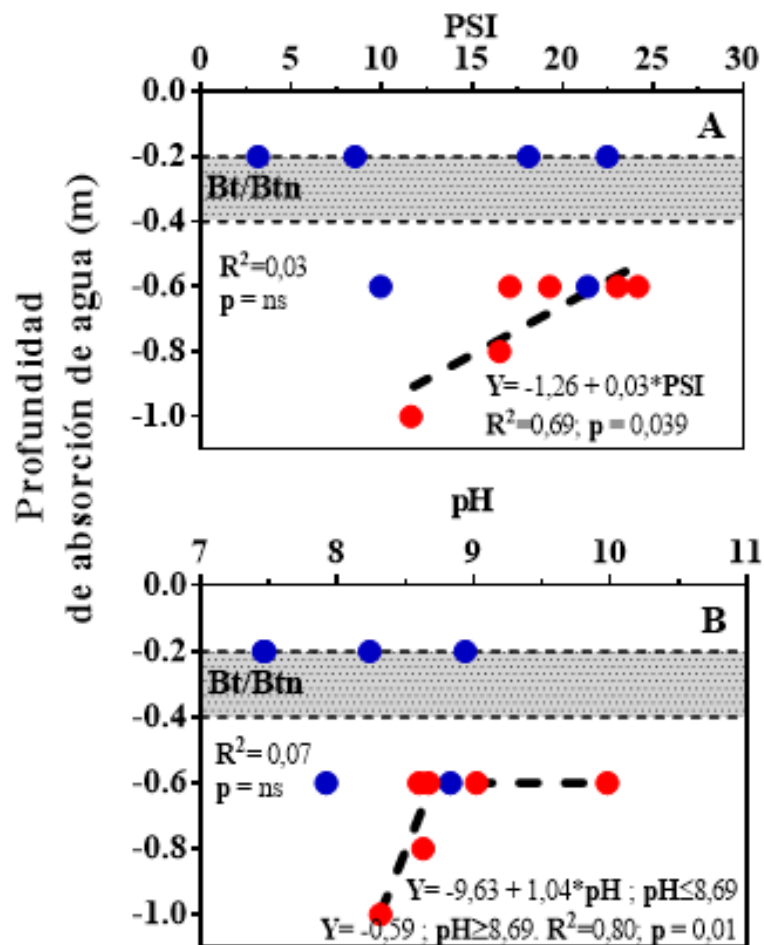


Figura 4. 7. Profundidad de absorción de agua en V₁₅, en función del PSI (A) y el pH (B) del horizonte Bt, en los Tratamientos “Control” (Azules) y “Sequía” (Rojos).

Diferencias en la profundidad de absorción (i.e: profundidad de equilibrio), generaron patrones de extracción de agua contrastantes desde mediados del período crítico hasta mediados del llenado de granos. Durante el período mencionado, el maíz en las parcelas “Control” extrajo alrededor del 40% y el 25% del agua desde los horizontes A y BC, respectivamente, y solo el 10% fue extraído desde el Bt/Btn (**Figura 4. 8**, círculos azules), mientras que en las parcelas de “Sequía” fue similar tanto en los horizontes A, Bt/Btn, BC y C_{0,6-0,8 m}, donde la extracción de agua fluctuó entre 20-28% en todos los horizontes (**Figura 4. 8**, círculos rojos). En el horizonte C_{0,8-1 m} el aporte fue de alrededor del 10%, sin diferencias entre tratamientos.

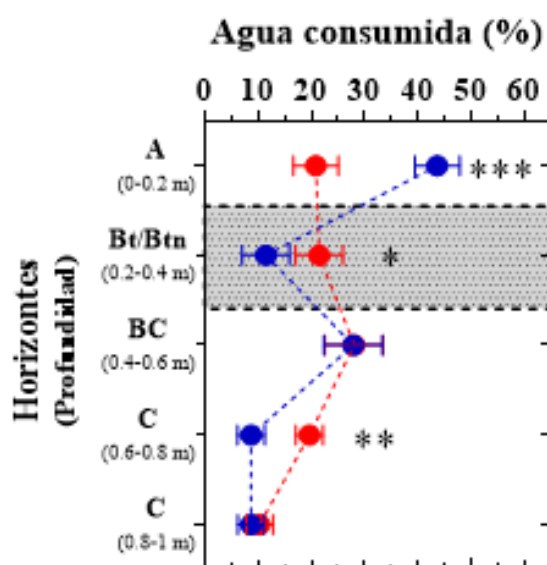


Figura 4. 8. Proporción de agua consumida (% de la ET_C) en el Exp 2 desde diferentes horizontes de suelo entre mediados del período crítico y mediados del llenado de grano en los tratamientos “Control” (Círculos azules) y “Sequía” (Círculos rojos). Medias \pm EE.

4.3.5. Rendimiento en grano e índice de área foliar

Los RG promedios fueron de 10233 y 8800 kg ha⁻¹ (Exp 1) y de 8870 y 8153 kg ha⁻¹ (Exp 2) para los tratamientos “Control” y “Sequía”, respectivamente. La diferencia entre Experimentos fue significativa ($p = 0,014$), pero no entre tratamientos hídricos ($p = 0,06$). Por este motivo, evaluando solo el impacto de la sodicidad en cada año, se encontró

que el RG disminuyó 131.8 (Exp 1) y 135.7 (Exp 2) kg ha^{-1} ante incrementos unitarios del PSI, sin diferencias estadísticas entre pendientes ($p=0.95$) (**Figura 4. 9 A**). Por otro lado, por cada un punto de aumento en el pH las reducciones fueron de 1217 y 1081 kg ha^{-1} , en el Exp 1 y 2, respectivamente. Estas pendientes tampoco difirieron estadísticamente entre sí ($p = 0.87$) (**Figura 4. 9 B**).

Dado que no hubo diferencias entre las pendientes interanuales, se pudo determinar que el RG se redujo en 134,2 kg ha^{-1} y 1121 kg ha^{-1} por cada 1 punto de incremento en la sodicidad y la alcalinidad, respectivamente.

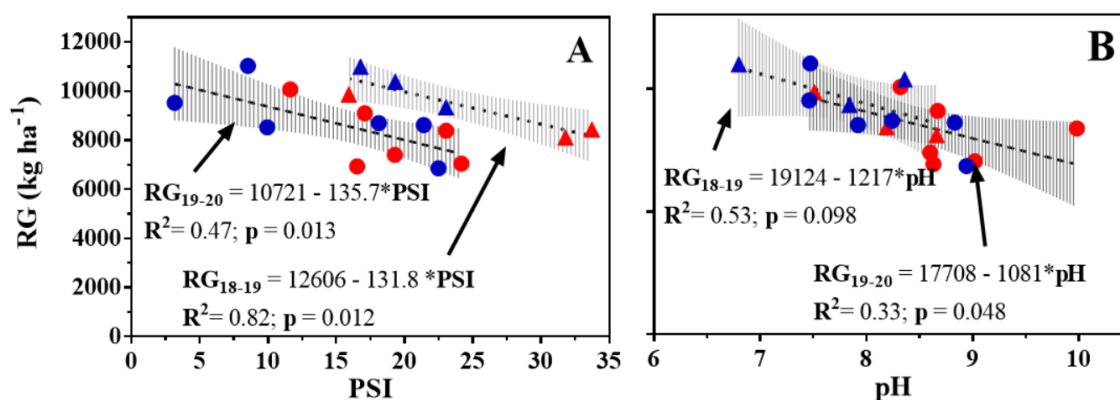


Figura 4. 9. Rendimiento en grano (RG) en los 2 años de evaluación. Exp 1 (Triángulos, Líneas punteadas) y el Exp 2 (Círculos, Líneas segmentadas), en los Tratamientos Control (Azules) y Sequía (Rojos). **A:** Efecto del incremento en el PSI, **B:** Efecto del incremento en la alcalinidad.

El IAF máximo fue de 3,5 y 2,9 en los Exp 1 y 2, respectivamente. Similar a lo observado en el RG, no se observaron diferencias entre tratamientos hídricos ($p=0,153$). Por tal motivo, analizando solo el efecto de la sodicidad y alcalinidad, se pudo determinar que incrementos unitarios del PSI disminuyeron el IAF en 0,045 y 0,064 $\text{cm}^2 \text{cm}^{-2}$ durante el Exp 1 y 2, respectivamente (**Figura 4. 10 A**), mientras que las caídas del IAF asociadas a incrementos del pH fueron de 0,41 y 0,52 $\text{cm}^2 \text{cm}^{-2}$, en el Exp 1 y 2, respectivamente.

Las diferencias entre pendientes del Exp 1 vs Exp 2 no fueron significativas (p-valor = 0.39 para PSI; p-valor = 0.89 para pH), lo que permitió determinar que el IAF disminuyó en 0,053 y 0,49 $\text{cm}^2 \text{cm}^{-2}$ por cada 1 punto de incremento en el PSI y el pH, respectivamente. La similitud en las respuestas observadas por el RG y el IAF frente a incrementos del PSI y del pH, se reflejó en que el 75,2% del RG fue explicado por las variaciones interanuales del IAF (**Figura 4. 11**).

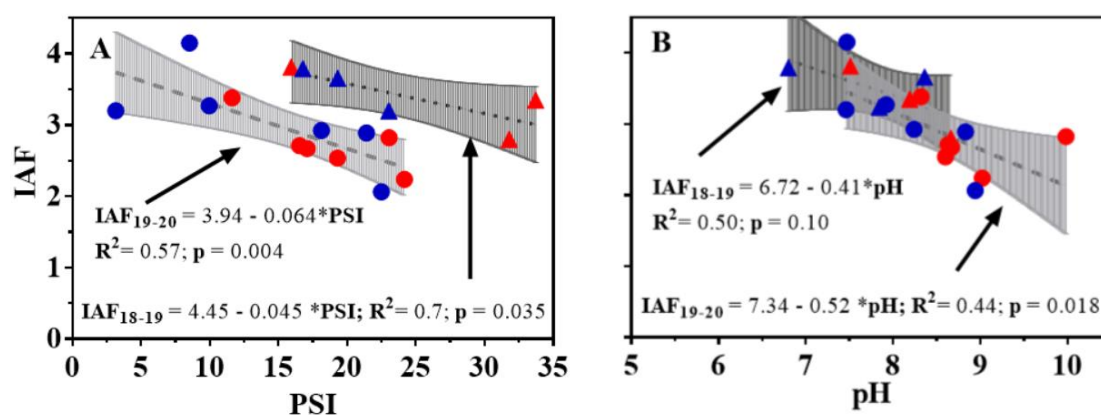


Figura 4. 10. Índice de área foliar (IAF) en función del PSI (**A**) y el pH (**B**) para el Exp 1 (Triángulos) y Exp 2 (Círculos), en los tratamientos Control (Azules) y Sequía (Rojos).

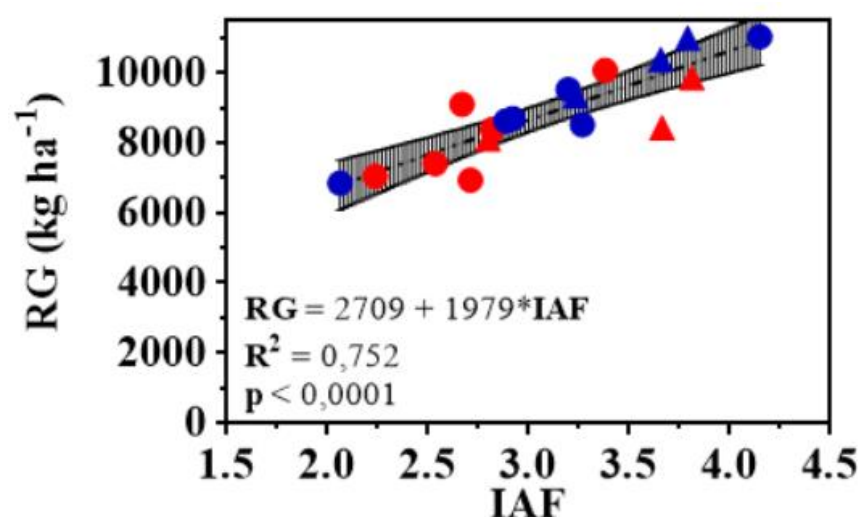


Figura 4. 11. Rendimiento en grano (RG) en función del índice de área foliar (IAF), para el Exp 1 (Triángulos) y el Exp 2 (Círculos), en los Tratamientos Control (Azules) y Sequía (Rojos).

4.3.6. Análisis de componentes principales

El ACP de las dos campañas reflejó el 62,3% de la varianza de los resultados, con el 37,7% explicado por la CP1 y 24,6% explicado por la CP2 (**Figura 4. 12, Cuadro 4. 7**). La variación en el RG, IAF y el Nivel de estrés en el LLG (Estrés-LLG) fue predominantemente capturada por la CP1, y el ángulo de casi 180° entre el RG y el IAF respecto al Estrés-LLG, indica una fuerte asociación negativa. En contraste, la variación en la relación $ADC:ET_0^{-1}$ tuvo lugar casi exclusivamente a lo largo de la CP2. El ángulo de 90° entre esta variable y las mencionadas para el CP1 indica una relación nula entre estos dos grupos. La variación en el Nivel de estrés en períodos vegetativos (Estrés-Veg), fue también capturada predominantemente por la CP2, siendo este rasgo positivamente asociado con la relación $ADC:ET_0$ y negativamente con el IAF y el RG.

Independientemente del tratamiento, la CP1 discriminó principalmente entre parcelas “Control” y “Sequía”, mientras que la CP2 distinguió principalmente entre el Exp 1 y Exp 2. A lo largo de la CP1, las parcelas “Sequía” tendieron a estar a la izquierda del eje, y las “Control” tendieron a encontrarse a la derecha del eje. Como resultado, en comparación con las parcelas en “Sequía”, las del “Control” tienen, en términos relativos, menores valores de Nivel de estrés y mayores valores de IAF y RG. Los datos de Exp 1 predominaron hacia valores positivos a lo largo del eje CP2, mientras que los datos del Exp 2 predominaron hacia valores negativos. Estos resultados se deben a que los primeros tuvieron un Estrés-Veg menor y un $ADC:ET_0^{-1}$ más elevado que los segundos.

En el ACP del Exp 2 (**Figura 4. 13, Cuadro 4. 7**), la variabilidad explicada fue del 73,4%. La CP1 capturó, por un lado, la variabilidad (52,8%) del agua absorbida desde el horizonte Bt/Btn, el IAF y el RG; y por otro lado la variabilidad del PSI y el Nivel de estrés en el período crítico (Estrés-PC). Hubo una fuerte relación negativa entre ambos grupos de variables, como muestra el ángulo de casi 180° entre los vectores. Es

interesante notar que los círculos rojos y azules (Sequía y Control) no estuvieron separados, sino mezclados, mostrando que los tratamientos impuestos en el Exp 2, causaron un efecto nulo. Por otro lado, la CP 2 capturó las variaciones en el Nivel de estrés durante el período vegetativo (Estrés-Veg) y el llenado de granos (Estrés-LLG). El ángulo orientado a la derecha muestra una relación positiva y débil con el PSI del horizonte Bt/Btn y negativa con el otro grupo de variables (IAF, Agua absorbida del Bt/Btn y RG).

Cuadro 4. 7. Autovectores de las variables utilizadas en los ACP de las dos campañas en conjunto (i.e: Exp 1 y 2) y solo del Exp 2.

Variables	Exp 1 y 2		Exp 2	
	CP1	CP2	CP1	CP2
PSI	-0,46	0,37	0,47	0,13
IAF	0,50	0,30	-0,44	0,18
RG	0,52	0,19	-0,41	0,01
Estrés-Veg	0,05	0,46	0,21	0,71
Estrés-PC	-0,35	0,27	0,41	0,17
Estrés-LLG	-0,37	-0,22	0,23	-0,63
ADC:Eto	-0,13	0,63		
Agua absorbida del Bt/Btn			-0,39	0,14

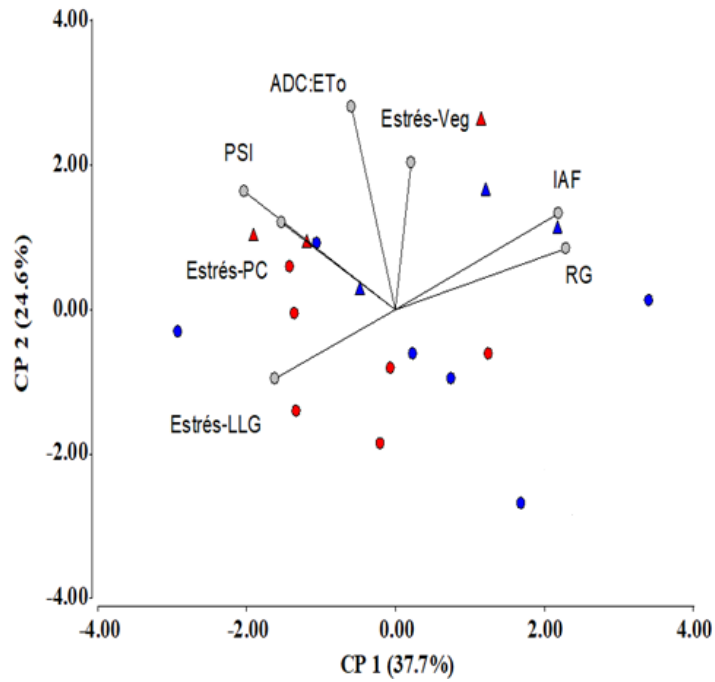


Figura 4. 12. Bi-plot del análisis de componentes principales. La longitud y dirección de los vectores indica el peso relativo de cada variable en el eje correspondiente. Para el Exp 1 (Triángulos) y Exp 2 (Círculos), en los tratamientos Control (Azul) y Sequía (Rojo).

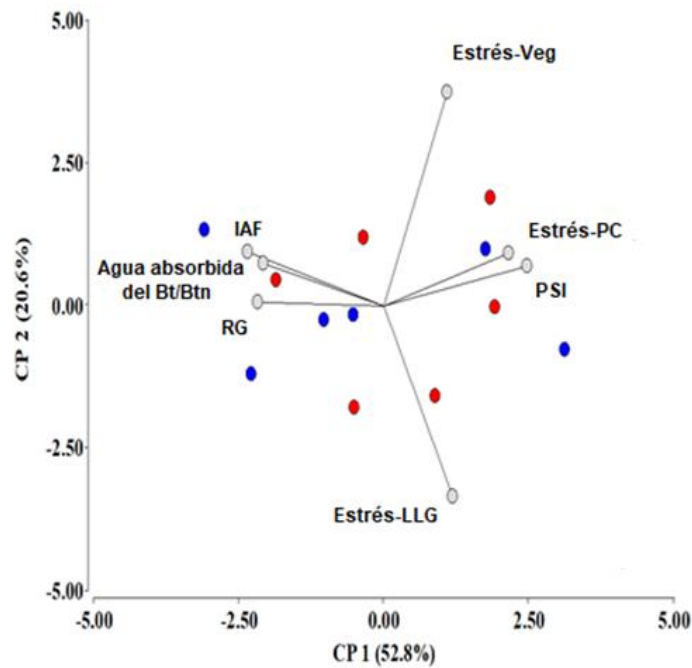


Figura 4. 13. Bi-plot del análisis de componentes principales del Exp 2. La longitud y dirección de los vectores indica el peso relativo de cada variable en el eje correspondiente. Para los tratamientos Control (Azul) y Sequía (Rojo).

4.4. Discusión

El avance de la agricultura hacia suelos restrictivos por su rango variable en la sodicidad subsuperficial, genera nuevas preguntas acerca de la capacidad de los cultivos para absorber el agua de los diferentes estratos (en especial desde el Bt/Btn) y en qué medida los rendimientos se ven afectados ante incrementos de la sodicidad en el espacio.

Los resultados de este capítulo indican que el maíz consumió hasta el $\approx 60\%$ del agua del horizonte Bt/Btn (**Figura 4. 5**), lo que en el Exp 2 representó el 10 y 20% de la ET_C entre el PC y LLG (**Figura 4. 8**). La cantidad de agua consumida disminuyó $\approx 1\%$ por cada unidad incremental en el PSI (**Cuadro 4. 6**), demostrando que la verdadera variable que controló la absorción de agua fue el PSI del horizonte Bt/Btn (**Figura 4. 13**, **Cuadro 4. 7**) que -en función de su menor o mayor nivel- pudo haber permitido o no que el maíz alcance la napa presente a los $\approx 0,8$ m (**Figura 4. 5** y **Figura 4. 7**) y absorber el agua disponible en capas más profundas. Como era esperable, la contribución proporcional del horizonte superficial a la ET_C , fue más relevante en el tratamiento “Control”, mientras que en el tratamiento “Sequía” la contribución fue similar entre los horizontes A, Bt/Btn, BC y $C_{0,6-0,8\text{ m}}$ (**Figura 4. 8**).

Estos hallazgos permiten **corroborar parcialmente la H_{C-1} donde se estableció que en estos suelos la reserva de agua disponible para los cultivos depende principalmente del almacenaje en el horizonte A, mientras que el agua almacenada en el horizonte Bt/Btn solo será extraída por la planta en momentos en que la disponibilidad de agua en el horizonte A, no pueda satisfacer los requerimientos hídricos del cultivo.** Además pueden considerarse complementarios a los obtenidos en suelos no sódicos con horizontes Bt, donde diversos autores reportaron un nulo/ligero consumo de agua por una variedad de cultivos desde horizontes Bt fuertemente arcillosos (Meinke et al., 1993; Otegui et al., 1995; Robertson et al, 1993; Taboada y Alvarez, 2008).

En este caso, la hipótesis es parcialmente aceptada debido a que los sectores con un PSI mayor a 20 no entregaron agua o lo hicieron en muy baja proporción. Por otro lado, no se pudo lograr una sequía efectiva debido a la presencia de un frente capilar poco profundo, posiblemente contribuyendo a que el Bt/Btn parcialmente sódico (i.e: PSI entre 5 y 20) aportara un menor volumen de agua al que potencialmente podría entregar si no estuviese la napa presente.

El efecto desfavorable del Na^+ en los suelos que se observa en el **Cuadro 4. 6**, se asocia al su alto radio de hidratación (Tan 2011), que magnifica la dispersión de arcillas (Hillel, 1998; Rengasamy, 1983; Rengasamy y Marchuk, 2011). Provocando la obstrucción de los poros de la matriz del suelo por la migración de las arcillas, reduciendo el movimiento de agua en el perfil, e incrementando el volumen de agua no absorbida por el cultivo (Rengasamy y Olsson, 1991; Shaw et al., 1994; So y Aylmore, 1993).

En la región bajo estudio, los suelos tuvieron una napa poco profunda no sódica y con baja salinidad (**Cuadro 4. 2**), que saturó las capas subyacentes al BC (**Figura 4. 5 C y H**); esta fuente de agua podría explicar el buen desempeño del maíz en este suelo sódico, aún con la imposición al ingreso del agua de lluvia provocado por las coberturas del entre-surco.

La contribución de cada horizonte de suelo a la ET_C depende del potencial hídrico asociado a las propiedades físico-químicas de cada horizonte (Glinski y Lipiec, 2018; Hillel, 1998). En los tratamientos “Control” y “Sequía”, el consumo y absorción de agua fue mayor desde los horizontes donde se encontraba menos retenida (i.e: Tratamiento “Control”: horizontes A y BC; Tratamiento “Sequía”: horizontes Bt/Btn, BC y C) (**Figura 4. 7 y Figura 4. 8**). La menor profundidad de equilibrio de potenciales (i.e: profundidad de absorción de agua) encontrada en las parcelas “Control” respecto a las de “Sequía”, podría ser explicada por: i) los mayores contenidos hídricos en el estrato superficial

(**Figura 4. 5**) y ii) las características de expansión/contracción del horizonte Bt/Btn demostradas en diversos trabajos de la región (Taboada et al., 1988, 2001). En este sentido, cuando las lluvias recargaron el perfil, el Bt/Btn y BC expansivos habrían estado hinchados, y de esta manera, confinaron la mayor proporción del consumo de agua del maíz por encima de estos horizontes (**Figura 4. 7** y **Figura 4. 8**, círculos azules). Por otro lado, durante períodos de deficiencias hídricas, se habrían desarrollan grietas de desecación dentro del volumen de suelo contraído, permitiendo el pasaje de raíces a través de ellos y la absorción de agua desde los -0,6 a -1 m (**Figura 4. 7** y **Figura 4. 8**, círculos rojos).

La cobertura del suelo con lonas plásticas no causó el esperado mayor agotamiento de agua del horizonte Bt/Btn (**Figura 4. 5 C** y **D**) o estrés hídrico (**Figura 4. 6**). Sin embargo, este experimento permitió entender las estrategias de absorción de agua por el maíz en suelos con una combinación de elevada sodicidad y escasez de precipitaciones. Bajo condiciones limitantes de agua (i.e: tratamiento “Sequía”, Exp 2), el maíz absorbió más agua desde el horizonte Bt/Btn y la zona con agua capilar, que desde el estrato superficial (**Figura 4. 7** y **Figura 4. 8**, círculos rojos). A partir de los datos del **Cuadro 4. 2**, se pudo establecer que la calidad del agua subterránea fue C1-S1 (USSL 1954), por lo que esta puede ser consumida por los cultivos sin mostrar reducciones en el rendimiento en grano asociado a efectos tóxicos (Feng et al., 2020; Minhas et al., 2019). Esto explica el motivo por el cual las parcelas con un menor nivel de sodicidad (i.e: PSI < 17) no cayeron en estrés hídrico severo (**Figura 4. 6**), siendo este, uno de los principales hallazgos del presente trabajo.

Aunque la definición taxonómica establece que un “suelo sódico” es aquel con un PSI mayor a 15 o una RAS mayor a 13 (Soil Survey Staff 2014), hay numerosos estudios que demuestran los efectos adversos del sodio intercambiable en las propiedades hidro-

físicas de los suelos a valores desde $PSI = 6$ (Rengasamy y Olsson, 1991), o incluso $PSI = 5$ (Rahman Barzegar et al., 1997). Los resultados de esta tesis no mostraron un valor umbral a partir del cual el RG o el IAF del maíz se no se vio afectado, sino que, en nuestros experimentos, el efecto del PSI y/o el pH fue lineal y descendente (**Figura 4. 9 y Figura 4. 10**), estos resultados **corroboran parcialmente la segunda hipótesis (Hc-2) donde se estableció que incrementos en la sodicidad reducen el rendimiento del maíz a partir de un valor umbral de PSI de entre 8 y 11%**, ya que las caídas en el RG se observaron desde PSI menores a 8.

El RG promedio a través de diferentes niveles de sodicidad en el horizonte Bt/Btn y bajo diferente régimen hídrico fue de 9517 kg ha^{-1} en el Exp 1 y de 8511 kg ha^{-1} en el Exp 2, los cuales están dentro del rango de rendimientos alcanzados en la Cuenca del Río Salado (BCBA 2020). Incluso con valores de PSI tan altos como 20-25, los rendimientos del maíz nunca fueron menores de $\approx 6000 \text{ kg ha}^{-1}$, demostrando que el efecto negativo del sodio intercambiable nunca fue absoluto en la determinación del RG y que su determinante fue el IAF. Adicionalmente, en los sectores menos sódicos, los rendimientos del maíz alcanzaron los 10985 kg ha^{-1} (Exp 1) y 11023 kg ha^{-1} (Exp 2), no muy diferente de los rendimientos obtenidos en lotes en secano en la región Pampeana (Aramburu Merlos et al., 2015). En coincidencia con estos hallazgos, disminuciones en el RG y el IAF frente a altos niveles de sodicidad han sido reportados en una variedad de cultivos en condiciones bajo riego o en secano de regiones tropicales o semi-áridas (Filippi et al., 2019; Gupta y Sharma, 1990; Nuttall et al., 2003; Page et al., 2021).

Varios estudios en maíz han demostrado el impacto del suministro de agua durante el período crítico que maximiza el desarrollo del IAF y el rendimiento en grano (Calviño et al., 2003; Otegui et al., 1995; Steduto y Hsiao, 1998). Esto se debe a que el IAF es uno de los principales componentes fisiológicos del rendimiento en grano de cultivos

extensivos que determina la radiación interceptada durante el ciclo de crecimiento (Andrade et al., 2005; Gardner et al., 1985). Esto explica la fuerte asociación positiva entre el RG y el IAF (**Figura 4. 11**) y la relación negativa con el PSI y el nivel de estrés hídrico en el PC y el LLG (**Figura 4. 12** y **Figura 4. 13**) encontradas en esta tesis. Lo interesante de notar, es que la marcada relación entre el RG y el IAF también funcionó incluso en sectores más sódicos (**Figura 4. 11**). En este sentido, una mayor relación $ADC:ET_0^{-1}$ durante el período crítico incrementó el RG a similares niveles de PSI y/o pH, pero la respuesta negativa del RG a los valores crecientes de estas variables fueron similares (i.e: RG del Exp 1, **Figura 4. 12** y **Figura 4. 13**; y **Cuadro 4. 7**). Ello sugiere un impacto negativo permanente de la sodicidad y la alcalinidad en la productividad de los cultivos. Sin embargo, como se observó en este capítulo, dicho impacto está en relación con los valores de sodicidad/alcalinidad. De esta manera, poder determinar sectores intra-lote con diferentes niveles de productividad asociados a las variables edáficas estudiadas, permitiría llevar adelante prácticas de manejo sitio-específicas que tiendan a mitigar/atenuar la limitante de mayor importancia. En este sentido, en el Capítulo 5 se evalúan diferentes herramientas para delimitar sectores con productividad contrastante.

4.5. Conclusiones

En función de los objetivos propuestos en este capítulo, se demostró que el cultivo de maíz no solo que puede absorber agua desde el horizonte Bt/Btn, sino que además también consume agua desde la napa que satura los horizontes más profundos cuando está presente (i.e: BC y C), atenuando el impacto de deficiencias en las precipitaciones.

Además, se determinó que el impacto de la sodicidad sobre el rendimiento del cultivo comienza desde valores de PSI muy inferiores a los considerados “umbrales” para

clasificar a un suelo como sódico, ya que el rendimiento de maíz se redujo alrededor de 134 kg ha^{-1} por cada unidad que se incrementó el PSI. Estas reducciones estuvieron principalmente asociadas a caídas en el IAF.

Estos resultados son muy relevantes en el marco de esta tesis, ya que proporcionan una nueva visión en la posibilidad de producir cultivos en suelos sódicos con una napa poco profunda de calidad aceptable. A su vez, pueden ser usados para planificar la producción de cultivos en ambientes con una elevada heterogeneidad espacial en la sodicidad/alcalinidad subsuperficial. Debería evaluarse que herramientas permitirían delimitar ambientes de diferente productividad en lotes donde las variables edáficas cambian en intervalos espaciales muy estrechos. Esto sería posible utilizando técnicas de agricultura de precisión para el manejo sitio-específico.

CAPÍTULO 5.

MANEJO SITIO-ESPECÍFICO EN LA CUENCA DEL SALADO: VARIABLES EDÁFICAS CONDICIONANTES Y DELIMITACIÓN DE AMBIENTES.

5.1. Introducción

En la Pampa Deprimida los rendimientos de los cultivos son menores a los de otras regiones (ej: Pampa Ondulada, Pampa Arenosa, Sudeste de Buenos Aires) (SAGyP 2023), lo cual estaría asociado a la alcalinidad subsuperficial y un drenaje deficiente por la presencia de un horizonte arcilloso (INTA 1980, 1990). A su vez, dada la variabilidad espacial en cuanto a los valores de pH del Bt/Btn y la profundidad a la que se encuentra dicho horizonte, los lotes muestran un aspecto "manchoneado" (**Figura 5. 1 A**) (Imbellone et al., 2021; INTA, 1980, 1990).

Si bien el impacto en los cultivos, tanto de la alcalinidad como de la profundidad al horizonte arcilloso, está en relación a la especie analizada (Hazelton y Murphy, 2007). En términos generales existe una concordancia en que los rendimientos aumentan cuanto mayor es la profundidad al horizonte Bt (Belford et al., 1992; Micucci y Taboada, 2006; Taboada y Alvarez, 2008; Maggi et al., 2016) o al horizonte alcalino (Bandera 2013; Filippi et al., 2019; Hamblin y Tennant 1987), y se reducen cuanto mayor es la alcalinidad (Adcock et al., 2007; Rengasamy et al., 2022; Sale et al., 2019). Sin embargo, estos trabajos fueron mayormente realizados en suelos con una sola restricción a la vez y no con la combinación de ambas. Por lo tanto, existe un vacío de conocimiento acerca del comportamiento de los cultivos cuando las dos limitantes (i.e: sodicidad y profundidad al Bt/Btn) están de manera simultánea en los suelos de una región sub-húmeda, donde podría esperarse que las precipitaciones atenúen el impacto de alguna de ellas y/o ambas.

En el manejo de los cultivos extensivos a campo, usualmente no se contempla la variabilidad de las propiedades edáficas entre sitios con diferentes rendimientos cuando ocupan una superficie reducida (Ej: menor a 75 m²) (**Figura 5. 1 B y C**). En estas situaciones, el "manejo sitio-específico" (MSE) con herramientas de agricultura de precisión surge como alternativa que permite llevar adelante estrategias de manejo que

contemplan la variabilidad edáfica intra-lote (Adamchuk et al., 2007), adecuando el manejo (Ej: densidad de plantas y dosis de fertilizantes) según la productividad de cada sitio o ambiente.

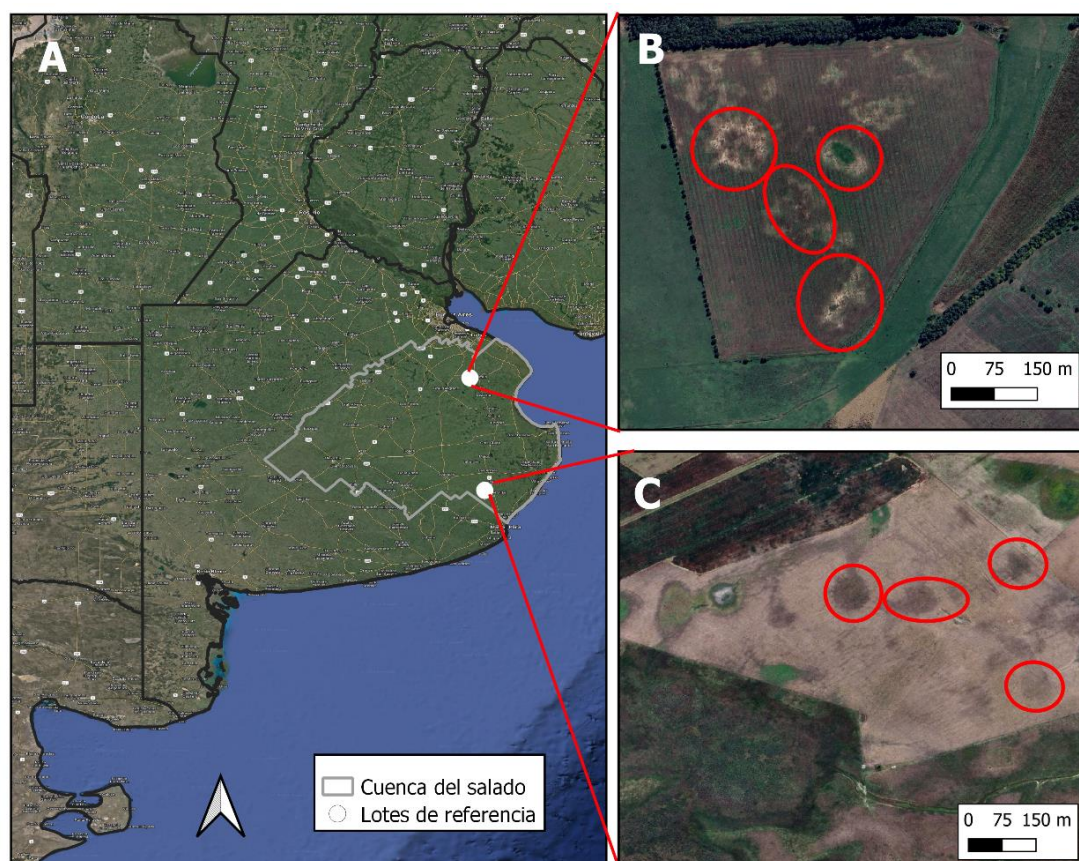


Figura 5. 1. A: Límites de la Pampa Deprimida y ubicación de los lotes. B y C: Vista aérea de dos lotes bajo producción de cultivos anuales típicos de la Pampa Deprimida en la región norte (B) y sur (C). A partir del cambio de color abrupto en el suelo asociado a nula cobertura con rastrojo o sectores más húmedos asociados a anegamientos, se puede apreciar salto abrupto entre los sectores con productividad contrastantes resaltados en rojo. Mediante la referencia de distancia, se puede apreciar el reducido tamaño de los diferentes sectores con menor productividad.

Cuando se aplica MSE, los sectores intra-lote con características similares reciben el nombre de "zonas de manejo diferencial" (ZM), las cuales son áreas espacialmente continuas que pueden recibir un tratamiento particular (Taylor et al., 2007). Las ZM deben cumplir con las siguientes condiciones: i) las diferencias de rendimientos entre ellas deben ser mayores que las diferencias dentro de ellas y ii) los factores limitantes

dentro de una ZM deben ser los mismos (Fraisie et al., 2001). La base del éxito del MSE dependerá fuertemente de la correcta delimitación de ZM, ya que esto permite un uso eficiente de los insumos asignados (ej: semillas, fertilizantes, enmiendas, etc) (Moharana et al., 2020).

Existen múltiples herramientas que posibilitan definir los límites entre ZM. En Argentina esto fue inicialmente realizado mediante el uso de las cartas de suelo del INTA en lotes o establecimientos que superan las 200 o 1000 has, respectivamente (Melchiori et al., 2009; Monzon et al., 2018). Sin embargo, actualmente existen otras herramientas que describen con una mayor resolución espacial la variabilidad intra-lote de la productividad de los cultivos. Entre ellas, se puede mencionar a los mapas de rendimiento, las imágenes satelitales o el uso en el campo de drones, sondas de conductividad eléctrica aparente, entre otros (Adamchuk et al., 2007). Estas herramientas más modernas, serían más adecuadas que las antiguas cartas de suelos de INTA para delimitar ZM en lotes de la Pampa Deprimida, dada la superficie reducida de los lotes y la marcada variabilidad intra-lote (**Figura 5. I B y C**).

Los mapas de rendimiento (MR) han sido utilizados desde el inicio del MSE a mediados de los 90' (Zhang et al., 2002). Estos mapas describen las diferentes ZM de más detalladamente debido a que integran todos los eventos que determinaron el crecimiento del cultivo (i.e: climáticos y edáficos) (Albarenque y Velez, 2011). No obstante, pese a la existencia de una alta variabilidad intra-lote en campos de la Cuenca del Salado, aún es escaso el número de productores que cuentan con múltiples MR de sus lotes. Ello se debe a diversas razones entre las que se encuentran: i) explotaciones con un manejo integrado agrícola/ganadero, ii) una agricultura anual que se realiza mayoritariamente en lotes arrendados, y iii) la existencia de baja disponibilidad de cosechadoras con monitor de rendimiento (Melani, Com. Pers.). En este contexto de

adopción de tecnología, los índices de vegetación (IV) son la alternativa que se adapta a la necesidad de quien quiera avanzar en el MSE pero que no cuenten con MR (Puntel et al., 2022).

Los IV permiten cuantificar diversos procesos fisiológicos de las plantas, en función de las bandas del espectro electromagnético que se combinen (Mulla 2013). A su vez, un mismo IV generado a partir de imágenes con píxeles de menor tamaño, permite captar con un mayor grado de detalle la variación espacial del cultivo analizado (Skakun et al., 2021). El uso de IV en el MSE se inicia a partir del año 2000 en lotes de campos de grandes extensiones, o donde las ZM tenían la superficie suficiente como para ser "vistas" por el sensor debido a su baja resolución espacial (Mulla 2013; Zhang et al., 2002). No obstante, en la actualidad se cuenta con imágenes de mayor resolución espacio/temporal (ej: Sentinel 2, PlanetScope, entre otros), que son una alternativa viable para delimitar ZM y poder realizar un MSE en lotes de menor superficie y/o donde las ZM tienen un tamaño reducido, como lo son en la Pampa Deprimida (**Figura 5. 1**).

Si bien existen numerosos IV, el NDVI es el más utilizado (Mulla 2013; Paz-Pellat et al., 2007). Sin embargo, dicho IV tiene algunas limitaciones entre las que se destacan i) la interferencia de la reflectancia del suelo en sectores con una reducida cobertura vegetal, ii) la insensibilidad a cambios en el IAF cuando es superior a 2, y iii) el requerimiento de ajustes asociados a la especie que se aplique (González-Sanpedro et al., 2008; Mulla 2013; Wu et al., 2007). Teniendo en cuenta que en el Capítulo 4 de esta tesis se determinó que tanto la sodicidad como la alcalinidad afectan el IAF, y que dicho índice se relacionó estrechamente con el rendimiento (**Sección 4.3.5**). Es válido pensar que con el uso de algún IV que capte un mayor rango de IAF, se podría delimitar mejor las ZM en lotes donde los límites entre sectores con productividad contrastantes se dan en intervalos de distancia muy estrechos y abruptos. En este sentido Nguy-Robertson *et al.*,

(2012) proponen el uso del “Índice de clorofila del borde rojo” (IC_{BR}) calculado con imágenes Sentinel 2, para estimar el IAF en maíz y soja (en esta tesis denominado IAFs), algo que hasta el presente, aún no ha sido probado en la región estudiada en esta tesis.

Dada la necesidad de establecer el impacto de la variabilidad espacial a escala de lote de: 1) la profundidad al horizonte Bt/Btn, 2) el espesor de este horizonte y 3) su grado de alcalinidad, en este capítulo se busca en primer lugar, cuantificar el efecto conjunto de un rango de estas variables sobre los rendimientos de maíz y soja a escala de lote. En segundo lugar, se busca cuantificar la precisión de dos índices de vegetación para delimitar ZM, confrontando 1) el índice de vegetación NDVI con diferente resolución espacial (i.e: a partir de imágenes Sentinel 2 (10 m): $NDVI_S$ y PlanetScope (3 m): $NDVI_P$) y 2) dos índices de vegetación diferentes con generados con imágenes Sentinel 2 (i.e: $NDVI_S$ y IAFs), en comparación al uso de MR y/o las cartas de suelo del INTA.

Para el primer objetivo, se propone como hipótesis que la principal limitante del rendimiento de los cultivos de maíz y soja en la Cuenca del Salado es la alcalinidad del horizonte Bt/Btn, dado que posee un impacto reductor mayor al de la profundidad a dicho horizonte y/o el espesor del mismo (H_{E-1}). Para el segundo objetivo se proponen como hipótesis que i) a igual resolución espacial el índice de vegetación IAFs es más preciso que el $NDVI_S$ para delimitar las ZM a escala de lote, mientras que con diferente resolución espacial el IV generado con imágenes de mayor resolución (i.e: $NDVI_P$) permiten incrementar la precisión de la delimitación de ZM (H_{F-1}), y ii) el uso de IV con imágenes de alta resolución (i.e: $NDVI_P$) permiten una delimitación de ZM similar a la obtenida con MR, seguido del uso de imágenes de resolución intermedia (I.E: $IAFs > NDVI_S$). Las cartas de suelo del INTA no serían útiles para tal fin en la Pampa Deprimida (H_{F-2}).

5.2. Materiales y métodos

Este estudio fue conducido en el establecimiento "San Martín" (**Figura 5. 2**), localizado a 15 km de la ciudad de Chascomús ($35^{\circ}33'14.08''S$; $58^{\circ} 7'13.60''O$). En esta zona, las precipitaciones promedio son 1031 mm, distribuidos 238 mm, 191 mm, 282 mm y 320 mm en otoño, invierno, primavera y verano, respectivamente (AER INTA Chascomús, 2022).

El establecimiento cuenta con 381 ha, de las cuales 259 ha están destinadas a la actividad ganadera bajo pastoreo con pasturas perennes de festuca, trébol, agropiro y rye grass, mientras que 122 ha se destinan a la agricultura en secano de cultivos de verano e invierno realizados en siembra directa. En el área que ocupa el establecimiento, se distinguen tres tipos de suelos: Argiudoles Ácuicos y Abrupticos, con una capacidad de uso III y de aptitud agrícola; y Natracualfes Típicos cuya capacidad de uso es V y a priori su aptitud de uso fue en su momento clasificada como "ganadera". El presente estudio se focalizó en el área destinada a la actividad agrícola, donde predominan los cultivos de maíz y soja. El establecimiento cuenta con cinco lotes destinados a dicha actividad (Límites rojos en la **Figura 5. 2**), de los cuales para el presente estudio se muestrearon dos (Lotes con puntos violetas en la **Figura 5. 2**).

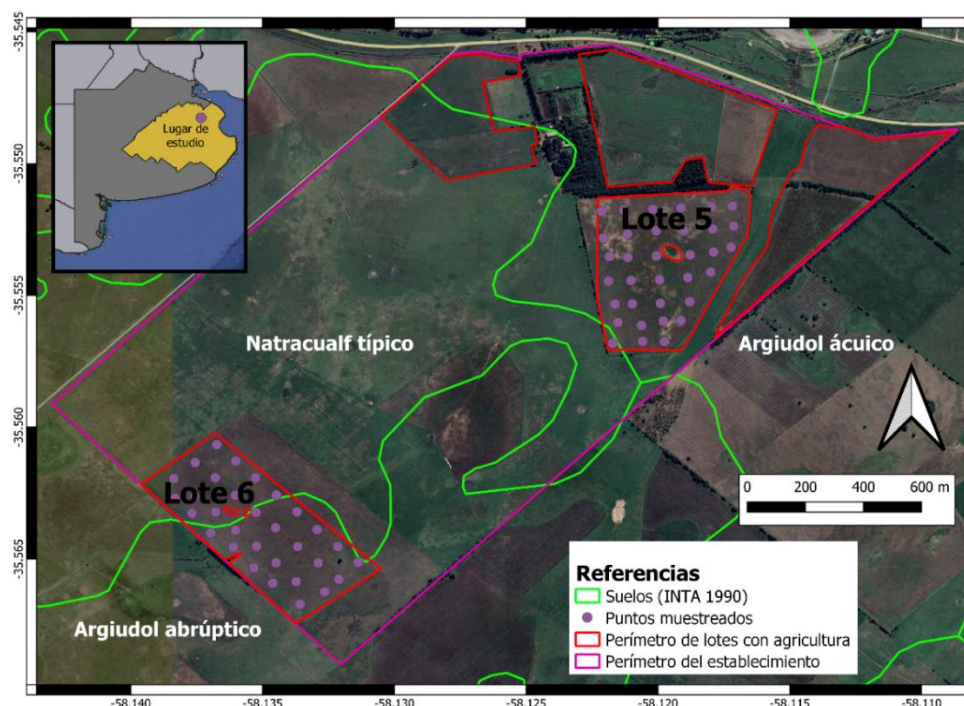


Figura 5. 2. Plano del establecimiento “San Martín”, lotes bajo agricultura (Límites rojos) y límites entre clases de suelo (Líneas verdes).

5.2.1. Muestreo de suelos

Se realizó un muestreo en grilla en los dos lotes indicados en la **Figura 5. 2**, que cubren 55 hectáreas (45 % de la totalidad destinada a la actividad agrícola). Las estaciones de muestreo estaban distanciadas a ≈ 80 -90 m una de otra. En cada estación se hicieron tres piques con un calador de suelos (2 cm de diámetro interno). En cada pique se midió la profundidad al horizonte Bt/Btn y el espesor de dicho horizonte. Estas sub-muestras se promediaron y se tomó el valor promedio como la profundidad al horizonte Bt/Btn y del espesor del mismo en esa estación de muestreo.

Las submuestras del horizonte Bt/Btn se unificaron y fueron llevadas al laboratorio de la EEA INTA Balcarce, donde se les determinó el pH en una relación suelo:agua 1:2,5. El pH de los horizontes arcillosos es una variable que presenta una muy baja variación interanual (Hazelton y Murphy, 2007), motivo por el cual se la relacionó a los rendimientos de los cultivos de campañas previas.

5.2.2. Mapas de rendimiento

Los mapas de rendimientos (MR) fueron obtenidos a partir de una cosechadora John Deere, equipada con monitor de rendimiento y un sistema de DGPS, con corrección de movimiento. Además, la cosechadora registra la humedad del grano a medida que se va recolectando, lo que permite hacer las correcciones a valor constante. Los MR de los lotes analizados en cada campaña y el cultivo realizado se detallan en la **Figura 5.3** y en el **Cuadro 5.1**. A cada MR se le depuraron los datos siguiendo la metodología propuesta por Fridgen et al., (2004). Brevemente, se eliminan los datos que están ± 3 desvíos estándar de la media y los datos ubicados en el extremo de cada surco cuando la máquina giraba. Luego se rasterizó el archivo vectorial, realizando una interpolación espacial, y se aplicó un filtro de moda en un radio de búsqueda de 3 píxeles. A cada mapa rasterizado (**Figura 5.3**) se lo llevó a rendimiento relativo (RR) mediante la Ec 5.1. Finalmente, se promediaron los mapas de RR en cada lote, obteniendo un mapa de RR promedio del lote.

$$RR = \frac{\text{Rendimiento en cada pixel}}{\text{Rendimiento máximo del lote}} \times 100 \quad [\text{Ec 5.1}]$$

Cuadro 5.1. Cultivos realizados en cada campaña en los lotes bajo estudio, precipitaciones recibidas en el ciclo y en el período crítico.

Lote	Campaña	Cultivo	Variedad/Híbrido	Precipitaciones en el ciclo (mm)	Rendimiento promedio [¶] (Tn ha ⁻¹)
	18-19	Soja 2da	N 4713	263	3,05
5	19-20	Maíz Tardío	DK 7210 VT3	597	9,55
	20-21	Soja 1ra	4x3 I PRO	415	3,31
6	18-19	Maíz Temprano	DK 7210 VT3	618	10,04
	19-20	Soja 1ra	4x3 I PRO	572	3,31
	20-21	Maíz Temprano	DK 7210 VT3	437	7,13

[¶] Valor obtenido a partir del mapa de rendimiento.

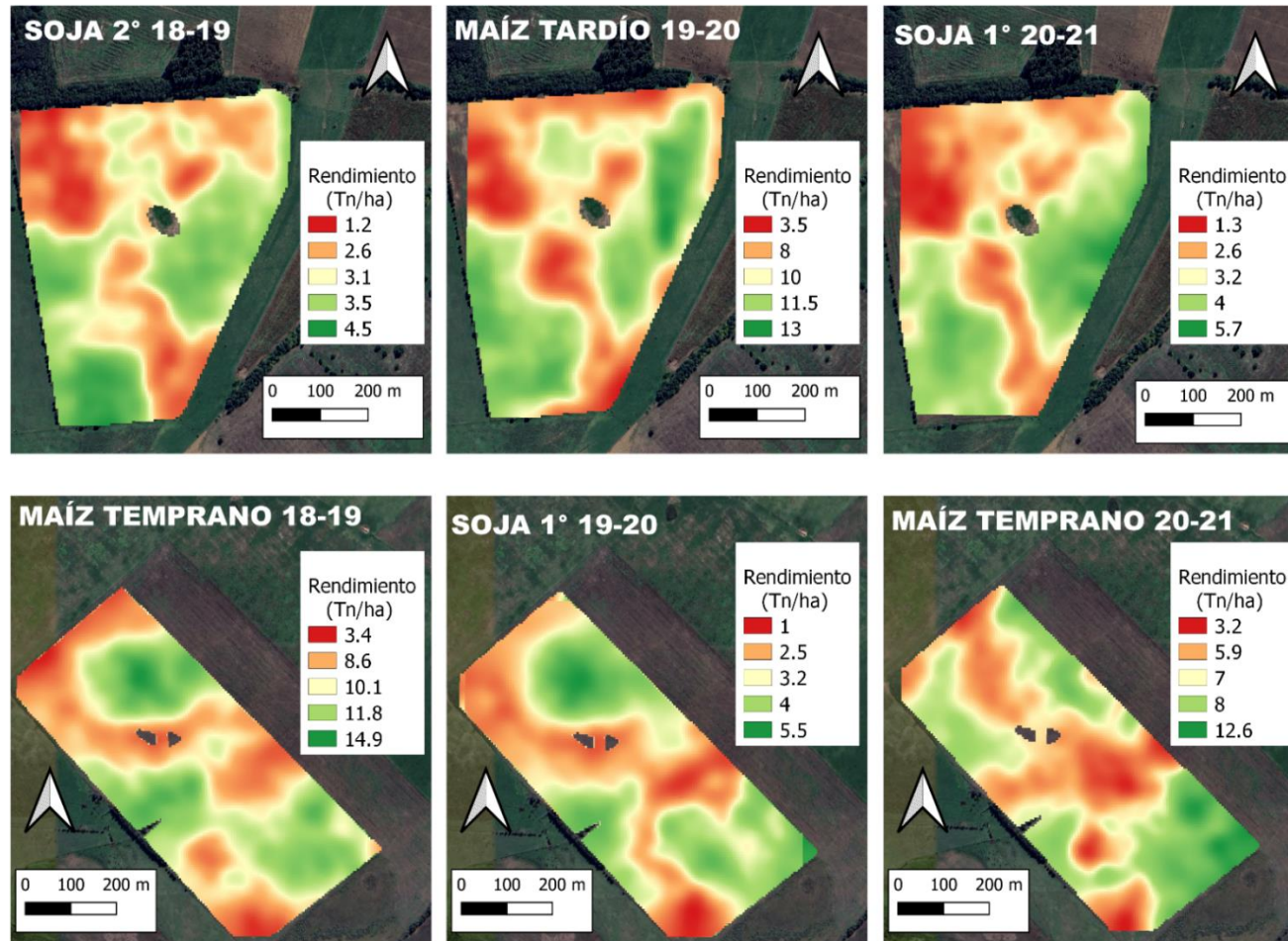


Figura 5. 3. Mapas de rendimientos de los lotes 5 (Fila superior) y 6 (fila inferior) utilizados para realizar la delimitación de ambientes. Se detalla el cultivo al cual pertenecen y la gama de colores con la escala de rendimientos de cada cultivo expresados en $Tn\ ha^{-1}$.

5.2.3. Índices de vegetación

La constelación de satélites PlanetScope (PLT) proveen una cobertura global diaria con una resolución espacial de 3 x 3 m. Las imágenes poseen cuatro bandas espectrales, y el acceso a las mismas es bajo suscripción (Planet Team 2017). Por otro lado, las imágenes de la constelación Sentinel 2 (S2) poseen 13 bandas espectrales con una resolución espacial y temporal de entre 10-60 m y 2-5 días, respectivamente (ESA 2017) (**Cuadro 5. 2**). De ambas constelaciones se usaron imágenes corregidas geométrica y radiométricamente que proporcionan el valor de "Reflectancia a nivel de superficie".

Cuadro 5. 2. Bandas espectrales, longitud de onda y resolución espacial de los satélites PlanetScope y Sentinel 2.

Satélite	Banda	Longitud de onda (μm)	Resolución espacial (m)
PlanetScope	1: Azul	0,45-0,51	3
	2: Verde	0,50-0,59	3
	3: Rojo	0,59-0,67	3
	4: Infrarrojo	0,78-0,86	3
Sentinel 2	1: Aerosol	0,43-0,45	60
	2: Azul	0,45-0,52	10
	3: Verde	0,54-0,57	10
	4: Rojo	0,65-0,68	10
	5: Borde rojo 1	0,69-0,71	20
	6: Borde rojo 2	0,73-0,74	20
	7: Borde rojo 3	0,77-0,79	20
	8: Infrarrojo cercano 1	0,78-0,90	10
	8A: Infrarrojo cercano 2	0,85-0,87	20
	9: Vapor de agua	0,93-0,95	60
	10: Cirrus	1,36-1,39	60
	11: Infrarrojo Lejano 1	1,56-1,65	20
12: Infrarrojo Lejano 2	2,10-2,28	20	

En color se resaltan las bandas espectrales utilizadas en la elaboración de los diferentes índices de vegetación.

Se adquirieron un total de 12 imágenes de cada satélite entre 2018 y 2021, correspondientes al período de “máximo verdor” en cada año (**Figura 5. 4**). Este período coincide con el momento de máximo IAF en muchas coberturas vegetales (Reed et al., 1994) y con las etapas reproductivas en los cultivos estudiados en este capítulo (i.e:

silking en maíz, y desarrollo de vainas y semillas en soja) (Nguy-Robertson et al., 2012). A su vez, estas etapas son las más sensibles de los cultivos a diferentes estreses abióticos (Andrade et al., 2005).

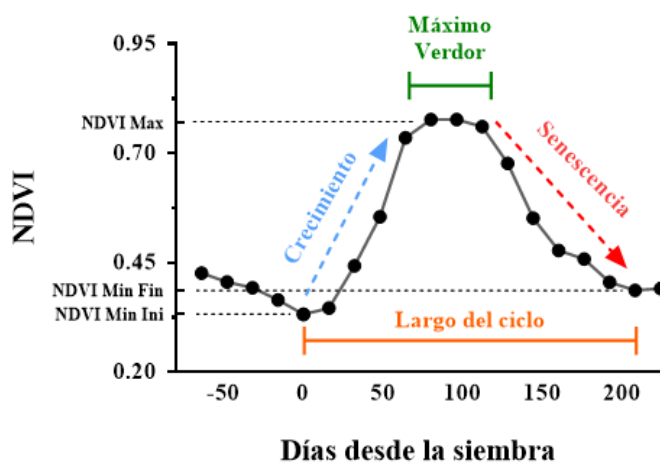


Figura 5. 4. Esquema del NDVI en el ciclo de crecimiento de un cultivo anual. El momento detallado como “Máximo verdor” indica el período del cultivo donde se seleccionaron las imágenes utilizadas en este análisis (Adaptado de: Reed et al., 1994; Nguy-Robertson et al., 2012).

El NDVI se calculó con ambos satélites aplicando la Ec 5.2 (Rouse et al., 1974), mientras que el IAF solo se calculó con imágenes S2 mediante la Ec 5.3, a partir del IC_{BR} Ec 5.4 (Nguy-Robertson et al., 2012), debido a que los satélites PLT no poseía imágenes en el rango espectral del borde rojo en las fechas utilizadas en este análisis.

$$NDVI = \frac{IR_C - R}{IR_C + R} \quad [Ec\ 5.2]$$

$$IAF_S = \frac{IC_{BR}^{0.898}}{0.904} \quad [Ec\ 5.3]$$

$$IC_{BR} = \frac{IR_C}{BR} - 1 \quad [Ec\ 5.4]$$

Dónde: IR_C , R y BR son las reflectancias en el rango del infrarrojo cercano, el rojo y el borde rojo, respectivamente (**Cuadro 5. 2**).

5.2.4. Método de delimitación de zonas de manejo

Los rendimientos (para el caso de mapas) y píxeles (en el caso de IV) se agruparon mediante una clasificación no supervisada, utilizando el algoritmo fuzzy-k-means, en el software QGIS 5.16 v. Hanover. Este algoritmo define los límites entre las diferentes ZM minimizando las diferencias entre los valores de los atributos (i.e: rendimiento o IV) dentro de una ZM y maximiza las diferencias del promedio de los atributos (i.e: rendimientos o IV) de una ZM con las del resto.

El software permite seleccionar el número de agrupamientos deseados, en este caso se buscó obtener tres segmentos dentro de cada lote en cada uno de los tres IV y MR. Cada uno de esos segmentos corresponden a las ZM que representan a los ambientes de “Alta Productividad” (AP), “Media Productividad” (MP) y “Baja Productividad” (BP).

5.2.5. Análisis estadístico

Se evaluó el impacto de las propiedades edáficas i) pH del Bt/Btn, ii) profundidad al horizonte Bt/Btn y iii) espesor del horizonte Bt/Btn sobre los RR de cada cultivo mediante análisis de regresiones simples para cada campaña. La variable con mayor R^2 en las regresiones, fue asumida como aquella variable más importante en explicar los RR.

Se cuantificó la precisión de la delimitación de ZM a partir de: 1) mapas de rendimiento, 2) diferentes IV con misma resolución espacial y/o mismo IV con diferente resolución espacial y 3) cartas de suelo del INTA, mediante el enfoque de la "Ponderación de la reducción de la varianza de rendimiento", utilizado por Bobryk et al., (2016). A partir de este índice se obtuvo la métrica de “Reducción de la varianza” (R_v), que permite obtener una comparación objetiva que integra las formas y tamaños de las ZM que surgen en cada proceso de delimitación de ambientes. Brevemente:

1) Se calculó la varianza del rendimiento en el lote zonificado ($\tilde{\sigma}_Y^2$) con la Ec 5.5:

$$\tilde{\sigma}_S^2 = \sum_{i=1}^n w_i \sigma_i^2 \quad [\text{Ec 5.5}]$$

Donde w_i es la proporción de la ZM dentro del lote y σ_i^2 es la varianza de los RR dentro de la “ i -ésima” ZM generada a partir de la delimitación de ambientes.

2) Luego se calcula la reducción de la varianza (Rv) (Ec 5.6) para cada mapa de RR, que refleja la homogeneidad promedio del RR dentro de las ZM y del lote total, en comparación a la varianza original del lote no segmentado, i.e: cuando se realiza un manejo homogéneo en toda la superficie.

$$R_V = 1 - \left(\frac{\tilde{\sigma}_S^2}{\tilde{\sigma}_{LOTE}^2} \right) \quad [\text{Ec 5.6}]$$

Donde: $\tilde{\sigma}_S^2$ es la varianza del rendimiento del lote zonificado, y $\tilde{\sigma}_{LOTE}^2$ es la varianza del rendimiento en el lote sin segmentar en diferentes ZM. El aumento de la Rv de una técnica de delimitación del lote en comparación con otra, representa una mejora relativa de la delimitación de ZM.

5.3. Resultados

Todas las propiedades edáficas medidas variaron considerablemente en el área de estudio. La profundidad al horizonte Bt/Btn varió entre 5 y 55 cm, mientras que el espesor del horizonte Bt/Btn varió entre 17 y 53 cm. Por su parte, el pH del horizonte Bt/Btn fluctuó desde un mínimo de 6,27 a un máximo de 8,97. En este sentido se observó que donde el horizonte Bt/Btn estaba a más de 40 cm su pH nunca superó los valores de 6,5, mientras que cuando se encontró entre 5 y 40 cm la relación no fue muy clara, encontrándose valores en el rango de 6,2 a 8,9 (**Figura 5. 5**).

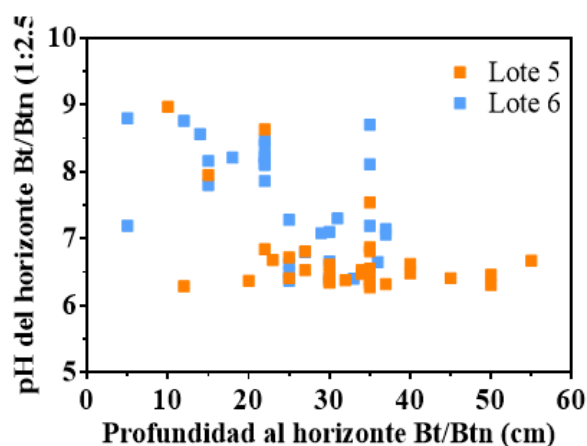


Figura 5. 5. Relación entre el pH y la profundidad al horizonte Bt/Btn, en los dos lotes muestreados.

Los incrementos del pH provocaron descensos de 10,4% y 12,2% en los RR de maíz los años con mayores precipitaciones. En la soja los descensos fueron de 9,8% a 12,8% las tres campañas evaluadas. Las pendientes entre años para cada cultivo no difirieron estadísticamente entre sí ($p = 0,625$ y $p = 0,840$ para maíz y soja, respectivamente) (**Figura 5. 6 A y D**). Por otra parte, por cada un centímetro en que se incrementó la profundidad al horizonte Bt/Btn, el RR de maíz aumentó 0,64% y 0,72%, sin diferencias estadísticas entre pendientes ($p = 0,538$). En la soja solo se vio una tendencia leve a que el RR se incremente 0,67% en la campaña con mayores precipitaciones durante el ciclo ($R^2 = 0,11$; $p = 0,068$) (**Figura 5. 6 B y E**). Ninguno de los cultivos evaluados respondió al espesor del horizonte Bt/Btn (**Figura 5. 6 C y F**).

El RR dependió más del pH del horizonte Bt/Btn que de la profundidad a la que se encontraba, ya que el pH explicó entre el 20% y el 40% de los RR, mientras que la profundidad al horizonte Bt/Btn solo lo hizo en un 11% a 18% (**Figura 5. 6 A, B, C y D**).

A excepción de las Cartas de Suelo del INTA, los restantes cuatro métodos de delimitación de ZM a nivel de intra-lote mostraron un aumento en la Rv respecto al manejo homogéneo, donde la magnitud de la mejora difirió entre lotes y las herramientas

utilizadas. La Rv se incrementó siempre siguiendo el orden Cartas de suelo < NDVI_S < NDVI_P = IAF_S < MR (**Cuadro 5. 3**, **Figura 5. 7** y **Figura 5. 8**). En este análisis, la Rv a partir de la delimitación de ZM utilizando imágenes PLT permitió una mejora de 12-15% respecto al uso de imágenes S2 (i.e: Mismo IV con diferente resolución espacial).

En promedio, los RR estuvieron entre 0,75 a 0,9 en los ambientes de alta productividad, entre 0,6 a 0,74 en los ambientes de media productividad, y por debajo de 0,6 en los ambientes de baja productividad (**Cuadro 5. 4**). La menor productividad promedio de cada ZM fue siempre acompañada con aumentos promedios del pH (Ver valores de Δ pH con el AP), pero no siempre se vieron reducciones de la profundidad al Bt/Btn (Ver valores de Δ Profundidad al Bt/Btn con el AP), por su parte el espesor del horizonte Bt/Btn no mostró una relación consistente con las diferentes ZM (Ver valores de Δ con el AP en cada variable), tal como se determinó en los análisis de regresión **Figura 5. 6**.

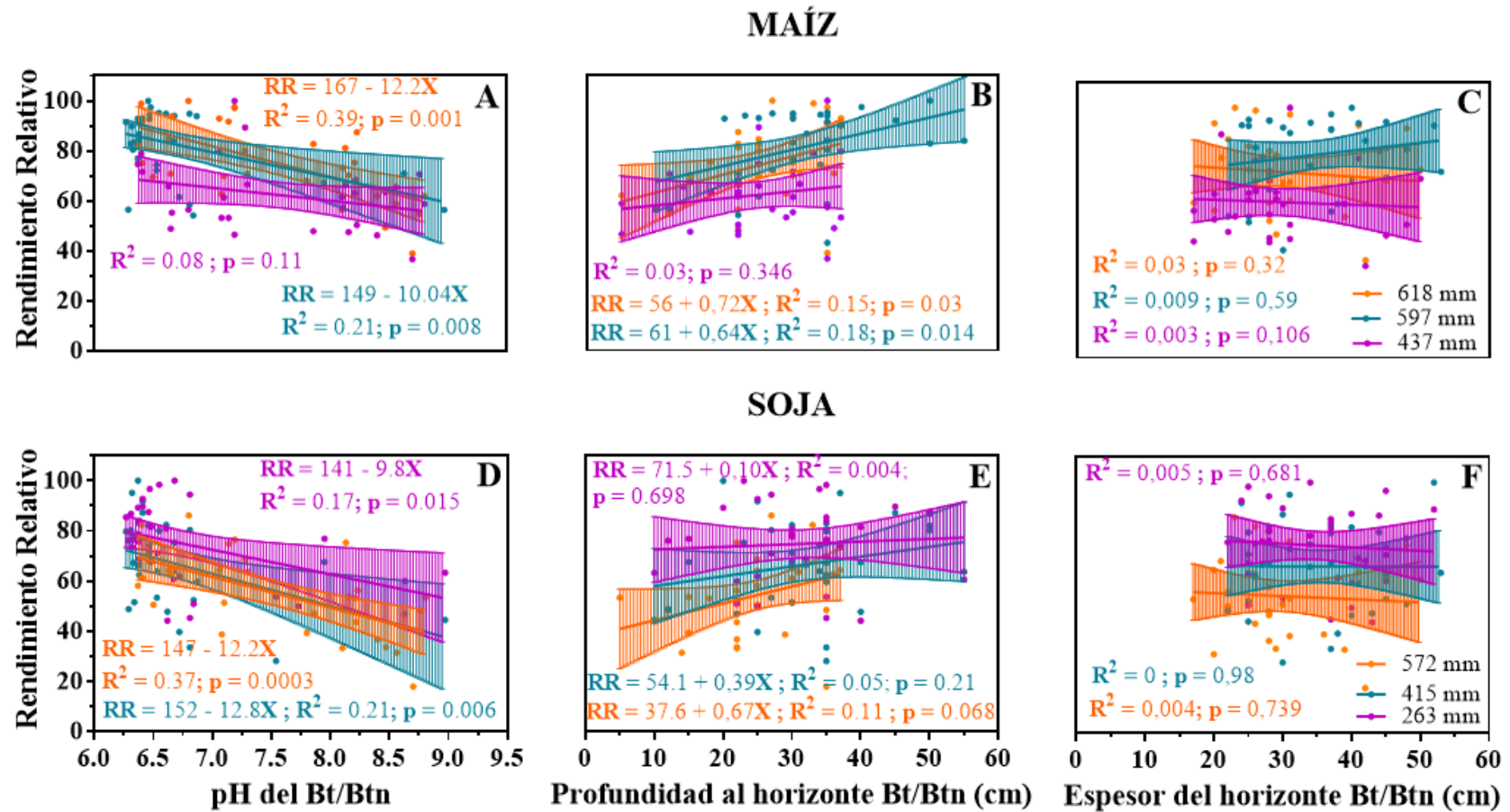


Figura 5. 6. Relaciones entre el Rendimiento Relativo (RR) del maíz (A, B y C) y la soja (D, E y F), en función del pH (A y D), la profundidad (B y E) y el espesor (C y F) del horizonte Bt/Btn. Los puntos indican el RR de cada cultivo, y el pH, la profundidad y el espesor del Bt/Btn en cada estación de muestreo. Las bandas indican los valores medios de RR en cada año y los IC 95%. Los colores indican las precipitaciones recibidas por los cultivos durante el ciclo.

Cuadro 5. 3. Varianza total de los lotes sin ambientar y ambientados con diferentes herramientas.

Lote	Varianza total sin ambientar	Herramienta	Varianza total ambientado	Rv
5	0,0264	MR	0,0043	0.84
		NDVI _S	0,0177	0.33
		IAF _S	0,0124	0.53
		NDVI _P	0,0110	0.58
		Carta de suelos	0,0261	0,012
6	0,0180	MR	0,0040	0.78
		NDVI _S	0,0083	0.54
		IAF _S	0,0065	0,64
		NDVI _P	0,0066	0,63
		Carta de suelos	0,0182	-0,009

MR: Mapa de rendimiento, NDVI_S: NDVI de Sentinel 2, IAF_S: Índice de área foliar de Sentinel 2, NDVI_P: NDVI de PlanetScope, Rv: Reducción de la varianza (Mayores valores, significa un incremento relativo).

Cuadro 5. 4. Superficies, rendimientos relativos y propiedades edáficas promedio en cada ambiente generado a partir de diferentes herramientas de delimitación.

Lote	Herramienta ¹	Ambiente ²	Superficie (Has)	Rendimiento relativo ³		Profundidad al Bt/Btn		Espesor del Bt/Btn		pH	
				Valor	Δ RR con el AP (%) [¶]	cm [§]	Δ Profundidad al Bt/Btn con el AP (%) [¶]	cm [§]	Δ Espesor del Bt/Btn con el AP (%) [¶]	Unidades [§]	Δ pH con el AP (%) [¶]
5	MR	AP	8.55	0.89		33.5		34.5		6.48	
		MP	9.86	0.76	-14.6	33.6	0.3	37.7	9.3	6.77	4.5
		BP	9.29	0.53	-40.4	25.8	-23.1	33.1	-4.0	7.04	8.6
	NDVIs	AP	9.99	0.79		32.6		34.9		6.49	
		MP	12.43	0.75	-5.1	33.4	2.4	37.0	6.1	6.59	1.5
		BP	5.28	0.54	-31.6	27.0	-17.3	34.0	-2.5	7.45	14.8
	IAFs	AP	12.35	0.85		33.1		34.9		6.49	
		MP	7.21	0.69	-18.8	32.0	-3.2	37.0	5.9	6.60	1.7
		BP	8.14	0.57	-32.9	27.3	-17.3	33.3	-4.6	7.57	16.6
	NDVIp	AP	12.67	0.84		35.4		36.3		6.49	
		MP	9.02	0.68	-19.0	25.9	-26.8	36.1	-0.3	6.75	4.0
	Carta de suelos	BP	6.01	0.52	-38.1	26.2	-26.0	31.3	-13.6	7.46	14.9
		AP	27.40	0.72		31.8		35.5		6.72	
	6	MR	BP	0.30	0.89	23.6	27.0	-15.1	28.0	-21.1	6.81
AP			13.55	0.78		26.8		28.8		7.13	
MP			7.07	0.63	-19.2	23.0	-14.2	30.9	7.2	7.50	5.2
NDVIs		BP	6.88	0.50	-35.9	22.1	-17.4	29.1	1.1	7.96	11.6
		AP	13.20	0.77		29.2		31.6		7.00	
		MP	8.59	0.62	-19.5	18.8	-35.7	25.1	-20.6	8.17	16.7
IAFs		BP	5.71	0.52	-32.5	23.1	-20.8	30.4	-4.0	7.84	12.0
		AP	13.40	0.78		26.8		28.9		7.23	
		MP	8.47	0.62	-20.5	23.3	-12.9	26.6	-8.0	7.59	5.0
NDVIp		BP	5.63	0.51	-34.6	21.5	-19.6	33.0	14.3	8.18	13.1
		AP	8.00	0.82		28.1		30.0		6.83	
Carta de suelos		MP	11.49	0.65	-20.8	26.0	-7.4	28.6	-4.6	7.84	14.8
		BP	8.01	0.56	-32.3	20.5	-27.0	29.4	-1.9	8.04	17.7
Carta de suelos		AP	16.7	0.59		26.0		30.2		7.36	
	BP	10.8	0.6	1.7	22.7	-12.7	28.3	-6.3	7.83	6.4	

¹ MR: Mapa de rendimiento, NDVIs: NDVI realizado con imágenes Sentinel 2, IAFs: Índice de área foliar derivado de imágenes Sentinel 2, NDVIp: NDVI realizado con imágenes PlanetScope.

² AP: Alta Productividad, MP: Media Productividad, BP: Baja Productividad.

³ Rendimiento relativo promedio del ambiente en función del promedio del lote.

[§] Valores promedios que surgen de promediar los puntos muestreados en el muestreo en grillas.

[¶] Valores de diferencia relativa con el ambiente de alta productividad (AP) determinado a partir de las diferentes herramientas de delimitación de ZM.

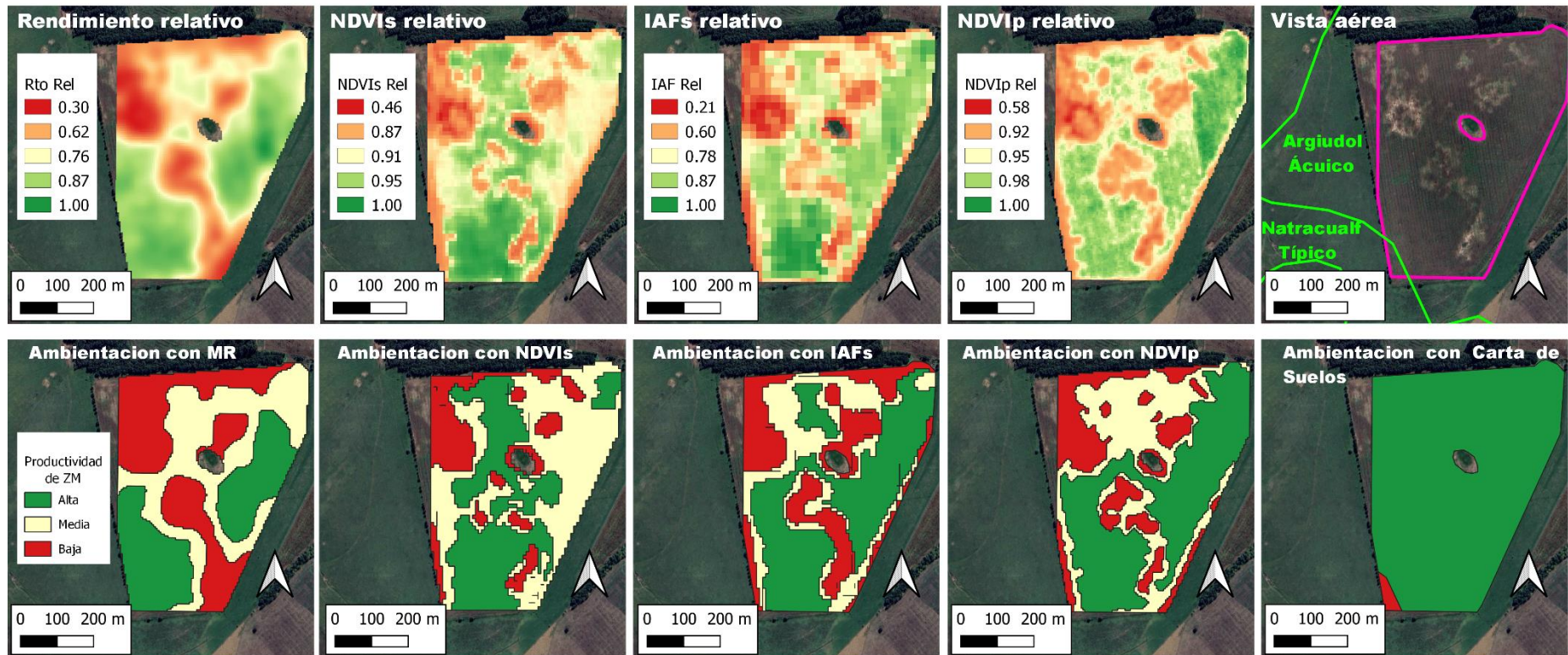


Figura 5. 7. Valores relativos de Rendimiento, NDVIs, IAFs, NDVI_p (Fila superior) y zonas de manejo diferencial (ZM) (Fila inferior), generadas para el lote 5 del establecimiento “San Martín”. La productividad de las ZM se detalla en la leyenda de la figura inferior izquierda.

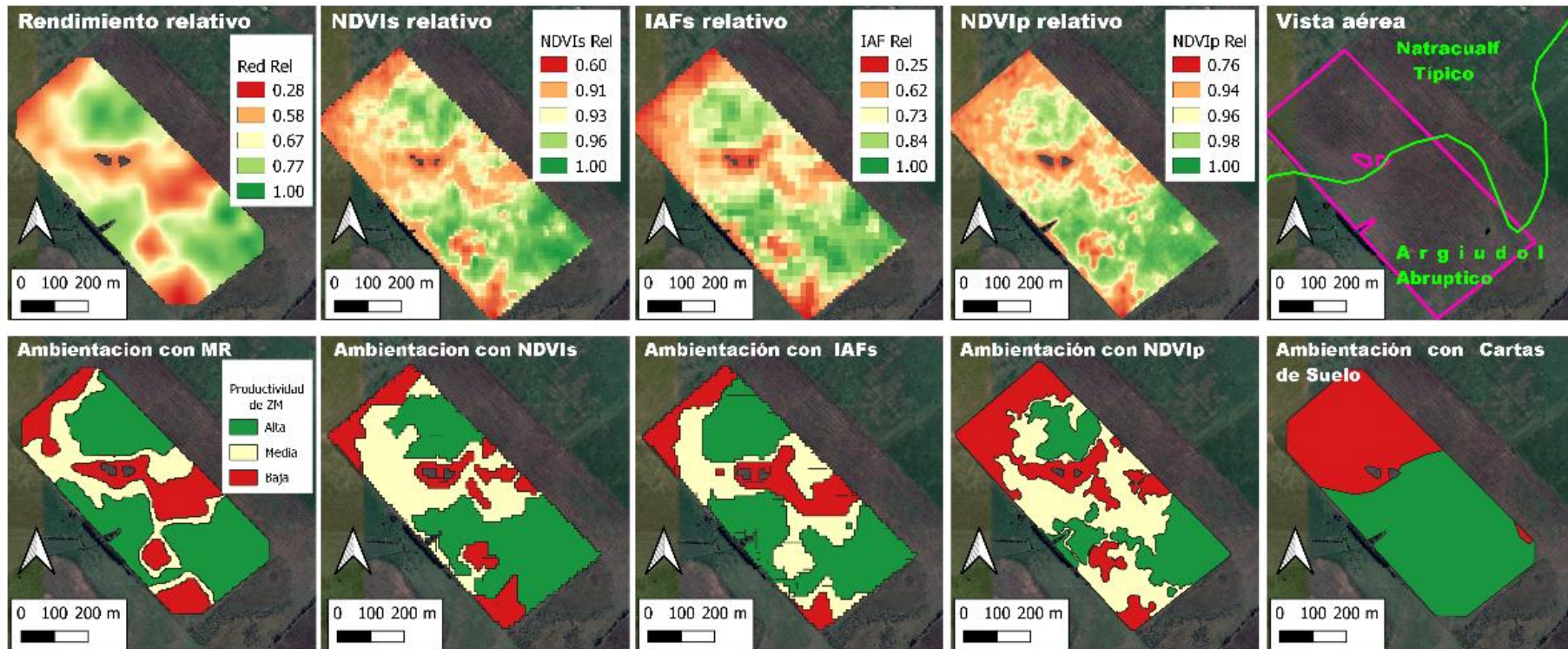


Figura 5. 8. Valores relativos de Rendimiento, NDVIs, IAFs, NDVI_p (Fila superior) y zonas de manejo diferencial (ZM) (Fila inferior), generadas para el lote 6 del establecimiento “San Martín”. La productividad de, las ZM se detalla en la leyenda de la figura inferior izquierda.

5.4. Discusión

Los pH del horizonte Bt/Btn en los lotes muestreados fueron ligeramente ácidos a moderadamente alcalinos (Rango: 6,27 a 8,97) (Tan 2011). Mientras que la profundidad al horizonte Bt/Btn fue entre 5 y 55 cm (**Figura 5. 5**). Este rango de valores en ambas variables dio un adecuado marco de referencia para poder determinar que los RR de maíz y soja fueron mayormente explicados por la alcalinidad del horizonte Bt/Btn y en menor medida por la profundidad a la que se encuentra dicho horizonte (**Figura 5. 6**). **Estos resultados permiten corroborar la H_{E-1} donde se establecía que, en la Cuenca del Salado la principal limitante del rendimiento de los cultivos de maíz y soja es la alcalinidad del horizonte Bt/Btn y no la profundidad al mismo.** Las reducciones en los RR fueron de alrededor del 11% (Rango de 9,8% a 12,8%) por cada unidad de incremento del pH para ambos cultivos (**Figura 5. 6 A y D**). Estos resultados son similares a los encontrados por Rao et al., (2008), quienes observaron reducciones de entre 7-12% del RR ante incrementos unitarios de pH en genotipos de arroz con alta y media tolerancia a la alcalinidad. A su vez, están en línea con los incrementos de hasta el 13% del RR observados en trigo por Tavakkoli et al., (2022) al reducir el pH entre 1-1,5 unidades ante la aplicación de 2,5 a 5 Tn ha⁻¹ de yeso. Y pueden ser relacionados con los resultados del **Capítulo 4**, donde se determinó que el incremento de la alcalinidad redujo entre 9,8% y 11% el rendimiento de maíz por cada un punto de aumento del pH (**Figura 4. 9 B**).

Se encontraron relaciones positivas entre los RR con la profundidad al Bt/Btn en ambos cultivos sólo en los años de mayores precipitaciones en el ciclo (**Figura 5. 6 B y E**). Estos resultados sugieren que, más que un problema de falta de agua disponible por un muy somero horizonte A, durante los años lluviosos los sectores con el horizonte Bt/Btn más cercano a la superficie habrían sido más propensos de padecer anegamientos

temporarios que redujeron significativamente su rendimiento. Similares efectos perniciosos por anegamiento temporario, asociados a un horizonte arcilloso cercano a la superficie, fueron observados por Adcock et al., (2007) en trigo y por Sale et al., (2019) en canola. Por el contrario, cuando las precipitaciones fueron escasas, los cultivos pudieron haber consumido una mayor proporción del agua de los horizontes A y Bt/Btn, en línea con lo que se muestra en la **Figura 4. 8**. En efecto, Otegui et al., (1995) también encontraron un mayor consumo de agua desde el horizonte Bt por parte del cultivo de maíz cuando fue sometido a condiciones de sequía estacional.

En el caso de los suelos de la región estudiada, que se caracterizan por ser expansibles (Taboada et al., 2001, 1988), puede pensarse que el agrietamiento del horizonte arcilloso debido a su desecación cuando hay épocas secas, permite el pasaje de raíces (Taboada y Alvarez 2008), facilitando así el consumo de agua desde estratos inferiores al horizonte Bt/Btn. Esta vía de acceso torna al cultivo de maíz y posiblemente a la soja (Andriani 2000) menos dependiente de la profundidad a la que se encuentra dicho horizonte.

Los resultados hallados han brindado evidencia muy sólida acerca del impacto negativo de la alcalinidad del horizonte Bt/Btn sobre los RR de maíz y soja, permitiendo discutir ideas sobre las razones por las cuales la profundidad del horizonte Bt/Btn no causa los mismos efectos negativos. Obviamente, estas hipótesis necesitan mayores estudios para ser demostradas y evaluar la interacción lluvias durante el ciclo x alcalinidad del horizonte Bt/Btn en cada especie en un rango más amplio de condiciones climáticas.

La nula y/o negativa reducción de la varianza (R_v) generada por la delimitación de ZM a partir de las Cartas de Suelos del INTA (1990) (**Cuadro 5. 3**) indican que la variabilidad del rendimiento a nivel de intra-lote no fue captada por dicha herramienta, posiblemente debido a su baja resolución espacial (1:50000). Lo anterior hace referencia

a que se encontraron sectores de muy bajos rendimientos en el “Lote 5” donde el suelo está clasificado como Argiudol Ácuico (Sectores rojos en las imágenes inferiores de la **Figura 5. 7**); y sectores de rendimientos medios/altos en el “Lote 6”, donde el suelo es un Natracualf Típico (Sectores verdes y amarillos en las imágenes inferiores de la **Figura 5. 8**). Esto probablemente se deba a que se hayan muestreado suelos diferentes, dado que la distribución espacial de estos suelos se da como “Complejos indiferenciados” (INTA 1980, 1990). Además, esto se pone de manifiesto en la dispersión de los valores medidos de las diferentes variables (**Figura 5. 5**). Estos resultados indican que: *i*) las Cartas de Suelo del INTA no son una herramienta aplicable al manejo sitio-específico en la Cuenca del Salado; y *ii*) los suelos con limitantes sódicas (i.e: Natracualfes Típicos en este estudio) presentan sectores donde se podrían realizar agricultura alcanzando rendimientos aceptables. Estos resultados se asemejan a lo informado por López de Sabando y Diaz-Zorita (2022), quienes compararon diferentes técnicas de delimitación de ZM para el cultivo de trigo en la Pampa Ondulada, y concluyeron que, en comparación al uso de las Cartas de Suelo del INTA, el uso de información de producción/crecimiento de cultivos previos (i.e: mapas de rendimiento o imágenes satelitales) permite una delimitación de ZM más precisa para identificar ambientes.

La delimitación de las ZM con diferentes herramientas permitió determinar que, si bien el NDVI_s es útil para detectar sectores con diferentes niveles de producción, el uso del IAF_s es una alternativa superadora, dado que los valores de R_v fueron hasta 10% mayores y sin incurrir en los costos económicos que surgen de la adquisición de imágenes satelitales de PlanetScope. En el Capítulo 4 de esta tesis se observó que el IAF estaba estrechamente asociado a la alcalinidad y sodicidad del subsuelo (**Figura 4. 10**). Esos resultados, sumados a los hallados en este capítulo, están alineados con lo planteado por Nguy-Robertson et al., (2012), quienes alcanzaron una mejor estimación del IAF a partir

del IC_{BR} [Ec 5.4]. En el caso de este capítulo, la estimación del IAF fue útil para delimitar con mayor precisión los sectores con productividad contrastante (i.e: ZM), tal como se plantea en la H_{F-1} . En ella se proponía que, **a igual resolución espacial, el índice de vegetación IAFs es más preciso que el NDVI_S en delimitar las zonas de manejo diferencial a escala de lote, mientras que con diferente resolución espacial el IV generado con imágenes de mayor resolución (i.e: NDVI_P) permiten incrementar la precisión en la delimitación de ZM, de tal forma que se corrobora esta hipótesis.**

Simultáneamente, el uso de imágenes con mayor resolución espacial (i.e: NDVI_P), permitió alcanzar un incremento del 12-15% en la R_v respecto al NDVI_S, aunque sin alcanzar la precisión obtenida con MR (**Cuadro 5. 3**). Ello se asemeja a lo observado por Skakun et al., (2021) y por Li et al., (2022), al evaluar la captura de la variabilidad intra-lote del rendimiento de cultivos, utilizando imágenes satelitales de media vs alta resolución (i.e: Landsat 8 y/o Sentinel 2 vs PlanetScope). Los autores citados mencionan un mejor delineado de los límites entre ZM con menos de 100 m² de superficie (i.e: manchones; **Figura 5. 1**) al utilizar imágenes de mayor resolución espacial. Estos datos brindan evidencia suficiente para **corroborar parte de la H_{F-2} , donde se menciona que con diferente resolución espacial el índice de vegetación generado con imágenes de mayor resolución (i.e: NDVI_P) permiten incrementar la precisión en la delimitación de zonas de manejo respecto al NDVI_S**, debido a que captan los “manchones” de menor tamaño.

5.5. Conclusiones

En este capítulo se investigó a escala de lote, el impacto relativo de variables edáficas en el rendimiento de cultivos de soja y maíz, y se evaluaron herramientas

satelitales que permiten delimitar zonas de manejo diferencial en lotes de alta heterogeneidad espacial.

El efecto negativo del pH del horizonte Bt/Btn sobre los rendimientos de maíz y soja demostró ser de mayor importancia relativa que el efecto positivo de la profundidad a la que se encuentra dicho horizonte. Los rendimientos relativos en soja y maíz cayeron alrededor del 11% por cada unidad de incremento de pH, independientemente de las precipitaciones recibidas por el cultivo en el ciclo de crecimiento. Esto permite direccionar esfuerzos en determinar qué prácticas de manejo podrían atenuar dicha limitación (Ej: aplicación de enmiendas, uso de variedades/híbridos tolerantes, entre otros).

El uso de las Cartas de Suelo de INTA (1990) al semidetalle (1:50,000) no fue una herramienta adecuada para diferenciar ZM para el MSE a nivel de intra-lote. La herramienta con un mejor desempeño en delimitar ZM fueron los MR, sin embargo, en el caso de no contar con dichas capas de información, los IV a utilizar deberían ser el IAFs y/o el NDVI_P, ya que en ambas alternativas la R_v fue de entre 10% a 15% más elevada respecto al uso del NDVI_S.

Estos resultados son novedosos para la región y probablemente en otras con problemas similares, ya que podrían ser aplicados a los sistemas productivos en establecimientos que quieran iniciarse en la realización de MSE y que, por diversas razones, no cuentan con mapas de rendimientos para delimitar ambientes intra-lote.

CAPÍTULO 6.
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES

6.1. Síntesis y aportes sobre lo anteriormente conocido

6.1.1. Introducción

El incremento de la población mundial ha elevado la presión sobre sistemas naturales con suelos de menor aptitud productiva. En regiones húmedas como la Cuenca del Salado el halomorfismo edáfico es la principal limitación que afecta negativamente la calidad físico-química del suelo (INTA 1980, 1990). Diversos trabajos muestran que en 3,3 Mha año⁻¹ de tierras cultivadas se reduce gradualmente su productividad por el incremento en la concentración de sales y sodio intercambiable (Ivushkin et al., 2019), siendo el grado de concentración alcanzado lo que determina la magnitud de la degradación y, en consecuencia, el impacto sobre la productividad vegetal (Alexandratos y Bruinsma, 2012; Andrade, 2016).

Por esta razón, resultaba necesario conocer el estado químico de suelos hidrohalomórficos bajo distintos historiales de uso y tiempos desde la intervención de la cobertura natural, evaluando si los cultivos están afectando la dinámica de sales en suelos donde la limitante halomorfa se encuentra naturalmente en estratos profundos, y la cobertura vegetal nativa eran pastizales. De manera simultánea, se debía cuantificar en qué medida los cultivos implantados en éstos suelos naturalmente halomórficos pueden estar siendo afectados, por la variación espacial en los contenidos de sales del perfil explorado por las raíces. Todos estos aspectos no habían sido adecuadamente investigados por la literatura científica, ya que como se mencionó, la misma estuvo o bien enfocada en suelos tradicionalmente agrícolas no halomórficos, o en aquellos suelos salinizados por uso antrópico (ej: riegos con aguas de baja calidad). El caso que aquí se analiza, el de los suelos halomórficos desde su génesis a nivel de horizonte Bt/Btn (Imbellone et al., 2010) y que fueron puestos en cultivo muy posteriormente al resto de los suelos pampeanos, no posee muchos antecedentes comparables en el mundo.

Principalmente porque estos suelos suelen ser manejados con ganadería en pastoreo y no con cultivos anuales (Di Bella et al., 2015; Rubio et al., 2019). Esta tesis se enfocó en evaluar prácticas de manejo que se conoce que han generado degradación físico-química de diversos grados en regiones donde los suelos no presentan limitantes hidro-halomórficas (Guillaume et al., 2021; Guo y Gifford, 2002; Lal, 2004a). Estos interrogantes fueron respondidos a partir de un muestreo a nivel regional de lotes con suelos hidro-halomórficos donde se llevan a cabo diferentes secuencias de cultivo y a los cuales se les cuantificaron variables de fertilidad física (i.e: Dap y EA) y químicas (i.e: PSI, RAS, CEe, pH y contenido y *stocks* de COS).

Además, resulta entonces de gran importancia conocer los efectos de la sodicidad sobre los cultivos de verano que son los más implantados en la Argentina y en ésta región en particular (SAGyP 2023), pues la adopción de estos cultivos bajo manejo de siembra directa parece ser un cambio de uso ya instalado en la región bajo estudio. Pese a los avances logrados sobre el efecto de la sodicidad sobre diversos cultivos (Filippi et al., 2019; Page et al., 2021), es además escaso el conocimiento acerca de los procesos en que altos niveles de sodio intercambiable limitan los rendimientos de maíz y soja.

Los niveles crecientes de sodicidad en el suelo evitan la floculación de partículas minerales y orgánicas del suelo afectando la fertilidad física al evitar el proceso de agregación, reduciendo la velocidad con que el agua se mueve en el perfil y generando deficiencias hídricas a las plantas (Balks et al., 1998; Gharaibeh et al. 2021; Shainberg y Letey 1984; So y Aylmore 1993). Además afecta la fertilidad química debido a i) la presencia conjunta con aniones HCO_3^- que causan toxicidad en las plantas por una mayor solubilidad de boro y aluminio (Shaw et al., 1994; Tavakkoli et al., 2022), y ii) deficiencias nutricionales de potasio y nitrógeno (Bromham et al. 2013; Naidu y Rengasamy 1993; Pardo y Quintero 2002). No existían conocimientos integrados que

cuantificaran, a nivel del sistema suelo-planta, la magnitud del efecto de la sodicidad/alcalinidad edáfica bajo contrastantes niveles hídricos sobre las estrategias de absorción de agua, el estado hídrico y el rendimiento de un cultivo a nivel de cultivo. Para responder estos interrogantes, en esta tesis se ha cuantificado el impacto de la problemática asociada a la sodicidad edáfica sobre la productividad del maíz y de la soja mediante experimentos a campo. Estos estudios fueron a nivel de plantas de maíz (Capítulo 5), y a nivel de cultivo de campo para maíz y soja (Capítulo 6).

La importancia de lo alcanzado en esta tesis se manifiesta en siete contribuciones que pueden considerarse relevantes y novedosas: tres de ellas referida a fertilidad físico-química de los suelos y cuatro de ellas en lo que respecta al sistema suelo:planta a escala de cultivo. Con estas contribuciones se realizó un modelo conceptual donde se las integró a procesos no medidos en esta tesis, pero ampliamente demostrados en la bibliografía científica.

6.1.2. Principales contribuciones de la tesis y contraste de hipótesis

La primera contribución se dio a partir del cumplimiento de los objetivos específicos de los Capítulos 2 y 3 de la tesis, en el contexto relacionado con el impacto del cambio de cobertura vegetal natural (i.e: pastizales a cultivos anuales) sobre el estado físico-químico de los suelos. Aunque existen numerosos trabajos que evalúan las consecuencias de las secuencias de cultivos agrícolas sobre ambientes de pastizales en numerosas variables de fertilidad (Álvarez, 2012; Novelli, et al., 2013; Peralta, 2020), no existía hasta la fecha información que evaluara dicho impacto sobre suelos donde naturalmente se combinan las limitantes de hidromorfismo y halomorfismo.

Como es esperable, se registraron descensos en los contenidos y *stocks* de COeq como consecuencia de haber reemplazado los pastizales originales por cultivos anuales. Sin embargo, si bien la inclusión de pasturas en las secuencias de cultivos atenuó los descensos mencionados (entre 0,7 y 1 Tn de C ha⁻¹ año⁻¹ desde la intervención del pastizal) lo notable fue que lo que más incidió fue el tiempo desde la intervención del pastizal en lugar de la secuencia utilizada (Figura 2. 8). Guo y Gifford (2002) también establecieron que el “tiempo desde la intervención del pastizal” es la variable más relevante en determinar las reducciones en los stocks del COeq. Estos cambios de uso de los suelos también causaron descensos en la estabilidad de agregados, pero llamativamente, estos no fueron acompañados por descensos correlativos en la fracción más lábil del carbono orgánico (C_{MOP}) sino por inesperados descensos en la fracción asociada a los minerales (C_{MOAM}) (Figura 2. 4). Este resultado puede compararse con los de Guillaume et al., (2022), quienes también hallaron que al pasar de pastizales perennes a cultivos anuales, el mayor impacto negativo de la secuencia se reflejó en el C_{MOAM}.

Estos resultados no brindaron evidencias suficientes para rechazar las hipótesis H_{A-1} y corroboran parcialmente la hipótesis H_{A-2}. Dado que, por un lado, cuanto mayor fue el tiempo desde la intervención del pastizal natural, las secuencias con un menor tiempo de ocupación del suelo afectaron su fertilidad física, a partir de reducciones en la estabilidad de agregados e incrementos de la densidad aparente (H_{A-1}). Por otro lado, las disminuciones en los contenidos y *stocks* de COeq se asociaron al tiempo desde la intervención del pastizal y no a la intensidad de la secuencia en cuanto al tiempo de cobertura vegetal viva (H_{A-2}).

No existe aún una idea clara acerca de la causa del inesperado hallazgo de descensos del carbono orgánico asociado a los minerales (i.e: C_{MOAM}). En este sentido, y

aun aceptando que el tema merece realizar estudios posteriores a esta tesis, se sugiere que en este tipo de suelos con alternancias marcadas en su estado *redox* durante ciclos de anegamiento-secado (Taboada y Lavado 1986), los cambios podrían estar asociados con que el pasaje de Fe^{+++} a Fe^{++} durante los ciclos de excesos de lluvia y un balance de $PP:ET_0$ positivo (usualmente otoño-invierno **Figura 1.3**), favorece la desorción del C_{MOAM} aumentando su disponibilidad para la descomposición microbiana (Huang y Hall, 2017; Lavallee et al., 2020). Esta asociación con el estado de óxido-reducción puede ser formulada en una nueva hipótesis, que –como se afirmó- necesita estudios posteriores para ser comprobada.

Era esperable que el pasaje de pastizales a secuencias que tienden al monocultivo de soja agravara el halomorfismo edáfico en las capas subsuperficiales, principalmente a partir de la sodificación del subsuelo. Sin embargo, era poco esperable que los indicadores de sodicidad se redujeran. En este sentido, **el segundo hallazgo de esta tesis en este punto fue que, si la secuencia de cultivos predominante en un sistema productivo es la agrícola/ganadera, los indicadores de sodicidad y salinidad mejoran sustancialmente respecto a los originales en pastizales naturales (Figura 3. 1 A)**. Hasta la actualidad, el criterio adoptado para establecer la capacidad de uso de estos suelos es el establecido hace años por el Departamento de Agricultura de Estados Unidos con ocho clases de capacidad de uso (Klingebiel y Montgomery 1961). Según dicho sistema aún vigente, suelos como los estudiados **son considerados poco aptos para la agricultura, y se los ubica en las Clases de Aptitud de uso IVws, es decir con limitaciones importantes, por problemas de drenaje y sales (INTA 1990)**. Los resultados de esta tesis permiten poner en revisión este criterio, ya que **se ha demostrado en ella que –bajo determinadas prácticas de manejo como secuencias de cultivos**

intensivas que incluyan pasturas- es posible realizar agricultura de cultivos anuales en suelos hidro-halomórficos de la región.

En efecto, tomando como base datos de la literatura y un cálculo de los valores de evapotranspiración durante el ciclo de crecimiento de cultivos de trigo, soja, maíz y pasturas. Se observó que los valores más elevados de sodicidad desde los 0,4 m se dieron en lotes con una menor evapotranspiración acumulada (**Figura 3. 1 A y B Cuadro 3. 2**). Este resultado **no brinda evidencias suficientes para rechazar la (H_{B-1}), la cual propone que cuando el tiempo de ocupación del suelo es menor, la sodicidad aumenta desde las capas subsuperficiales**. Coincidiendo con trabajos que mencionan cambios de diferente magnitud y dirección en la dinámica de las sales en el perfil explorado por las raíces, impulsados por alteraciones en la evapotranspiración de las coberturas vegetales (Lavado y Taboada, 1988; Noretto et al., 2008, 2015). De este modo, puede esperarse que una mayor ET_c de la secuencia agrícola/ganadera mantenga la zona saturada a mayores profundidades del perfil, evitando el proceso de difusión de sodio en capas más superficiales y viceversa (Noretto et al., 2015; Rengasamy et al., 2003).

El tercer hallazgo en esta tesis fue **que no se observaron incrementos del pH con aumentos de la sodicidad en las capas subsuperficiales, en cambio, se detectaron descensos del pH en las capas superficiales (i.e:0-0,4 m) (Figura 3. 1 C), los cuales se justifican por descensos correlativos en el porcentaje de saturación de bases (Cuadro 3. 1)**. En otras sub-regiones de la región pampeana con mayor historia agrícola también se hallaron descensos en las concentraciones de bases de cambio y de pH de los suelos con uso agrícola (Larrea et al., 2023; Sainz Rozas et al., 2019). **Estos resultados referidos al cambio de pH y de saturación de bases brindan evidencia suficiente para producir, en este caso, el rechazo de la H_{B-2}, en la que se propuso que el pH sigue el**

mismo patrón que la sodicidad, incrementándose desde las capas subsuperficiales cuando la secuencia de cultivos presenta un menor tiempo de ocupación del lote.

Los resultados del Capítulo 4 revelaron que el consumo de agua y los rendimientos del cultivo de maíz, están condicionados por los niveles de sodicidad y alcalinidad edáfica. En este contexto, **el cuarto hallazgo de esta tesis fue determinar que la absorción de agua en el perfil se vio afectada por los altos niveles de PSI del horizonte Btn, dado que previsiblemente el pasaje de raíces se redujo gradualmente a medida que se incrementaron los niveles de sodicidad de dicho horizonte. Esta restricción en sectores con niveles altos de sodicidad/alcalinidad, fue un factor que limitó la absorción de agua en capas profundas del perfil, probablemente por falta de raíces presentes en esas capas (Figura 4. 7) llegando a provocar estrés hídrico severo al cultivo en etapas fenológicas de mayor demanda hídrica (Figura 4. 6).**

Esta restricción no ocurre en sectores con niveles bajos/moderados de sodicidad/alcalinidad, ya que el mismo horizonte Bt/Btn puede ser una fuente de agua para el cultivo, y previsiblemente, puede también ser atravesado por las raíces, permitiéndole al cultivo alcanzar el agua almacenada en capas sub-superficiales (**Figura 4. 7**), desde donde puede acceder a agua menos retenida que permite compensar las deficiencias hídricas por precipitaciones escasas.

El consumo de agua en suelos con un horizonte Bt/Btn que presenta un rango variable de sodicidad no había sido estudiado hasta el presente para el cultivo de maíz. A ello se acompaña una previsible menor captura de radiación por reducciones del IAF ante incrementos tanto del PSI y/o del pH (**Figura 4. 10**) que afectan la expansión foliar. Es interesante notar que esta restricción ya había sido cuantificado en experimentos bajo condiciones controladas para otros cultivos (Gupta y Sharma, 1990), pero nunca para maíz a nivel de cultivo. Estos resultados brindan evidencias que permiten un **rechazo**

parcial de la H_{C-1} en la cual se planteaba que en suelos hidro-halomórficos, la reserva de agua disponible para los cultivos depende principalmente del almacenaje en el horizonte A, mientras que el agua almacenada en el horizonte Bt/Btn solo será extraída por la planta en momentos en que la disponibilidad de agua en el horizonte A, no pueda satisfacer los requerimientos hídricos del cultivo. Este rechazo parcial se basa en que, si bien el volumen de agua consumido no fue de elevada magnitud, el cultivo siempre consumió agua desde el Bt/Btn. Por otro lado, cuando se limitó el ingreso de agua de las precipitaciones, el cultivo evapotranspiró 10% más agua desde el Bt/Btn y 10% más agua desde el C (**Figura 4. 8**).

Los rendimientos del maíz se asociaron de manera negativa con la sodicidad y la alcalinidad edáfica independientemente de la relación $ADC:ET_0$, siendo ello el quinto hallazgo de esta tesis. Dichas reducciones fueron de alrededor del 1% del rendimiento máximo por cada 1 punto de incremento del PSI a partir de 5 (R^2 entre 0,47 a 0,82, **Figura 4. 9 A**), y del 10% del rendimiento máximo por cada 1 punto de incremento en el pH a partir de 6,5 (R^2 entre 0,33 a 0,53, **Figura 4. 9 B**). Relaciones similares fueron ya observadas en cultivos invernales en regiones semi-áridas (Filippi et al., 2019; Nuttall et al., 2003) o en arroz bajo riego (Rao et al., 2008), pero no en cultivos en secano implantados en regiones húmedas. Estos resultados brindan evidencia suficiente que permite **rechazar parcialmente la H_{D-1} , que proponía que los rendimientos del maíz comienzan a caer a partir de un valor umbral de $PSI = 10$** , ya que se encontró aquí que, en los suelos estudiados el efecto perjudicial del PSI sobre el rendimiento es lineal y desde valores de PSI menores a 10.

En línea con lo descrito anteriormente (evaluado a escala de parcelas), los parámetros medidos en el Capítulo 5 determinaron como **sexto hallazgo que, tanto en cultivos de maíz como de soja las reducciones de los rendimientos a escala de lote**

estuvieron más asociados a incrementos de la alcalinidad que a reducciones en la profundidad al horizonte Bt/Btn (Figura 5. 6). Dichos descensos en los RR frente a incrementos unitarios del pH coincidieron con los informados en el Capítulo 4 (i.e: $\approx 10\%$ de reducción del rendimiento máximo por cada 1 punto de incremento del pH). La baja relación encontrada entre los RR y la profundidad al horizonte Bt/Btn (**Figura 5. 6 B**) está en línea a los resultados del Capítulo 4, donde se detectó que el maíz presumiblemente atravesó la capa arcillosa y consumió agua de capas más profundas (**Figura 4. 7 y Figura 4. 8**) sugiriendo una menor dependencia del maíz al agua acumulada en la capa superficial. Este hallazgo permite ajustar el manejo de cultivos en suelos someros (i.e: donde el horizonte Bt/Btn se encuentra a 0,1-0,4 m de profundidad) ya que los productores podrán contemplar el agua almacenada debajo del Bt/Btn en la proyección de los rendimientos alcanzables por ambiente. Además, **no brindan evidencias suficientes para rechazar la H_{E-1} la cual establece que en la Cuenca del Salado la principal limitante del rendimiento de los cultivos de maíz y soja es la alcalinidad del horizonte Bt/Btn y no la profundidad al mismo.** Es interesante destacar la similitud en la pendiente de reducción entre ambos cultivos –maíz y soja- (**Figura 5. 6 A y D**), los cuales difieren en los “mecanismos de compensación” del rendimiento (Andrade et al., 2005).

Finalmente, se determinó como **séptimo hallazgo de la tesis que en comparación al clásico uso del NDVI, la estimación del IAF a partir de imágenes satelitales (Ec 5.3) permitió un incremento del 10% en la precisión de la delimitación de ZM con productividad y alcalinidad contrastantes (Cuadro 5. 3).** En línea con los resultados del Capítulo 4 (**Figura 4. 10 B**) donde el incremento de la alcalinidad redujo los valores de IAF. **La alta heterogeneidad espacial de la alcalinidad subsuperficial justifica el uso de imágenes de alta resolución espacial para la delimitación de ZM,**

ya que, en este caso, el aumento en la precisión de la delimitación de ambientes es del 15% (Cuadro 5. 3). Estos resultados son originales para la región bajo estudio y de aplicación inmediata para productores, otorgándoles una herramienta práctica para el manejo de cultivos en estos suelos. Los resultados antes expuestos **tampoco brindan evidencia suficiente para producir el rechazo de las hipótesis presentadas en el Capítulo 5 que afirman que, a igual resolución espacial, el índice de vegetación IAFs es más preciso que el NDVI en delimitar las ZM a escala de lote, mientras que con diferente resolución espacial el IV generado con imágenes de mayor resolución (i.e: NDVI_P) permiten incrementar la precisión en la delimitación de ZM (H_{F-1})**. Si se pretende continuar con el uso del NDVI se **deberían utilizar imágenes de mayor resolución para obtener una delimitación de zonas de manejo más precisa (H_{F-2})**.

6.2. Modelos conceptuales

Considerando los resultados anteriormente expuestos y medidos en esta tesis, integrados a información y procesos no cuantificados en esta tesis, pero disponible en la bibliografía científica y suficientemente demostrada. Se proponen dos modelos conceptuales para explicar los procesos que se vieron afectados por cambios en el uso del suelo y el consecuente impacto a escala de cultivo (Figura 6. 1 y Figura 6. 2).

Se puede concluir que el consumo de agua de la secuencia de cultivos repercute en la calidad físico-química del suelo a nivel de lote. En este sentido, pueden surgir dos diferentes caminos representados en el modelo conceptual de la Figura 6. 1. Por un lado, en el “Camino 1” la vegetación en una secuencia de monocultivo crece durante primavera-verano y la evapotranspiración sigue el mismo patrón, generando consecuentemente una menor demanda hídrica durante los meses de otoño-invierno más propensos a balances hídricos positivos (Figura 1.3 y Cuadro 3. 2). Esto,

previsiblemente provoca la recarga de la capa freática que asciende hacia la superficie y se pone en contacto con los horizontes sub-superficiales por un lapso de tiempo más prolongado. Este contacto entre el agua cargada con sales sódicas y las partículas minerales del suelo, favorece la difusión de dichos cationes, sodificando los estratos sub-superficiales cercanos a la superficie (Vía I en la **Figura 6. 1**). Simultáneamente, el no incluir pasturas en la secuencia de cultivos genera descensos pronunciados en el contenido de COS (principalmente en el C_{MOAM}) (Vía II en la **Figura 6. 1**), afectando así la estabilidad de los agregados y la estructura de los suelos. Observado a mediano-largo plazo, el aumento en los contenidos de sodio intercambiable en los horizontes subsuperficiales provocaría una reducción paulatina del desarrollo vegetal (Vía III en la **Figura 6. 1**), y consecuentemente un menor retorno de carbono orgánico al suelo.

Otra opción válida es el “Camino 2”, donde el mayor consumo de agua en la secuencia agrícola/ganadera, principalmente en los meses de otoño-invierno (**Cuadro 3. 2**) permitiría: *i*) mejorar los indicadores de fertilidad química asociados al halomorfismo, ya que tanto la sodicidad como los niveles de salinidad, se reducen en comparación a los valores encontrados en pastizales naturales (Vía IV en la **Figura 6. 1**), y *ii*) ralentizar las pérdidas del COS (principalmente en el C_{MOAM}) (Vía V en la **Figura 6. 1**). Estos resultados aconsejan que si se busca mitigar las pérdidas de COS (C_{MOAM} y C_{MOP}), posiblemente los ciclos de pasturas perennes en estos suelos deberían tener una duración más prolongada (ej: 6 años en lugar de 4).

Sea un camino u otro, en ambos casos se produce una acidificación de los horizontes superficiales, observado a través de reducciones en el pH asociado a una menor saturación de bases, posiblemente asociado a un mayor consumo de bases por los cultivos, principalmente por encima del horizonte Bt/Btn (Vía VI en la **Figura 6. 1**). Por lo que una mayor intensidad en el uso de estos suelos debiera estar también acompañada de

buenas prácticas en el manejo de nutrientes que persigan la sustentabilidad empresarial y ambiental, evitando caídas más pronunciadas de pH. Una recomendación que surge de todo esto es la necesidad de ajustar estrategias de fertilización adecuadas para estos nuevos ambientes bajo uso agrícola.

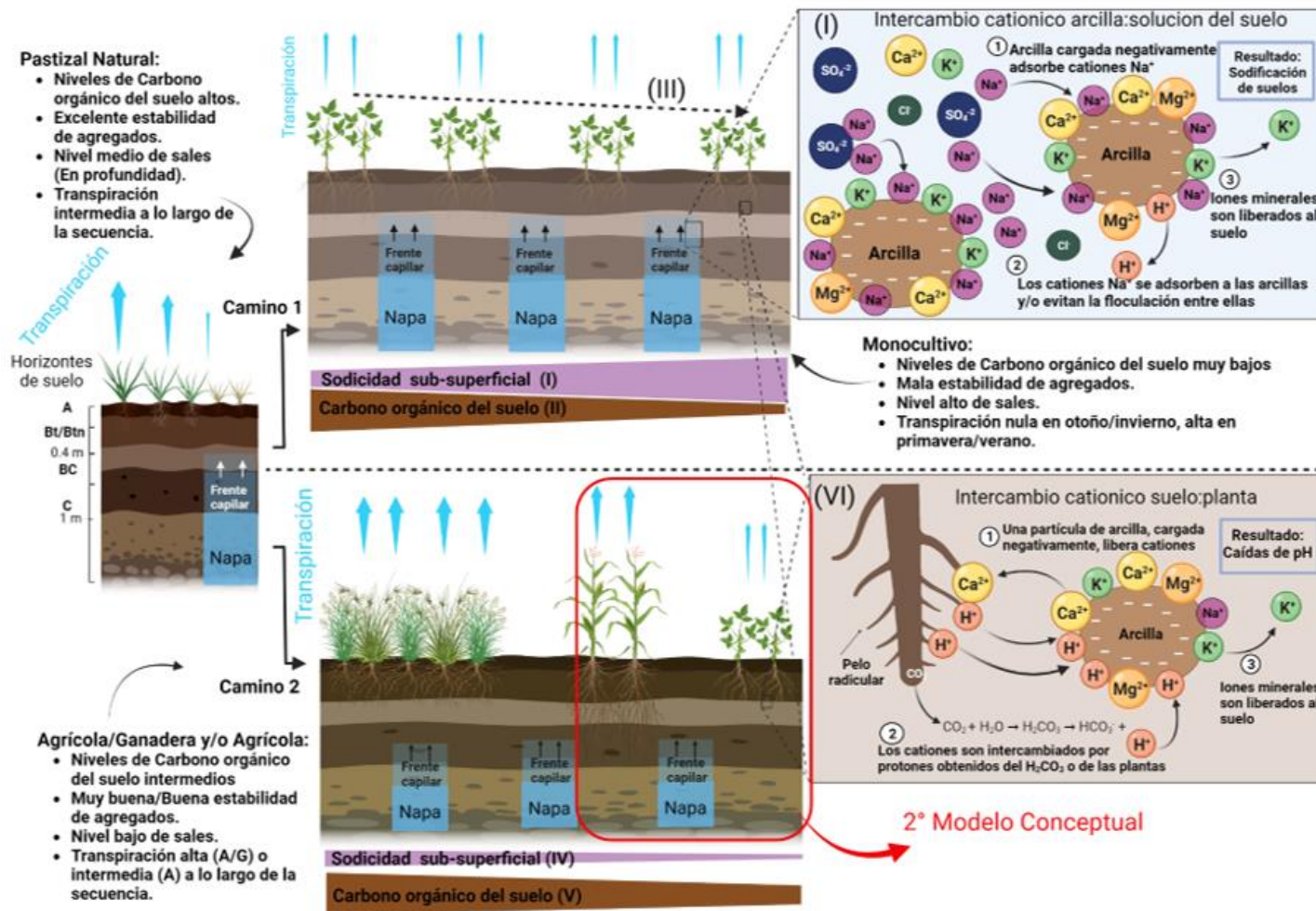


Figura 6. 1. Modelo conceptual de los cambios físico-químicos en el suelo a partir del cambio de uso desde pastizales naturales hacia secuencias de monocultivo (**Camino 1**), o secuencias agrícolas/ganadera o agrícolas (**Camino 2**). En el **Camino 1**, la baja evapotranspiración (flechas celestes de menor tamaño) favorecen ascensos de napa, provocando incrementos en los contenidos de sodio (I) (Ver figura “Intercambio catiónico arcilla:solución del suelo”) y caídas abruptas del carbono orgánico del suelo (COS) (II), afectando la productividad de los cultivos (III) y la estabilidad de agregados. En el **Camino 2**, la sodicidad se reduce en el mediano/largo plazo (IV) y las caídas del COS son menos abruptas (V), manteniendo la estabilidad de agregados. En ambos **Caminos** cae el pH por absorción de nutrientes (VI).

Si se hace foco en el ciclo agrícola del “Camino 2” (**Figura 6. 1**, Recuadro rojo), en el corto/mediano plazo se mantendría el patrón heterogéneo de los niveles de sodicidad/alcalinidad edáfica. Así, se puede proponer un segundo modelo conceptual que describe las interacciones entre las plantas y las propiedades halomórficas intrínsecas del sub-suelo bajo escenarios contrastantes en cuanto a condiciones climáticas (**Figura 6. 2**).

El “**Escenario 1**” describe lo que sucedería durante las estaciones lluviosas (i.e: alta relación $ADC:ET_0$) en las que presumiblemente, las raíces de maíz se concentran por encima de los horizontes Bt/Btn, que al estar húmedos, se encuentran expandidos en su volumen. En este estado, se favorecerían los ascensos capilares desde zonas saturadas poco profundas (Vía VII en la **Figura 6. 2**).

El “**Escenario 2**”, en cambio, representa lo que sucede durante períodos de escasez hídrica (i.e: baja relación $ADC:ET_0$), en el que las plantas de maíz deben hacer frente a esa restricción, donde solamente las plantas que crecen en sectores de baja sodicidad/alcalinidad edáfica pueden alcanzar los horizontes debajo del Bt/Btn a través de grietas de desecación cuando el suelo se contrae volumétricamente, evitando así en parte los déficits hídricos estacionales (Escenario 2a) (Vía VIII en la **Figura 6. 2**). Esto no sucede en suelos con moderada/alta sodicidad, debido a la severa restricción impuesta tanto por la escasez de agua como por los altos niveles de Na^+ intercambiable que limitan los movimientos de agua y previsiblemente el desarrollo de raíces (Escenario 2b) (Vía IX en la **Figura 6. 2**). El efecto negativo de la sodicidad/alcalinidad del subsuelo sobre el IAF de los cultivos, se da en ambos escenarios (Vía X en la **Figura 6. 2**). Por lo que se aconseja la delimitación de ambientes con diferente productividad para realizar un manejo sitio-específico de los cultivos (Vía XI en la **Figura 6. 2**). En lo posible utilizando imágenes satelitales de alta resolución para captar los “parches” de tamaño reducido.

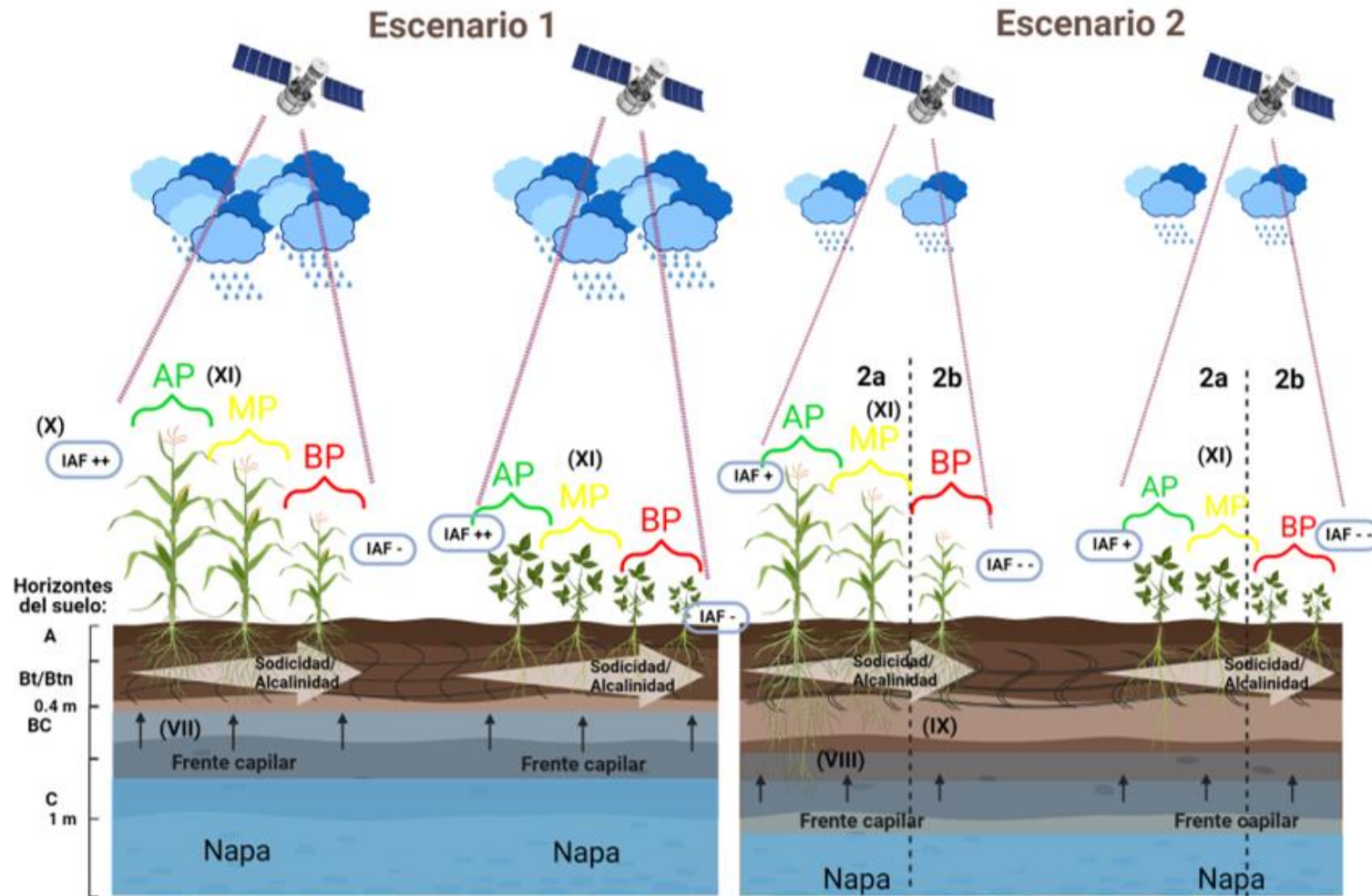


Figura 6. 2. Modelo conceptual que muestra la interacción entre los cultivos de maíz y soja en suelos hidromórficos con niveles de sodicidad/alcalinidad variable en el horizonte Bt/Btn. En una campaña con elevadas precipitaciones (Escenario 1) la napa más superficial (VII) mantendría al horizonte Bt/Btn expandido, por lo cual la absorción de agua se restringiría a los horizontes superficiales. Con menores precipitaciones (Escenario 2), los cultivos atraviesan el horizonte Bt/Btn en los sectores menos sódicos/alcalinos (2a, VIII) y consumen agua desde la napa cuando se encuentra al alcance de las raíces. Esto no sucede en sectores de alta sodicidad/alcalinidad (2b, IX). En todos los escenarios, incrementos de la sodicidad/alcalinidad reducen el índice de área foliar de los cultivos (IAF) (X), lo que puede ser captado por imágenes satelitales para delimitar ambientes de alta, media y baja productividad (AP, MP y BP, respectivamente) (XI).

6.3. Futuras líneas de trabajo

Habiendo determinado a escala regional y de lote que el uso de secuencias donde se combinan pasturas perennes y cultivos agrícolas permite una reducción de los valores de sodicidad pero que no evitan la pérdida de COS, vale el esfuerzo avanzar en el diseño de sistemas productivos que mitiguen esta pérdida, y que simultáneamente impidan el ascenso de los niveles de sodicidad. Sería deseable realizar análisis similares a los descritos en los capítulos 2 y 3, donde se comparen situaciones que: i) abarquen un mayor tiempo de permanencia de las pasturas en las secuencias (i.e: más de 4 años de pastura perenne) (aplicable a sistemas agrícola/ganaderos); y/o ii) incluyan cultivos de cobertura en los períodos otoño/invernales donde el balance hídrico es positivo (aplicable a sistemas netamente agrícolas). Este tipo de análisis permitirían cuantificar el impacto de estas prácticas de manejo respecto al movimiento de sales asociado a la evapotranspiración de la secuencia y los niveles de CO que ingresan al suelo con la biomasa.

Otra línea plausible de investigación consiste en clarificar el motivo por el cual la pérdida de COS se da principalmente en el C_{MOAM} , dada la complejidad de recuperar esta fracción una vez perdida. Y que además, fue el componente que mayor relevancia mostró en mantener la estabilidad de agregados.

Los estudios de esta tesis determinaron reducciones de la productividad debidas a incrementos paulatinos de la sodicidad/alcalinidad edáfica, independientemente de la capacidad del maíz de absorber agua del horizonte Bt/Btn y de capas de suelo más profundas. Sin embargo, surgen interrogantes respecto a qué ocurriría si estas capas no estuvieran saturadas con agua durante el ciclo del cultivo, como lo ocurrido en los experimentos del Capítulo 4. Reproducir los ensayos en un rango de condiciones hídricas más limitantes y/o demandas atmosféricas más elevadas permitiría cuantificar si el

horizonte Bt/Btn aporta un mayor volumen de agua, y si la pendiente de reducción del rendimiento al afrontar un estrés de alta sodicidad combinado con sequía es más pronunciada.

Asimismo, se debe reproducir estos análisis a otros cultivos implantados en la región (Ej: soja, girasol o sorgo), pero que difieren marcadamente en sus patrones de enraizamiento, consumo de agua, tolerancia a la sodicidad y deficiencias hídricas. Ello permitiría diseñar estrategias de manejo de sistemas que optimicen el recurso del agua, evitando la degradación del suelo.

Habiendo establecido a escala de lote la precisión de diferentes herramientas para delimitar zonas intra-lote con diferentes grados de productividad que se relacionan a incrementos en la alcalinidad, deben realizarse más investigaciones para evaluar las prácticas de manejo sitio-específicas a realizar en cada una de ellas. En este sentido, algunas nuevas preguntas a responder que surgen son: i) ¿cuál es la interacción “genotipo x densidad” en maíz o en soja que maximiza el rendimiento en sectores con alcalinidad contrastante?, ii) ¿qué fuente fosforada se puede usar para evitar su inmovilización en sectores alcalinos donde el pH alcanza valores de hasta 8,5?, y iii) ¿Qué práctica de manejo permitiría reducir el pH para incrementar los pisos de rendimientos?

7. BIBLIOGRAFÍA

- Abramoff, R., X. Xu, M. Hartman, S. O'Brien, W. Feng, E. Davidson, A. Finzi, D. Moorhead, J. Schimel, M. Torn, y M. A. Mayes. 2018. The Millennial model: in search of measurable pools and transformations for modeling soil carbon in the new century. *Biogeochemistry* 137(1-2):51-71.
- Adamchuk, V. I., E. D. Lund, T. M. Reed, y R. B. Ferguson. 2007. Evaluation of an on-the-go technology for soil pH mapping. *Precision Agriculture* 8(3):139-49.
- Adcock, D., A. M. McNeill, G. K. McDonald, y R. D. Armstrong. 2007. Subsoil constraints to crop production on neutral and alkaline soils in south-eastern Australia: A review of current knowledge and management strategies. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 47(11):1245-61.
- Aimetta, M. B., S. A. Muñoz, D. Bustos, V. Davidenco, C. R. Cazorla, C. M. Galarza, y F. Salvagiotti. 2020. Cuantificación del uso agrícola de suelos con limitantes salinas y sódicas mediante el índice NDVI. *Ciencia del Suelo* 38(1):174-86.
- Akaike, H., B. N. Petrov, y F. Csaki. 1973. Second international symposium on information theor.
- Albarenque, S. M. y J. .. Velez. 2011. *Técnicas para el procesamiento de mapas de rendimiento*. 1.^a ed. Yuto: Ediciones INTA.
- Alexandratos, N. y J. Bruinsma. 2012. WORLD AGRICULTURE TOWARDS 2030 / 2050: the 2012 revision. *ESA Working paper* 12(03):146.
- Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes, y M. Smith. 2006. *Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Roma, Italia: FAO.
- Álvarez, C. R. 2012. Condición física de los suelos limosos bajo siembra directa: Caracterización, génesis y manejo. Universidad de Buenos Aires.
- Álvarez, C. R., A. O. Costantini, A. Bono, M. A. Taboada, F. H. Gutiérrez Boem, P. L. Fernández, y P. Prystupa. 2011. Distribution and vertical stratification of carbon and nitrogen in soil under different managements in the pampean region of Argentina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 35(6):1985-94.
- Álvarez, C. R., P. L. Fernández, y M. A. Taboada. 2012. Relación de la inestabilidad estructural con el manejo y propiedades de los suelos en la región Pampeana. *Ciencia del Suelo* 30(2):173-78.
- Alvarez, C. R., M. A. Taboada, F. H. Gutierrez Boem, A. Bono, P. L. Fernandez, y P. Prystupa. 2009. Topsoil Properties as Affected by Tillage Systems in the Rolling Pampa Region of Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 73(4):1242-50.
- Amato, M. y J. T. Ritchie. 2002. Spatial Distribution of Roots and Water Uptake of Maize (*Zea mays* L.) as Affected by Soil Structure. *Crop Science* 42:773-80.
- Amézketa, E. 1999. Soil Aggregate Stability: A Review. *Journal of sustainable agriculture* 14(2/3):83-151.
- Andrade, F. H. 2016. *Los desafíos de la agricultura*. 1.^a ed.

- Andrade, F. H., V. O. Sadras, C. R. C. Vega, y L. Echarte. 2005. Physiological Determinants of Crop Growth and Yield in Maize, Sunflower and Soybean. *Journal of Crop Improvement* 14(1-2):51-101.
- Andrade, J. F. 2016. Intensificación de los sistemas de producción de granos en la Región Pampeana: productividad y uso de recursos. Universidad de Buenos Aires.
- Andriani, J. M. 2000. Crecimiento de las raíces en los principales cultivos extensivos en suelos argiudoles de la provincia de Santa Fe. Pp. 40-44 en *El Agua en los Sistemas Productivos para Mejorar la Producción*. Vol. 13. Santa Fe.
- Aramburu Merlos, F., J. P. Monzon, J. L. Mercu, M. A. Taboada, F. H. Andrade, A. J. Hall, E. G. Jobbágy, K. G. Cassman, y P. Grassini. 2015. Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps . *Field Crops Research* 184(DECEMBER):145-54.
- Armstrong, A. S. B. y T. W. Tanton. 1992. Gypsum applications to aggregated saline—sodic clay topsoils. *Journal of Soil Science* 43(2):249-60.
- Bahrn, A., C. R. Jensen, F. Asch, y V. O. Mogensen. 2002. Drought-induced changes in xylem pH, ionic composition, and ABA concentration act as early signals in field-grown maize (*Zea mays* L.) . *Journal of Experimental Botany* 53(367):251-63.
- Balks, M. R., W. J. Bond, y C. J. Smith. 1998. Effects of sodium accumulation on soil physical properties under an effluent-irrigated plantation. *Australian Journal of Soil Research* 36(5):821-30.
- Bandera, R. 2013. Rehabilitación de suelos salino-sódicos: evaluación de enmiendas y de especies forrajeras . Universidad de Buenos Aires.
- Barbosa, O. A., M. A. Taboada, M. B. Rodriguez, y D. J. Cosentino. 1997. Regeneración de la estructura en diferentes fases de degradación de un suelo franco limoso de la Pampa Ondulada (Argentina). *Ciencia del Suelo* 15:81-86.
- Barzegar, A. R., P. N. Nelson, J. M. Oades, y P. Rengasamy. 1997. Organic Matter, Sodicity, and Clay Type: Influence on Soil Aggregation. *Soil Science Society of America Journal* 61(4):1131-37.
- Batista, W. B. y R. J. C. León. 1992. Asociación entre comunidades vegetales y algunas propiedades del suelo en el centro de la Depresión del Salado . *Ecología Austral* 2:47-55.
- Batista, W. B., M. A. Taboada, R. S. Lavado, S. B. Perelman, y R. J. C. León. 2005. Asociación entre comunidades vegetales y suelos de pastizal de la Pampa Deprimida . Pp. 113-29 en *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas, un homenaje a Rolando JC Leon*. Buenos Aires: Editorial Facultad de Agronomía UBA.
- Batjes, N. H. 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 65(1):10-21.
- BCBA. 2020. *INFORME DE CIERRE DE CAMPAÑA MAÍZ 2018/19*.
- Belford, R. K., M. Dracup, y D. Tennant. 1992. Limitations to Growth and Yield of Cereal and Lupin Crops on Duplex Soils . *Australian Journal of Experimental Agriculture* 32(7):929-45.

- Di Bella, C. E., A. M. Rodríguez, E. Jacobo, R. A. Golluscio, y M. A. Taboada. 2015. Impact of cattle grazing on temperate coastal salt marsh soils. *Soil Use and Management* 31(2):299-307.
- Benbi, D. K., A. K. Boparai, y K. Brar. 2014. Decomposition of particulate organic matter is more sensitive to temperature than the mineral associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 70:183-92.
- Berhongaray, G., R. Alvarez, J. L. De Paepe, C. Caride, y R. Cantet. 2013. Land use effects on soil carbon in the argentine pampas . *Geoderma* 192(1):97-110.
- Biganzoli, F. y S. B. Perelman. 2019. Regresión con variable categórica . Pp. 195-212 en *Experimentación y modelos estadísticos*, editado por S. B. Perelman, L. A. Garibaldi, y P. M. Tognetti. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Editorial Facultad de Agronomía.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science* 47:425-37.
- Blanco-Canqui, H. y R. Lal. 2008. *Principles of Soil Conservation and Management*.
- Bobryk, C. W., D. B. Myers, N. R. Kitchen, J. F. Shanahan, K. A. Sudduth, S. T. Drummond, B. Gunzenhauser, y N. N. Gomez Raboteaux. 2016. Validating a digital soil map with corn yield data for precision agriculture decision support . *Agronomy Journal* 108(3):957-65.
- Bradford, K. J. y T. C. Hsiao. 1982. Physiological Responses to Moderate Water Stress . Pp. 263-324 en *Physiological Plant Ecology II*.
- Bromham, L., C. H. Saslis-Lagoudakis, T. H. Bennett, y T. J. Flowers. 2013. Soil alkalinity and salt tolerance: adapting to multiple stresses . *Biology Letters* 9(5):20130642.
- Bronick, C. J. y R. Lal. 2005. Soil structure and management: A review . *Geoderma* 124(1-2):3-22.
- Buchmann, C. y G. E. Schaumann. 2018. The contribution of various organic matter fractions to soil–water interactions and structural stability of an agriculturally cultivated soil . *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 181(4):586-99.
- Burke, I. C., C. M. Yonker, W. J. Parton, C. V. Cole, K. Flach, y D. S. Schimel. 1989. Texture, Climate, and Cultivation Effects on Soil Organic Matter Content in U.S. Grassland Soils . *Soil Science Society of America Journal* 53(3):800-805.
- Calviño, P. A., F. H. Andrade, y V. O. Sadras. 2003. Maize yield as affected by water availability, soil depth, and crop management . *Agronomy Journal* 95(2):275-81.
- Cambardella, C. A. y E. T. Elliott. 1992. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence . *Soil Science Society of America Journal* 56(3):777-83.
- Cambardella, C. A. y E. T. Elliott. 1993. *Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions*. Vol. 56. Elsevier B.V.
- Casas, C., C. E. Di Bella, F. A. Lattanzi, M. Schwab, P. Clavijo, R. Schäufele, M. Druille, y A. A. Grimoldi. 2019. A highly productive grass improves chemical and biological

- properties but does not aggregate stability in saline-sodic lowlands in Argentina . *Archives of Agronomy and Soil Science* 66(11):1532-45.
- Castiglioni, M. G., F. Behrends Kraemer, y H. J. M. Morras. 2013. Efecto de la secuencia de cultivos bajo siembra directa sobre la calidad de algunos suelos de la región Pampeana . *Ciencia del Suelo* 31(1):93-105.
- Cates, A. M., M. J. Braus, T. L. Whitman, y R. D. Jackson. 2019. Separate drivers for microbial carbon mineralization and physical protection of carbon . *Soil Biology and Biochemistry* 133(January):72-82.
- Chapman, H. D. 1965. Cation-Exchange Capacity . *Cation Exchange Capacity* 891-900.
- Cisneros, J. M., A. J. Degioanni, J. J. Cantero, y G. A. Cantero. 2007. Caracterización y manejo de suelos salinos en el Área Pampeana Central . en *La salinización de suelos en la Argentina*, editado por E. Taleisnik, K. Grunberg, y G. Santa Maria.
- Cotrufo, M. F., J. L. Soong, A. J. Horton, E. E. Campbell, M. L. Haddix, D. H. Wall, y W. J. Parton. 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss . *Nature Geoscience* 8(10):776-79.
- Cravero, S. A. C., C. L. Bianchi, H. J. Elena, y A. R. Bianchi. 2017. *Clima de la Argentina. Mapas digitales mensuales de precipitaciones y precipitación menos evapotranspiración potencial*. 1.^a ed. Ediciones INTA.
- Cuesta, A., A. Montoro, A. M. Jochum, P. López, y A. Calera. 2005. Metodología operativa para la obtención del coeficiente de cultivo desde imágenes de satélite . *ITEA Informacion Tecnica Economica Agraria* 101(3):212-24.
- Damiano, F. y M. A. Taboada. 2000. Predicción del agua disponible usando funciones de pedo-transferencia en suelos agrícolas de la región pampeana . *Ciencia del Suelo* 18(2):77-88.
- Dardanelli, J. L., O. A. Bachmeier, R. Sereno, y R. Gil. 1997. Rooting depth and soil water extraction patterns of different crops in a silty loam haplustoll . *Field Crops Research* 54(1):29-38.
- Dardanelli, J. L., M. A. Calmon, J. W. Jones, J. M. Andriani, y D. J. Collino. 2003. Use of a crop model to evaluate soil impedance and root clumping effects on soil water extraction in three Argentine soils. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 46(4):1265-75.
- Dracup, M., P. J. Gregory, y R. K. Belford. 1993. Restricted growth of lupin and wheat roots in the sandy A horizon of a yellow duplex soil . *Australian Journal of Agricultural Research* 44(6):1273-90.
- Duiker, S. W., F. E. Rhoton, J. Torrent, N. E. Smeck, y R. Lal. 2003. Iron (Hydr)Oxide Crystallinity Effects on Soil Aggregation . *Soil Science Society of America Journal* 67(2):606-11.
- Duval, M. E., J. A. Galantini, J. O. Iglesias, S. Canelo, J. M. Martinez, y L. Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems . *Soil and Tillage Research* 131:11-19.
- Eclesia, R. P., E. G. Jobbágy, R. B. Jackson, F. Biganzoli, y G. Piñeiro. 2012. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and

- grasslands of South America . *Global Change Biology* 18(10):3237-51.
- ESA. 2017. The European Space Agency: Sentinel Online . Recuperado 18 de enero de 2023 (<https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/missions/sentinel-2>).
- FAO. 2021. Global map of salt-affected soils . 20p.
- FAO y ITPS. 2015. *Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report*. Roma, Italia.
- Feng, W., H. Qian, P. Xu, y K. Hou. 2020. Hydrochemical characteristic of groundwater and its impact on crop yields in the Baojixia irrigation area, China . *Water (Switzerland)* 12(5):10-13.
- Filippi, P., E. J. Jones, B. J. Ginns, B. M. Whelan, G. W. Roth, y T. F. A. Bishop. 2019. Mapping the Depth-to-Soil pH Constraint, and the Relationship with Cotton and Grain Yield at the Within-Field Scale . *Agronomy* 9(5):251.
- Florio, E. L., J. L. Mercau, E. G. Jobbágy, y M. D. Nosetto. 2014. Interactive effects of water-table depth, rainfall variation, and sowing date on maize production in the Western Pampas . *Agricultural Water Management* 146:75-83.
- Forján, H. J. y M. L. Manso, eds. 2016. *ROTACIONES Y SECUENCIAS DE CULTIVOS en la Región Mixta Cerealera del centro-sur bonaerense*. 1.^a ed. Tres Arroyos, Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Fraisse, C. W., K. A. Sudduth, y N. R. Kitchen. 2001. Delineation of site-specific management zones by unsupervised classification of topographic attributes and soil electrical conductivity . *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 44(1):155-66.
- Franzluebbers, A. J., J. Sawchik, y M. A. Taboada. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America . *Agriculture, Ecosystems and Environment* 190:18-26.
- Fridgen, J. J., N. R. Kitchen, K. A. Sudduth, S. T. Drummond, W. J. Wiebold, y C. W. Fraisse. 2004. Management Zone Analyst (MZA): Software for Subfield Management Zone Delineation . *Agronomy Journal* (96):100-108.
- Gardner, C. M. K., K. B. Laryea, y P. W. Unger. 1999. *Soil Physical Constraints To Plant Growth and Crop Production*. FAO.
- Gardner, F. P., R. B. Pierce, y R. L. Mitchell. 1985. *Physiology of crops plants*. Iowa State University Press.
- van Genuchten, M. Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils . *Soil Science Society of America Journal* 44:892-98.
- Gharaibeh, M. A., A. A. Albalasmeh, C. Pratt, y A. El Hanandeh. 2021. Estimation of exchangeable sodium percentage from sodium adsorption ratio of salt-affected soils using traditional and dilution extracts, saturation percentage, electrical conductivity, and generalized regression neural networks. *Catena* 205(February):105466.
- Glinski, J. y J. Lipiec. 2018. *Soil physical conditions and plant roots*. CRC Press.
- Godagnone, R. E. y J. C. de la Fuente. 2017. Distribución y Caracterización de suelos

- Halomórficos en áreas de secano de Argentina. en *V Reunión de la Red Argentina de Salinidad*.
- González-Sanpedro, M. C., T. Le Toan, J. Moreno, L. Kergoat, y E. Rubio. 2008. Seasonal variations of leaf area index of agricultural fields retrieved from Landsat data . *Remote Sensing of Environment* 112(3):810-24.
- Gorelick, N., M. Hancher, M. Dixon, S. Ilyushchenko, D. Thau, y R. Moore. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone . *Remote Sensing of Environment* 202:18-27.
- Guillaume, T., L. Bragazza, Z. Libohova, y S. Sinaj. 2021. Long-term soil organic carbon dynamics in temperate cropland-grassland systems . *Agriculture, Ecosystems & Environment* 305.
- Guillaume, T., D. Makowski, Z. Libohova, L. Bragazza, F. Sallaku, y S. Sinaj. 2022. Soil organic carbon saturation in cropland-grassland systems : Storage potential and soil quality . *Geoderma* 406:115529.
- Guo, L. B. y R. M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis . *Global Change Biology* 8(4):345-60.
- Gupta, S. K. y S. K. Sharma. 1990. Response of crops to high exchangeable sodium percentage . *Irrigation Science* 11:173-79.
- Hamblin, A. P. 1986. The influence of soil structure on water movement, crop root growth, and water uptake . *Advances in Agronomy* 38(C):95-158.
- Hamblin, A. P. y D. Tennant. 1987. Root length density and water uptake in cereals and grain legumes: How well are they correlated . *Australian Journal of Agricultural Research* 38(3):513-27.
- Hamza, M. A. y W. K. Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions . *Soil and Tillage Research* 82(2):121-45.
- Hanks, R. J. y G. L. Ashcroft. 1980. *Applied Soil Physics: Soil Water and Temperature Applications*. Springer.
- Hazelton, P. y B. Murphy. 2007. *Interpreting Soil Test Results: WHAT DO ALL THE NUMBERS MEAN?* Victoria, Australia: CSIRO PUBLISHING.
- Hillel, D. 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press.
- Hodges, B., M. L. Tagert, J. O. Paz, y Q. Meng. 2023. Assessing in-field soil moisture variability in the active root zone using granular matrix sensors . *Agricultural Water Management* 282(June 2022):108268.
- Hsiao, T. C. 1973. Plant Responses to Water Stress . *Annual Review of Plant Physiology* 24(1):519-70.
- Hsiao, T. C., E. Fereres, E. H. Acevedo, y D. W. Henderson. 1976. Water Stress and Dynamics of Growth and Yield of Crop Plants . Pp. 281-305 en *Water and Plant Life*, editado por O. L. Lange, L. Kappen, y E. D. Schulze. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Huang, W. y S. J. Hall. 2017. Elevated moisture stimulates carbon loss from mineral soils

- by releasing protected organic matter . *Nature Communications* 8(1).
- I.N.D.E.C. 2021. *Censo Nacional Agropecuario 2018 : resultados definitivos* /.
- Iheshiulo, E. M. A., F. J. Larney, G. Hernandez-Ramirez, M. St. Luce, K. Liu, y H. W. Chau. 2023. Do diversified crop rotations influence soil physical health? A meta-analysis . *Soil and Tillage Research* 233(May):105781.
- Imbellone, P. A., J. E. Gimenez, y J. .. Panigatti. 2010. *SUELOS DE LA REGION PAMPEANA: Procesos de formación*. Vol. 1. Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Imbellone, P. A., M. A. Taboada, F. Damiano, y R. S. Lavado. 2021. Genesis, Properties and Management of Salt-Affected Soils in the Flooding Pampas, Argentina . Pp. 191-208 en *Saline and Alkaline Soils in Latin America*. Cham: Springer International Publishing.
- INTA. 1980. *La Pampa Deprimida: Condiciones de drenaje de sus suelos*.
- INTA. 1990. Cartas de suelos de la República Argentina: Provincia de Buenos Aires . Recuperado 5 de julio de 2021 (<http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/index.htm>).
- Ivushkin, K., H. Bartholomeus, A. K. Bregt, A. Pulatov, B. Kempen, y L. de Sousa. 2019. Global mapping of soil salinity change . *Remote Sensing of Environment* 231(December 2018):111260.
- Jobbágy, E. G., R. Giménez, V. Marchesini, Y. Diaz, D. H. Jayawickreme, y M. D. Nosetto. 2021. Salt Accumulation and Redistribution in the Dry Plains of Southern South America: Lessons from Land Use Changes . Pp. 51-70 en *Saline and Alkaline Soils in Latin America*. Cham: Springer International Publishing.
- Jobbágy, E. G. y R. B. Jackson. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation . *Global Change Biology* 10(8):1299-1312.
- Jobbágy, E. G. y R. B. Jackson. 2007. Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations . *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 112(2):1-15.
- Juan, L., L. Larrieu, V. Merani, D. Ferro, D. Bennardi, G. Millan, y L. Nughes. 2017. Acidificación de suelos agrícolas de la región pampeana con diferentes manejos agropecuarios . en *III Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental*. Santa Fe, Argentina.
- Kaiser, K. y K. Kalbitz. 2012. Cycling downwards - dissolved organic matter in soils . *Soil Biology and Biochemistry* 52:29-32.
- Kallenbach, C. M., S. D. Frey, y A. S. Grandy. 2016. Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls . *Nature Communications* 7:1-10.
- Kamble, B., A. Kilic, y K. Hubbard. 2013. Estimating crop coefficients using remote sensing-based vegetation index . *Remote Sensing* 5(4):1588-1602.
- Kemerer, A. 2011. *Procedimientos Para La Delimitación De Zonas De Manejo Mediante Imágenes Satelitales*. 1.^a ed. Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Kim, K., E. J. Daly, M. Gorzelak, y G. Hernandez-ramirez. 2022. Soil organic matter pools response to perennial grain cropping and nitrogen fertilizer . *Soil & Tillage*

Research 220(January):105376.

- Kleber, M., P. Sollins, y R. Sutton. 2007. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: Self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces . *Biogeochemistry* 85(1):9-24.
- Klingebiel, A. A. y P. H. Montgomery. 1961. *Land-capability classification*. Soil Conservation Service, US Department of Agriculture.
- Kovacs, G. 1983. General principles of flat land hidrology. Hidrología de Grandes Llanuras . en *Actas del Coloquio de Olavarría*.
- Kravchenko, A. N., W. C. Negassa, A. K. Guber, y M. L. Rivers. 2015. Protection of soil carbon within macro-aggregates depends on intra-aggregate pore characteristics . *Scientific Reports* 5(November):1-10.
- Kuppel, S., J. Houspanossian, M. D. Noretto, y E. G. Jobbágy. 2015. What does it take to flood the Pampas?: Lessons from a decade of strong hydrological fluctuations . *Water Resources Research* 51:1-14.
- Lal, R. 1991. Soil Structure and Sustainability . *Journal of Sustainable Agriculture* 1(4):37-41.
- Lal, R. 2001. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon . *Advances in Agronomy* 71:145-91.
- Lal, R. 2004a. Carbon sequestration in dryland ecosystems . *Environmental Management* 33(4):528-44.
- Lal, R. 2004b. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security . *Science* 304(5677):1623-27.
- Lambers, H., F. S. Chapin, y T. L. Pons. 2008. Plant Water Relations . Pp. 163-223 en *Plant Physiological Ecology: Second Edition*.
- Larrea, G., N. Wyngaard, M. Eyherabide, N. Reussi Calvo, M. Puricelli, P. Barbieri, H. Angelini, F. Salvagiotti, y H. R. Sainz-Rozas. 2023. Cation nutrient reserves decline markedly under intensive cropping of Pampas Mollisols . *Catena* 223(December 2022):106916.
- Lavado, R. S. 2007. Visión sintética de la distribución y magnitud de los suelos afectados por salinidad en la Argentina. Pp. 1-6 en *La salinización de suelos en la Argentina*, editado por E. Taleisnik, K. Grunberg, y G. Santa María. Córdoba: Editorial EDUCC.
- Lavado, R. S. y M. A. Taboada. 1987. Soil salinization as an effect of grazing in a native grassland soil in the Flooding Pampa of Argentina . *Soil Use and Management* 3(4):143-48.
- Lavado, R. S. y M. A. Taboada. 1988. Water, salt and sodium dynamics in a Natraquoll in Argentina . *Catena* 15(6):577-94.
- Lavallee, J. M., J. L. Soong, y M. F. Cotrufo. 2020. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral - associated forms to address global change in the 21st century . *Global Change Biology* 26(July 2019):261-73.
- Lee, J., J. W. Hopmans, D. E. Rolston, S. G. Baer, y J. Six. 2009. Determining soil carbon

- stock changes: Simple bulk density corrections fail . *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134(3-4):251-56.
- Lehmann, J. y M. Kleber. 2015. The contentious nature of soil organic matter . *Nature* 528(7580):60-68.
- Li, F., Y. Miao, X. Chen, Z. Sun, K. Stueve, y F. Yuan. 2022. In-Season Prediction of Corn Grain Yield through PlanetScope and Sentinel-2 Images . *Agronomy* 12(12):1-18.
- Litalien, A. y B. Zeeb. 2020. Curing the earth: A review of anthropogenic soil salinization and plant-based strategies for sustainable mitigation . *Science of the Total Environment* 698.
- Lobet, G., V. Couvreur, F. Meunier, M. Javaux, y X. Draye. 2014. Plant water uptake in drying soils . *Plant Physiology* 164(4):1619-27.
- López de Sabando, M. J. y M. Diaz-Zorita. 2022. Field methods for making productivity classes for site-specific management of wheat . *Precision Agriculture* 23(4):1153-73.
- Luo, J. M., F. Yang, Y. J. Wang, Y. J. Ya, W. Deng, X. P. Zhang, y Z. Liu. 2011. Mechanism of soil sodification at the local scale in songnen plain, Northeast China, as affected by shallow groundwater table . *Arid Land Research and Management* 25(3):234-56.
- Maggi, A. E., F. Behrends Kraemer, R. M. Introcaso, y D. Thompson. 2016. Caracterización física y química de un argiudol vértico de la pampa ondulada con erosión hídrica en el surco y entresurco . *Ciencia del Suelo* 34(1):113-26.
- Meinke, H., G. L. Hammer, y P. Want. 1993. Potential soil water extraction by sunflower on a range of soils . *Field Crops Research* 32(1-2):59-81.
- Melchiori, R., S. Albarenque, G. A. Schulz, A. Kemerer, y D. Bedendo. 2009. Determinación de zonas de manejo mediante relevamiento de suelos y herramientas informáticas . P. 12 en *VIII Curso Internacional de Agricultura de Precisión y Máquinas Precisas*. Manfredi: INTA.
- Melchiori, R. J. M., S. M. Albarenque, G. A. Schulz, A. Kemerer, y D. Bedendo. 2015. *Determinación de zonas de manejo mediante relevamiento de suelos y herramientas informáticas*.
- Miao, Y., D. J. Mulla, y P. C. Robert. 2018. An integrated approach to site-specific management zone delineation . *Frontiers of Agricultural Science and Engineering* 5(4):432-41.
- Micucci, F. G. y M. A. Taboada. 2006. Soil physical properties and soybean (*Glycine max*, Merrill) root abundance in conventionally- and zero-tilled soils in the humid Pampas of Argentina . *Soil and Tillage Research* 86(2):152-62.
- Miltner, A., P. Bombach, B. Schmidt-Brücken, y M. Kästner. 2012. SOM genesis: Microbial biomass as a significant source . *Biogeochemistry* 111(1-3):41-55.
- Minhas, P. S., M. Qadir, y R. K. Yadav. 2019. Groundwater irrigation induced soil sodification and response options . *Agricultural Water Management* 215(December 2018):74-85.

- Moharana, P. C., R. K. Jena, U. K. Pradhan, M. Nogiya, B. L. Tailor, R. S. Singh, y S. K. Singh. 2020. Geostatistical and fuzzy clustering approach for delineation of site-specific management zones and yield-limiting factors in irrigated hot arid environment of India . *Precision Agriculture* 21(2):426-48.
- Montgomery, E. G. 1911. Correlation studies in corn. Pp. 108-59 en *Nebraska Agricultural Experimental Station Annual Report*. Lincoln.
- Monzon, J. P., P. A. Calviño, V. O. Sadras, J. B. Zubiaurre, y F. H. Andrade. 2018. Precision agriculture based on crop physiological principles improves whole-farm yield and profit: A case study . *European Journal of Agronomy* 99(June):62-71.
- Mulla, D. J. 2013. Twenty five years of remote sensing in precision agriculture: Key advances and remaining knowledge gaps . *Biosystems Engineering* 114(4):358-71.
- Naidu, R. y P. Rengasamy. 1993. Ion interactions and constraints to plant nutrition in australian sodic soils . *Australian Journal of Soil Research* 31(6):801-19.
- Neter, J. y W. Wasserman. 1974. Regression analysis of variance and experimental design . Pp. 509-12 en *Applied linear statistical models*, editado por R. D. Irwin.
- New, M., D. Lister, M. Hulme, y I. Makin. 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas . *Climate Research* 21:1-25.
- Nguy-Robertson, A., A. A. Gitelson, Y. Peng, A. Viña, T. Arkebauer, y D. C. Rundquist. 2012. Green leaf area index estimation in maize and soybean: Combining vegetation indices to achieve maximal sensitivity . *Agronomy Journal* 104(5):1336-47.
- Nieva, A. S. y O. A. Ruiz. 2021. Lotus spp.: A Foreigner that Came to Stay Forever: Economic and Environmental Changes Caused by Its Naturalization in the Salado River Basin (Argentina) . Pp. 431-46 en *Saline and Alkaline Soils in Latin America*. Cham: Springer International Publishing.
- Nobel, P. S. 2009. *Physicochemical and Environmental Plant Physiology*. 4.^a ed. Academic Press.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, A. B. Brizuela, y R. B. Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina . *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:2-11.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, R. B. Jackson, y G. A. Sznaider. 2009. Reciprocal influence of crops and shallow ground water in sandy landscapes of the Inland Pampas . *Field Crops Research* 113(2):138-48.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, T. Tóth, y R. B. Jackson. 2008. Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient . *Global Biogeochemical Cycles* 22(2):1-12.
- Nosetto, M. D., R. A. Paez, S. I. Ballesteros, y E. G. Jobbágy. 2015. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas . *Agriculture, Ecosystems and Environment* 206:60-70.
- Novelli, L. E., O. P. Caviglia, y R. J. M. Melchiori. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols . *Geoderma* 167-168:254-60.

- Novelli, L. E., O. P. Caviglia, M. G. Wilson, y M. C. Sasal. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol . *Geoderma* 195-196:260-67.
- Nuttall, J. G., R. D. Armstrong, y D. J. Connor. 2003. Evaluating physicochemical constraints of Calcarosols on wheat yield in the Victorian southern Mallee . *Australian Journal of Agricultural Research* 54(5):487-97.
- Nuttall, J. G., R. Armstrong, M. Imhof, M. Abuzar, y R. Belford. 2004. Subsoil Constraints to Dryland Crop Production on the Low of Southeastern Australia . *Challenges and Strategies for Dryland Agriculture* (32):373-87.
- Oades, J. M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management . *Plant and Soil* 76(1-3):319-37.
- Otegui, M. E., F. H. Andrade, y E. E. Suero. 1995. Growth, water use, and kernel abortion of maize subject to drought at silking . *Field Crops Research* 40:87-94.
- Otondo, J. y M. A. Cicchino. 2007. El sorgo diferido como alternativa para la alimentación invernal del rodeo de cría. Una experiencia en la Cuenca del Salado . *Todo Agro*, 2.
- Otondo, J., B. Heguy, M. Insausti, y M. A. Cicchino. 2015. Fertilización de *Panicum coloratum* implantado en suelos halomórficos de la Cuenca del Salado. En 38° Congreso Argentino de Producción Animal. Santa Rosa, La Pampa.
- Otondo, J., E. J. Jacobo, y M. A. Taboada. 2015. MEJORA DE PROPIEDADES FÍSICAS POR EL USO DE ESPECIES MEGATÉRMICAS EN UN SUELO SÓDICO TEMPLADO . *Ciencia del suelo* 33(1):119-30.
- Öztürk, H. S., S. Deviren Saygin, N. K. Coptu, E. İzci, G. Erpul, B. Demirel, A. K. Saysel, y M. Babaei. 2023. Hydro-physical deterioration of a calcareous clay-rich soil by sodic water in Central Anatolia, Türkiye . *Geoderma Regional* 33(May).
- Page, K. L., Y. P. Dang, C. Martinez, R. C. Dalal, J. B. Wehr, P. M. Kopittke, T. G. Orton, y N. W. Menzies. 2021. Review of crop-specific tolerance limits to acidity , salinity , and sodicity for seventeen cereal , pulse , and oilseed crops common to rainfed subtropical cropping systems . *Land Degradation & Development* 1-22.
- Pardo, J. M. y F. J. Quintero. 2002. Plants and sodium ions: Keeping company with the enemy . *Genome Biology* 3(6):1-4.
- Parton, W. J., D. S. Schimel, C. V. Cole, y D. S. Ojima. 1987. Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands . *Soil Science Society of America Journal* 51(5):1173-79.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbágy, S. R. Verón, G. Baldi, y S. Baeza. 2006. CAMBIOS EN EL USO DE LA TIERRA EN ARGENTINA Y URUGUAY: MARCOS CONCEPTUALES PARA SU ANÁLISIS . *Agrociencia* 10(2):47-61.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, y S. R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo . *Ciencia Hoy* 15(87):14-23.
- Paz-Pellat, Fernando, Enrique Palacios-Vélez, Martín Bolaños-González, Luis A. Palacios-Sánchez, Mario Martínez-Menes, Enrique Mejía-Saenz, y Alfredo Huete.

2007. Diseño de un índice espectral de la vegetación: NDVIcp . *Agrociencia* 41(5):539-54.
- Peralta, G. E. 2020. Estructura de suelos manejados en Siembra Directa : efectos sobre la extracción y conversión de agua en el cultivo de soja (*Glycine max L . Merrill*). Universidad de Buenos Aires.
- Peralta, G. E., C. R. Alvarez, y M. A. Taboada. 2021. Soil compaction alleviation by deep non-inversion tillage and crop yield responses in no tilled soils of the Pampas region of Argentina. A meta-analysis . *Soil and Tillage Research* 211(March).
- Perelman, S. B., R. J. C. León, y M. Oesterheld. 2001. Cross-scale vegetation patterns of Flooding Pampa grasslands . *Journal of Ecology* 89(4):562-77.
- Pesqueira, J., J. Otondo, y M. D. García. 2017. Production of biomass , cover and forage quality of *Chloris gayana* and *Panicum coloratum* in an alkaline / sodic soil of the Depression del Salado . *RIA* 2:4-11.
- Piñeiro, G., J. M. Paruelo, E. G. Jobbágy, R. B. Jackson, y M. Oesterheld. 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America . *Global Biogeochemical Cycles* 23(2):1-14.
- Piñeiro, G., J. M. Paruelo, M. Oesterheld, y E. G. Jobbágy. 2010. Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen . *Rangeland Ecology and Management* 63(1):109-19.
- Pinheiro, J., D. Bates, S. DebRoy, D. Sarkar, S. Heisterkamp, B. Van Willigen, y R. Maintainer. 2017. Package ‘nlme’. Linear and nonlinear mixed effects models. 338.
- Pla Sentís, I. 2021. Overview of Salt-Affected Areas in Latin America: Physical, Social and Economic Perspectives . Pp. 1-60 en *Saline and Alkaline Soils in Latin America*, editado por E. Taleisnik y R. S. Lavado. Springer International Publishing.
- Planet Team. 2017. Planet Application Program Interface: In Space for Life on Earth. San Francisco, CA, USA. Recuperado 10 de agosto de 2022 (<https://api.planet.com>).
- Poeplau, C. y A. Don. 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe . *Geoderma* 192:189-201.
- Ponnamperuma, F. N. 1972. The Chemistry of Submerged Soils . *Advances in Agronomy* 24(C):29-96.
- Puntel, L. A., L. Bolfe, R. J. M. Melchiori, R. Ortega, G. Tiscornia, A. Roel, F. Scaramuzza, S. Best, A. G. Berger, D. S. S. Hansel, D. Palacios Durán, y G. R. Balboa. 2022. How digital is agriculture in a subset of countries from South America? Adoption and limitations . *Crop and Pasture Science*.
- Qadir, M., S. Schubert, D. Badia, B. R. Sharma, A. S. Qureshi, y G. Murtaza. 2007. Amelioration and nutrient management strategies for sodic and alkali soils . *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2(May).
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing.
- Rao, P. S., B. Mishra, S. R. Gupta, y A. Rathore. 2008. Reproductive stage tolerance to salinity and alkalinity stresses in rice genotypes . *Plant Breeding* 127(3):256-61.

- Reboratti, C. 2010. Un mar de soja: La nueva agricultura en Argentina y sus consecuencias . *Revista de Geografía Norte Grande* 76(45):63-76.
- Reed, B. C., J. F. Brown, D. VanderZee, T. R. Loveland, J. W. Merchant, y D. O. Ohlen. 1994. Measuring phenological variability from satellite imagery . *Journal of Vegetation Science* 5(5):703-14.
- Rengasamy, P. 1983. Clay dispersion in relation to changes in the electrolyte composition of dialysed red-brown earths . *Journal of Soil Science* 34(4):723-32.
- Rengasamy, P. 2006. World salinization with emphasis on Australia . *Journal of Experimental Botany* 57(5):1017-23.
- Rengasamy, P. 2010. Soil processes affecting crop production in salt-affected soils . *Functional Plant Biology* 37(7):613-20.
- Rengasamy, P., D. J. Chittleborough, y K. Helyar. 2003. Root-zone constraints and plant-based solutions for dryland salinity . *Plant and Soil* 257(2):249-60.
- Rengasamy, P., C. F. de Lacerda, y H. R. Gheyi. 2022. Salinity , Sodicity and Alkalinity . Pp. 83-107 en *Subsoil Constraints for Crop Production*, editado por T. S. d. Oliveira y R. W. Bell. Springer.
- Rengasamy, P. y A. Marchuk. 2011. Cation ratio of soil structural stability (CROSS) . *Soil Research* 49(3):280-85.
- Rengasamy, P. y K. A. Olsson. 1991. Sodicity and soil structure . *Australian Journal of Soil Research* 29(6):935-52.
- Rengasamy, P., E. Tavakkoli, y G. K. McDonald. 2016. Exchangeable cations and clay dispersion: net dispersive charge, a new concept for dispersive soil . *European Journal of Soil Science* 67(5):659-65.
- Rhoades, J. D. 1982. Soluble salts . Pp. 167-69 en *Methods of Soil Analysis, Part 2: chemical and microbiological properties*. Winsconsin: American Society of Agronomy.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. .. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, y C. W. Robledo. 2018. InfoStat versión 2018 .
- Ritchie, S. W. y J. J. Hanway. 1982. How a corn plant develops, vol. 48 . *Iowa State University of Science and Tecnology. Cooperative Extension Service*.
- Robertson, M. J., S. Fukai, M. M. Ludlow, y G. L. Hammer. 1993. Water extraction by grain sorghum in a sub-humid environment. I. Analysis of the water extraction pattern . *Field Crops Research* 33(1-2):81-97.
- Rouse, J. W., R. H. Haas, J. A. Schell, D. W. Deering, y J. C. Harlan. 1974. Monitoring the vernal advancements and retrogradation of natural vegetation . *NASA/GSFC, Final Report, Greenbelt, MD, USA* (September 1972):1-137.
- Rubio, G., F. X. Pereyra, y M. A. Taboada. 2019. Soils of the Pampean Region . Pp. 81-100 en *The Soils of Argentina*, editado por G. Rubio. Springer International Publishing.
- Sadras, V. O., F. J. Villalobos, y E. Fereres. 1993. Leaf Expansion in Field-Grown Sunflower in Response to Soil and Leaf Water Status . *Agronomy Journal* 85(3):564-

70.

- SAGyP. 2023. Estimaciones Agrícolas . Recuperado 12 de enero de 2023 (<https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/>).
- Sainz Rozas, H. R., M. Eyherabide, G. Larrea, H. Martínez Cuesta, N. Angelini, y N. Reussi Calvo, N. Wyngaard. 2019. Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana . Pp. 141-58 en *Simposio Fertilidad 2019*.
- Sala, J., N. I. González, y M. Hernández. 1978. Efectos de una barrera hidráulica natural en las aguas subterráneas del litoral de la Bahía de Samborombón. *Obra del Centenario del Museo de La Plata* 4:153-66.
- Sala, O., V. A. Deregibus, T. Schlichter, y H. Alippe. 1981. Productivity Dynamics of a Native Temperate Grassland in Argentina . *Journal of Range Management* 34(1):48.
- Sale, P., E. Tavakkoli, R. Armstrong, N. Wilhelm, C. Tang, J. Desbiolles, B. Malcolm, G. O’Leary, G. Dean, D. Davenport, S. Henty, y M. Hart. 2021. *Ameliorating dense clay subsoils to increase the yield of rain-fed crops*. Vol. 165. 1.^a ed. Elsevier Inc.
- Sale, P. W., J. S. Gill, R. R. Peries, y C. Tang. 2019. Crop responses to subsoil manuring. I. Results in south-western Victoria from 2009 to 2012 . *Crop and Pasture Science* 70(1):44-54.
- Sasal, M. C., M. G. Castiglioni, y M. G. Wilson. 2010. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage . *Soil and Tillage Research* 108(1-2):24-29.
- Satorre, E. H. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual . *Ciencia Hoy* 15(87):24-31.
- Satorre, E. H. y F. H. Andrade. 2021. Cambios productivos y tecnológicos de la agricultura extensiva argentina en los últimos quince años . *Ciencia Hoy* 29(173):39-47.
- Scholander, P. F., H. T. Hammel, E. D. Bradstreet, y E. A. Hemmingsen. 1965. Sap pressure in vascular plants . *Science* 148(3668):339-46.
- Schollenberger, C. J. y R. H. Simon. 1945. Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soil—ammonium acetate method. *Soil Science* 1:13-24.
- Sellers, P. J., J. A. Berry, G. J. Collatz, C. B. Field, y F. G. Hall. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. *Remote Sensing of Environment* 42(3):187-216.
- Shainberg, I. y J. Letey. 1984. Response of soils to sodic and saline conditions . *Hilgardia* 52(2):1-57.
- Shaw, R., L. Brebber, C. Ahem, y M. Weinand. 1994. A review of sodicity and sodic soil behaviour in queensland* . *Australian Journal of Soil Research* 32(2):143-72.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul, y K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils . *Plant and soil* 241(2):155-76.
- Six, J., E. T. Elliott, y K. Paustian. 2000a. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage

- agriculture . *Soil Biology and Biochemistry* 32(14):2099-2103.
- Six, J., E. T. Elliott, y K. Paustian. 2000b. Soil Structure and Soil Organic Matter: II. A Normalized Stability Index and the Effect of Mineralogy . *Soil Science Society of America Journal* 64(3):1042-49.
- Six, J., E. T. Elliott, K. Paustian, y J. W. Doran. 1998. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils . *Soil Science Society of America Journal* 62(5):1367-77.
- Skakun, S., N. I. Kalecinski, M. G. L. Brown, D. M. Johnson, E. F. Vermote, J. C. Roger, y B. Franch. 2021. Assessing within-Field Corn and Soybean Yield Variability from WorldView-3, Planet, Sentinel-2, and Landsat 8 Satellite Imagery . *Remote Sensing* 13(872).
- SMN. 2023. Monitoreo climático . Recuperado 5 de enero de 2023 (<https://www.smn.gob.ar/>).
- So, H. B. y L. A. G. Aylmore. 1993. How do sodic soils behave? The effects of sodicity on soil physical behaviour . *Australian Journal of Soil Research* 31(6):761-77.
- Soil Survey Staff. 2014. Claves para la Taxonomía de Suelos . 12:339.
- Sposito, G. 2008. *The chemistry of soils*. 2.^a ed. Oxford University Press.
- Stavi, I., N. Thevs, y S. Priori. 2021. Soil Salinity and Sodicity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures . *Frontiers in Environmental Science* 9.
- Steduto, P. y T. C. Hsiao. 1998. Maize canopies under two soil water regimes II. Seasonal trends of evapotranspiration, carbon dioxide assimilation and canopy conductance, and as related to leaf area index . *Agricultural and Forest Meteorology* 89(3-4):185-200.
- Studdert, G. A. 2006. ROTACIONES DE CULTIVOS EN EL SUDESTE DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES (ARGENTINA): UNA HERRAMIENTA PARA EL MANEJO DE LA DINÁMICA DEL NITRÓGENO Y EL CARBONO EN EL SUELO.
- Studdert, G. A., H. E. Echeverría, y E. M. Casanovas. 1997. Crop-Pasture Rotation for Sustaining the Quality and Productivity of a Typic Argiudoll . *Soil Science Society of America Journal* 61(5):1466-72.
- Szabolcs, I. 1966. LIMITING FACTORS IN THE UPTAKE OF IONS BY PLANTS FROM SALT-AFFECTED SOILS. *Technical Report Series N°65: Limiting steps in ion uptake by plants from soil* 140-45.
- Taboada, M. A. 2009. Alteraciones de la fertilidad causadas por el hidromorfismo edáfico . Pp. 77-101 en *ALTERACIONES DE LA FERTILIDAD de los SUELOS. El halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones*, editado por M. A. Taboada y R. S. Lavado. Buenos Aires: Editorial Facultad de Agronomía UBA.
- Taboada, M. A. y C. R. Alvarez. 2008. Root abundance of maize in conventionally-tilled and zero-tilled soils of Argentina . *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 32(2):769-79.
- Taboada, M. A. y C. R. Álvarez. 2008. Introducción a la fertilidad física de los suelos .

- Pp. 1-8 en *Fertilidad física de los suelos*, editado por M. A. Taboada y C. R. Álvarez. Buenos Aires.
- Taboada, M. A., F. Damiano, J. M. Cisneros, y R. S. Lavado. 2021. Origin, Management and Reclamation Technologies of Salt-Affected and Flooded Soils in the Inland Pampas of Argentina . Pp. 209-28 en *Saline and Alkaline Soils in Latin America*, editado por E. Taleisnik y R. S. Lavado. Springer.
- Taboada, M. A., F. Damiano, y R. S. Lavado. 2017. Suelos afectados por sales e inundaciones en la Pampa Deprimida y el Oeste Bonaerense. P. 624 en *Ambientes salinos y alcalinos de la Argentina, Recursos y aprovechamiento productivo*.
- Taboada, M. A. y R. S. Lavado. 1986. Características del régimen acuico de un Natracuol de la Pampa Deprimida . *Ciencia del suelo* 4(1):66-71.
- Taboada, M. A. y R. S. Lavado. 1988. Grazing Effects of the Bulk Density in a Natraquoll of the Flooding Pampa of Argentina . *Journal of Range Management* 41(6):500.
- Taboada, M. A. y R. S. Lavado. 1996. Interactive effects of exchangeable sodium and water content on soil modulus of rupture . *Soil Technology* 8(4):345-49.
- Taboada, M. A., R. S. Lavado, y M. C. Camilión. 1988. Cambios volumétricos en un natracuol típico . *Ciencia del Suelo* 6(2):151-57.
- Taboada, M. A., R. S. Lavado, G. Rubio, y D. J. Cosentino. 2001. Soil volumetric changes in natric soils caused by air entrapment following seasonal ponding and water table rises . *Geoderma* 101(3-4):49-64.
- Taboada, M. A., G. Rubio, y E. J. Chaneton. 2011. Grazing Impacts on Soil Physical, Chemical, and Ecological Properties in Forage Production Systems . Pp. 301-20 en *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture*, editado por J. L. Hatfield y T. J. Sauer.
- Tan, K. H. 2011. *Principles of Soil Chemistry*. 4.^a ed. Taylor & Francis.
- Tavakkoli, E., S. Uddin, P. Rengasamy, y G. K. McDonald. 2022. Field applications of gypsum reduce pH and improve soil C in highly alkaline soils in southern Australia ' s dryland cropping region . *Soil Use and Management* 38(January 2021):466-77.
- Taylor, J. A., A. B. McBratney, y B. M. Whelan. 2007. Establishing management classes for broadacre agricultural production . *Agronomy Journal* 99(5):1366-76.
- Tisdall, J. M. y J. M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils . *Journal of Soil Science* 33(2):141-63.
- Tomaz, A., P. Palma, S. Fialho, A. Lima, P. Alvarenga, M. Potes, M. J. Costa, y R. Salgado. 2020. Risk assessment of irrigation-related soil salinization and sodification in mediterranean areas . *Water (Switzerland)* 12(12):1-22.
- Torn, M. S., C. W. Swanston, C. Castanha, y S. E. Trumbore. 2009. Storage and turnover of organic matter in soil . Pp. 219-72 en *Biophysico-chemical processes involving natural nonliving organic matter in environmental systems*, editado por N. Senesi, B. Xing, y P. M. Huang.
- Torres Duggan, M., C. R. Álvarez, M. A. Taboada, T. Celesti, F. Vignarolli, y D. D'ambrosio. 2012. Riego complementario en un argiudol típico de la pampa ondulada Argentina bajo siembra directa: Efectos sobre algunas propiedades

- químicas y físicas del suelo . *Ciencia del Suelo* 30(2):201-7.
- Tourn, S. N., C. C. Videla, y G. A. Studdert. 2019. Ecological agriculture intensification through crop-pasture rotations does improve aggregation of Southeastern-Pampas Mollisols . *Soil and Tillage Research* 195(September):104411.
- USSL. 1954. *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils*.
- Utomo, W. H. y A. R. Dexter. 1981a. Age Hardening of Agricultural Top Soils . *Journal of Soil Science* 32(3):335-50.
- Utomo, W. H. y A. R. Dexter. 1981b. Soil Friability . *Journal of Soil Science* 32(2):203-13.
- Varallyay, G. 1977. Soil water problems related to salinity and alkalinity in irrigated lands . Pp. 251-64 en *Arid Land Irrigation in Developing Countries: Enviromental problems and effects*, editado por W. E.B. Pergamon Press.
- Varallyay, G. 1979. Soil-Water Relationships in Saline and Alkali Conditions . *Agrokémia és talajtan* 28:33-82.
- Vázquez, P. M., S. Masuelli, G. Platzeck, y O. Boolsen. 2011. Recurrencia de anegamiento en la pampa deprimida , Provincia de Buenos Aires . Pp. 31-46 en *Teledección: Recientes aplicaciones en la Región Pampeana*, editado por R. Rivas, F. Carmona, y D. Ocampo.
- Vega, C. R. C., V. O. Sadras, F. H. Andrade, y S. A. Uhart. 2000. Reproductive allometry in soybean, maize and sunflower . *Annals of Botany* 85(4):461-68.
- Viglizzo, E. F., E. G. Jobbágy, L. V. Carreño, H. Pereyra, F. Ricard, J. Clantt, D. Pincén, F. C. Frank, y V. Salvador. 2012. *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. editado por E. F. Viglizzo y E. G. Jobbágy.
- Walkley, A. y I. A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method . *Soil Science* 37(1):29-38.
- Weatherley, P. E. y H. D. Barrs. 1962. A RE-EXAMINATION OF THE RELATIVE TURGIDITY TECHNIQUE FOR ESTIMATING WATER DEFICITS IN LEAVES. *Aust.J.Biol.Sci* (15):413-28.
- White, R. G. y J. A. Kirkegaard. 2010. The distribution and abundance of wheat roots in a dense, structured subsoil - Implications for water uptake . *Plant, Cell and Environment* 33(2):133-48.
- Wicke, B., E. Smeets, V. Dornburg, B. Vashev, T. Gaiser, W. Turkenburg, y A. Faaij. 2011. The global technical and economic potential of bioenergy from salt-affected soils . *Energy and Environmental Science* 4(8):2669-81.
- Wilson, M. y J. Paz-Ferreiro. 2012. Effects of Soil-Use Intensity on Selected Properties of Mollisols in Entre Ríos, Argentina . *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 43(1-2):71-80.
- Wong, V. N. L., R. S. B. Greene, R. C. Dalal, y B. W. Murphy. 2010. Soil carbon dynamics in saline and sodic soils: A review . *Soil Use and Management* 26(1):2-11.

- World Bank. 2023. World Development Indicators . Recuperado 25 de enero de 2023 (<https://datacatalog.worldbank.org/search/dataset/0037712>).
- Wu, J., D. Wang, y M. E. Bauer. 2007. Assessing broadband vegetation indices and QuickBird data in estimating leaf area index of corn and potato canopies . *Field Crops Research* 102(1):33-42.
- Zárate, M. A. 2003. Loess of southern South America . *Quaternary Science Reviews* 22(18-19):1987-2006.
- Zárate, M. A. y A. Tripaldi. 2012. The aeolian system of central Argentina . *Aeolian Research* 3(4):401-17.
- Zhang, N., M. Wang, y N. Wang. 2002. Precision agriculture - A worldwide overview . *Computers and Electronics in Agriculture* 36(2-3):113-32.