



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DOCTOR EN AGRONOMIA

**“VALORES DE LÍNEA DE BASE PARA EVALUAR LA DEGRADACIÓN EN MOLISOLES
DE LA REGION SEMIARIDA PAMPEANA”.**

Ing. Agr. Romina Fernández

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

Año 2018



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL
SUR Secretaría General de Posgrado y
Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el...../...../....., mereciendo la
calificación de..... (.....)

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Agronomía, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Departamento de Agronomía durante el período comprendido entre el 15 de Octubre de 2013 y el 14 de junio de 2017, bajo la dirección de la Doctora Ing. Agr. Elke Noellemeyer¹ y el Doctor Ing. Agr. Carlos Lobartini².

¹Cátedra de Edafología y Manejo de suelos. Facultad de Agronomía UNLPam.

²Profesor Titular de Nutrición Mineral y Reacción Suelo Planta Propiedades Edáficas y Nutrientes. Departamento Agronomía UNSur.

DEDICATORIA

“A José Luis, mi esposo,

y a mis hijos

Mora y Jerónimo”

AGRADECIMIENTOS

A Carlos Lobartini por confiar en mí. Muy especialmente a Elke Noellemeyer y Alberto Quiroga, por ser mis guías, ¡siempre! Mi más profundo respeto y cariño hacia ellos.

Al Grupo Suelos y Gestión del Agua de la EEA INTA Anguil.

Al INTA.

Al Departamento Agronomía de la UNSur.

A Bety y Héctor, mis padres.

14 de junio de 2017

Romina Fernández

Departamento Agronomía

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

RESUMEN

Con el objetivo de obtener valores de línea de base para la evaluación de la degradación de suelos se caracterizó la calidad biológica y física de Molisoles bajo diferentes usos de la Región Semiárida Pampeana. El estudio se desarrolló en Paleustoles petrocálcicos, franco y franco arenosos de la planicie con tosca de la Región Semiárida Pampeana Central. Se seleccionaron 4 suelos por diferencias en las prácticas de producción, de similar contenido de arcilla. Dos de ellos presentan vegetación de gramíneas perenne por más de 50 años con contenidos de carbono orgánico y nitrógeno superiores a dos suelos seleccionados bajo uso agrícola también por más de 50 años. Se determinaron tres estratos de profundidad, estrato superior a 0-6 cm, estrato medio a 17-23 cm y estrato inferior a 40-46 cm de profundidad. A fin de cumplir con los objetivos se determinó: carbono orgánico total y sus fracciones, nitrógeno total, textura, distribución de tamaño de agregados, inestabilidad estructural, peso volumétrico de los agregados, densidad aparente máxima, susceptibilidad a la compactación, humedad crítica, conductividad hidráulica, infiltración, resistencia a la penetración. En relación a los poros del suelo se cuantificó el tamaño, la distribución y forma de los poros y se determinó el Intervalo hídrico óptimo. En cuanto a los indicadores biológicos se evaluó respiración, carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana, relación hongo/bacteria y cociente metabólico.

Los suelos bajo uso A presentaron menores contenidos de carbono y nitrógeno. Asociado a ello se encontró que estos suelos tuvieron menor porosidad total y macroporosidad con respecto al uso en VN. Además, la forma predominante de los macroporos entre 10-100 μm y 100-2000 μm , fue redondeada, mientras que bajo VN fueron encontrados mayor proporción de poros de forma irregular y alargados. Este

cambio en la distribución y en la forma de los poros, condujo a menores tasas de infiltración y menor conductividad hidráulica, mayor densidad aparente, mayor resistencia a la penetración. El efecto de la degradación del suelo debido al uso agrícola sobre el sistema poroso y sobre las propiedades físico-hídricas no se extendió a mayor profundidad que los estratos medios. A su vez, se encontró que los macroporos redondeados se correlacionaron negativamente con carbono orgánico, porosidad total y macroporosidad y positivamente con indicadores asociados a la compactación (densidad aparente máxima, susceptibilidad a la compactación y densidad aparente). Suelos compactados con menor porosidad total y mayor macroporosidad redondeada presentaron mayor peso volumétrico de los agregados.

El uso A condicionó los valores del intervalo hídrico óptimo en los dos primeros estratos y presentó mayores diferencias entre profundidades con respecto al suelo bajo VN. Los valores promedio del intervalo hídrico óptimo para el suelo bajo VN fueron más elevados que bajo A. La práctica de uso también influyó sobre la actividad y el tamaño de la biota, los suelos agrícolas con menores contenidos de carbono y nitrógeno resultaron tener menor carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana y actividad de respiración, comparado a los suelos bajo VN. Además, las variables asociadas a la compactación se relacionaron negativamente con las propiedades biológicas, perjudicando el intercambio de gases y la accesibilidad al sustrato por parte de los microorganismos. Los resultados del trabajo de tesis permitieron proponer valores de línea de base de indicadores físico-hídricos y biológicos para suelos franco y franco arenoso de la Región Semiárida Pampeana. Además se presenta un conjunto mínimo de indicadores denominados "indicadores integradores". Los mismos fueron carbono orgánico, porosidad total, índice de inestabilidad estructural, proporción macroporos,

resistencia a la penetración, peso volumétrico de agregados 2-3-mm, poros elongados >10 μm , respiración a tasa constante y carbono de la biomasa microbiana, debido a que todos ellos lograron obtener altas correlaciones con indicadores que reflejan la funcionalidad física, química y biológica del suelo.

ABSTRACT

In order to obtain baseline values for the evaluation of soil degradation, the biological and physical quality of Molisols under different uses of the Pampean Semiarid Region were characterized. The study was carried out in loam and sandy loam petrocalcic Paleustolls, of the calcrete plains of the Semiarid Region Pampa of Argentina. Soils under agricultural (A) and native vegetation (VN) use were selected, with the same clay content, in which three layers of depth, upper, middle and lower were determined. In order to achieve the objectives, total organic carbon and its fractions, total nitrogen, soil texture, aggregate size distribution, mean weight diameter, aggregate volumetric weight, maximum bulk density, susceptibility to compaction, critical moisture content, hydraulic conductivity, infiltration, penetration resistance were determined. In relation to the soil pores, the size, distribution and shape of the pores and the least limiting water range were quantified. Regarding the biological indicators, respiration, carbon and nitrogen of the microbial biomass, fungus/bacteria ratio and metabolic quotient were determined. Soils under A use had lower carbon and nitrogen content. Associated with this it was found that these soils had lower total porosity and macroporosity with respect to the use in VN. In addition, the predominant form of macropores between 10-100 μm and 100-2000 μm was round. This change in the distribution and shape of the pores led to lower rates of infiltration and lower hydraulic conductivity, higher bulk density and greater resistance to penetration. Although the effect of soil degradation due to agricultural use on the porous system and on the hydro-physical properties did not extend to greater depth than the middle depth. The round macropores were found to be negatively correlated with organic carbon, total porosity and macroporosity and positively with indicators associated with compaction (maximum bulk density,

susceptibility to compaction and bulk density). Compacted soils with lower total porosity and greater round macroporosity presented higher volumetric weight of the aggregates. The agricultural use affected the values of the least limiting water range in the first two depths intervals and presented greater differences between depths compared to the soil in VN. The average values of the least limiting water range in natural vegetation soil were higher than under agricultural use. The soil use also influenced the activity and size of the biota, the agricultural soils with lower carbon and nitrogen content resulted to have lower microbial biomass carbon and nitrogen and respiration activity, compared to the soils under natural vegetation. Also, the variables associated with compaction were negatively related to biological properties, impeding gas exchange and accessibility to substrate by microorganisms. The results of this study propose baseline values of hydro-physical and biological indicators for loam and sandy loam soils of the semiarid Pampa region. In addition, a minimum set of indicators called "integrating indicators" is suggested. These were organic carbon, total porosity, mean weight diameter, macropores, penetration resistance, aggregates volumetric weight of 2-3-mm, elongated pores $>10\ \mu\text{m}$, constant rate respiration and microbial biomass carbon. All of them were able to obtain high correlations with indicators that reflect the physical, chemical and biological functionality of the soil.

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

ÍNDICE

CAPÍTULO 1.....	1
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1. INTRODUCCIÓN.....	2
1.2. HIPÓTESIS.....	7
1.3. OBJETIVOS.....	8
1.3.1 OBJETIVO GENERAL	8
1.3.2. OBJETIVOS PARTICULARES	8
1.4. METODOLOGÍA GENERAL	9
1.4.1. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO Y UBICACIÓN DE LA EXPERIENCIA.....	9
1.5. BIBLIOGRAFÍA.....	11
CAPÍTULO 2.....	17
VALORES UMBRAL DE ALGUNOS INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS.	17
2.1. INTRODUCCIÓN	18
2.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	20
2.2.1 SELECCIÓN DE SITIOS.....	20
2.2.2. MÉTODOS ANALÍTICOS	20
2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	24
2.4. CONCLUSIÓN	39
2.5. BIBLIOGRAFÍA	39
2.6 ANEXO	46
CAPÍTULO 3.....	49
RELACIONES ENTRE EL SISTEMA POROSO DEL SUELO Y SUS PROPIEDADES FÍSICO-HÍDRICAS.	49
3.1. INTRODUCCIÓN	50
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS	52
3.2.1. SELECCIÓN DE SITIOS.....	52
3.2.2. MÉTODOS ANALÍTICOS.....	54
3.3. RESULTADOS.....	58
3.3.1 POROSIDAD.....	68
3.3.2. RELACIÓN ENTRE LA RESISTENCIA A LA PENETRACIÓN Y EL CONTENIDO DE AGUA DE SUELO.....	71

3.3.3. CURVAS DE RETENCIÓN HÍDRICA	73
3.4. DISCUSIÓN	76
3.5. CONCLUSIÓN	81
3.6. BIBLIOGRAFÍA	82
3.7. ANEXO.....	87
CAPÍTULO 4.....	89
DETERMINACIÓN DEL INTERVALO HÍDRICO ÓPTIMO.	89
4.1. INTRODUCCIÓN	90
4.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	92
4.3. RESULTADOS.....	97
4.3.1. SUELOS BAJO VEGETACIÓN NATURAL.....	98
4.3.2 SUELOS BAJO USO AGRÍCOLA.....	99
4.3.3 COMPARACIÓN DEL IHO ENTRE SUELOS EN VEGETACIÓN NATURAL Y AGRÍCOLA	101
4.3.3 RELACIÓN ENTRE EL IHO Y PROPIEDADES EDÁFICAS INFLUENCIADAS POR DISTINTAS PRÁCTICAS DE USO	108
4.4. DISCUSIÓN	112
4.5. CONCLUSIÓN	116
4.6. BIBLIOGRAFÍA	117
CAPÍTULO 5.....	121
EVALUACIÓN DE INDICADORES BIOLÓGICOS.	121
5.1. INTRODUCCIÓN	122
5.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	124
5.3. RESULTADOS	129
5.4. CONCLUSIÓN.....	146
5.5. BIBLIOGRAFÍA	146
CAPÍTULO 6.....	153
MORFOLOGÍA DEL SISTEMA POROSO DEL SUELO.	153
6.1. INTRODUCCIÓN	154
6.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	155
6.3. RESULTADOS.....	161
6.3.1. COMPARACIÓN ENTRE USOS EN EL MISMO ESTRATO	167
6.3.2. FORMA DE LOS MACROPOROS	168

6.4. DISCUSIÓN	170
6.5. CONCLUSIÓN	174
6.6. BIBLIOGRAFÍA	174
CAPÍTULO 7	177
CAPÍTULO INTEGRADOR	177
7.1. DISCUSIÓN	178
7. 2. BIBLIOGRAFÍA.....	194
CAPÍTULO 8	199
CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES	199
8.1. CONCLUSIONES.....	200
8.2 CONSIDERACIONES FINALES.....	205

ABREVIATURAS

A	Uso agrícola
a+l	Arcilla+limo
AF	Arena fina
Ar	Arcilla
C/N	Relación carbono, nitrógeno
Ca	calcio
C-BM	Carbono de la biomasa microbiana
CC	Capacidad de campo
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
CO	Carbono orgánico
CO ₂	Dióxido de carbono
DA	Densidad aparente
DAM	Densidad aparente máxima
Eg 10-2000 μm	Poros elongados 10-2000 μm
HC	Humedad crítica
IB	Infiltración básica
IIE	Índice de inestabilidad estructural
IHO	Intervalo hídrico óptimo
IP	Infiltración promedio
Irr 10-2000 μm	Poros irregulares 10-2000 μm
K	Conductividad hidráulica
Li	Limo
Ma	Macroporo
MaF	Macroporo fino
MaG	Macroporo grande
MaM	Macroporo mediano
Me	Mesoporo
MeF	Mesoporo fino
MeG	Mesoporo grande
MeM	Mesoporo mediano
Mg	Magnesio
Mi	Microporo
MO	Materia orgánica
N	Nitrógeno total
Na	Sodio
N-BM	Nitrógeno de la biomasa microbiana
PA	Porosidad de aireación
PMA	Peso de mil agregados
PMP	Punto de marchitez permanente
PT	Porosidad total
PVA	Peso volumétricos de los agregados
qCO ₂	Cociente metabólico
Red 10-2000	Poros redondeados 10-2000 μm
RP	Resistencia a la penetración
SB	Saturación de bases
SC	Susceptibilidad a la compactación
VN	Vegetación natural

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. INTRODUCCIÓN

La degradación de las tierras es una de las principales causas de la baja productividad de los sistemas agropecuarios en el mundo y de la inseguridad alimentaria a nivel global.

Los ecosistemas brindan a la sociedad un conjunto de servicios, y su capacidad de producirlos depende de complejas interacciones biológicas, químicas y físicas que, a la vez, se ven afectadas por actividades humanas (Coomes & Burt, 2001; Daily et al., 1997).

Entre estos servicios se cuentan la regulación de los ciclos biogeoquímicos, la captura de carbono y generación de oxígeno, el almacenamiento y suministro de agua para los cultivos, el mantenimiento de la productividad biológica y su biodiversidad, la protección y recuperación de suelos, el reciclaje de nutrientes, entre otros. Los servicios ecosistémicos que brinda el suelo aún no han sido cuantificados y clasificados (Robinson et al., 2013), pero se encuentran relacionados con los conceptos de calidad física y biológica. Sin embargo, existe desconocimiento en el mundo científico en lo que respecta a estas relaciones de funcionalidad (Dominati et al., 2010) y de las complejas interrelaciones entre los procesos biológicos, físicos y químicos (Thiele-Bruhn et al., 2012). No obstante, hay evidencias de que la capacidad productiva de los suelos está estrechamente asociada al contenido de carbono orgánico de los mismos (Lal, 2011; Martínez et al., 2008).

Los sistemas productivos actuales producen degradación de funciones eco-sistémicas (Nikolaidis, 2011), especialmente en las zonas semiáridas, donde los procesos de degradación de los suelos se darían a una tasa mayor que en zonas húmedas - subhúmedas. Zach et al. (2006) y Elberling et al. (2003) reportaron pérdidas de carbono a causa de la introducción de labranzas y de cultivos del orden del 35 al 56 % en diferentes regiones semiáridas, mientras que en regiones más húmedas éstas serían de

10 al 55 % (Brown & Lugo, 1990; Burke et al., 1989). La pérdida de carbono afecta en mayor medida las fracciones más lábiles y ha dado lugar al deterioro de la condición física de los suelos. En este sentido, la degradación se manifiesta como pérdida de estructura edáfica (Quiroga et al., 2009; Cambardella & Elliott, 1992) lo cual, además de favorecer los procesos de erosión eólica (Aimar et al., 2012; Colazo & Buschiazzo, 2010; Hevia et al., 2007), afecta negativamente el transporte de agua y gases y la actividad biológica (Hakansson & Reeder, 1994; Dexter, 1988).

En consonancia con la evolución de los conceptos de los servicios ecosistémicos que ofrece el suelo, también deberían haberse desarrollado nuevos indicadores de calidad edáfica que reflejaran la funcionalidad de los procesos que generan estos servicios. En este sentido, los indicadores de calidad física de suelos más utilizados en el pasado, tales como densidad aparente, resistencia a la penetración, porosidad total y agua disponible, no alcanzan a representar la estructura edáfica en sus aspectos funcionales, como por ejemplo infiltración, biodisponibilidad de agua, intercambio de gases y resistencia al crecimiento radicular. El concepto de agua útil propuesto por Veihmeyer (1927), citado por Pilatti et al. (2012), sólo mostró su utilidad práctica en condiciones muy limitadas (Hagan et al., 1959). En tal sentido, existe controversia en el concepto de agua útil ya que, según lo expresan Pilatti et al. (2012), el crecimiento del cultivo se ve afectado antes de alcanzar el punto de marchitez permanente. Debido a ello se ha postulado al intervalo hídrico óptimo (IHO) como una variable integradora que refleja la influencia del agua edáfica y algunas propiedades físicas sobre el crecimiento de los cultivos. El IHO ha sido propuesto como un índice de calidad estructural (Leão et al., 2006; Da Silva et al., 1994; Topp et al., 1994) con potencialidad para identificar condiciones físicas que afectan la funcionalidad de los procesos físicos, químicos y biológicos. El IHO se define como el

contenido hídrico del suelo en el cual las raíces de las plantas puedan respirar, absorber agua y expandirse sin restricciones que afecten su crecimiento (Da Silva et al., 1994). El IHO está delimitado por el suministro de oxígeno en el límite húmedo y/o por el suministro de agua o la resistencia mecánica, en el límite seco. En un suelo compactado, Boone et al. (1987) demostraron que las restricciones al crecimiento de las plantas por excesiva resistencia o reducida difusión de oxígeno fueron dependientes de la variabilidad del agua disponible. Tormena et al. (1998) concluyeron que en el 89 % de los casos, menores IHO se relacionaron con alta resistencia a la penetración. Estos autores concluyeron que el IHO fue un indicador más sensible de las restricciones físicas para el crecimiento vegetal que la densidad aparente y el agua disponible del suelo, debido a que caracteriza mejor a la porosidad del suelo (Pilatti et al., 2012). Cuando aumenta la compactación, el IHO disminuye, siendo la resistencia a la penetración el factor más limitante (Da Silva et al., 1994) y cuanto menor es este intervalo, existiría mayor probabilidad de limitaciones físicas para el crecimiento de las raíces.

Los ciclos biogeoquímicos son afectados por la disponibilidad de agua en el suelo (Skopp et al., 1990; Sommers et al., 1980). Drury et al. (2003) mostraron que la mineralización neta de N dependió del IHO ya que a valores altos observaron una predominancia de la desnitrificación con emisión de N_2O hacia la atmósfera. Estos autores estipularon que el límite superior del IHO podría considerarse una medida de la susceptibilidad del suelo a la desnitrificación.

Se ha comprobado que el IHO es influenciado por el contenido de materia orgánica (Kay et al., 1997), la estructura (Da Silva & Kay, 1997; Stirzaker, 1997; Da Silva et al., 1994), la textura (Da Silva & Kay, 1997; Da Silva et al., 1994) y el tipo de rotación (Pilatti et al., 2012).

En la Argentina, este indicador se ha estudiado en suelos de la Región Pampeana (Miretti et al., 2012; Pilatti et al., 2012; Damiano & Moschini, 2011; Uberto, 2008; Imhoff et al., 2006; Wilson & Cerana, 2004), con resultados promisorios ya que fue lo suficientemente sensible para detectar diferencias entre manejos y condiciones edafo-genéticas, comprobándose estrecha relación con la productividad de los cultivos. Sin embargo, en la Región Semiárida Pampeana aún no se ha investigado si el IHO podría ser utilizado como indicador de calidad de suelos.

La pérdida de materia orgánica por degradación también afecta procesos biológicos, principalmente por disminución en la biomasa microbiana (Silva et al., 2010; Bossio et al., 2005; Dilly et al., 2003; Janzen, 1987; McGill et al., 1986). Se encontró que los contenidos de biomasa microbiana fueron mayores en pasturas (Macdonald et al., 2009) y en siembra directa (Lupwayi et al., 2012; Helgason et al., 2010), y estudios recientes en Francia han establecido líneas de base para este indicador (Cluzeau et al., 2012). Otros autores han comprobado que la pérdida de materia orgánica por efecto de distintas prácticas de manejo, influyó principalmente sobre la respiración (Balogh et al., 2011; Fernández et al., 2010). Tanto el carbono de la biomasa microbiana, como también la tasa de respiración han sido utilizados como indicadores de la calidad biológica del suelo (Dilly, 2005; Moscatelli et al., 2005). Sin embargo, ambos parámetros por sí solos no reflejarían el estado de salud edáfico. Un suelo con alto contenido de biomasa microbiana no necesariamente respira más, y un suelo con mayor tasa de respiración no siempre presenta mayor biomasa microbiana (Anderson, 2003), de modo que la interpretación de los resultados es ambigua. Además, en muchos casos, la respiración no es distinta entre suelos con diferentes manejos o uso (Fernández et al., 2010; Noellemeyer et al., 2008). El cociente metabólico (qCO_2), que es la relación entre

respiración y biomasa microbiana integra ambos parámetros y permite una interpretación más directa de la actividad de los microorganismos en relación a su biomasa (Pascaud et al., 2012). El qCO_2 puede ser considerado como la energía necesaria para el mantenimiento de la biomasa microbiana (Anderson, 2003) y altas tasas de qCO_2 sugieren una intensa competencia por el carbono disponible (Paustian et al., 2000). Por este motivo se puede inferir que este indicador refleja la calidad biológica de los suelos y la funcionalidad de los ciclos biogeoquímicos (Anderson & Domsch, 2010). Varios autores relacionaron el qCO_2 con el manejo (Harris, 2003; Saviozzi et al., 2001). Por ejemplo, Anderson & Domsch (1990) y Anderson (2003) encontraron menor valor del qCO_2 en sistemas en rotación comparados con sistemas en monocultivo, lo que implicaría menores pérdidas del carbono en el sistema en rotación. Moscatelli et al. (2007) obtuvieron menor qCO_2 en suelos bajo pastura de gramíneas que bajo agricultura convencional. Estos autores concluyen que los suelos agrícolas presentaron una gran disponibilidad de carbono mineralizable en relación al carbono orgánico total o en relación a la biomasa microbiana presente, la cual se encontró estimulada dando lugar a altas tasas de respiración. En conclusión, los suelos con pastura se caracterizaron por una mayor estabilidad del carbono y consecuentemente menor mineralización.

La actividad microbiana está sujeta a los efectos de las condiciones ambientales (Davidson & Janssens, 2006; Valerie & Cook, 1983), a la disponibilidad de sustrato (Brookes et al., 2008), y a las presiones parciales de oxígeno y de dióxido de carbono. En tal sentido, suelos degradados que presentan un IHO más estrecho, tendrían menor disponibilidad de oxígeno para la respiración, y también habría menor cantidad de carbono y éste estaría menos accesible para la biomasa microbiana. Por otra parte, se ha demostrado que el impacto del manejo del suelo se relaciona más estrechamente

con parámetros biológicos que con propiedades físicas (López-Garrido et al., 2011), por estos motivos, se esperaría encontrar una relación entre el IHO y el cociente metabólico. Medeiros et al. (2011) y Waldrop & Firestone (2004) ya estipularon que sería conveniente relacionar el IHO con la actividad microbiana, pero aún no se ha estudiado esta relación.

Considerando la sensibilidad y la variabilidad espacial de los indicadores expuestos, se plantean interrogantes acerca del muestreo (disturbado, no disturbado) y las metodologías utilizadas en la evaluación de los mismos. En este sentido el uso de métodos no destructivos como las imágenes en 3D obtenidas por tomografía computada y el análisis de imágenes obtenidas de cortes delgados podrían mejorar la calidad de la información obtenida. Estos estudios permiten analizar la arquitectura del sistema poroso y diferenciar entre distintos estados de degradación del suelo (Zhou et al., 2012). Los mismos permiten obtener información acerca de las formas del sistema poroso y la ubicación de colonias microbianas y del sustrato orgánico en este sistema (Nunan et al., 2006; Perret et al., 2003).

1.2. HIPÓTESIS

1. Los valores de indicadores físicos y biológicos de suelos bajo vegetación natural, corresponden a la línea de base para la evaluación de la degradación de los suelos de la Region Semiarida Pamepana.
2. El intervalo hídrico óptimo es un indicador integrado y sensible que refleja los cambios en el sistema poroso del suelo bajo el uso agrícola.

1.3. OBJETIVOS

1.3.1 OBJETIVO GENERAL

Caracterizar la calidad biológica y física de Molisoles bajo vegetación natural y uso agrícola de la Región Semiárida Pampeana, con la finalidad de obtener valores de línea de base y valores umbral para la evaluación de la degradación de suelos. Evaluar el intervalo hídrico óptimo con respecto a su capacidad de detectar cambios en el sistema poroso de los suelos.

1.3.2. OBJETIVOS PARTICULARES

1. Evaluar los efectos de variaciones en los contenidos de materia orgánica sobre propiedades edáficas. Identificar indicadores simples y de fácil determinación que sirvan para caracterizar el efecto del uso.
2. Caracterizar el sistema poroso y establecer su relación con las propiedades físico-hídricas en suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural con gramíneas, con el fin de cuantificar las diferencias relacionadas con el cambio en el uso del suelo.
3. Caracterizar y evaluar el intervalo hídrico óptimo en suelos bajo uso agrícola y en suelos bajo vegetación natural con gramíneas perennes.
4. Caracterizar, evaluar y obtener valores de línea de base de, respiración de suelo, biomasa microbiana y cociente metabólico en suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural con gramíneas perennes.
5. Identificar las diferencias en el tamaño y la forma de los macroporos entre suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural que se observan en imágenes obtenidas a través de cortes delgados.

1.4. METODOLOGÍA GENERAL

1.4.1. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO Y UBICACIÓN DE LA EXPERIENCIA.

El área de estudio se encuentra dentro de la Región Semiárida Pampeana, donde el paisaje corresponde a una planicie levemente ondulada, caracterizado como planicie con tosca en el Inventario de los Recursos Naturales de La Pampa (Salazar Lea Plaza, 1980). El clima es templado con una temperatura media anual de 16°C, con temperatura media invernal de 7°C y estival de 24°C. Las precipitaciones medias anuales son de 660 mm, y la distribución de éstas es de tipo monzónica con picos en octubre y marzo, e inviernos muy secos. El balance hídrico indica que es un clima sub-húmedo seco, con déficit en la mayoría de los meses del año. La variabilidad de las precipitaciones es muy grande, siendo esto una característica de las regiones áridas y semiáridas (Scian, 2002). En relación al suelo, en la zona se identifican los órdenes taxonómicos Molisol y Entisol. El primero comprende la zona de las llanuras, ubicándose en el centro-este y noreste de La Pampa y presenta evolución genética con poca diferenciación de horizontes, y textura franca a franco arenosa. Los Entisoles son suelos menos evolucionados que se encuentran en médanos y planicies arenosas que se ubican en el centro-oeste de la región y presentan texturas arenosa franca a arenosa (INTA, 1980).

El estudio se desarrolló sobre Paleustoles petrocálcicos, ubicados en el sur de la planicie con tosca de la Región Semiárida Pampeana (Figura 1.1). Se seleccionaron sitios por diferencias en las prácticas de uso de las tierras: en planteos agrícolas (A) y en situaciones de vegetación natural (VN), por más de 50 años. Los suelos en VN en general presentaron un buen estado de conservación y sobre los mismos predomina ganadería de cría con una carga promedio de 0,25 equivalente vaca ha⁻¹. Algunos suelos en VN presentan especies forrajeras perennes invernales como *Stipa tenuis*, *Poa ligularis*,

Bromus brevis, *Piptochaetium napostaense*, en cambio, en otros suelos en VN se encuentra *Eragrostis cúrvula* como gramínea introducida estival muy difundida en la Región Semárida Pampeana.

En A los cultivos más frecuentes son trigo (*Triticum aestivum*), cebada (*Hordeum vulgare*), centeno (*Secale cereale*), avena (*Avena sativa*), maíz (*Zea mays*), sorgo (*Sorghum bicolor*), girasol (*Helianthus annuus*) y soja (*Glycine max*); establecidos en siembra directa no continua que alterna con herramientas de discos. Este tipo de labranzas se realiza con arado de discos y rastra doble acción, las cuales tienen una profundidad de laboreo que no excede los 17 cm.

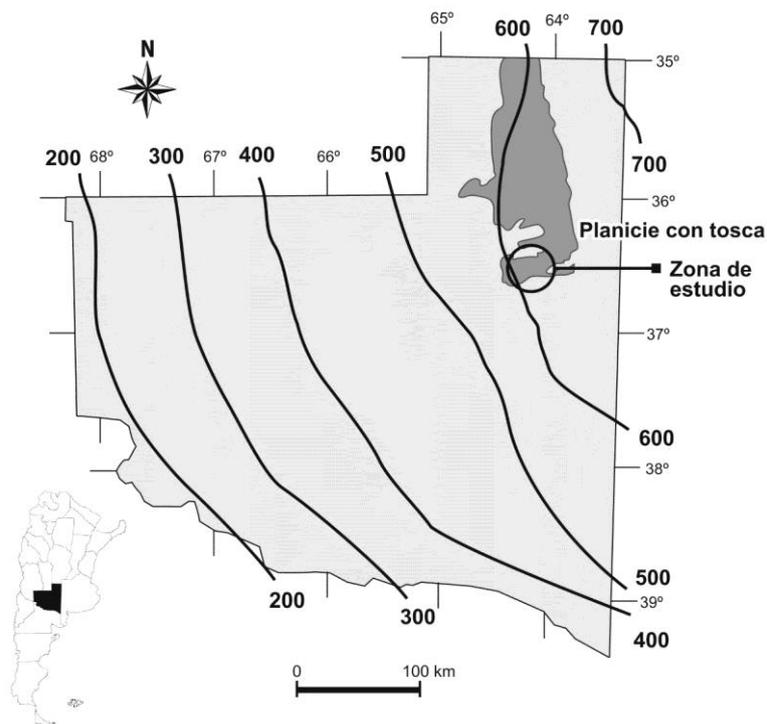


Figura 1.1: Mapa de La Pampa, donde se detalla la zona de estudio.

Mayor detalle en la caracterización y el muestreo de los suelos se presenta en Materiales y Métodos de los Capítulos 2 y 3. La descripción de la metodología utilizada para obtener indicadores que se relacionen con materia orgánica y estructura del suelo, se encuentra

en Materiales y Métodos del Capítulo 2. En Materiales y Métodos del Capítulo 3 se describe la metodología empleada para caracterizar el sistema poroso y las propiedades físicas y químicas del suelo. En Materiales y Métodos del Capítulo 4 se encuentra la metodología utilizada para determinar el intervalo hídrico óptimo, y en el Capítulo 5 se describe la metodología para determinar respiración de suelo, biomasa microbiana y qCO_2 . La metodología que se utilizó para evaluar el tamaño y la forma de los macroporos que se observan en imágenes obtenidas a través de cortes delgados, se detalla en Materiales y Métodos del Capítulo 6.

1.5. BIBLIOGRAFÍA

- Aimar, S; M Mendez; R Funk & D Buschiazzi. 2012. Soil properties related to potential particulate matter emissions (PM10) of sandy soils. *Aeolian Research* 3: 437-443.
- Anderson T. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agric. Ecosys. Environ.* 98: 285-293
- Anderson, T & K Domsch. 1990. Application of eco- physiological quotients (qCO_2) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22: 251-255.
- Anderson, T & K Domsch. 2010. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. *Soil Biol. Biochem.* 42: 2039–2043.
- Balogh, J; K Pintér; S Fóti; D Cserhalmi; M Papp & Z Nagy. 2011. Dependence of soil respiration on soil moisture, clay content, soil organic matter, and CO_2 uptake in dry grasslands. *Soil Biol. Biochem.* 43: 1006–1013.
- Boone, F; H Van Der Werf; B Kroesbergen; B Ten Hag & A Boers. 1987. The effect of compaction of the arable layer in sandy soils on the growth of maize for silage. II. Soil conditions and plant growth. *Neth. J. Agric. Res.* 35: 113-128.
- Bossio, D; M Girvan; L Verchot; J Bullimore; T Borelli; A Albrecht; K Scow; A Ball; J Pretty & A Osborn. 2005. Soil microbial community response to land use change in an agricultural landscape of western Kenya. *Microb. Ecol.* 49: 50–62.
- Brookes, P; M Cayuela; N Contin & S Kemmitt. 2008. The mineralization of fresh and humified soil organic matter by the soil microbial biomass. *Waste Manag.* 28: 716-722.
- Brown, S & A Lugo. 1990. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant Soil* 124: 53-64.
- Burke, I; C Yonker; W Parton; C Cole; K Flach & D Schimel. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in US Grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 800-805.

- Cambardella C & E Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783
- Cluzeau D; M Guernion; R Chaussod; F Martin-Laurent; C Villenave; J Cortet; N Ruiz-Camacho; C Pernin; T Mateille, L Philippot; A Bellido, L Rougé; D Arrouays; A Bispo & G Pérès. 2012. Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology* 49: 63–72.
- Colazo, J & D Buschiazso. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma* 159: 228-236
- Coomes, O & G Burt. 2001. Peasant charcoal production in the Peruvian Amazon: rainforest use and economic reliance. *Forest Ecology and Management* 140: 39-50.
- Daily, G; P Alexander, L Ehrlich, J Goulder, P Lubchenco, H Matson, S Mooney, S Postel, D Schneider, D Tilman & G Woodwell. 1997. Ecosystem services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* No. 2:17
- Damiano, F & R Moschini. 2011. Intervalo hídrico óptimo en suelos argiudoles plantados con *Eucalyptus dunnii* Maiden. *Ciencia del Suelo* 29: 1-11.
- Da Silva, A. & B Kay. 1997. Estimating the least limiting water range of soil from properties and management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 877-883.
- Da Silva, A; B Kay & E Perfect. 1994. Characterization of the least limiting water range. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1775- 1781.
- Davidson, E & I Janssens. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440: 165-173.
- Dexter, A. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil Till. Res.* 11: 199-238.
- Dilly, O. 2005. Microbial energetics in Soil. In: Buscot, F., Varma, A. (Eds), *Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions*. Chapter 6. *Soil Biology Series, Band 3*. Springer, Berlin/Heidelberg/New York, 123-138.
- Dilly O., H. Blume, U. Sehy, M. Jiménez, J. Munich. 2003. Variation of stabilised, microbial and biologically active carbon and nitrogen soil under contrasting land use and agricultural management practices. *Chemosphere* 52-55.
- Dominati, E; M Patterson & A Mackay. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69: 1858-1868.
- Drury, C; T Zhang & B Kay. 2003. The Non-Limiting and Least Limiting Water Ranges for Soil Nitrogen Mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1388-1404.
- Elberling, B; A Touré & Rasmussen. 2003. Changes in soil organic matter following groundnut-millet cropping at three locations in semi-arid Senegal, West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 96: 37-47.
- Fernández, R; C Zoratti; A Quiroga; E Noellemeyer. 2010. Carbon contents and respiration rates of aggregate size fractions under no-till and conventional tillage. *Soil Till. Res.* 109: 103–109.
- Hagan, R; Y Badia & M Russell. 1959. Interpretation of Plant Response to Soil Moisture Regimes. *Adv. Agron.* 11: 77-97.
- Hakansson, I & R Reeder. 1994. Subsoil compaction by vehicles with high axle load- extent persistence and crop response. *Soil Till. Res.* 29: 277-304.

- Harris, J. 2003. Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. *European Journal of Soil Sci.* 54: 801-808.
- Helgason, B; F Walley & J Germida. 2010. No-till soil management increases microbial biomass and alters community profiles in soil aggregates. *Appl. Soil Ecol.* 46: 390-397.
- Hevia, G; M Mendez & D. Buschiazzi. 2007. Tillage affects soil aggregation parameters linked with wind erosion. *Geoderma* 140: 90-96.
- Imhoff, S; J Gay; A Grioni ; P Ghiberto. 2006. Calidad física de Argiudoles de Santa Fe determinada por medio del Intervalo Hídrico Óptimo. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y I Reunión de suelos de la región andina, 2006, Salta. Resúmenes.
- INTA. 1980. Inventario Integrado de los recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. Clima, Geomorfología, Suelo y Vegetación. 493 pág. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Janzen H. 1987. Soil organic matter characteristics after long term cropping to various spring wheat rotations. *Can. J. Soil Sci.* 67: 845-856.
- Kay, B; A Da Silva & J Baldock. 1997. Sensitivity of soil structure to changes in organic carbon content: predictions using pedotransfer functions. *Can. J. Soil Sci.* 77: 655-667.
- Lal, R. 2011. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *FoodPolicy* 36: S33-S39.
- Leão, T; A Da Silva; M Macedo; S Imhoff & V. Euclides. 2006. Least limiting water range: A potential indicator of changes in near-surface soil physical quality after the conversion of Brazilian Savanna into pasture. *Soil Till. Res.* 88: 279-285.
- López-Garrido, R; M Deurer; E Madejón; J Murillo & F Moreno. 2011. Tillage influence on biophysical soil properties: The example of a long-term tillage experiment under Mediterranean rainfed conditions in South Spain. *Soil Till. Res.* 118: 52-60
- Lupwayi, N; G Lafond; N Ziadi & C Grant. 2012. Soil microbial response to nitrogen fertilizer and tillage in barley and corn. *Soil Till. Res.* 118: 139-146.
- Macdonald, C; N Thomas; L Robinson; K Tate; D Ross; J Dando & B Singh. 2009. Physiological, biochemical and molecular responses of the soil microbial community after afforestation of pastures with *Pinus radiata*. *Soil Biol. Biochem.* 41: 1642-1651.
- Martínez, H; H Fuentes; H Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 8: 68-96.
- McGill, W; K Cannon; J Robertson & F Cook. 1986. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to rotations. *Can. J. Soil Sci.* 66: 1-19.
- Medeiros, J; A Da Silva & C Cerri. 2011. Linking physical quality and CO₂ emissions under long-term no-till and conventional-till in a subtropical soil in Brazil. *Plant Soil* 338: 5-15.
- Miretti, M; S Imhoff; A Da Silva & R Lavado. 2012. Soil structure degradation in patches of alfalfa fields. *Scientia Agricola* 67: 604-610.
- Moscatelli, M; A Di Tizio; S Marinari & S Grego. 2007. Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems. *Soil Till. Res.* 97: 51-59.
- Moscatelli, M; A Lagomarsino; S Marinari; P De Angelis & S Grego. 2005. Soil microbial indices as bioindicators of environmental changes in a poplar plantation. *Ecol. Indicators* 5: 171-179.

- Nikolaidis, N. 2011. Human impacts on soils: Tipping points and knowledge gaps. *Applied Geochemistry* 26: S230–S233.
- Noellemeyer, E; F Frank; C Alvarez; G Morazzo & A Quiroga. 2008. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina. *Soil Till. Res.* 99: 179–190.
- Nunan, N; K Ritz; M Rivers; D Feeney & I Young. 2006. Investigating microbial microhabitat structure using X-ray computed tomography. *Geoderma* 133: 398-407
- Pascaud, A; M Soulas; S Amellal & G Soulas. 2012. An integrated analytical approach for assessing the biological status of the soil microbial community. *European Journal of Soil Biology* 49: 98–106.
- Paustian, K; J Six; E Elliott & H Hunt. 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48: 147-163.
- Perret, J; S Prasher; A Kacimov. 2003. Mass fractal dimension of soil macropores using computed tomography: from the box-counting to the cube-counting algorithm. *Eur. J. Soil Sci.* 54: 569-579.
- Pilatti, M; J de Orellana, S Imhoff & A Da Silva. 2012. Actualización de los límites críticos del intervalo hídrico óptimo. *Ciencia del Suelo* 30: 9-21.
- Quiroga, A; R Fernández & E Noellemeyer. 2009. Grazing effect on soil properties in conventional and no-till systems. *Soil Till. Res.* 105: 164-170.
- Robinson, D; N Hockley; D Cooper; B Emmett; A Keith; I Lebron; B Reynolds; E Tipping; A Tye; C Watts; W Whalley; H Black; G Warren & J Robinson. 2013. Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biol. Biochem.* 57: 1023-1033.
- Salazar Lea Plaza, J. 1980. Regiones fisiográficas. En *Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la provincia de La Pampa. Geomorfología.* <https://recursosnaturales.lapampa.edu.ar>. Consultado en mayo 2017.
- Saviozzi, A; R Levi-Minzi; R Cardelli & R Riffaldi. 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant Soil* 233: 251-259
- Scian B. 2002. Variabilidad de las condiciones hídricas en la región semiárida pampeana, Argentina. *Geoacta* 27: 30-52.
- Silva, A; L Babujia; J Franchini; R Souza & M Hungria. 2010. Microbial biomass under various soil- and crop-management systems in short- and long-term experiments in Brazil. *Field Crops Res.* 119: 20–26.
- Skopp, J; M Jawson & J Doran. 1990. Steady-state aerobic microbial activity as a function of soil water content. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:1619–1625.
- Sommers, L; C Gilmour; R Wildung & S Beck. 1980. The effect of water potential on decomposition processes in soils. En Parr, J. et al. (Ed.) *Water potential relations in soil microbiology.* *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Pub.* 9, Madison, WI. 97–117.
- Stirzaker, R. 1997. Processing tomato response to soil compaction and fumigation. *Aust. J. Exp. Agric.* 37: 477-483.
- Thiele-Bruhn, S; J Bloem; F de Vries; K Kalbitz & C Wagg. 2012. Linking soil biodiversity and agricultural soil management. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4: 523-528.
- Topp, G; Y Galganov; K Wires & J Culley. 1994. Nonlimiting water range (NLWR): an approach for assessing soil structure. *Soil Quality Evaluation Program, Technical Report No. 2.* Agriculture and Agri-Food, Canada, 36 pp.

- Tormena, C; A Da Silva & P Libardi. 1998. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. R. Bras. Ci. Solo 22: 573-581.
- Uberto, M. 2008. Calibración y validación de un modelo de simulación para el cultivo de maní en el área centro sur de Córdoba. Tesis Maestría en Producción Vegetal (FAV, UNRC).
- Valerie, A & F Cook. 1983. Relationship between soil respiration and soil moisture. Soil Biol. Biochem. 15: 447-453.
- Waldrop, M & M. Firestone. 2004. Altered utilization patterns of young and old C by microorganisms caused by temperature shifts and N additions: Biogeochemistry 67: 235-248.
- Wilson, M & J. Cerana. 2004. Mediciones físicas en suelos con características vérticas. Revista científica agropecuaria 8: 11-22.
- Zach, A; E Noellemeyer & H Tiessen. 2006. Carbon turnover and ¹³C natural abundance under landuse change in the semiarid La Pampa, Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 70: 1541-1546.
- Zhou, H; X Peng; S Peth & T Xiao. 2012. Effects of vegetation restoration on soil aggregate microstructure quantified. Soil Till. Res. 124: 17-23.

CAPÍTULO 2

VALORES UMBRAL DE ALGUNOS INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS.

Fernández R, A Quiroga, C Alvarez, C Lobartini & E Noellemeyer. 2016. Valores umbrales de algunos indicadores de calidad de suelos en Molisoles de la Región Semiárida Pampeana. Ciencia del Suelo 34: 279-292.

2.1. INTRODUCCIÓN

La degradación de las tierras es una de las principales causas de la baja productividad de los sistemas agropecuarios y de la inseguridad alimentaria a nivel global (Tendall et al., 2015; Bossio et al., 2010; Lal, 2010). Los ecosistemas brindan a la sociedad un conjunto de servicios, y su capacidad de producirlos depende de complejas interacciones biológicas, químicas y físicas que, a la vez, se ven afectadas por actividades humanas (Robinson et al., 2013; Dominati et al., 2010; Costanza et al., 1997). Los sistemas productivos actuales producen degradación de funciones eco-sistémicas (Nikolaidis, 2011) especialmente en las zonas semiáridas donde los procesos de degradación de los suelos se producirían a una tasa mayor que en zonas húmedas o subhúmedas. La expansión de la agricultura que tiene lugar sobre tierras menos aptas (Hillel, 2011), es acompañada también por una importante intensificación en los planteos ganaderos que incide negativamente sobre el balance de materia orgánica total (MO). Zach et al. (2006) y Elberling et al. (2003) reportaron pérdidas de carbono a causa de la introducción de labranzas y de cultivos del orden del 35 al 56 % en diferentes regiones semiáridas, mientras que en regiones más húmedas éstas fueron de 10 al 55 % (Brown & Lugo, 1990; Burke et al., 1989). Esta pérdida de carbono afecta en mayor medida las fracciones más lábiles (Elliott, 1986; Lal, 2002; Zach et al., 2006; Bono et al., 2008; Eaton & Lawrence, 2009) y ha dado lugar al deterioro de la condición física de los suelos. En este sentido, la degradación se manifiesta como pérdida de estructura edáfica (Quiroga et al., 2009; Cambardella & Elliott, 1992) la cual, además de favorecer los procesos de erosión eólica (Aimar et al., 2012; Colazo & Buschiazzi, 2010; Hevia et al., 2007), afecta negativamente el transporte de agua y gases y la actividad biológica (Pulleman et al., 2012; Dexter, 2004; Hakansson & Reeder, 1994; Dexter, 1988). La gran preocupación radica en que algunos

de estos cambios pueden ser irreversibles o condicionar de manera importante la resiliencia de los recursos, con consecuencias ambientales también importantes (Quiroga et al., 2015). La calidad del suelo no puede ser medida directamente, pero sí puede ser inferida a través de propiedades que sirvan como indicadores. Diversos autores proponen la selección de una cantidad mínima de propiedades del suelo para determinar su calidad (Cantú et al., 2007, Ferreras et al., 2007, Govaerts et al., 2006; Larson & Pierce, 1994), comprobándose además que no existe un set universal de indicadores (Brejda et al., 2000) que pueda ser utilizado para evaluar cambios en la calidad de suelos en distintas condiciones edafoclimáticas.

Al evaluar los efectos del manejo sobre indicadores de calidad de los suelos de la Región Semiárida Pampeana es de importancia considerar la influencia de variaciones en la fracción granulométrica fina sobre propiedades edáficas. En estudios realizados por Quiroga et al. (2005) en Molisoles de la Región Semiárida Pampeana se comprobó una significativa influencia de la fracción granulométrica $\leq 50 \mu\text{m}$ sobre los efectos de distintos sistemas de labranzas en los contenidos de materia orgánica (MO) y la distribución de agregados. Si bien los indicadores físicos, químicos y biológicos no determinan la calidad del suelo de manera independiente, la mayoría de los estudios coinciden en que la MO es el principal indicador e indudablemente el que posee una influencia más significativa sobre la calidad del suelo y su productividad (Duval et al., 2013; Riestra et al., 2012; Dexter et al., 2008; Galantini & Rosell 2006).

Diversos autores han propuesto indicadores de calidad de suelos tales como MO (Doran & Parkin, 1994; Gregorich et al., 1994), sus fracciones (Denef et al., 2007; Gale et al., 2000; Cambardella & Elliott, 1992), estados de agregación y estabilidad estructural, densidad aparente máxima, humedad crítica y susceptibilidad a la compactación (Parra

et al., 2011; Díaz-Zorita et al., 2001). Existen trabajos regionales (Galantini & Rosell, 2006; Quiroga, 1994) pero hasta el momento no existe un trabajo sistemático para dilucidar la relación entre los valores que pueden tener estos indicadores de calidad de suelo y los contenidos de MO.

Los objetivos planteados fueron, evaluar los efectos de variaciones en los contenidos de materia orgánica sobre propiedades edáficas. Identificar indicadores simples y de fácil determinación que sirvan para caracterizar el efecto del uso.

2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.2.1 SELECCIÓN DE SITIOS

Dentro de la zona de estudio detallada en el Capítulo 1 se eligieron 18 sitios bajo uso agrícola (A) y 11 bajo vegetación natural con gramíneas perennes (VN) que fueron considerados como suelos en buen estado de conservación.

2.2.2. MÉTODOS ANALÍTICOS

De cada sitio se tomaron 4 submuestras compuestas a 0-20 cm de profundidad, las mismas fueron secadas a temperatura ambiente y tamizadas por 2 mm. Posteriormente, se les realizó una caracterización mediante los siguientes parámetros:

- Contenido de arcilla y limo mediante el método de la pipeta de Robinson (Gee & Bauder, 1986).
- pH actual en una suspensión suelo-agua de 1:2,5.
- Cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico (CIC) por extracción con acetato de amonio a pH 7 (Hendershot & Lalonde, 2006). La cuantificación de calcio (Ca) y magnesio (Mg) se realizó mediante titulación con ácido etilen-di-amino-tetra-

acético (EDTA) (Suárez, 1996) y de sodio (Na) y potasio (K) por fotometría de llama (Helmke & Sparks, 1996).

- Fraccionamiento de suelo de acuerdo a la técnica descrita por Cambardella & Elliott (1993) modificada por Noellemeyer et al. (2006), para obtener las fracciones de agregados 100-2000 μm , 50-100 μm , < 50 μm a los cuales posteriormente se les determinaron los contenidos de carbono total por método de combustión en seco (LECO Truspec™). El valor obtenido de carbono total fue considerado como carbono orgánico (CO) ya que los suelos no presentaron carbonato de calcio libre. El CO se convirtió a MO utilizando el factor de conversión de 1,724 (Nelson & Sommers, 1996) y los resultados se expresaron como MO joven (agregados 100-2000 μm , MOJ), MO intermedia (agregados 50-100 μm , MOI) y MO vieja (agregados < 50 μm , MOV). La suma de estas tres fracciones se consideró MO total (MO).

En otro muestreo, se tomaron muestras de aproximadamente 4 kg con mínimo disturbio, en 4 puntos equidistantes de una transecta de 40 m. Las mismas se secaron al aire, se desagregaron manualmente según plano de fragilidad (Arshad et al., 1996). Posteriormente se determinó:

- Distribución de agregados, mediante el tamizado en seco, para obtener las fracciones de ≤ 2 , 2 a 3, 3 a 4, 4 a 8 y ≥ 8 mm de diámetro. La masa de suelo retenida en cada tamiz fue pesada a fin de determinar la proporción de cada tamaño de agregados.
- A las fracciones obtenidas mediante el tamizado en seco (≤ 2 , 2 a 3, 3 a 4, 4 a 8 y ≥ 8 mm de diámetro) se les determinó el contenido de carbono total y nitrógeno total, por combustión seca (LECO Truspec™). El valor obtenido de carbono total fue considerado

como carbono orgánico (CO) ya que los suelos no presentaron carbonato de calcio libre.

Estos resultados se presentan en el Capítulo Integrador.

- Peso de mil agregados (PMA), las fracciones de agregados de 2 a 3, 3 a 4, 4 a 8 y ≥ 8 mm de diámetro, obtenidos a través del tamizado en seco, se les contabilizó el peso de 250 agregados, refiriendo los resultados a peso de mil agregados.

- Para cada fracción de agregados obtenidos a través del tamizado en seco (≤ 2 , 2 a 3, 3 a 4, 4 a 8 y ≥ 8 mm de diámetro), se registró el peso, correspondiente a un volumen de 1000 cm³, denominando a este indicador peso volumétrico de los agregados (PVA) y refiriendo los resultados a g cm⁻³.

- Estabilidad estructural en húmedo (De Boodt & De Leenheer, 1967). Este indicador se obtiene mediante la diferencia entre el diámetro peso medio (DPM) en seco, de los agregados de diámetro 2 a 3, 3 a 4 y 4 a 8 mm, obtenidos cuando se realizó la distribución de los agregados, y el DPM de los mismos luego de ser humedecidos, incubados y tamizados bajo agua. De cada fracción de diámetro de los agregados determinados en el tamizado en seco, se pesó la cantidad equivalente a su proporción en la muestra original, de modo que la suma de los pesos de las fracciones de agregados fuera de 100 g. Estos agregados se colocaron en una batería de tamices de 6,35, 4,03, 2,48, 1,32 y 0,49 mm de apertura de malla y se agitaron verticalmente, sumergidos en agua, durante 5 min con un recorrido de 2,5 cm y con una frecuencia de 30 ciclos min⁻¹. Luego de retirar los tamices del agua se drenaron inclinándolos unos minutos, se separaron y se colocaron sobre platos de aluminio que se llevaron a estufa a 105°C durante 4 hs. Una vez secas, las fracciones se pesaron por separado y se calculó la diferencia de peso para cada diámetro de agregado. La sumatoria de estas diferencias representó el DMP en húmedo. De la diferencia entre el DMP en seco y el DMP en

húmedo, se obtuvo el cambio en el DMP, el cual fue denominado índice de inestabilidad estructural (IIE). Menor valor del IIE representó mejor estabilidad estructural del suelo.

Para realizar el test Proctor, según el método AASHO Estándar T-99 (Stengel et al., 1984), se procedió a tomar 4 muestras de suelo de 12 kg aproximadamente, a 0-20 cm de profundidad. Mediante esta técnica se obtienen los siguientes indicadores:

- Densidad aparente máxima (DAM), humedad crítica (HC) y susceptibilidad a la compactación (SC).

Obtención de índices

- Cálculo del índice de MO/arcilla+lino (MO/a+l) propuesto por Quiroga et al. (2006).
- Cálculo del índice de MO/arcilla (MO/a) propuesto por Ferraris et al. (2002).
- Cálculo del índice de MOJ/MO.
- Cálculo del índice de agregados 2-8mm/arcilla (2-8mm/a). A partir de la distribución de agregados para obtener las fracciones de ≤ 2 , 2 a 3, 3 a 4, 4 a 8 y ≥ 8 mm de diámetro, obtenidos mediante el tamizado en seco, se relacionó la proporción de agregados entre 2-8 mm con el contenido de arcilla.

Análisis Estadístico

Los resultados se analizaron estadísticamente mediante ANOVA, análisis de regresión y las diferencias entre medias a través del test de Tukey ($p < 0,10$) utilizando el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2013).

2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos evaluados representaron un amplio rango de textura y de MO, con contenidos de arcilla desde 71 a 188 g kg⁻¹, de a+l desde 294 a 624 g kg⁻¹ y valores de MO entre 13 y 59 g kg⁻¹ (Tabla 2.7, Anexo). Asimismo presentaron también amplia variación en las propiedades físicas evaluadas (Tabla 2.8, Anexo).

Los contenidos de MO y las fracciones más lábiles fueron influenciados significativamente por el uso (Tabla 2.1). Distintos autores (Duval et al., 2013; Parra et al., 2011; Kang et al., 2005; Brejda et al., 2000; Reeves, 1997) señalan que el contenido de MO resulta relevante al momento de evaluar la influencia del uso sobre la sustentabilidad de los sistemas de producción.

Los resultados del presente estudio mostraron que los suelos A tuvieron 33 % menos de MO, comparados con los contenidos en suelos VN. Los contenidos de MOV en A representaron un 65 % de la MO, mientras que en VN la misma representó el 38 % (Tabla 2.1). En relación a las fracciones más lábiles de la MO, tanto la MOJ, como la MOI, fueron mayores en VN que en A lo cual indicaría procesos de degradación en estos últimos, ya que ha sido mostrado que son estas las fracciones más sensibles a los cambios en el uso y que afectan en mayor medida la condición física del suelo (Zach et al., 2006; Jastrow, 1996; Quiroga et al., 1996; Cambardella & Elliott, 1993).

La MOJ representó el 47 y 24 % de la MO, mientras que la MOI representó el 14 y 12 % de la MO para VN y A, respectivamente. El uso A afectó en mayor medida los contenidos de MOJ y algo menos a la MOI, mientras que en relación a la MOV los contenidos fueron mayores en A que en VN. Ha sido ampliamente demostrado que la degradación asociada al uso agrícola reduce la fracción lábil de la MO en primera instancia (Eaton & Lawrence, 2009; Bono et al., 2008; Zach et al., 2006; Lal, 2002; Jastrow, 1996; Elliott, 1986), por lo

que se observa un predominio de las fracciones más estables asociadas a la fracción mineral (Riestra, 2012; Casanovas et al., 1995; Quiroga, 1994). Es por ello que la fracción joven resulta clave para interpretar cambios en la fertilidad del suelo y potencialmente puede ser utilizada como un indicador de calidad de los mismos (Wang et al., 2014; Veum et al., 2013; Haynes, 2005).

Tabla 2.1. Valores promedio de indicadores de calidad de suelo bajo uso en vegetación natural (VN) y agrícola (A). Materia orgánica total (MO g kg⁻¹), joven (MOJ g kg⁻¹), intermedia (MOI g kg⁻¹), vieja (MOV g kg⁻¹).

Indicadores	VN	A	Nivel significancia
MO	32,3 a	21,6 b	p: ≤0,0001
MOJ	15,3 a	5,1 b	p: ≤0,0001
MOI	4,7 a	2,5 b	p: ≤0,0001
MOV	12,3 b	14,0 a	p: 0,007
MOJ/MO	0,47 a	0,24 b	p: ≤0,0001

Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para el mismo indicador.

Algunos aspectos que aportan a la estructura del suelo y por ende a la estabilización de la MO son, la presencia de hongos en la población microbiana (Six et al., 2002), la función del Ca para mantener el sistema coloidal floculado y la presencia de las arcillas del tipo 2:1 que contribuye a formar complejos órgano-minerales (O'Brien & Jastrow, 2013; Jastrow et al., 2007). Resultados de nuestro estudio mostraron que la CIC (Tabla 2.2) fue significativamente mayor en VN (20,4 meq 100g⁻¹) respecto de A (15,2 meq 100g⁻¹). Los cationes Ca y Mg también presentaron mayores valores en VN con diferencias de 2,2 y 0,8 meq 100g⁻¹, respectivamente, con respecto a A. Estos resultados, que coinciden con los encontrados por Riestra (2012), hacen suponer que no sólo fue significativo el aporte de las cargas variables originadas a partir de la MO a la CIC total en VN, sino que la mayor

concentración de cationes floclulantes como Ca y Mg podrían darle mayor estabilidad estructural a estos suelos. En cambio, la degradación de los suelos A implicaría también una menor capacidad de formar complejos órgano-minerales, floclulados por cationes polivalentes, reducción de su capacidad buffer y, por ende, mayor susceptibilidad de acidificación.

Riestra (2012), trabajando en distintos ambientes de La Pampa, concluyó que la CIC presentó diferencias entre los manejos agrícola, forestal y bosque de caldén donde, en general, este último manejo tuvo los valores mayores. En líneas generales, en los suelos bajo uso A el rango de variación de la saturación de bases (SB) fue de 71 a 89,7 % y los valores de pH fueron entre 6 y 7,7. En suelos bajo VN se obtuvieron porcentajes de SB más variables con un valor mínimo de 48 % y un máximo de 93,4 %, el pH también presentó un amplio rango de variación (4,5 a 6,7). Los valores menores de pH y SB en los suelos VN estarían relacionados con la mayor actividad biológica.

En suelos evolucionados sobre material parental loessico como los Molisoles de la Región Pampeana los cationes polivalentes que cumplen la función de formación de agregados son Ca y Mg (Noellemeyer, 2014). Estos cationes tienen un importante efecto en la formación de agregados a través del puente que forman entre los coloides orgánicos y las partículas de arcillas del tipo 2:1 (Von Lützow et al., 2006; Six et al., 2004). Justamente, los suelos bajo VN tuvieron mayores contenidos de Ca y Mg, con una distribución más uniforme entre los tamaños de agregados (Figura 2.2) y mejor estabilidad estructural (Tabla 2.5) con respecto al uso A.

Tabla 2.2: Capacidad de intercambio catiónico (CIC, meq 100g⁻¹), calcio (Ca, meq 100g⁻¹), magnesio (Mg, meq 100g⁻¹), sodio (Na, meq 100g⁻¹), potasio (K, meq 100g⁻¹), saturación con bases (SB, %) y pH en uso agrícola (A) y en vegetación natural (VN).

Indicadores	VN	A	Nivel significancia
CIC	20,4 a	15,2 b	p: ≤0,0001
Ca	11,3 a	9,1 b	p: ≤0,0001
Mg	1,9 a	1,1 b	p: ≤0,0001
Relación Ca/Mg	5,9	8,2	
Na	0,2 a	0,1 b	p: 0,003
K	1,1 b	1,6 a	p: ≤0,0001
SB	74 b	79,2 a	p: 0,002
pH	5,8 b	6,5 a	p: ≤0,0001

Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para el mismo indicador.

A fin de minimizar los efectos de variaciones en la granulometría sobre indicadores de calidad de suelos, puede resultar adecuado el uso de índices, tales como por ejemplo MO/a+l (Mc Lauchlan, 2006; Quiroga et al., 2006; Pieri, 1995), MO/a (Ferraris et al., 2002) o agregados 2-8mm/a. Al respecto en la Tabla 2.3 se observa que los valores de MO/a, MO/a+l, y agregados 2-8 mm/a son mayores en VN con respecto al uso A, presentando diferencias altamente significativas. Estudios realizados por Funaro (2007) en girasol (*Helianthus annuus*) y Quiroga et al. (2006) en cebada (*Hordeum vulgare*) indicaron que el rendimiento de ambos cultivos presentó una relación estrecha con el índice de MO/a+l.

Tabla 2.3: Valores de indicadores de calidad de suelos, en vegetación natural (VN) y agrícola (A). Materia orgánica (MO), arcilla (a), limo (l).

Indicadores	VN	A	Nivel significancia
MO/a	27,6 a	17,6 b	p: ≤0,0001
MO/a+l	6,8 a	4,9 b	p: ≤0,0001
Agregados 2-8 mm/a	3,5 a	1,8 b	p: ≤0,0001

Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para el mismo indicador.

La clase textural de todos los suelos en estudio fue franco a franco arenosa y se encontraron rangos de variación en sus contenidos de a+l. Esta variación fue mayor en los suelos A (entre 295 y 625 g kg⁻¹ de a+l) que en VN (entre 303 y 554 g kg⁻¹ de a+l) (Tabla 2.7, Anexo; Figura 2.1).

Con similar contenido de a+l en ambos usos de suelos, se obtuvieron valores de índices diferentes. Por ejemplo, con 500 g kg⁻¹ de a+l, bajo uso A se encontraron suelos con índices de MO/a+l que variaron entre 3,5 y 5,1, y en VN el rango del índice MO/a+l de 4,6 a 12,1. El índice MO/a+l varió entre 3 y 7,1 en el uso A, mientras que en VN el rango fue mayor (4,4 a 15,4, respectivamente). Se ha encontrado un valor de la relación entre ambas variables de 4,5 considerado como umbral que condiciona la productividad de cebada en Molisoles de la Región Semiárida Pampeana (Quiroga et al., 2006). Estos autores indicaron que índices menores a este umbral afectarían el rendimiento del cultivo.

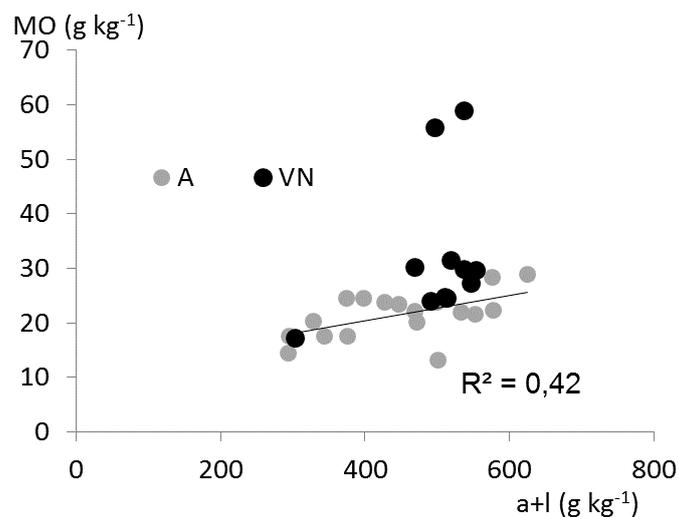


Figura 2.1: Variación de los contenidos de materia orgánica total (MO) en función de los contenidos de arcilla+limo (a+l) para uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Varios autores han demostrado que la labranza afecta principalmente los agregados más grandes los cuales son considerados los menos estables (Quiroga et al., 2009; Noellemeyer et al., 2008; Beare et al., 1994; Elliott, 1986). En relación a ello, se observó que los usos de suelo estudiados, no difirieron en cuanto a la proporción de agregados ≤ 2 mm (Figura 2.2). En cambio, los suelos VN tuvieron un 3,7, 5,7, y 5,6 % más de agregados de 2-3, 3-4 y 4-8 mm que A, respectivamente, aunque presentó un 15,9 % de agregados ≥ 8 mm menos que A.

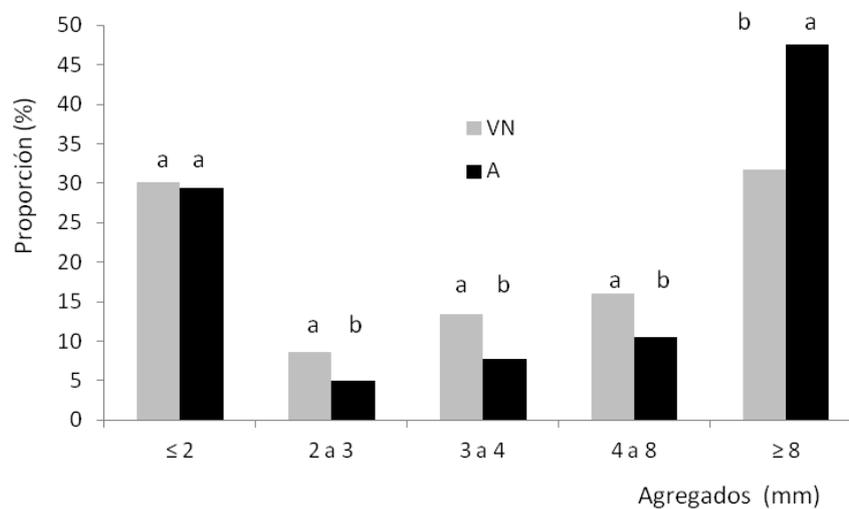


Figura 2.2: Proporción (%) de agregados de diferentes diámetros (≤ 2 , 2 a 3, 3 a 4, 4 a 8 y ≥ 8 mm) bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para cada tamaño de agregado.

La presencia de mayores proporciones de agregados de tamaño intermedio y menor proporción de agregados de mayor tamaño en VN podría estar explicada por diferencias en el tipo de estructura hallado en el epipedón mólico. La estructura más común en suelos agrícolas de la región son bloques subangulares o angulares, en cambio, en muchos suelos VN se observa que los bloques subangulares rompen a estructuras de tipo granular, que reflejaría la mayor actividad biológica y los mayores contenidos de

MO en estos suelos (Riestra et al., 2012; Noellemeyer et al., 2006). La mera existencia de grandes agregados en un suelo no tiene ningún efecto sobre la estructura del mismo, y puede estar asociado a elevados valores de densidad aparente y bajos niveles de capacidad de retención de agua (Boix-Fayos et al., 2001), tal como se observa en los suelos A. Tisdall & Oades (1982) concluyeron que el mejor suelo para el desarrollo de las plantas es aquel que tiene altas proporciones de pequeños agregados estables.

Si bien el suelo A presentó mayor proporción de agregados ≥ 8 mm, el PMA y el PVA fueron mayores que en suelos en VN (Tabla 2.4 y Tabla 2.8, Anexo). Para los agregados ≥ 8 mm, el PMA fue un 21% más en A que en VN, de 4 a 8 mm la diferencia entre A y VN fue de 11% presentando diferencias altamente significativas y para los tamaños de 3 a 4 y 2 a 3 mm, el peso de los agregados fue similar y no presentó diferencias significativas. Si consideramos el PVA (Tabla 2.4), todos los tamaños de agregados fueron más pesados bajo el uso A que en VN. Esta diferencia de peso correspondió a 11, 14, 15, 25 y 21% para diámetros de agregados ≥ 8 mm, 4 a 8, 3 a 4, 2 a 3 y ≤ 2 mm, respectivamente.

Tabla 2.4: Peso (g) de mil agregados (PMA) y peso volumétrico (g cm^{-3}) de agregados (PVA) de distinto diámetro en suelos bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Agregados	PMA		PVA	
	VN	A	VN	A
≤ 2 mm			0,89 b	1,12 a
2-3 mm	7,9 a	7,5 a	0,65 b	0,81 a
3-4 mm	30,0 a	29,9 a	0,68 b	0,80 a
4-8 mm	117,8 b	132,7 a	0,69 b	0,80 a
≥ 8 mm	1454,0 b	1833,0 a	0,68 b	0,76 a

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre usos para el mismo tamaño de agregado.

Estos resultados sugieren que el peso de los agregados sería un indicador práctico, útil y que reflejaría indirectamente la porosidad de los agregados. En este sentido, sería mejor que utilizar la proporción de los diferentes tamaños de agregados, ya que no siempre la presencia de mayores proporciones de los tamaños más grandes indica mejores cualidades físicas del suelo. En nuestro caso, la presencia de agregados > 8 mm en suelos A no fue un indicio de calidad física, ya que todos los agregados tuvieron menor porosidad y presentaron menor estabilidad estructural (Tabla 2.5, Tabla 2.8, Anexo). En cambio, suelos bajo VN tuvieron mayor proporción de agregados de tamaño intermedio, los cuales se asocian con mejores propiedades biológicas (respiración y MO) e hidráulicas (retención de agua e infiltración) (Fernández et al., 2010; Noellemeyer et al., 2008). Estas propiedades hidráulicas de los agregados del suelo están influenciadas por la estructura de los poros (Lipiec et al., 2007; Horn & Smucker, 2005) y afectan la estabilidad de los agregados (Lipiec et al., 2009). En tal sentido, los agregados estables protegen al suelo de la deformación (Pagliai et al., 1995) y forman poros continuos e interconectados (Wiermann & Horn, 2000) aumentando la infiltración de agua de lluvia (Blanco-Canqui & Lal, 2007). Todas estas propiedades están asociadas directamente a la calidad física de los suelos.

La susceptibilidad del suelo a la compactación puede expresarse por una serie de parámetros que pueden ser obtenidos de las curvas de compactación Proctor (Mettauer et al., 1983). Dichos parámetros señalan que la pendiente de la curva Proctor (variación de la densidad aparente respecto a variación del contenido hídrico) refleja mejor la sensibilidad a la compactación. Stengel et al. (1984) concluyen que el mejor índice de calidad edáfica sería el máximo de densidad aparente, que además representaría las

condiciones más desfavorables de porosidad del suelo (Naderi-Boldaji & Keller, 2016; Quiroga, 1994; Perez Moreira & Díaz Fierros, 1989).

De todos los suelos en VN y A que se les realizó el test Proctor, se seleccionaron dos suelos con contenidos diferentes de a+l (330 y 570 g kg⁻¹) para cada uso a fin de mostrar el efecto de la composición granulométrica y de la MO sobre este indicador (Figura 2.3).

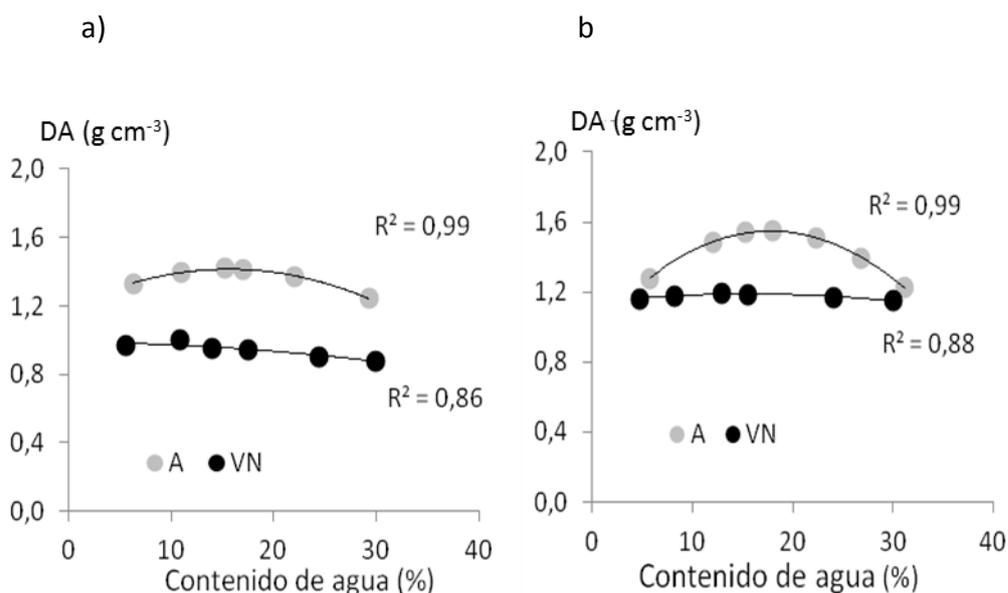


Figura 2.3: Densidad aparente máxima (DAM, g cm⁻³) en función del contenido de agua (% p/p), correspondientes a suelos de distinta composición granulométrica, a) 330 g kg⁻¹, b) 570 g kg⁻¹ de a+l respectivamente bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Se evidenciaron importantes diferencias en la DAM, y también en la SC, representadas por la pendiente de la rama ascendente de cada curva. Para los suelos A las DAM alcanzadas fueron 1,55 y 1,42 g cm⁻³, mientras que en VN las mismas fueron considerablemente más bajas (1,20 y 1,00 g cm⁻³). Los resultados mostraron que frente a una misma presión, los suelos A con contenidos de MO de 180 y 220 g kg⁻¹ y contenidos de MOJ de 2,2 y 3,3 g kg⁻¹ fueron más susceptibles a perder porosidad y compactarse (SC: 1,61 y 1,07), resultando menos resistentes en relación con el uso VN, que presentó

mayor contenido de MO (18 y 59 g kg⁻¹), MOJ (10 y 43 g kg⁻¹) y menor SC (0,25 y 0,21). Estos resultados confirman lo que se observó con respecto a las diferencias en el PVA discutido arriba, e indicarían que el tamaño de los agregados en sí no determinaría la susceptibilidad a compactarse. De manera que, los agregados de los suelos A fueron más susceptibles a la compactación (mayor DAM y SC) y tuvieron menor porosidad. Algunos indicadores que se relacionan con la compactación y la estructura de los suelos se presentan en la Tabla 2.5 y en la Tabla 2.8, Anexo. La estructura del suelo refleja, como ninguna otra propiedad edáfica, la interacción dinámica entre los procesos biológicos, químicos y físicos que ocurren a través del tiempo (Noellemeyer, 2014; Doran & Parkin, 1994; Hakansson et al., 1988). Los suelos VN tuvieron menores valores en cuanto a DAM, SC e IIE con respecto a los suelos bajo uso A. Estas diferencias fueron en promedio del 22, 50 y 44 % menor para DAM, SC, y IIE, respectivamente. En cambio, la HC no acusó efecto del uso del suelo. Estas diferencias de densidad, SC y estabilidad estructural entre suelos bajo VN y A, estaría explicado por las diferencias en sus respectivos contenidos de MO. Al respecto, Ferreras et al. (2007) concluyeron que la presencia de MO tiene efecto protector frente a la compactación.

Tabla 2.5: Densidad aparente máxima (DAM, g cm⁻³), susceptibilidad a la compactación (SC), índice de inestabilidad estructural (IIE) y humedad crítica (HC, % p/p) bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Indicadores	VN	A	Nivel de significancia
DAM	1,18 b	1,42 a	p: ≤0,0001
SC	0,58 b	1,19 a	p: 0,0013
IIE	1,0 b	1,8 a	p: ≤0,0001
HC	18,3	17,9	p: 0,58

Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para el mismo indicador.

Por su parte, la Figura 2.4, muestra la influencia de la textura sobre la DAM, la cual disminuyó a medida que aumentaron los contenidos de a+l en el uso A, mientras que se mantuvo constante en VN. Esta diferencia en el comportamiento indicaría que en suelos no disturbados con altos contenidos de MO, la susceptibilidad a la compactación se hace independiente de la textura, debido al efecto “protector” de la MO (Tisdall & Oades, 1982), tal como se comentó anteriormente. En la medida que disminuyeron los contenidos de MO, se hizo más estrecha la relación entre textura y DAM. De esta manera, en los suelos A con menor contenido de MO, la influencia de la fracción granulométrica ≤ 50 μm sobre la DAM resultó mayor.

En general, para una misma composición granulométrica, los suelos en VN presentaron menor DAM con respecto a los suelos A. Similares resultados fueron obtenidos por Nhandumbo & Cambule (2006) comprobaron menor DAM en suelos agrícolas a medida que los contenidos de a+l fueron crecientes y también hallaron una estrecha relación entre HC y textura.

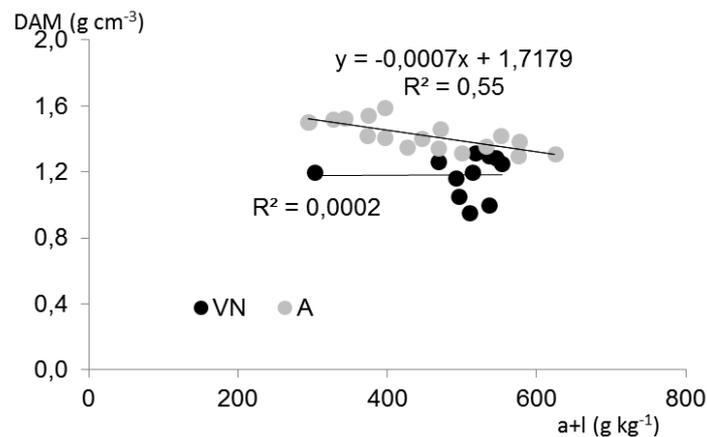


Figura 2.4: Variación de la DAM en función de los contenidos de arcilla + limo (a+l) bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Las relaciones de las variables físicas estudiadas con distintos compartimentos de la MO (MOJ, MOI, MOV) y con los índices compuestos considerados (MOJ/MO, MO/a+l), fueron más estrechas en suelos A con respecto a los suelos VN (Tabla 2.6). Esto implicaría que en suelos VN las variables físicas serían menos condicionadas por los contenidos de MO y la textura, mientras que en suelos A éstas propiedades tendrían mayor incidencia sobre la fertilidad física de los suelos. La única explicación razonable para esta observación casi paradójica sería que los suelos VN tendrían niveles de MO superiores a un umbral teórico por encima del cual las variaciones en el contenido de MO no afectan significativamente las propiedades físicas (Berhongeray et al., 2013; Batjes, 1996). Los indicadores relacionados con la compactación (DAM, HC y SC) se relacionaron con MO, fracciones granulométricas y CIC, aunque la DAM presentó la relación más estrecha. De la misma manera, el PVA de los tamaños de 2-3, 3-4, 4-8 y > 8 mm también se relacionó con MO, fracciones granulométricas y CIC, pero fue el PVA de 3-4 mm el que presentó relaciones altamente significativas con mayor número de estas variables (Tabla 2.6). Distintos autores han relacionado este tamaño de agregados con

una mayor actividad biológica, contenido de nitrógeno y capacidad de retención de agua (Fernández et al., 2010; Noellemeyer et al., 2006).

Tabla 2.6: Regresiones entre variables: arcilla +limo (a+l), materia orgánica total (MO), materia orgánica joven (MOJ), materia orgánica vieja (MOV), capacidad de intercambio catiónico (CIC) con susceptibilidad a la compactación (SC), humedad crítica (HC) densidad aparente máxima (DAM), índice de inestabilidad estructural (IIE), peso volumétrico de agregados (PVA). Bajo uso agrícola (A) y en vegetación natural (VN).

	a+l		MO		MOV		MOJ		MO/a+l		MOJ/MO		CIC	
	A	VN	A	VN	A	VN	A	VN	A	VN	A	VN	A	VN
SC	**	-	**	-	**	*	*	-	-	-	*	*	**	*
HC	*	-	**	-	*	-	**	-	-	-	-	-	**	-
DAM	**	-	**	-	*	-	**	*	-	-	**	-	**	*
IIE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PVA <2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PVA 2-3	**	-	**	-	*	-	*	-	-	-	*	-	**	-
PVA 3-4	**	-	**	-	-	-	**	*	-	*	**	-	**	-
PVA 4-8	**	-	**	-	*	-	*	-	-	-	*	-	**	-
PVA > 8	**	-	**	-	*	-	*	-	-	-	-	-	**	-

- no significativo ($p \geq 0,10$); * significativo ($p \leq 0,10$); ** altamente significativo ($p \leq 0,05$).

Aragón et al. (2000) también obtuvieron relaciones negativas entre DAM y MO, y entre DAM y HC. Lo mismo se pudo observar en nuestro caso solamente para los suelos A, ya que al relacionar la DAM, SC, PVA 3-4 mm con los contenidos de MO (Figura 2.5) se encontró que a menores contenidos de MO, tal como se observaron en los suelos A, estos indicadores tuvieron mayores valores. En cambio en suelos VN, no se comprobó relación entre estos indicadores con los contenidos de MO.

Con el fin de encontrar una aproximación a posibles valores umbral de los indicadores que más se relacionaron con la MO (Tabla 2.6) se graficaron las relaciones entre DAM, SC y PVA 3-4 mm y MO para suelos A y VN (Figura 2.5). El valor umbral se consideró

cuando la recta de los suelos A cortó a la recta de los suelos VN, lo cual indicaría el valor a partir del cual incrementos en la MO tendrían menor efecto sobre el indicador. Coincidentemente, se puede observar que los valores umbral de la DAM ($1,2 \text{ Mg m}^{-3}$), la SC (alrededor de 0,7%) y PVA 3-4 mm ($0,70 \text{ g cm}^{-3}$) se correspondieron con contenidos cercanos a 30 g kg^{-1} de MO. Estos valores umbral constituyen una aproximación preliminar que requerirá de un estudio más específico que tienda a establecer con mayor precisión el valor de los mismos.

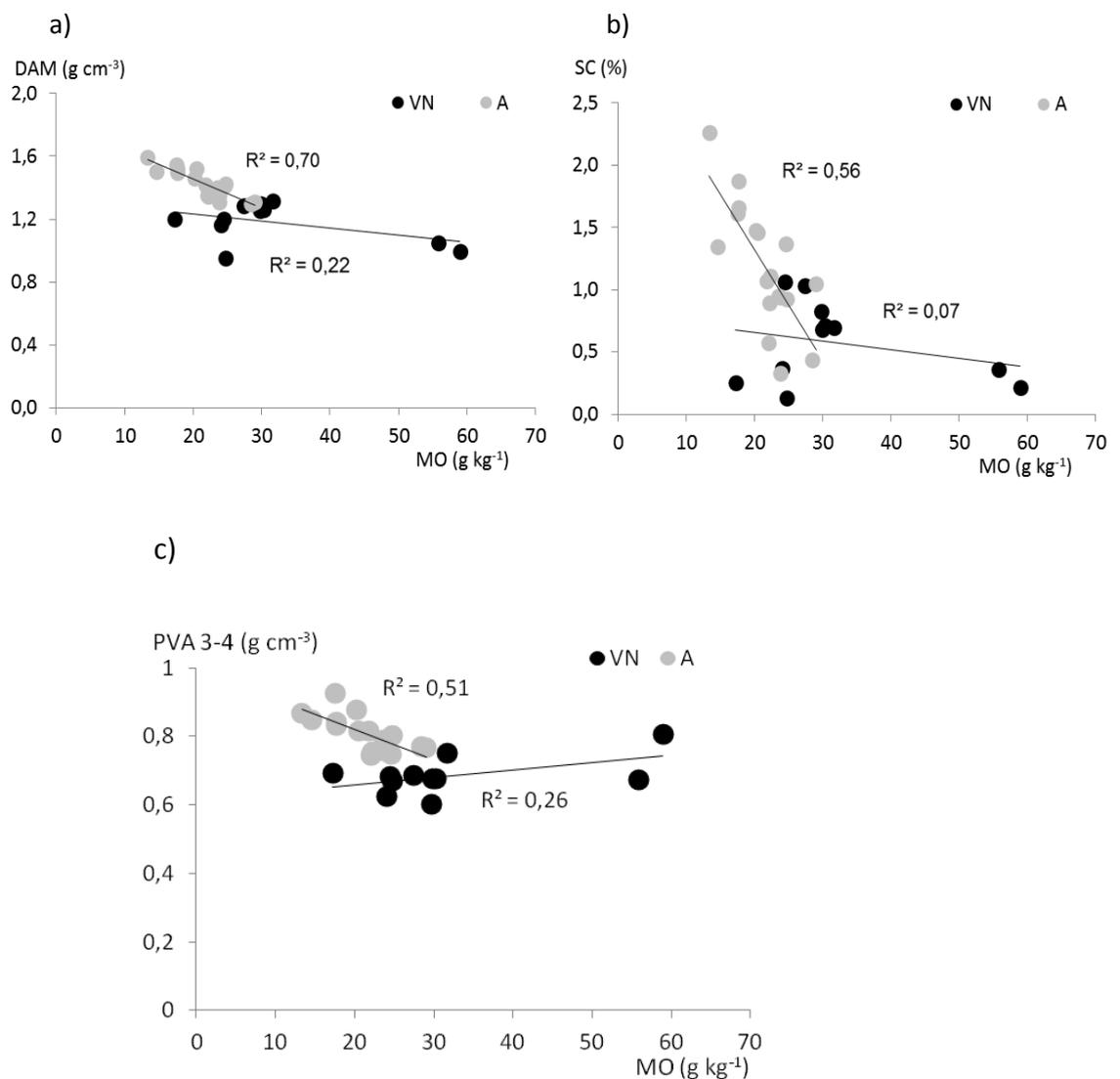


Figura 2.5: Relación entre densidad aparente máxima (DAM), susceptibilidad a la compactación (SC) y peso volumétrico de agregados 3-4 mm (PVA 3-4) con materia orgánica total (MO) bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

La identificación de indicadores tendientes a evaluar la calidad de los suelos resulta una tarea difícil debido a los múltiples procesos biológicos, químicos y físicos que ocurren en el ambiente edáfico. Es por ello que existen numerosos estudios que han tratado de identificar indicadores que resulten sensibles, prácticos y predictivos de cambios en la calidad de los suelos bajo diferentes prácticas de uso.

Uno de los indicadores ampliamente utilizado es el IIE, que frecuentemente es influenciado por los cambios en los contenidos de MO (Fultz et al., 2013; Tobiašová, 2011; Franzluebbers, 2002), aunque otros estudios no han comprobado influencia del coloide orgánico (Sheehy et al., 2015; John et al., 2005).

En nuestro caso, el IIE varió significativamente por efecto de las prácticas de uso (Tabla 2.5). Coincidentemente, distintos estudios han expresado la sensibilidad de este indicador para evaluar cambios en la calidad de los suelos (Gartzia-Bengoetxea et al., 2009; Quiroga et al., 1998). Sin embargo, el IIE no se relacionó con a+l (R^2 : 0,27 y 0,008 para VN y A, respectivamente, datos no mostrados) y tampoco con los contenidos de MO (R^2 : 0,15 y 0,02 para VN y A, respectivamente, datos no mostrados).

Los indicadores DAM y SC presentaron relaciones significativas con la MO y con los contenidos de a+l en suelos A, y fueron sensibles para detectar diferencias entre VN y A. Complementariamente, el PVA que mostró estrecha relación con la MO y a+l, podría proponerse como indicador de calidad física debido a su sensibilidad para discriminar suelos bajo distintas prácticas de uso, especialmente en suelos con contenidos de MO menores que 30 g kg^{-1} . Debido a ello es que el PVA podría recomendarse para monitorear suelos bajo diferentes rotaciones o sistemas de labranza, ya que su determinación es sencilla, rápida y económica.

2.4. CONCLUSIÓN

La práctica de uso influyó significativamente en los contenidos de MO y sus fracciones, guardando relación con los niveles alcanzados por distintas propiedades físicas. Al respecto, en suelos A se comprobó que descensos en los niveles de MO, y sus fracciones, se relacionaron con incrementos en DAM, SC y PVA de los distintos tamaños de agregados, respecto de VN. En relación con estos indicadores físicos, bajo uso A fue posible reconocer un nivel umbral a partir de los cuales los mismos mostraron cambios significativos ante variaciones en la MO. En los suelos VN, debido a niveles comparativamente más altos de MO, no se constataron variaciones en los indicadores físicos.

Finalmente se desprende del presente estudio que el PVA resultaría un indicador físico sensible y de fácil determinación para indicar cambios en la calidad de Ustoles en la Región Semiárida Pampeana.

2.5. BIBLIOGRAFÍA

- Aimar, S; M Mendez; R Funk & D Buschiazzo. 2012. Soil properties related to potential particulate matter emissions (PM10) of sandy soils. *Aeolian Research* 3: 437-443.
- Aragón, A; M García; R Filgueira & Y Pachepsky. 2000. Maximum compactibility of Argentine soils from the Proctor test; the relationship with organic and water content. *Soil Till. Res.* 56: 197-204.
- Arshad, M; B Lowery & B Grossman. 1996. Physical test for monitoring soil quality. En: Doran, J & A Jones (Eds.). *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI. 123–141.
- Batjes, N. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 151–163.
- Beare, M; M Cabrera; P Hendrix & D Coleman. 1994. Aggregate- protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 787–795.
- Berhongaray, G; R Alvarez; J De Paepe; C Caride & R Cantet. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma* 192: 97–110.

- Blanco-Canqui, H & R Lal. 2007. Soil structure and organic carbon relationships following 10 years of wheat straw management in no-till. *Soil Till. Res.* 95: 240–254.
- Boix-Fayos, C Calvo-Cases, A Almeson & M Soriano-Soto. 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena* 44: 47-67.
- Bono, A; R Alvarez; D Buschiazzo & R Cantet. 2008. Tillage Effects on Soil Carbon Balance in a Semiarid Agroecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J* 72: 1140–1149.
- Bossio, D; K Geheb & W Critchley. 2010. Managing water by managing land: Addressing land degradation to improve water productivity and rural livelihoods. *Agric. W. Manag.* 97: 536–542.
- Brejda, J; T Moorman; D Karlen & T. Dao. 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators: I. Central and Southern High Plains. *Soil Sci. Am. J.* 64: 2115-2124.
- Brown, S & A. Lugo. 1990. Effects of forest clearing and succession of the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant Soil* 124: 53-64.
- Burke, I; C Yonker; W Parton; C Cole; K Flach & D Schimel. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in US Grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 800-805.
- Cambardella, C & E Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Cambardella, C & E Elliott. 1993. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma* 56: 449–457.
- Cantú, M; A Becker; J Bedano & H Schiavo. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo.* 25: 173-178.
- Casnovas, E; H Echeverria & G Studdert. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. Contenido total y de distintas fracciones. *Ciencia del Suelo* 13:16-20.
- Colazo, J & D Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma* 159: 228-236.
- Costanza, R; R Arge; R Groot De, S Farberk; M Grasso; B Hannon; K Limburg, S Naeem; R Neill; J Paruelo; R Raskin & P Suttk. 1997. The value of the world ' s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- Denef, K; L Zotarelli; R Boddey & J Six. 2007. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. *Soil Biol.Biochem.* 39:1165–1172.
- Dexter, A. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil Till. Res.* 11: 199-238.
- Dexter, A. 2004. Soil physical quality. *Geoderma* 120: 201–214.
- Dexter, A; G Richard; D Arrouays; , E Czyz; C Jolivet & O Duval. 2008. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma* 144: 620–627.
- De Boodt, M & L De Leenheer. 1967. West European methods for soil structure determinations. *State Faculty Agric. Sci. Ghent* 7: 60–62
- Di Rienzo, J; F Casanoves; M Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C Robledo. 2013. Infostat - Software estadístico. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina [WWW Document]. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz-Zorita, M; J Grove & E Perfect. 2001. Laboratory compaction of soils using a small mold procedure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1593-1598.

- Dominati, E; M Patterson & A Mackay. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69: 1858–1868.
- Doran, J & T Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality, in: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 3–21.
- Duval, M; J Galantini; J Iglesias; S Canelo; J Martinez & L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* 131: 11–19.
- Eaton, J & D Lawrence. 2009. Loss of carbon sequestration potential after several decades of shifting cultivation in the Southern Yucatán. *For. Ecol. Manage.* 258: 949–958.
- Elberling, B; A Touré & K. Rasmussen. 2003. Changes in soil organic matter following groundnut-millet cropping at three locations in semi-arid Senegal, West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 96: 37-47.
- Elliott, E. 1986. Aggregate Structure and Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Native and Cultivated Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 627-633.
- Fernández, R; A Quiroga, C Zorati & E Noellemeyer. 2010. Carbon contents and respiration rates of aggregate size fractions under no-till and conventional tillage. *Soil Till. Res.* 109: 103–109.
- Ferraris, G; F Gutierrez Boem; & H Echeverria. 2002. Respuestas a la fertilización en el Cultivo de Soja de Primera. *IDIA XXI* 3: 52-58.
- Ferreras, I; G Magra; P Besson; E Kovalevski & F García. 2007. Indicadores de calidad física en suelos de la región pampeana norte de argentina bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo* 25: 159-172.
- Franzluebbers, A. 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil Till. Res.* 66: 197–205.
- Fultz L; J Moore-Kucera; T Zobeck; V Acosta-Martínez; D Wester & V Allen. 2013. Organic carbon dynamics and soil stability in five semiarid agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 181: 231–240.
- Funaro, D. 2007. Efecto del régimen hídrico y calidad de los suelos sobre el rendimiento y respuesta a la fertilización nitrogenada de girasol en la Región Semiárida Pampeana. Tesis Magíster en Ciencias Agrarias. UNSur.
- Galantini, J & R Rosell. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Till. Res.* 87: 72–79.
- Gale, W; C Cambardella & T Bailey. 2000. Surface Residue—and Root-derived Carbon in Stable and Unstable Aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 196 -201
- Gartzia-Bengoetxea, N; A González-Arias; A Merino & I Martínez de Arano. 2009. Soil organic matter in soil physical fractions in adjacent semi-natural and cultivated stands in temperate Atlantic forests. *Soil Biol.Biochem.* 41: 1674–1683.
- Gee, G & J Bauder. 1986. Particle-size Analysis. En: *Methods of Soil Analysis: Part 1- Physical and Mineralogical Methods*. *Soil Sci. Soc. Am. and Am. Soc. Agro.* 383-411.
- Gregorich, E; M Carter; D Angers; C Monreal & B Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74: 367–385.

- Govaerts, B; K Sayre & J Deckers. 2006. A minimum data set for soil quality assessment to wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil Till. Res.* 87: 163-174.
- Hakansson, I & R Reeder. 1994. Subsoil compaction by vehicles with high axle load-extent persistence and crop response. *Soil Till. Res.* 29: 277-304.
- Hakansson I., W. Voorhees & H. Riley. 1988. Vehicle and wheel factors influencing soil compaction and crop response in different traffic regimes. *Soil Till. Res.* 19: 271-278.
- Haynes, R. 2005. Labile Organic Matter Fractions as Central Components of the Quality of Agricultural Soils: An Overview. *Advances in Agronomy* 85: 221–268.
- Helmke, P. & D Sparks. 1996. Lithium, sodium, potassium, rubidium and cesium. En: Sparks D (Ed.). *Methods of soil analysis Part 3-chemical methods.* Soil Sci. Soc. Am, and Am. Soc. Agro. 551-573.
- Hendershot, W & H Lalonde. 2006. Ion Exchange and Exchangeable Cations. En: Carter, M; E Gregorich (Eds.). *Soil Sampling and Methods of Analysis, Second Edition.* CRC Press, Boca Raton, USA. 197-205.
- Hevia, G; M Méndez & D. Buschiazzi. 2007. Tillage affects soil aggregation parameters linked with wind erosion. *Geoderma* 140: 90-96.
- Hillel, D. 2011. An overview of soil and water management: the challenge of enhancing productivity and sustainability. En: Hatfield, J; T Sauer (Eds.). *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture.* Soil Sci. Soc. Am. and Am. Soc. Agro, Madison, Wisconsin, USA. 3-11.
- Horn, R & A Smucker. 2005. Structure formation and its consequences for gas and water transport in unsaturated arable and forest soils. *Soil Till. Res.* 82: 5–14.
- Jastrow, J. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biol.Biochem.* 28: 665–676.
- Jastrow, J; J Amonette & V Bailey. 2007. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Climate Change* 80: 5-23.
- John, B; T Yamashita; B Ludwig & H Flessa. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* 128: 63–79.
- Kang, G; V Beri; B Sidhu & O Rupela. 2005. A new index to assess soil quality and sustainability of wheat-based cropping systems. *Biol. Fert. Soils* 41: 389–398.
- Lal, R. 2002. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution* 116: 353–62.
- Lal, R. 2010. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. *Crop Sci.* 50: S120-S131.
- Larson, W & F Pierce. 1994. The dynamic of soil quality as a measure of sustainable management. En: Doran, J; D Coleman; D Bezdicek; B Stewart, (Eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment.* Soil Sci. Soc. Am. Spec. Pub. 35, Madison, WI, USA. 37–51.
- Lipiec, J., A Wójciga & R Horn. 2009. Hydraulic properties of soil aggregates as influenced by compaction. *Soil Till. Res.* 103: 170–177.
- Lipiec, J; R Walczak; B Witkowska-Walczak; A Nosalewic; A Slowinska-Jurkiewicz & C Slawinski. 2007. The effect of aggregate size on water retention and pore structure of two silt of different genesis. *Soil Till. Res.* 97: 239-246.

- McLauchlan, K. 2006. Effects of soil texture on soil carbon and nitrogen dynamics after cessation of agriculture. *Geoderma* 136: 289-299.
- Mettauer, H; Y Tual; Ch Huck & R. Trendel. 1983. De la connaissance du comportement physique et mécanique des sols de l'Est de la France, *Agronomie* 3:141-152.
- Naderi-Boldaji, M & T Keller. 2016. Degree of soil compactness is highly correlated with the soil physical quality index S. *Soil Till. Res.* 159: 41-46.
- Nelson, D & L Sommers. 1996. Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. En: Black, C; D Evans; J White; L Ensminger; F Clark. *Methods of Soil Analysis Part 2. Chemical and Microbiological Properties.* Soil Sci. So. Am. and Am. Soc. Agron. Madison, USA. 961–1010.
- Nhantumbo, A & A Cambule. 2006. Bulk density by Proctor test as a function of texture for agricultural soils in Maputo province of Mozambique. *Soil Till. Res.* 87: 231-239.
- Nikolaidis, N. 2011. Human impacts on sorobinsonils: Tipping points and knowledge gaps. *Applied Geochemistry* 26: S230–S233.
- Noellemeyer, E. 2014. Secuestro de carbono en fracciones de tamaño de agregados de suelos bajo diferente uso y manejo. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Lujan.
- Noellemeyer, E; F Frank; C Alvarez; G Morazzo & A Quiroga. 2008. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina. *Soil Till. Res.* 99: 179–190.
- Noellemeyer, E; A Quiroga & D Estelrich. 2006. Soil quality in three range soils of the semi-arid Pampa of Argentina. *J. Arid Environ.* 65: 142–155.
- O'Brien, S & J Jastrow. 2013. Physical and chemical protection in hierarchical soil aggregates regulates soil carbon and nitrogen recovery in restored perennial grasslands. *Soil Biol.Biochem.* 61: 1–13.
- Pagliai, M; M Raglione; T Panini; M Maletta & M La Marca. 1995. The structure of two alluvial soils in Italy after 10 years of conventional and minimum tillage. *Soil Till. Res.* 34: 209-223 .
- Parra, B; A Becker, R Analía & M Cantú. 2011. Condición física de suelos en diferentes sistemas de manejo agrícolas del centro sur de Córdoba. *Ciencia del Suelo* 29: 241-251.
- Perez Moreira, R & F Díaz Fierros. 1989. Resistencia del suelo y susceptibilidad a la compactación en terrenos de monte sometidos a pastoreo. *An. Edafol. Agrobiol.* 547-560.
- Pieri, C. 1995. Long-term soil management experiments in semiarid Francophone Africa. *Adv. Soil Sci.*, 225-264.
- Pulleman, M; R Creamer; U Hamer; J Helder; C Pelosi; G Pérès & M Rutgers. 2012. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches. *Curr.Opin. Environ. Sustain.* 4: 529–538.
- Quiroga, A. 1994. Influencia del manejo sobre propiedades físicas de los suelos, su relación con la granulometría y contenido de materia orgánica. Tesis Magister en Ciencias Agrarias. UNSur.
- Quiroga, A; D Buschiazzi & N Peinemann. 1998. Management discriminant properties in semiarid soils. *Soil Sci.* 163: 591-597.
- Quiroga, A; D Buschiazzi & N Peinemann. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the semiarid Argentinean pampas. *Soil Sci.* 161: 104-108.

- Quiroga, A; R Fernández & E Noellemeyer. 2009. Grazing effect on soil properties in conventional and no-till systems. *Soil Till. Res.* 105: 164-170.
- Quiroga, A; D Funaro; R Fernández & E. Noellemeyer. 2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia del barbecho en la Región Pampeana. *Ciencia del Suelo* 23: 79-86.
- Quiroga, A; D Funaro; E. Noellemeyer & N. Peinemann. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 90: 63-68.
- Quiroga, A; M Uhaldegaray; A Oderiz; E Sherger.; R Fernández & I Frasier. 2015. Indicadores de compactación de suelos influenciados por prácticas de manejo en la región semiárida. II Jornadas de Suelos en ambientes Semiáridos. Santa Rosa. CD
- Reeves, D. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Till. Res.* 43:131-167.
- Riestra, D. 2012. Efecto de la forestación sobre el carbono orgánico y propiedades físicas de Molisoles y Entisoles de la región semiárida pampeana. Tesis doctoral UNSur.
- Riestra, D; E Noellemeyer & A Quiroga. 2012. Soil Texture and Forest Species Condition the Effect of Afforestation on Soil Quality Parameters. *Soil Sci.* 177: 279–287.
- Robinson, D; N Hockley; D Cooper; B Emmett; A Keith; I Lebron; B Reynolds; E Tipping; A Tye; C Watts; W Whalley; H Black; G Warren & J Robinson. 2013. Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biol. Biochem.* 57: 1023-1033.
- Sheehy, J; K Regina; L Alakukku & J Six. 2015. Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems. *Soil Till. Res.* 150: 107–113.
- Six, J; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till. Res.* 79: 7–31.
- Six, J; C Eller; K Enef & S Gle. 2002. Soil organic matter , biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effects of no-tillage. *Agronomie* 22: 755–775.
- Stengel, P; J Douglas; J Guerif; M Goss; R Monnier & R Cannell. 1984. Factors influencing the variation of some properties of soils in relation to their suitability for direct drill. *Soil Till. Res.* 4: 35-53
- Suarez, D. 1996. Beryllium, magnesium, calcium, strontium and barium. En: Sparks, D (Ed.). *Methods of soil analysis Part 3-chemical methods*, Soil Sci. Soc. Am. and Am Soc. Agro. 575-601.
- Tisdall, J & J Oades. 1982. Organic-matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141–163.
- Tendall, D; J Joerin; B Kopainsky; P Edwards; A Shreck; Q Le; P Kruetli; M Grant & Six, J., 2015. Food system resilience: Defining the concept. *Global Food Security* 6: 17–23.
- Tobiašová, E. 2011. The effect of organic matter on the structure of soils of different land uses. *Soil Till. Res.* 114: 183–192.
- Veum, K; K Goyne, R Kremer; R Miles & K Sudduth. 2013. Biological indicators of soil quality and soil organic matter characteristics in an agricultural management continuum. *Biogeochemistry* 117: 81–99.

- Von Lützow, M; I Kögel-Knabner; K Ekschmitt; E Matzner; G Guggenberger; B Marschner & H. Flessa. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions. A review. *Eur. J. Soil Sci.* 57: 426-445.
- Walkley, A & I Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for the determining soil organic matter and proposed modification of the chromic titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.
- Wang, Q; Y Wang; Q Wang & J Liu. 2014. Impacts of 9 years of a new conservational agricultural management on soil organic carbon fractions. *Soil Till. Res.* 143: 1–6.
- Wiermann, C & R Horn. 2000. Effect of different tillage systems on the recovery of soil structure following a single compaction event. En: Horn, R., van den Akker, J.J.H., Arvidsson, J. (Eds.), *Subsoil Compaction—Distribution, Processes and Consequences*. *Advances in Geoecology*, vol. 32, Catena, Reiskirchen, Germany, 339–350.
- Zach, A; E Noellemeyer & H. Tiessen. 2006. Carbon turnover and ¹³C natural abundance under landuse change in the semiarid La Pampa, Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70.

2.6 ANEXO

Tabla 2.7: Valores promedios de 4 réplicas, en cada suelo, de los contenidos de, arcilla (g kg^{-1}), limo (g kg^{-1}), arcilla+limo (a+l, g kg^{-1}), materia orgánica (MO, g kg^{-1}), materia orgánica joven (MOJ, g kg^{-1}), materia orgánica intermedia (MOI, g kg^{-1}), materia orgánica vieja (MOV, g kg^{-1}), relación entre MO y arcilla + limo (MO/a+l), capacidad de intercambio catiónico (CIC, $\text{meq } 100\text{g}^{-1}$); bajo usos agrícolas (A) y en vegetación natural (VN).

Suelos	Arcilla	Limo	Arcilla+Limo	MO	MOJ	MOI	MOV	MO/A+L	CIC
VN 1	138	400	538	31,6	11,6	3,7	16,4	6,1	18,9
VN 2	147	407	554	29,8	11,9	3,2	14,7	5,4	19,2
VN 3	168	378	546	27,4	9,1	4,6	13,7	5,0	18,3
VN 4	164	372	536	59,0	43,4	5,1	10,4	11,0	22,7
VN 5	99	393	492	24,0	10,0	2,8	11,2	4,9	17,7
VN 6	71	232	303	17,2	10,1	2,2	4,9	5,7	19,4
VN 7	133	363	496	55,9	36,0	6,1	13,8	11,3	31,8
VN 8	126	388	514	24,5	6,7	4,7	13,2	4,8	18,6
VN 9	112	425	537	29,9	7,9	6,8	15,3	5,5	22,3
VN 10	98	413	510	24,7	6,8	6,7	11,3	4,8	27,3
VN 11	74	395	469	30,3	14,8	5,5	10,1	6,5	18,3
A 1	144	253	397	24,6	10,0	4,2	10,4	6,2	14,0
A 2	150	402	552	21,7	3,3	2,3	16,2	3,9	17,2
A 3	188	390	577	22,4	3,4	2,6	16,4	3,9	17,8
A 4	149	323	472	20,2	3,8	2,2	14,2	4,3	16,4
A 5	176	356	532	22,1	3,5	2,8	15,8	4,2	17,4
A 6	94	406	499	23,8	7,2	2,5	14,1	4,8	16,6
A 7	116	330	446	23,5	7,4	2,3	13,8	5,3	14,6
A 8	143	231	374	24,7	4,6	1,7	18,4	6,6	14,2
A 9	126	301	427	23,8	7,1	3,2	13,6	5,6	15,6
A 10	98	230	328	20,5	3,8	2,2	14,4	6,2	12,0
A 11	135	289	424	13,3	1,6	1,3	10,4	3,4	12,0
A 12	133	336	469	22,2	7,4	3,0	11,9	4,7	16,6
A 13	142	433	575	28,5	9,1	2,5	16,9	5,0	20,0
A 14	166	458	625	29,0	6,7	4,0	18,3	4,7	21,5
A 15	82	212	294	14,6	3,0	1,7	9,9	5,0	10,6
A 16	117	178	295	17,7	3,5	2,1	12,1	6,0	12,7
A 17	78	265	343	17,6	4,1	2,1	11,4	5,2	12,3
A 18	82	293	375	17,6	2,2	1,5	14,0	4,7	12,1

Tabla 2.8: Valores promedios, de 4 réplicas, en cada suelo, de susceptibilidad a la compactación (SC), humedad crítica (HC, % p/p), densidad aparente máxima (DAM, g cm⁻³), índice de inestabilidad estructural (IIE), peso volumétrico de los agregados < 2mm (PVA < 2mm), de 2-3 mm (PVA 2-3), de 3-4 mm (PVA 3-4), de 4-8 mm (PVA 4-8), > 8 mm (PVA > 8); bajo usos agrícolas (A) y en vegetación natural (VN).

Suelos	SC	H crit	DA max	IIE	PVA <2	PVA 2-3	PVA 3-4	PVA 4-8	PVA > 8
VN 1	0,70	16,3	1,31	0,4	0,91	0,78	0,75	0,74	0,71
VN 2	0,83	20,3	1,25	1,2	0,84	0,53	0,60	0,60	0,62
VN 3	1,03	17,1	1,29	1,5	0,89	0,70	0,69	0,73	0,63
VN 4	0,21	10,9	1,00	0,6	0,88	0,65	0,81	0,81	0,72
VN 5	0,37	23,8	1,16	1,5	0,84	0,53	0,60	0,60	0,62
VN 6	0,25	13,0	1,20	1,8	1,02	0,58	0,62	0,64	0,73
VN 7	0,36	22,6	1,05	1,0	0,84	0,53	0,60	0,60	0,62
VN 8	1,06	20,5	1,20	0,5	0,89	0,70	0,69	0,73	0,63
VN 9	0,68	17,9	1,30	0,8	0,88	0,65	0,81	0,81	0,72
VN 10	0,13	21,7	0,95	1,1	0,91	0,78	0,75	0,74	0,71
VN 11	0,71	22,1	1,26	0,7	1,02	0,58	0,62	0,64	0,73
A 1	1,37	16,6	1,41	1,7	1,09	0,79	0,75	0,77	0,75
A 2	1,07	15,3	1,42	1,3	1,50	0,83	0,82	0,83	0,81
A 3	1,11	17,4	1,39	1,7	0,97	0,74	0,76	0,72	0,68
A 4	1,48	16,5	1,46	2,8	1,26	0,81	0,88	0,78	0,83
A 5	0,57	17,6	1,35	1,1	0,99	0,76	0,74	0,74	0,66
A 6	0,33	21,8	1,31	1,8	1,08	0,78	0,79	0,84	0,86
A 7	0,95	18,4	1,40	1,6	1,04	0,77	0,76	0,80	0,70
A 8	0,93	18,8	1,42	1,5	1,05	0,79	0,80	0,84	0,76
A 9	0,94	16,6	1,35	1,5	1,06	0,82	0,76	0,76	0,75
A 10	1,46	17,9	1,52	2,1	1,12	0,85	0,82	0,84	0,83
A 11	2,26	14,9	1,59	2,0	1,12	0,83	0,87	0,90	0,81
A 12	0,89	17,9	1,34	1,5	1,11	0,77	0,76	0,76	0,68
A 13	0,44	27,0	1,30	1,9	1,06	0,78	0,77	0,77	0,65
A 14	1,04	22,8	1,31	2,6	1,00	0,76	0,77	0,70	0,66
A 15	1,35	14,8	1,50	2,0	1,26	0,85	0,85	0,86	0,91
A 16	1,66	15,8	1,50	2,0	1,11	0,84	0,83	0,84	0,77
A 17	1,88	17,3	1,52	1,8	1,13	0,87	0,84	0,83	0,77
A 18	1,61	16,5	1,55	2,7	1,23	0,92	0,93	0,91	0,83

CAPITULO 3

RELACIONES ENTRE EL SISTEMA POROSO DEL SUELO Y SUS PROPIEDADES FÍSICO-HÍDRICAS.

3.1. INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural que provee servicios ecosistémicos de provisión, de regulación y de apoyo, los que están estrechamente relacionados con el contenido de carbono orgánico y con la estructura del suelo (Banwart et al., 2014). Entre estos se podrían enumerar: la captación, almacenaje y transmisión del agua y el mantenimiento de la productividad biológica y de su biodiversidad (Nawaz et al., 2013; Hamza & Anderson, 2005; Topp et al., 1997). La capacidad de producir estos servicios depende de interacciones físicas, químicas y biológicas (Robinson et al., 2013; Dominati et al., 2010; Costanza et al., 1997) que ocurren en la fase porosa del suelo.

El movimiento del agua y de los solutos en el suelo depende de propiedades físico-hídricas, tales como conductividad hidráulica e infiltración, las cuales están condicionadas por la estabilidad del sistema poroso (Lipiec et al, 2007; Horn & Smucker, 2005). Esta estabilidad puede ser evaluada a través de los cambios en las proporciones de los macroporos, mesoporos y microporos que se producen debido al cambio de uso del suelo. La porosidad total se ha utilizado ampliamente como indicador de uso del suelo (Park & Smucker, 2005). Sin embargo, según Kay & VandenBygaart (2002), serían necesarios estudios que involucraran a los poros relacionados con el movimiento y la retención del agua en diferentes usos del suelo a largo plazo. Sasal et al. (2006) plantean la necesidad de caracterizar la porosidad en sistemas bajo uso conservacionista y relacionarla con la dinámica del agua. La mayoría de los trabajos comparan sistemas conservacionistas con respecto a sistemas en labranza convencional (Lipiec et al., 2006; Arshad et al., 1999), pero resultan escasos los estudios que caracterizan la porosidad del suelo bajo usos en vegetación natural con respecto a usos agrícolas.

Los macroporos tienen un rol importante en el movimiento de la solución del suelo y para el crecimiento de las raíces y presentan mayor influencia en los procesos físico-hídricos del suelo que los mesoporos (Moret & Arrue, 2007), aun cuando los mismos estén presentes en baja proporción de la porosidad total (Moret & Arrue 2007; Osunbitan, 2005; Cameira et al., 2003; Reynolds et al., 1995). Greenland (1981) propone un valor umbral de macroporosidad del 10 % con respecto a la porosidad total, en el cual no existirían limitantes para el funcionamiento físico-hídrico de los suelos. La proporción, orientación y el funcionamiento de los macroporos puede ser utilizada como medida de calidad de suelo (Lin et al., 1999; Alakukku et al. 1996).

Los suelos bajo sistemas conservacionistas generalmente tienen mayor volumen de macroporos (McGarry et al., 2000; Moran et al., 1988) debido a la mayor actividad de la fauna del suelo (Logsdon & Kaspar, 1995) y a mayores contenidos de carbono orgánico (Arshad et al., 1999; Radcliffe et al., 1988). El efecto de la materia orgánica se puede constatar a través de la reducción de la densidad aparente y de la resistencia a la penetración, y de la mejora en la infiltración (Franzluebers, 2002). En relación a estas variables existe abundante información en la bibliografía, pero son escasos los estudios que aborden la caracterización del sistema poroso y su relación con propiedades físico-hídricas. Éstas son las principales condicionantes para la productividad agropecuaria en regiones semiáridas, ya que determinan la eficiencia de captación, el almacenaje y uso de las precipitaciones, incidiendo sobre la dinámica del agua y la producción de los cultivos (Głab 2014; Noellemeyer et al., 2013; Quiroga et al., 2005; Unger, 2002; Sánchez-Girón, 1996; Letey, 1985).

Se planteó como objetivo, caracterizar el sistema poroso y establecer su relación con las propiedades físico-hídricas en suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural con

gramíneas perennes, con el fin de cuantificar las diferencias relacionadas con el cambio en el uso del suelo.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1. SELECCIÓN DE SITIOS

Dentro de la zona de estudio detallada en el Capítulo 1, y teniendo en cuenta los resultados presentados en el Capítulo 2, se seleccionaron 4 suelos con similares contenidos de arcilla (en 0-20 cm de profundidad), denominados VN 1, VN 4, A 2 y A 11 en la Tabla 2.7 del Capítulo 2. Los suelos se ubicaron en un radio de 40 km de distancia, entre los 36° 36' 510 S, 64° 16' 652 O y los 36° 35' 443 S, 63° 57' 662 O a 164 m sobre el nivel del mar. Dos de ellos estuvieron cubiertos por vegetación con dominancia de gramíneas perennes por más de 50 años (vegetación natural y naturalizada VN), y tuvieron contenidos de carbono y nitrógeno diferentes entre sí, de acuerdo el rango observado para estas variables, cuyos resultados fueron mostrados en la Tabla 2.7 del Capítulo 2. Estos dos suelos cubiertos por VN se consideraron representativos del uso conservacionista de los suelos en la Región Semiárida Pampeana, ya que tienen vegetación perenne, no fueron labrados por más de 50 años y fueron destinados a pastoreo de vacunos de cría en potreros de aproximadamente 50 ha. La principal diferencia entre estos dos sitios consistió en la estructura de la vegetación. El sitio VN 1 (correspondió a VN 1 de la Tabla 2.7, del Capítulo 2) estuvo bajo una pastura de Pasto Llorón (*Eragrostis curvula*), la cual produce forraje principalmente en primavera y verano, disminuyendo ésta en otoño, y con mínima producción en invierno. El sitio VN 2 (correspondió al VN 4 de la Tabla 2.7, del Capítulo 2) presenta vegetación nativa de tipo sabana, en la cual coexisten gramíneas forrajeras principalmente invernales como

Stipa tenuis, *Poa ligularis*, *Piptochaetium napostaense*, *Bromus brevis* y algunas gramíneas estivales como *Setaria spp.* y especies arbóreas leguminosas (*Prosopis spp.*).

Se tuvo la precaución de tomar las muestras de suelo fuera del dosel de las especies arbóreas, para evitar la influencia de éstas sobre los indicadores a evaluar.

Los dos suelos seleccionados bajo uso agrícola (A 1 y A 2, correspondieron a A 11 y A 2, respectivamente en la Tabla 2.7, del Capítulo 2) fueron utilizados en siembra convencional por al menos 35 años, donde las labores se realizaron con arado de discos y/o rastra de discos y la siembra con maquinaria de grano fino y de grano grueso. Estas labores se realizan a fines de verano o principios de otoño para la siembra de los cultivos de invierno, y a fines del invierno o principio de primavera para la siembra de los cultivos de verano. En los últimos 15 años los cultivos fueron establecidos en siembra directa, aunque la misma no fue continua y alternó con herramientas de discos. Los cultivos más frecuentes fueron trigo (*Triticum aestivum*), cebada (*Hordeum vulgare*), centeno (*Secale cereale*), avena (*Avena sativa*), maíz (*Zea mays*), sorgo (*Sorghum bicolor*), girasol (*Helianthus annuus*) y soja (*Glycine max*).

En cada suelo se muestrearon tres perfiles equidistantes 10 metros entre sí. En cada perfil fueron considerados tres estratos, estrato superior a 0-6 cm de profundidad, relacionado con la captación del agua de las precipitaciones; estrato medio a 17-23 cm de profundidad, donde mayormente ocurren las densificaciones del suelo; y, estrato inferior a 40-46 cm de profundidad, que representaría las características del material parental ya que corresponde al horizonte C. En cada perfil de suelo se tomaron 2 muestras compuestas de 3 submuestras, utilizando una pala barreno por cada estrato de profundidad.

3.2.2. MÉTODOS ANALÍTICOS

Se extrajeron muestras de los tres estratos y en el suelo seco al aire y tamizado por 2 mm, se determinaron las siguientes variables:

- Contenido de arcilla y limo mediante el Método de la Pipeta y separación de las clases de tamaño de arena por tamizado, para obtener la fracción de arena fina (250-100 μm) y muy fina (100 a 50 μm).
- Contenido de carbono total y nitrógeno total (N) por combustión seca (LECO Truspec™). El valor de carbono total fue considerado como carbono orgánico (CO) ya que los suelos no presentaron carbonato de calcio (Ca) libre.
- pH actual en una suspensión suelo-agua de 1:2,5.
- Cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico (CIC) por extracción con acetato de amonio a pH 7 (Hendershot & Lalonde, 2006). La cuantificación de Ca y magnesio (Mg) se realizó mediante titulación con ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) (Suárez, 1996) y de sodio (Na) y potasio (k) por fotometría de llama (Helmke & Sparks, 1996).

Las determinaciones de propiedades relacionadas al sistema poroso fueron las siguientes:

- Densidad aparente (DA) se determinó mediante el método del cilindro (141,3 cm^{-3}). En cada perfil de suelo se extrajeron 5 cilindros por estrato de profundidad (n: 15). Los cilindros se colocaron en estufa a 105 °C hasta peso constante y luego se registró su peso.
- La conductividad hidráulica saturada (K) se determinó mediante un permeámetro de carga constante en muestras sin disturbar (Gavande, 1972). En cada perfil de suelo se

extrajeron 4 cilindros (244,1 cm³) por estrato (n: 12). En el laboratorio, las muestras se saturaron por capilaridad a fin de expulsar el aire entrampado. Luego se las colocó en un soporte y se procedió a tomar lecturas de la lámina de agua a tiempo constante hasta 1 hora. La base para estos cálculos es la Ley de Darcy:

$$K = \frac{Q * L}{A * t * DH}$$

donde Q: cantidad de agua (cm³)

L: altura del cilindro (cm)

A: área del cilindro (cm²)

t: tiempo (h)

DH: carga constante de la columna de agua (cm)

- La distribución del tamaño de poros y la curva de retención hídrica se determinó mediante la mesa de tensión y el equipo de tensión de Richard (Klute & Klute, 1986). En cada perfil de suelo se extrajeron 5 cilindros de acero inoxidable de 141,3 cm³ por estrato de profundidad. Las muestras se saturaron por capilaridad y se calibraron en los siguientes potenciales: 5, 10, 33, 100, 500 y 1500 kPa. Para la determinación del contenido de agua en 5 y 10 kPa se utilizó una mesa de tensión formada por una capa de arena de 8 cm de espesor sobre la cual se colocaron los cilindros. Para la determinación del contenido de agua a 33, 100, 500 y 1500 kPa se utilizó un equipo de olla de presión y placas cerámicas. Una vez alcanzado el equilibrio, las muestras fueron pesadas y llevadas a estufa (105 °C) hasta peso constante.

De cada cilindro se calculó la porosidad total (PT) considerando el contenido de agua de la muestra de suelo saturada (Phs) y la muestra de suelo seco (Ps), de acuerdo con la siguiente ecuación, PT: ((Phs-Ps)/Ps)* 100.

- Se estableció como capacidad de campo (CC) el contenido de agua a 33 kPa y como punto de marchitez permanente (PMP) la cantidad de agua retenida a 1500 kPa. El contenido de agua útil se calculó mediante la diferencia entre CC y PMP.

- La resistencia a la penetración (RP) se determinó mediante un penetrómetro de golpe (O' Sullivan et al., 1987) a intervalos de 10 cm hasta los 40 cm de profundidad, en un área cercana a las calicatas. Se definieron transectas de 3 m con determinaciones equidistantes a 0,5 m, totalizando 7 repeticiones. Considerando que la RP varía en función al contenido de agua del suelo (Krüger et al., 2008) se realizaron determinaciones periódicas a fin de obtener los valores de RP con diferentes contenidos de agua del suelo. A partir de las curvas que relacionan ambos parámetros se pudieron obtener los valores de RP a diferentes contenidos de agua (cerca de PMP y CC) y fueron seleccionados los valores de RP correspondientes a contenidos hídricos de 25 y 75 % de agua útil.

- Para conocer la infiltración de agua en el suelo se realizaron ensayos a campo con el infiltrómetro de doble anillo (Método de Kostiakov descrito por Fernández et al., 1971). Se efectuaron 4 determinaciones en cada sitio, sobre una transecta de 20 m, con los infiltrómetros equidistantes a 5 m. Ambos anillos (exterior e interior) se introdujeron en el suelo a una profundidad de 10 cm. El método consiste en tomar lecturas de la lámina de agua que infiltra en el anillo interior teniendo presente que el nivel del anillo exterior debe mantenerse igual al interior. Mediante esta técnica se determinaron la infiltración promedio (IP) e infiltración básica (IB).

Considerando la variabilidad en relación a la clasificación de los poros que existe en la literatura (Moreira et al., 2016; Lal & Shukla, 2004), en el presente estudio se adaptó la clasificación de poros según criterios agronómicos y físicos aportados por De Boodt &

De Leenheer (1967). En la Tabla 3.1 se presenta la relación entre las tensiones equivalentes y la función de cada rango de diámetro de poro. En este sentido se establecieron tres rangos dentro de la macroporosidad (Ma): los poros relacionados al drenaje rápido, comprendidos entre 0 y 5 kPa, llamados macroporos grandes (MaG); entre 5 y 10 kPa los llamados macroporos medianos (MaM), mientras que a los poros comprendidos entre 10 y 33 kPa se los denominó macroporos finos (MaF). Dentro de la clasificación de los mesoporos (Me) y de acuerdo a la biodisponibilidad del agua para los cultivos, se determinaron los mesoporos gruesos (MeG) comprendidos entre 33 y 100 kPa y mesoporos medios (MeM) entre 100 y 500 kPa. Ambos se relacionan con el agua para el crecimiento y desarrollo de los cultivos, mientras que los mesoporos finos (MeF) comprendidos entre 500 y 1500 kPa abastecen a las plantas con agua para el mantenimiento de la turgencia celular. Por último se obtuvieron los microporos (Mi) a tensiones ≥ 1500 kPa, que contienen al agua higroscópica no disponible para los cultivos.

Tabla 3.1: Clasificación de los tamaños de poros de acuerdo a su función (Adaptado de De Boodt & De Leenheer, 1967).

Tensión (kPa)	Clasificación		Diámetro medio ponderado	Función
≤ 5	Macroporos	Grandes	≥ 60 μm	Drenaje rápido
5-10	Macroporos	Medianos	30-60 μm	Drenaje medio
10-33	Macroporos	Finos	30-9 μm	Drenaje lento
33-1500	Mesoporos		9-0,2 μm	
33-100	Mesoporos	Grandes		Agua útil
100-500	Mesoporos	Medianos		Agua útil
500-1500	Mesoporos	Finos		Agua útil
≥ 1500	Microporos		≤ 0,2 μm	Agua no disponible

Los resultados se analizaron estadísticamente mediante ANOVA, análisis de regresión y para detectar las diferencias entre medias se utilizó el test de Tukey ($p < 0,10$). Además, se utilizó análisis multivariado de componentes principales. Todos los análisis estadísticos fueron realizados en el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2013).

3.3. RESULTADOS

La textura de los suelos fue relativamente homogénea y varió entre las clases texturales franco y franco arenoso. Los contenidos de CO, de N y la CIC fueron menores en los suelos agrícolas con respecto a suelos en vegetación natural, y disminuyeron con la profundidad del perfil. En líneas generales la saturación con bases fue alta (mayor al 92 %) a excepción del suelo VN 2 en el estrato superior, donde el valor registrado fue el menor (55 %), coincidiendo con el valor menor de pH (Tabla 3.2).

Tabla 3.2: Caracterización de los suelos bajo vegetación natural (VN 1 y VN 2) y bajo uso agrícola (A 1 y A 2). Carbono orgánico, Nitrógeno total, Capacidad de intercambio catiónico (CIC), saturación de bases (SB).

	VN 1	VN 2	A 1	A 2
Secuencia de horizontes				
Superior	A ₁ /A ₂	A	A	A
Medio	AC	AC	AC	AC
Inferior	C	C	C	C
Clase textural				
Superior	Franco	Franco	Franco arenoso	Franco
Medio	Franco	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco
Inferior	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco
Carbono orgánico (g kg ⁻¹)				
Superior	25,7 B	69,2 A	10,3 C	14,1 C
Medio	10,7 A	7,9 B	6,60 D	9,3 C
Inferior	11,0 A	4,7 C	4,90 C	7,7 B
Nitrógeno total (g kg ⁻¹)				
Superior	1,7 B	7,4 A	1,0 C	1,4 BC
Medio	0,9 A	0,9 A	0,7 B	0,8 A
Inferior	0,7 A	0,4 B	0,5 B	0,6 A
CIC (cmol kg ⁻¹)				
Superior	19,7	22,0	12,0	15,4
Medio	17,2	13,2	12,8	17,2
Inferior	16,2	11,1	12,3	15,9
pH				
Superior	6,5	4,7	6,6	6,2
Medio	8,0	6,7	6,4	6,4
Inferior	8,1	7,0	6,8	7,8
SB (%)				
Superior	97,8	55,0	97,5	95,9
Medio	100,0	100,0	97,4	92,8
Inferior	100,0	100,0	100,0	100,0

Los contenidos de arcilla en el estrato superior de los suelos no variaron significativamente entre sitios (Tabla 3.3). En los suelos VN 1, A 1 y VN 2 la proporción de arcilla disminuyó con la profundidad ($p < 0,1$). En cambio, los contenidos de limo y arena fina aumentaron con la profundidad (Tabla 3.3).

Los valores de DA oscilaron entre 0,85 y 1,37 g cm⁻³ en el estrato superior del perfil con diferencias estadísticas significativas entre los 4 suelos. En los estratos medio e inferior también se hallaron diferencias significativas para esta variable, aunque el rango de variación fue menor. En los suelos VN 1 y VN 2 la DA fue superior a mayor profundidad, mientras que en A 1 y A 2 los valores más altos se encontraron en los estratos superior y medio del perfil. La porosidad total (PT) varió en los diferentes sitios entre 69 y 33 % en el estrato superior, mientras que en el medio e inferior fue menor con diferencias significativas entre suelos en los tres estratos estudiados. La PT disminuyó con la profundidad en los suelos VN 1 y VN 2 mientras que en los suelos A 1 y A 2 ocurrió lo contrario.

Con respecto a la RP, a contenidos hídricos correspondientes a 25 y 75 % del agua útil (RP 25 y RP 75 respectivamente), se comprobó que en los suelos A 1 y A 2 la RP 25 fue considerablemente mayor en las 4 profundidades con respecto a la RP 75 (Tabla 3.3). El valor promedio de RP 25 a 40 cm de profundidad para A 1 y A 2 fue de 1,21 y 1,20 MPa, respectivamente, mientras que la RP 75 correspondió a 0,60 y 0,54 MPa, respectivamente. Cuando se comparó la RP 25 entre suelos a la misma profundidad, se comprobó que los valores de resistencia fueron mayores en los suelos A 1 y A 2 con respecto a VN 1 y VN 2 para las 4 profundidades consideradas. Los valores hallados resultarían perjudiciales para el crecimiento radicular de los cultivos agrícolas, ya que se encuentran dentro del rango de RP establecidos como umbral (entre 1,0 y 1,7 MPa) (Stenitzer, 1988; Pabin et al., 1998). La RP 75 mostró menores diferencias entre los sitios aunque éstas también fueron estadísticamente significativas.

Entre las propiedades hidráulicas que permiten caracterizar el sistema poroso se consideran la IB, IP y la K (Yu et al., 2015). La IB fue mayor en los suelos en VN 1 y VN 2

(175 y 124 mm h⁻¹, respectivamente, Tabla 3.3) presentando diferencias significativas con A 1 y A 2 (39 y 38 mm h⁻¹ respectivamente). Por su parte, la IP tuvo un amplio rango de variación entre sitios (36-205 mm h⁻¹), presentando el mayor valor en VN 1 y el menor en A 2.

La K también presentó diferencias estadísticas significativas entre los suelos en los tres estratos evaluados (Tabla 3.3) y, coincidentemente con la IP, los mayores valores se hallaron en VN 1 (valor promedio de los tres estratos 31,9 cm h⁻¹) y los menores en A 2 (valor promedio de los tres estratos 7,3 cm h⁻¹). El suelo en VN 2 presentó menor K en el estrato superior del perfil con respecto a los inferiores diferenciándose del comportamiento observado en el resto de los suelos.

Tabla 3.3: Variables de suelo bajo vegetación natural (VN 1 y VN 2) y bajo uso agrícola (A 1 y A 2). Arcilla (Ar), limo (Li), arena fina y muy fina (AF), densidad aparente (DA), porosidad total (PT), resistencia a la penetración al 25 y 75 % de agua útil (RP 25 y RP 75 respectivamente), infiltración básica (IB), infiltración promedio (IP), conductividad hidráulica (K).

Variable	Estrato	VN 1	VN 2	A 1	A 2
Ar (g kg ⁻¹)	Superior	167 a A	160 a A	151 a A	170 a A
	Medio	87 b B	101 b B	102 b B	187 a A
	Inferior	74 b B	54 c C	73 c B	96 b A
Li (g kg ⁻¹)	Superior	358 b B	343 a B	303 c C	410 b A
	Medio	418 a A	290 b B	264 b B	392 b A
	Inferior	430 a B	321 a C	305 a C	465 a A
AF (g kg ⁻¹) 250 - 50 µm	Superior	391 B	373 b BC	417 a A	333 C
	Medio	406 C	462 a B	492 ab A	335 D
	Inferior	413 B	475 a A	474 b A	345 C
DA (g cm ⁻³)	Superior	1,00 b C	0,85 b D	1,37 a A	1,22 a B
	Medio	1,01 b D	1,1 a C	1,36 a A	1,24 a B
	Inferior	1,09 a B	1,13 a B	1,25 b A	1,11 b B
PT (%)	Superior	57,7 a B	69,6 a A	33,2 b D	45,8 a C
	Medio	57,7 a A	55,6 ab A	36,0 b B	38,4 b B
	Inferior	52,9 b A	48,7 b BC	42,4 a C	49,9 a B
RP 25 (MPa)	0-10	0,55 B	0,52 a B	1,50 a A	1,20 c A
	10-20	0,48 C	0,40 b C	1,23 ab B	1,54 a A
	20-30	0,48 B	0,20 c C	1,18 ab A	1,14 b A
	30-40	0,44 B	0,20 c C	0,96 b A	0,94 bc A
RP 75 (MPa)	0-10	0,40 A	0,17 b B	0,48 A	0,43 b A
	10-20	0,47 AB	0,33 a B	0,60 A	0,55 ab AB
	20-30	0,55 AB	0,26 ab B	0,79 A	0,72 a A
	30-40	0,40 CB	0,24 ab C	0,62 A	0,46 b AB
IB (mm/h ⁻¹)		174,6 A	123,6 A	39,0 (68) B	38,4 (33) B
IP (mm h ⁻¹)		205,0 A	134,0 A	45,0 (59) B	35,0 (43) B
K (cm h ⁻¹)	Superior	39,6 A	9,7 b BC	18,1 B	8,4 BC
	Medio	34,2 A	26,4 a A	11,8 B	7,5 B
	Inferior	21,9 A	23,4 a A	13,6 B	6,0 C

Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre usos para el mismo estrato, letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre estratos en el mismo uso.

La Figura 3.1 muestra la distribución de los sitios evaluados en el plano de las dos primeras componentes principales, comprobándose que todas las variables consideradas se encontraron adecuadamente representadas. La componente principal 1 explicó el 56,5 % de la variabilidad y la componente principal 2 el 30,2 %, resultando en un total de 86,7 % de la variabilidad total de los datos.

Las variables que correlacionaron positivamente con la componente 1 fueron CC, IB, IP, PT, MaM, macroporos, MeM y CO y las variables que estuvieron asociadas negativamente fueron RP 25, RP 75 y DA. Para la componente principal 2 se encontraron correlaciones positivas con arcilla, limo, MeG y negativas con AF, K y MeF (Tabla 3.4).

Tabla 3.4: Correlaciones de cada componente con las variables originales.

<u>Variables</u>	<u>CP 1</u>	<u>CP 2</u>
Ar	-0,12	0,99
Li	0,39	0,80
AF	-0,29	-0,94
RP 25	-0,97	0,23
RP 75	-0,87	0,04
K	0,69	-0,70
CC	0,77	0,60
IB	0,85	-0,33
IP	0,84	-0,34
DA	-1,00	-0,04
PT	1,00	-0,04
MaG	0,67	0,10
MaM	0,88	-0,41
MaF	0,30	-0,50
Ma	0,94	-0,32
MeG	0,62	0,75
MeM	0,88	0,46
MeF	0,48	-0,84
Me	0,88	0,47
Mi	0,57	0,68
<u>CO</u>	<u>0,86</u>	<u>-0,18</u>

Arcilla (Ar), limo (Li), arena fina (AF), resistencia a la penetración al 25 y 75 % de agua útil (RP 25 y RP 75 respectivamente), conductividad hidráulica (K), capacidad de campo (CC) infiltración básica (IB), infiltración promedio (IP), densidad aparente (DA), porosidad total (PT), macroporo grande (MaG), macroporo mediano (MaM), macroporo fino (MaF), macroporos (Ma), mesoporo grande (MeG), mesoporo mediano (MEM), mesoporo fino (MeF), mesoporos (Me), microporos (Mi), carbono orgánico (CO).

Dado que los suelos VN 1 y VN 2 se ubicaron en el mismo cuadrante, presentarían características similares con respecto a las variables que definen los ejes (IP, IB, PT, MaG, MaM y MeM). Por otro lado, A 1 y A 2 se ubicaron en dos cuadrantes distintos y opuestos a los dos VN y entre ellos se diferenciaron con respecto a la componente principal 2. Ambos suelos A tuvieron mayor RP, DA y menor IB, IP y CC que los VN. El suelo A 2 se diferenció por mayor contenido de arcilla y menores valores de K, macroporos e IP que el A 1, que, por su parte, presentó mayores contenidos de AF y menos CC, mesoporos y PT.

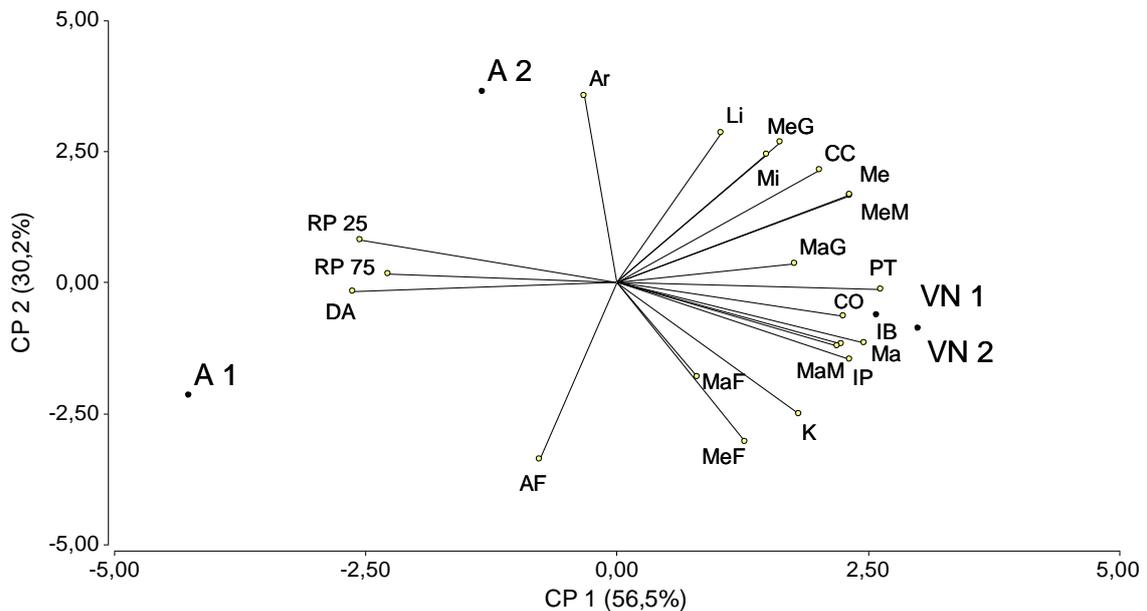


Figura 3.1: Análisis de componentes principales (CP) en suelos bajo uso agrícola (A 1 y A 2) y en vegetación natural (VN 1 y VN 2). Arcilla (Ar), limo (Li), arena fina (AF), resistencia a la penetración al 25 y 75 % de agua útil (RP 25 y RP 75, respectivamente), conductividad hidráulica (K), capacidad de campo (CC) infiltración básica (IB), infiltración promedio (IP), densidad aparente (DA), porosidad total (PT), macroporo grande (MaG), macroporo mediano (MaM), macroporo fino (MaF), macroporos (Ma), mesoporo grande (MeG), mesoporo mediano (MEM), mesoporo fino (MeF), mesoporos (Me), microporos (Mi), carbono orgánico (CO).

La matriz de correlación entre las variables ligadas a la porosidad del suelo se presenta en la Tabla 3.5. En general se observó que las fracciones minerales finas como arcilla, limo y el CO presentaron altos coeficientes de correlación con las propiedades físico-hídricas evaluadas.

El CO influyó positivamente sobre la PT y la proporción de macroporos, principalmente los MaM y MaG, y de mesoporos. A su vez, los suelos con porcentajes más altos de CO presentaron también mayores valores de K, IB e IP. En cambio, la arcilla incidió de manera negativa en la K, IB e IP y en los MeF. Por su parte, el limo presentó un efecto positivo importante sobre los contenidos hídricos a CC y sobre la proporción de Mi. La

DA y la RP mostraron relaciones inversas con el CO y no se evidenció ninguna relación entre la DA y PT con la arcilla. Los suelos con mayor RP fueron aquéllos que presentaron valores más bajos de CO, meso- y macroporos, IB, IP y K. La PT y la DA también estuvieron asociadas a la macro- y mesoporosidad. Los mesoporos incidieron fuertemente, junto con los Mi, en los contenidos hídricos a CC.

Tabla 3.5: Matriz de correlación de variables edáficas consideradas en el análisis de componentes principales.

Arcilla (Ar), limo (Li), arena fina (AF), resistencia a la penetración al 25 y 75 % de agua útil (RP 25 y RP 75 respectivamente), conductividad hidráulica (K), capacidad de campo (CC), infiltración básica (IB), infiltración promedio (IP), densidad aparente (DA), porosidad total (PT), macroporo grande (MaG), macroporo mediano (MaM), macroporo fino (MaF), macroporos (Ma), mesoporo grande (MeG), mesoporo mediano (MEM), mesoporo fino (MeF), mesoporos (Me), microporos (Mi), carbono orgánico (CO).

	Ar	Li	AF	RP 25	RP 75	K	CC	IB	IP	DA	PT	MaG	MaM	MaF	Ma	MeG	MeM	MeF	Me	Mi	CO		
Ar	1																						
Li	0,76	1																					
AF	-0,9	-0,95	1																				
RP 25	0,35	-0,18	0,06	1																			
RP 75	0,16	-0,08	0,12	0,88	1																		
K	-0,77	-0,19	0,42	-0,82	-0,53	1																	
CC	0,51	0,88	-0,83	-0,6	-0,53	0,16	1																
IB	-0,41	0,27	-0,02	-0,88	-0,54	0,9	0,55	1															
IP	-0,43	0,26	-0,01	-0,86	-0,52	0,9	0,53	1	1														
DA	0,08	-0,44	0,34	0,96	0,85	-0,66	-0,8	-0,84	-0,83	1													
PT	-0,16	0,35	-0,25	-0,98	-0,88	0,71	0,74	0,85	0,83	-1	1												
MaG	-0,01	0,01	-0,16	-0,67	-0,94	0,25	0,42	0,24	0,21	-0,66	0,69	1											
MaM	-0,52	-0,09	0,17	-0,96	-0,9	0,84	0,38	0,78	0,77	-0,86	0,9	0,73	1										
MaF	-0,51	0,09	0,24	-0,36	0,12	0,72	0,11	0,76	0,77	-0,3	0,3	-0,44	0,28	1									
Ma	-0,44	0,05	0,05	-0,99	-0,9	0,84	0,5	0,84	0,83	-0,92	0,95	0,7	0,99	0,33	1								
MeG	0,66	0,72	-0,84	-0,44	-0,63	-0,14	0,87	0,18	0,15	-0,64	0,6	0,67	0,3	-0,39	0,37	1							
MeM	0,35	0,77	-0,71	-0,74	-0,68	0,31	0,98	0,65	0,63	-0,9	0,86	0,55	0,56	0,13	0,66	0,86	1						
MeF	-0,89	-0,37	0,61	-0,65	-0,34	0,97	-0,08	0,78	0,79	-0,45	0,51	0,07	0,71	0,76	0,69	-0,39	0,06	1					
Me	0,35	0,67	-0,68	-0,75	-0,79	0,26	0,93	0,56	0,54	-0,9	0,86	0,71	0,61	-0,05	0,69	0,91	0,98	0,01	1				
Mi	0,62	0,98	-0,89	-0,37	-0,23	0,01	0,95	0,45	0,44	-0,61	0,53	0,12	0,11	0,2	0,25	0,75	0,87	-0,19	0,77	1			
CO	-0,29	-0,02	0,01	-0,9	-0,99	0,62	0,45	0,58	0,57	-0,84	0,88	0,91	0,94	-0,04	0,93	0,52	0,62	0,45	0,72	0,15	1		

3.3.1 POROSIDAD

La PT varió entre los suelos bajo distintos usos tal como se muestra en la Figura 3.2. En el estrato superior la PT medida se encontró entre el 33 y 69 % con diferencias significativas entre los cuatro sitios, donde los usos VN 1 y VN 2 presentaron los mayores valores, mientras que en A 1 y A2, los porcentajes fueron más bajos. También en el estrato medio, el uso VN presentó el mayor porcentaje de PT, el cual se diferenció significativamente del uso bajo A. En el estrato inferior la PT fue menor con respecto a los estratos superior y medio, pero también se hallaron diferencias significativas entre los usos de suelo (Tabla 3.3).

En relación a la clasificación de los poros en el estrato superior del perfil, el 56 y 63 % de la PT correspondió a los macroporos en VN 1 y VN 2, respectivamente. En los suelos bajo uso A esta proporción fue menor (45 y 48 % en A 1 y A 2, respectivamente). La proporción de Me con respecto a la PT fue del 21 y 17 % en VN 1 y VN 2, respectivamente, mientras que la proporción fue mayor bajo uso A (30 y 27 %, en A 1 y A 2 respectivamente). El porcentaje de Mi respecto a la PT fue del 24 y 21 % para VN 1 y VN 2, respectivamente, y del 25 % en ambos usos A.

En el estrato medio del perfil (Figura 3.3), los Ma en VN 1 y VN 2 representaron el 57 % de la PT, mientras que en A la proporción fue menor (A 1: 52% y A 2: 37%) con diferencias significativas entre suelos. La proporción de Me con respecto a la PT fue del 19 y 26 % en VN 1 y VN 2, respectivamente, valores similares al uso A (22 y 27 % bajo uso A 1 y A 2, respectivamente). El porcentaje de Mi con respecto a la PT fue del 24 y 17 % para VN 1 y VN 2, respectivamente, y del 25 y 35 % bajo usos A 1 y A 2, respectivamente.

En el estrato inferior, la proporción de Ma en relación a la PT, no fueron diferentes entre los suelos y variaron entre 42 y 52 %. La proporción de Me, fue alrededor del 30 % en relación a la PT, y los Mi estuvieron representados en menor proporción.

Con respecto a los macroporos, en el estrato superior del perfil se observó que el 22, 62, 37 y 56 % correspondieron a MaG para los suelos A 1, A 2, VN 1 y VN 2 (Figura 3.3). Los MaM representaron la menor y los MaF la mayor proporción de las tres categorías en A 1 y VN 1 con respecto a A2 y VN 2.

En el estrato medio del perfil, la macroporosidad total fue similar para ambos usos VN, pero la proporción del tamaño de los macroporos fue diferente entre ellos. En VN 1 los MaF fueron los más abundantes, comprendiendo el 65 % de la macroporosidad y los MaM y MaG tuvieron valores similares (18 y 17 %, respectivamente). En VN 2, los porcentajes de MaF y MaM fueron similares (19 y 17 %, respectivamente) pero la mayor proporción, con 64 % de la macroporosidad, correspondió a los MaG. Los suelos A también se comportaron de manera diferente. En A 1 el mayor porcentaje en la macroporosidad correspondió a los MaF, mientras que en A2 fueron los MaG. En el estrato inferior del perfil y en los suelos A 1, A 2 y VN 1, la mayor parte de los macroporos estuvieron representados por MaF que, por el contrario, fueron los de menor proporción en VN 2.

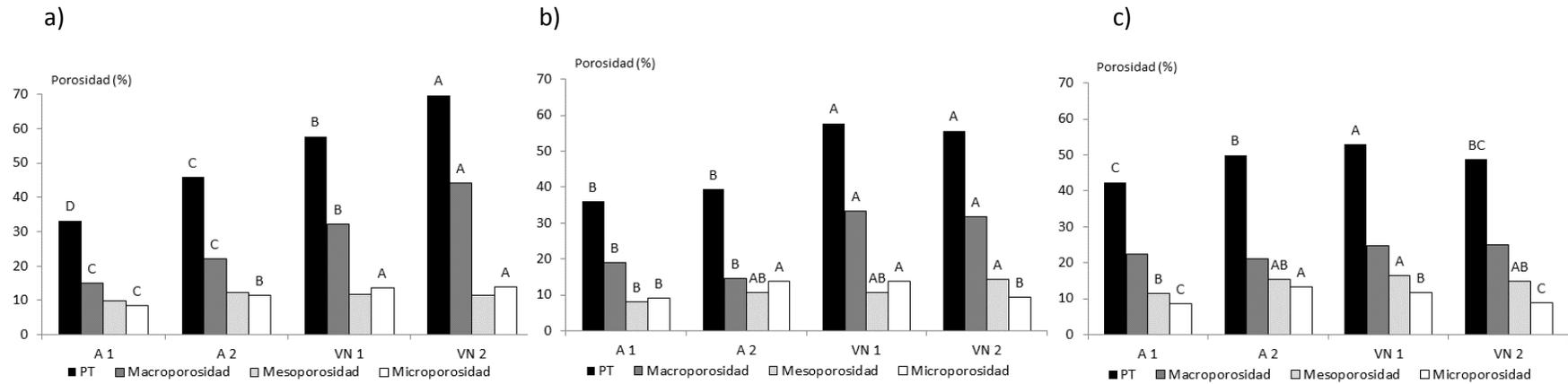


Figura 3.2: Porosidad total (PT), macro-, meso- y microporosidad en suelos bajo uso agrícola (A 1 y A 2) y en vegetación natural (VN 1 y VN 2). En a) estrato superior, b) estrato medio y c) estrato inferior. Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para la misma categoría de poros en cada estrato.

70

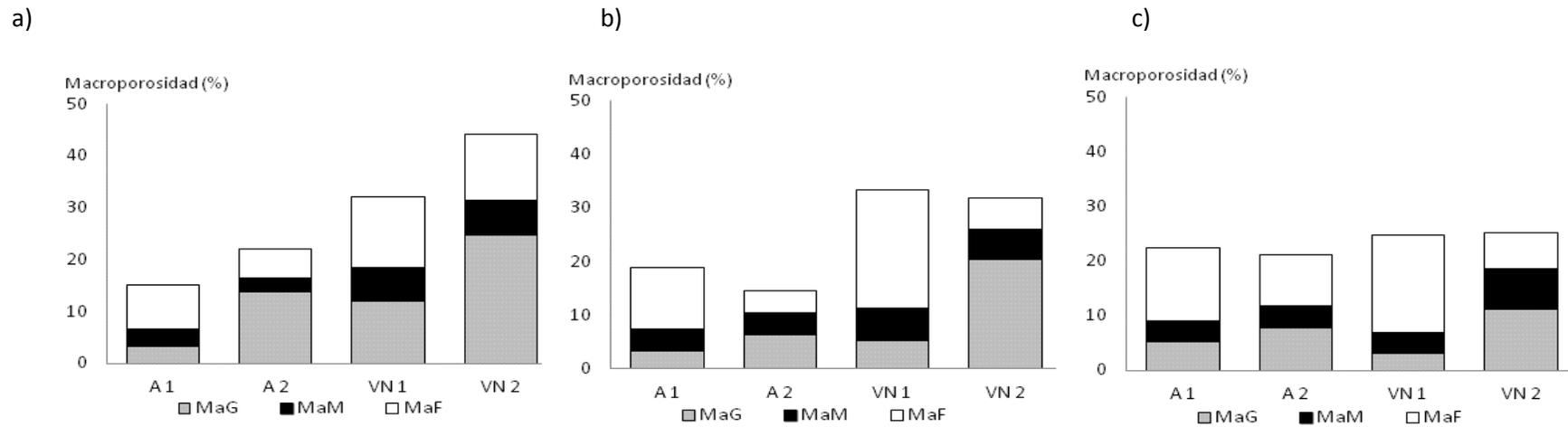


Figura 3.3: Macroporosidad grande (MaG), mediana (MaM) y fina (MaF), en suelos bajo uso agrícola (A 1 y A 2) y en vegetación natural (VN 1 y VN 2) en a) estrato superior, b) estrato medio y c) estrato inferior.

3.3.2. RELACIÓN ENTRE LA RESISTENCIA A LA PENETRACIÓN Y EL CONTENIDO DE AGUA DE SUELO.

La RP presentó una relación positiva con la DA y negativa con la infiltración, PT, MaM, MeM y CO, a contenidos de agua tanto al 25 % como al 75 % del agua útil (Tabla 3.5). En los primeros 10 cm de profundidad, en VN 1 y VN 2 no se encontró ninguna relación entre RP y el contenido de agua del suelo, mientras que en los suelos A 1 y A 2 se obtuvo una menor RP a mayores contenidos de agua (Figura 3.4). Para VN 1, los valores de RP dentro del rango de agua útil no superaron los 0,6 MPa y en VN 2 el máximo valor fue 0,7 MPa, aunque en este sitio se alcanzaron valores de 1,4 MPa cuando el suelo se encontró por debajo del punto de marchitez permanente. Los suelos en A 1 y A 2 presentaron comportamientos similares entre ellos con una RP de 1,7 y 2 MPa, respectivamente dentro del rango de agua útil, mientras que a un contenido de agua menor que el punto de marchitez, aumentó considerablemente, alcanzando valores de 4,8 MPa en A 1 y 3 MPa en A 2. En los cuatro suelos, en las profundidades 10-20, 20-30 y 30-40 cm (Figuras 3.6, 3.7, 3.8 y 3.9, Anexo) se hallaron valores más bajos de RP, comparados con los de 0-10 cm, presentando menores pendientes en la relación entre RP y agua de suelo, con menores ajustes.

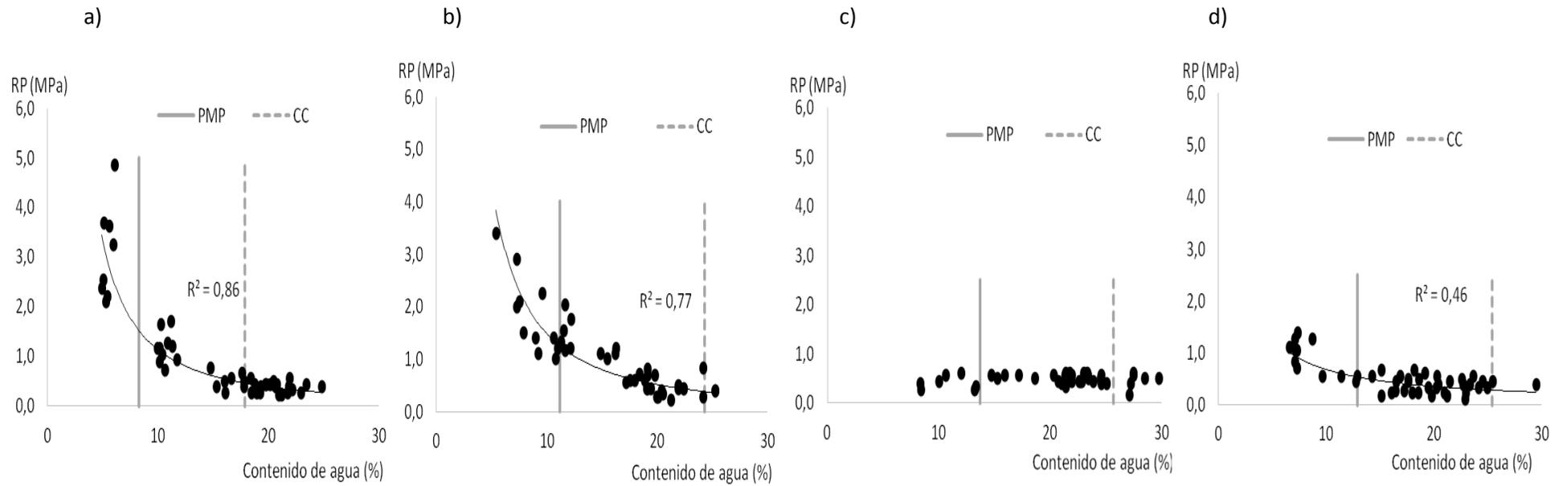


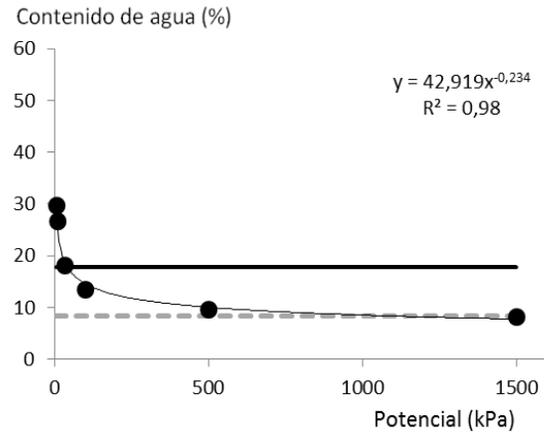
Figura 3.4: Resistencia a la penetración (RP) a 0-10 cm de profundidad en función al contenido de agua (p/p) del suelo en a) Agrícola 1, b) Agrícola 2, c) Vegetación Natural 1 y d) Vegetación Natural 2. Punto de marchitez (PMP). Capacidad de campo (CC).

3.3.3. CURVAS DE RETENCIÓN HÍDRICA

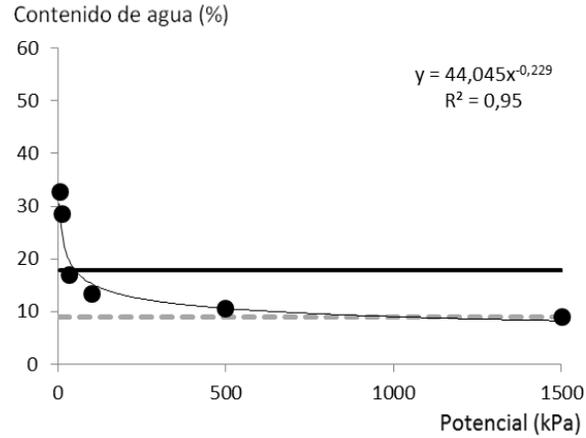
En general, se observó que a bajos valores de tensión (5 y 10 kPa) existieron importantes diferencias entre los suelos evaluados en los contenidos de agua retenida (AR) (Figura 3.5). Los suelos en VN 1 y VN 2 presentaron los mayores contenidos de AR a 5 y 10 kPa con respecto a los suelos en A 1 y A 2. En el estrato superior, a 5 kPa el contenido de agua para A 1 y A 2 fue de 29,8 y 32,2 %, respectivamente, y para los VN, del 45 %. A 10 kPa, los suelos en A 1 y A 2 retuvieron el 26,7% y 29,3% respectivamente, y tal cual lo ocurrido a 5 kPa los suelos bajo VN presentaron similar proporción (39 %). Considerando estas tensiones se pudo comprobar que en VN 1, A 1 y A 2 el AR aumentó con la profundidad del suelo, mientras que en VN 2, por el contrario, disminuyó.

Los valores promedio de AR a 33 kPa fueron 23, 22 y 25 % para los estratos superior, medio e inferior, respectivamente. El suelo en A 1 tuvo un comportamiento diferente, el AR promedio para los tres estratos fue de 18, 17 y 20 %, respectivamente. En todos los sitios se comprobó que el AR dentro del rango de agua útil (33 a 1500 kPa) fue mayor en el estrato inferior del suelo. El menor valor en VN 1, A 1 y A 2 estuvo en la estrato medio del perfil, mientras que en VN 2 lo estuvo en la parte superior. En general, y considerando valores promedio entre los cuatro suelos, el 52 y 61 % del agua útil estuvo retenida entre 33 y 100 kPa, el 24 al 37 % a presiones de 100 a 500 kPa, y de 500 a 1500 kPa, aproximadamente el 10 al 14% restante. Los estratos superior de VN 2 y medio de A 2 tuvieron similares contenidos de agua en el rango de 500 y 1500 kPa.

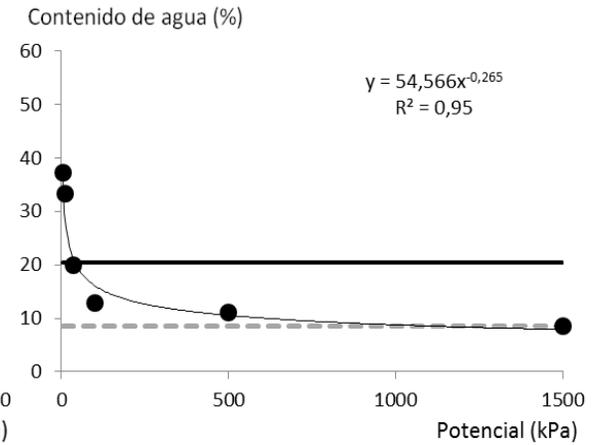
Estrato superior



Estrato medio

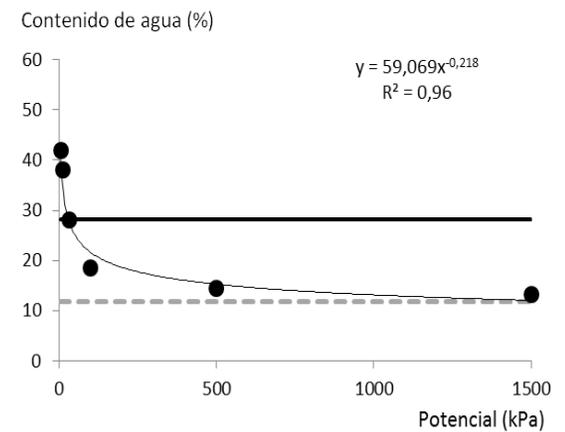
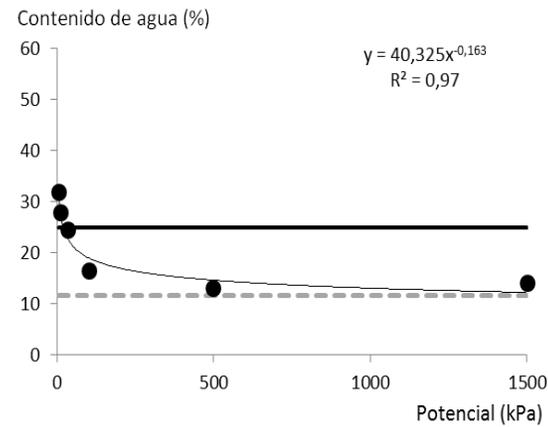
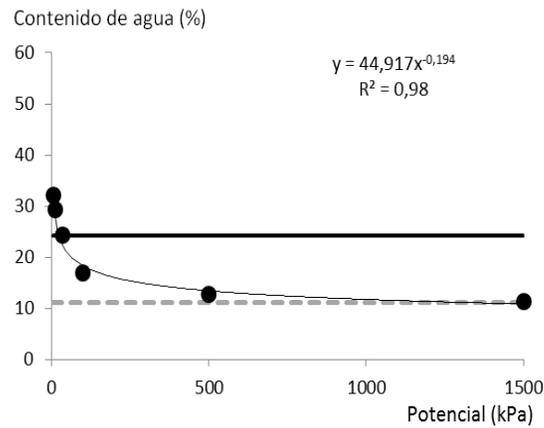


Estrato inferior

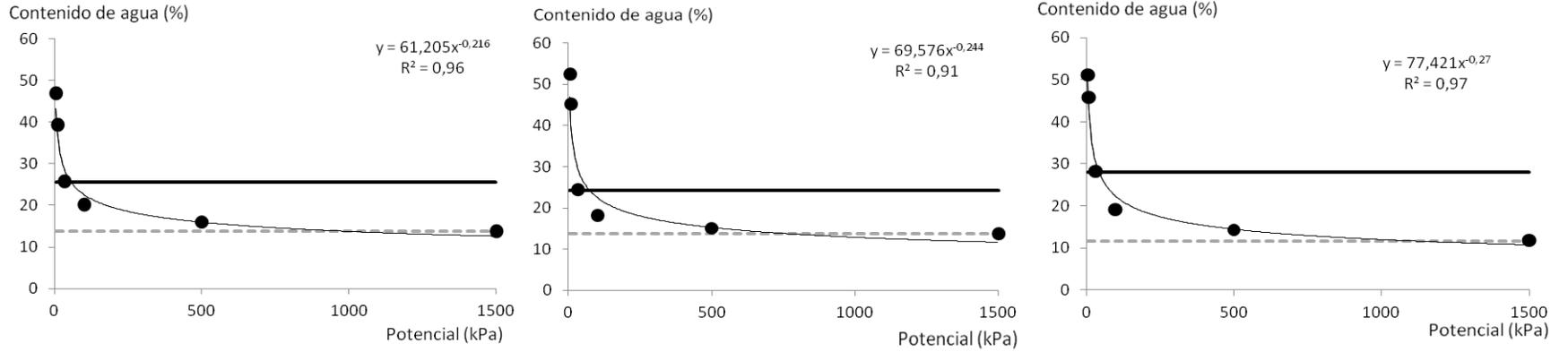


74

b)



c)



d)

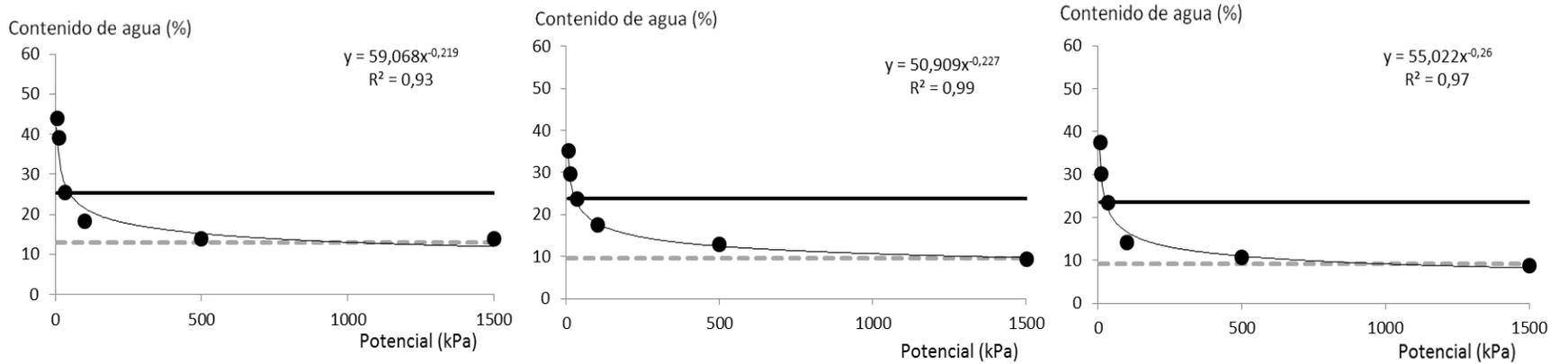


Figura 3.5: Contenido de agua (p/p) a, 5, 10, 33, 100, 500, 1500 kPa en los estratos superior, medio e inferior en suelo a) agrícola A 1, b) agrícola A 2, c) vegetación natural VN 1, d) vegetación natural VN 2. Línea horizontal llena indica el contenido de agua a 33 kPa, línea horizontal punteada indica el contenido de agua a 1500 kPa.

3.4. DISCUSIÓN

El efecto que tiene el uso del suelo en situaciones agrícolas bajo diferentes sistemas de labranzas, en la distribución del tamaño de los poros, se encuentra ampliamente desarrollado y discutido en la bibliografía, pero no está aún cuantificado y analizado suficientemente este efecto en planteos de VN con respecto al uso A. Este abordaje resulta oportuno debido a la necesidad de establecer valores de línea de base y umbral de los indicadores que se relacionan con el sistema poroso para la evaluación de la degradación del suelo en la Región Semiárida Pampeana. Recientemente Quiroga et al. (2016) estudiaron la influencia del uso de suelos sobre indicadores físicos de compactación que abarcó suelos desde el sur de la provincia de Buenos Aires hasta el norte de la provincia de Salta, y concluyeron que los suelos VN tuvieron un adecuado funcionamiento del sistema poroso, mientras que los suelos A presentaron reducción en la PT. Estos autores estipularon que los cambios en el comportamiento hidráulico entre estos usos de suelo fueron causados por la disminución de la macroporosidad en los suelos A, aunque no se aportaron datos sobre esta variable. Krüger et al. (2008) señalan que la disminución de la PT del suelo podría haber sido determinada principalmente por la deformación de los macroporos. Estos autores hipotetizaron que un leve incremento en los mesoporos y microporos del suelo, a expensas de los macroporos, podría tener implicancias negativas sobre la infiltración, aunque tampoco se cuantificó la proporción relativa de los tamaños de poros en el trabajo mencionado.

Los resultados en relación a la categoría de poros vinculados con los procesos de captación y conducción del agua mostraron significativa influencia dependiendo al uso del suelo. La PT en suelos bajo uso A fue menor que en suelos en VN. Existen diferentes resultados en la bibliografía en relación a la PT. Algunos autores demostraron que el efecto de la labranza en suelos agrícolas aumenta la porosidad y la proporción de poros grandes en estratos superiores

del suelo (Hermawan & Cameron, 1993), sobre todo en suelos arcillosos. Las prácticas conservacionistas de labranza pueden resultar en menor PT y menor tamaño de poros (Piccoli et al., 2017), aunque, generalmente, se considera que la siembra directa resulta en un sistema poroso más funcional con mayor proporción de poros grandes (Gao et al., 2017). En los estudios que compararon suelos bajo diferente uso, los resultados indicaron que VN se caracteriza por mayor PT comparado con el uso en A (Oliveira et al., 2016; Duval, 2015; Rasa et al., 2012; Park & Smucker, 2005). Lopez et al. (2016) encontraron diferencias significativas a favor del suelo en VN con respecto al uso bajo A solamente en los primeros 5 cm de profundidad, mientras que entre 5 y 10 cm la PT fue similar entre ambos usos de suelo.

Asociado con la disminución en el aporte de residuos/cobertura y de los contenidos de CO se estarían produciendo cambios a nivel de macroporosidad (Quiroga et al., 2016; Deneff & Six, 2005). La bibliografía plantea que los poros del suelo no son afectados de la misma manera por los procesos de degradación, sugiriendo que generalmente son los poros más grandes los que primeramente se pierden cuando el suelo está en vías de degradación (Richard et al., 2001; Andriulo & Rosell, 1998). Conforme a este concepto, los resultados en este trabajo demostraron que los suelos bajo uso A tuvieron menor macroporosidad con respecto a los suelos en VN (Figura 3.2), y que esta diferencia fue mayor en los estratos superiores del suelo (51, 48 y 12 % menos de Ma para el estrato superior, medio e inferior respectivamente). La pérdida de macroporosidad debido al uso A afectó en mayor medida a los MaG en el estrato superior (54, 55 y 47 % menos de MaG, MaM y MaF, respectivamente) y en el estrato medio (62, 29 y 43 % menos de MaG, MaM y MaF, respectivamente, Figura 3.3). Estos resultados concuerdan parcialmente con López et al. (2016), quienes evaluaron la distribución de poros en suelos bajo uso A y en VN y reportaron que los mayores cambios se observaron en los MaG

en 0-10 cm de profundidad, mientras que entre 10 y 20 cm las diferencias no fueron significativas.

En el estrato inferior del perfil las diferencias halladas entre el uso bajo A y en VN fueron considerablemente menores, lo cual demostraría que la influencia del manejo disminuyó con la profundidad. La mayor diferencia en la proporción de MaG entre los perfiles agrícolas y bajo VN correspondió al estrato medio, indicando la compactación de este estrato. Esto coincide con los resultados de Cavalieri et al. (2009), quienes hallaron los más bajos valores de porosidad en el estrato medio del perfil.

Yunusa & Newton (2003) concluyeron que los cultivos anuales no son suficientemente efectivos en la formación de macroporos, comparados con pasturas perennes y especies leñosas. Imhoff et al. (2010) remarcan que rotaciones más diversificadas y con mayor proporción de gramíneas presentan una mejor condición física, mejorando la proporción de poros, en relación a aquellas rotaciones menos diversificadas.

El uso del suelo también afectó a los poros relacionados con la retención de agua, aunque las diferencias encontradas en los mesoporos fueron considerablemente menores que las halladas en los macroporos. Estas diferencias fueron menores en el estrato superficial, ya que los suelos bajo uso A tuvieron 5, 15 y 14 % menos mesoporos en los estratos superior, medio e inferior, respectivamente, en relación a los suelos en VN. Los poros menos afectados por el uso del suelo fueron los Mi, lo cual coincide con algunos estudios anteriores (Ekeberg & Riley, 1997; Hill, 1990).

El efecto del uso agrícola del suelo resultó en un cambio en la PT que, a su vez, se relacionó con cambios en la distribución de los poros, principalmente los MaM y MaG y MeM. Se pudo comprobar que estos cambios en la distribución de los poros incidieron fuertemente en la

infiltración y la conductividad hidráulica de los suelos, ya que la IB y la IP fueron 74 y 76 % menores bajo uso A con respecto al uso en VN, respectivamente.

Bormann & Klaassen (2008) evaluaron propiedades físico hídricas en suelos bajo usos forestal, pastura y agrícola y concluyeron que menor contenido de agua es retenida en los mesoporos bajo el uso agrícola, y, además, el menor valor de K obtenido fue también bajo uso A.

La disminución de la macroporosidad que se observó en los suelos bajo uso A también afectó la K ya que fue menor en 43, 65 y 55 % bajo uso A en los estratos superior, medio e inferior, respectivamente, con respecto al uso en VN. Estos resultados coinciden con los hallados por Cabria et al. (2002), quienes obtuvieron menores valores de K en suelos agrícolas con respecto a suelos en praderas permanentes. Los resultados presentados por Park & Smucker (2005) evidenciaron la relación entre PT y K, ya que los suelos bajo uso forestal fueron los de mayor PT y K, mientras que suelos en agricultura presentaron valores más bajos. Si bien el uso del suelo afectó la K, los valores hallados de esta variable se encontraron por encima del rango considerado crítico (de baja permeabilidad) establecidos por Carsel & Parrish (1988) menor que $1,04 \text{ cm h}^{-1}$ y por Anon (1990) entre $0,6$ a 2 mm h^{-1} . Este autor presentó siete clases para clasificar la K, que se ubican entre, $< 0,6 \text{ mm h}^{-1}$ el cual indica extremadamente baja K, y, por el contrario, $> 20 \text{ mm h}^{-1}$ muy alta K.

Las diferencias encontradas en relación a los contenidos de CO en los suelos bajo uso A con respecto a suelos en VN explicarían las diferencias en la PT y en macro-mesoporosidad. Los contenidos de CO fueron influenciados significativamente por el uso, y esto fue más notable en el estrato superior del perfil. Los contenidos de CO disminuyeron considerablemente en los estratos medio e inferior con respecto al superior, similar a lo hallado por Cavalieri et al. (2009) y Logsdon & Karlen (2004). Los suelos bajo uso A presentaron 74, 11 y 25 % menos CO en los estratos superior, medio e inferior, respectivamente, en relación a los suelos VN, lo cual

indicaría procesos de degradación (Tabla 3.2). Diferentes autores (Duval et al., 2013; Parra et al., 2011; Kang et al., 2005; Brejda et al., 2000; Reeves, 1997) señalaron que el contenido de CO resulta relevante al momento de evaluar la influencia del uso sobre la sustentabilidad de los sistemas de producción. Mayores contenidos de CO en uso bajo VN con respecto a suelos A fueron reportados por varios autores (Fernández et al., 2016; Quiroga et al., 2009; Noellemeyer et al., 2008; Franzluebbbers, 2002).

La disminución en los niveles de CO que se constataron en los suelos A resultó en menores contenidos de agua retenida a 5 y 10 kPa, lo cual implicó una disminución en la proporción de los macroporos y de la PT. Estudios desarrollados por Noellemeyer et al. (2008) en suelos de la Región Semiárida Pampeana demostraron que el agua retenida a 33 kPa fue mayor bajo uso en VN con respecto al uso A, y este efecto fue atribuido a mayores contenidos de CO.

En promedio, los suelos bajo uso A tuvieron mayores valores de DA con respecto a los suelos en VN, con diferencias del 40, 24 y 6 % para los estratos superior, medio e inferior, respectivamente. Esto implica, que el mayor impacto del uso agrícola sobre la densificación se localizó principalmente en el estrato superior y en el estrato medio, mientras que en estrato inferior no se han registrado cambios importantes en la DA comparado con los suelos en VN. También se pudo comprobar que el uso del suelo incidió sobre la relación entre el contenido de agua del suelo y la RP, ya que los suelos bajo A presentaron una relación inversa entre estas variables (Figura 3.4). En cambio, en suelos VN no se pudo detectar esta relación, ya que la RP no varió en el rango de contenidos hídricos entre PMP y CC, lo cual podría estar relacionado al contenido de CO de estos suelos, que le confiere mejor estabilidad estructural. Además, al igual que lo ocurrido con la DA, donde las mayores diferencias se encontraron en los estratos superior y medio del perfil, las relaciones entre contenido de agua y RP fueron más importantes en los primeros 30 cm del perfil (Figuras 3.4, 3.6, 3.7, 3.8 y 3.9, Anexo). Los valores

de RP hallados resultarían perjudiciales, debido a que los valores críticos que causan disminución en el crecimiento radical se encuentran entre 1 a 1,7 MPa y valores entre 3 a 4 MPa causarían una reducción del 90 % en el crecimiento de la raíz (Hamblin, 1985; Ehlers et al., 1983).

3.5. CONCLUSIÓN

El uso del suelo tuvo un impacto significativo y negativo en las propiedades físico-hídricas. Menores contenidos de CO en suelos agrícolas con respecto al uso en VN incidieron negativamente en los MaM y MaG y MeM, lo cual resultó en que los suelos A tuvieran menor IB, menor K, mayor DA y mayor RP, mientras que estos parámetros presentaron mejores condiciones en los dos suelos VN. Los resultados obtenidos indican la problemática de los suelos A con respecto a los procesos de captación del agua de las precipitaciones, debido a la disminución en los MaM y MaG y a la retención del contenido de agua debido a la disminución de los MeM. Este cambio en el sistema poroso afectará la eficiencia en el uso del agua por parte de los cultivos en los suelos A y resalta la necesidad de trabajar con prácticas de manejo, tales como rotación con pasturas perennes y/o inclusión de cultivos de cobertura a fin de aumentar la proporción de los macro- y mesoporos.

Por este motivo, y fundamentado en que estos suelos en VN representaron situaciones de uso conservacionista de suelos en la Región Semiárida Pampeana, se propone considerar los valores de los indicadores físico-hídricos de los suelos VN como valores de línea de base provisorios para la evaluación de la calidad física de los suelos. La comparación entre los valores de base y datos de los indicadores obtenidos de suelos bajo uso agrícola permitirá cuantificar la degradación y establecer una escala de valoración para cada uno de los indicadores evaluados.

3.6. BIBLIOGRAFÍA

- Alakukku, L. 1996. Persistence of soil compaction due to high axle load traffic I. Long-term effects on the properties of fine-textured soils. *Soil Till. Res.* 37: 223–238.
- Andriulo, A & R Rosell. 1988. Propiedades físicas edáficas en dos sistemas de labranza. *Turrialba* 38: 365–375.
- Anonymous. 1990. Guidelines for Soil Description. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 3rd ed., Rome.
- Arshad, M; A Franzluebbbers & R Azooz. 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in north- western Canada. *Soil Till. Res.* 53: 41–47.
- Banwart, S; H Black; Z Cai; P Gicheru; H Joosten; R Victoria; E Milne; E Noellemeyer; U Pascal. 2014. The global challenge for soil carbon. *Soil Carbon Science, Management and Policy for Multiple Benefits*, Ed. Banwart S; E Noellemeyer; E Milne. Scope Vol. 71: 1–11. CABI Publishers. Wallingford, U.K.
- Bormann, H & K Klaassen. 2008. Seasonal and land use dependent variability of soil hydraulic and soil hydrological properties of two Northern German soils. *Geoderma* 145: 295–302.
- Brejda, J, T Moorman, D Karlen & T Dao. 2000. Identification of Regional Soil Quality Factors and Indicators. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 2115.
- Cabria, F; M Calandroni & G Monterubbianesi 2002. Tamaño y estabilidad de agregados y su relación con la conductividad hidráulica saturada en suelos bajo labranza convencional y praderas. *Ciencia del Suelo* 20: 69–80.
- Cameira, M; R Fernando & L Pereira. 2003. Soil macropore dynamics affected by tillage and irrigation for a silty loam alluvial soil in southern Portugal. *Soil Till. Res.* 70: 131–140.
- Carsel, R & R Parrish. 1988. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resour. Res.* 24: 755–769.
- Cavaliere, K; A Da Silva; C Tormena; T Leão, A Dexter & I Håkansson. 2009. Long-term effects of no-tillage on dynamic soil physical properties in a Rhodic Ferrasol in Paraná, Brazil. *Soil Till. Res.* 103: 158–164.
- Costanza, R; R Arge, R Groot, S Farberk, M Grasso; B Hannon, K Limburg, S Naeem; R Neill, J Paruelo, R Raskin & P Suttonk. 1997. The value of the world ' s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- De Boodt, M & L De Leenheer. 1967. West european methods for soil structure determinations. *The St. Faculty Agric. Sci.* 7. Ghent, 60-62.
- Denef, K & J Six. 2005. Clay mineralogy determines the importance of biological versus abiotic processes for macroaggregate formation and stabilization. *Eur. J. Soil Sci.* 56: 469-479.
- Di Rienzo, J; F Casanoves; M Balzarini, L Gonzalez, M Tablada & C Robledo. 2013. Infostat - Software estadístico. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina [WWW Document]. Univ. Nac. Córdoba, Argentina.
- Dominati, E; M Patterson & A Mackay. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol. Econ.* 69: 1858–1868.
- Duval, M. 2015. Contenido, calidad y dinámica de las fracciones orgánicas como indicadores de calidad de suelos bajo diferentes manejos en siembra directa. Tesis doctoral UNSur.
- Duval, M; J Galantini; J Iglesias, S Canelo; J Martinez, L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* 131: 11–19.

- Ehlers, W; U. Kopke; F. Hesse & W. Bhom. 1983. Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. *Soil Till. Res.* 3:261-275
- Ekeberg, E & H Riley. 1997. Tillage intensity effects on soil properties and crop yields in a long-term trial on morainic loam soil in southeast Norway. *Soil Till. Res.* 42: 277–293.
- Fernández, P; J Luque & J Paoloni. 1971. Análisis de la Infiltración y su aplicación para diseño de riego en el valle inferior del Río Colorado. Publicación N° 130 INTA. 29 pp.
- Fernández, R; A Quiroga; C Álvarez; C Lobartini & E Noellemeyer. 2016. Valores umbrales de algunos indicadores de calidad de suelos en molisoles de la región semiárida pampeana. *Ciencia del Suelo* 34: 279-292.
- Franzuebbers, A. 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil Till. Res.* 66: 197–205.
- Gao, L; E Becker; G Liang; A Houssou; H Wu; X Wu; D Cai & A Degré. 2017. Effect of different tillage systems on aggregate structure and inner distribution of organic carbon. *Geoderma* 288: 97–104.
- Gavande A. 1972. Física de suelos, principios y aplicaciones. Ed. LIM USA. 351pp.
- Głąb, T. 2014. Effect of soil compaction and N fertilization on soil pore characteristics and physical quality of sandy loam soil under red clover/grass sward. *Soil Till. Res.* 144: 8-19.
- Greenland, D. 1981. Soil management and soil degradation. *J. Soil Sci.* 32: 301-322.
- Hamblin, A. 1985. The influence of soil structure on water movement, crop root growth, and water uptake. *Adv. Agron.* 38: 95-158.
- Hamza, M & W Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till. Res.* 82: 121–145.
- Helmke, P & D Sparks. 1996. Lithium, sodium, potassium, rubidium and cesium. In: Sparks DL (Ed.), *Methods of soil analysis Part 3-chemical methods*. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. 551-573.
- Hendershot, W & H Lalonde. 2006. Ion Exchange and Exchangeable Cations. En: Carter, M; E Gregorich (Eds.). *Soil Sampling and Methods of Analysis, Second Edition*. CRC Press, Boca Raton, USA. 197-205.
- Hermawan, B & K Cameron. 1993. Structural change in a silt loam under long-term conventional or minimum tillage. *Soil Till. Res.* 26: 139–150.
- Hill, R. 1990. Long-term conventional and no-tillage effects on selected soil physical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 161– 166.
- Horn, R & A Smucker. 2005. Structure formation and its consequences for gas and water transport in unsaturated arable and forest soils. *Soil Till. Res.* 82: 5–14.
- Imhoff, S; P Ghiberto; A Grioni & J Gay. 2010. Porosity characterization of Argiudolls under different management systems in the Argentine Flat Pampa. *Geoderma* 158: 268–274.
- Kang, G; V Beri; B Sidhu & O Rupela. 2005. A new index to assess soil quality and sustainability of wheat-based cropping systems. *Biol. Fertil. Soils* 41: 389–398.
- Kay, B & A VandenBygaart. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Till. Res.* 66: 107–118.
- Klute, A & A Klute. 1986. Water Retention: Laboratory Methods, in: *Methods of Soil Analysis: Part 1-Physical and Mineralogical Methods*. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy 635-662.
- Krüger, H; S Venanzi & E De Sa Pereira. 2008. Efecto del pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo en sistemas de producción bajo siembra directa continua. *Ciencia del Suelo* 26: 211–217.

- Lal, R & M Shukla. 2004. Principles of Soil Physics. Marcel Dekker, New York, 716 pp.
- Letey J. 1985. Relationship between soil physical properties and crop production. *Adv. Soil Sci.* 1:277-294.
- Lin, H; K McInnes; L Wilding & C Hallmark. 1999. Effects of soil morphology on hydraulic properties I. Quantification of soil morphology. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 948–954.
- Lipiec, J; J Kus; A Slowinska-Jurkiewicz & A Nosalewicz. 2006. Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. *Soil Till. Res.* 89: 210–220.
- Lipiec, J; R Walczak; B witkowska-Walczak; A Nosalewicz; A Slowinska-Jurkiewicz & C Slawinski. 2007. The effect of aggregate size on water retention and pore structure of two silt of different genesis. *Soil Till. Res.* 97: 239-246
- Logsdon, S & D Karlen. 2004. Bulk density as a soil quality indicator during conversion to no-tillage. *Soil Till. Res.* 78: 143–149.
- Logsdon, S & T Kaspar. 1995. Tillage influences as measured by ponded and tension infiltration. *J. Soil Water Conserv.* 50: 571–575.
- López, F; M Duval; J Martínez & J Galantini. 2016. Porosidad de ustoles bajo siembra directa en el sudoeste bonaerense. *Ciencia del Suelo* 34: 173–184.
- McGarry, D; B Bridge & B Radford. 2000. Contrasting soil physical properties after zero and traditional tillage of an alluvial soil in the semi-arid subtropics. *Soil Till. Res.* 53: 105–115.
- Moran, C; A Koppi; B Murphy & A McBratney. 1988. Comparison of the macropore structure of a sandy loam surface soil horizon subjected to two tillage treatments. *Soil Use Manage.* 4: 96–102.
- Moreira, W; C Tormena; D Karlenc; A Pires da Silva; T Keller & E Betioli. 2016. Seasonal changes in soil physical properties under long-term no-tillage. *Soil Till. Res.* 160: 53-64
- Moret, D & J Arrue. 2007. Dynamics of soil hydraulic properties during fallow as affected by tillage. *Soil Till. Res.* 96: 103–113.
- Nawaz, M; G Bourrié & F Trolard. 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33: 291–309.
- Noellemeyer, E; F Frank; C Alvarez; G Morazzo & A Quiroga. 2008. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina. *Soil Till. Res.* 99: 179–190.
- Noellemeyer, E; R Fernández & A Quiroga. 2013. Crop and Tillage Effects on Water Productivity of Dryland Agriculture in Argentina. *Agriculture* 3: 1–11.
- Oliveira, S; M José; D Cândido; O Weber; F Alisson; S Xavier; M Eugenia; O Escobar & T Oliveira. 2016. Conversion of forest into irrigated pasture II . Changes in the physical properties of the soil. *Catena* 143: 70–77.
- O’Sullivan, M.F., Dickson, J.W., Campbell, D.J., 1987. Interpretation and presentation of cone resistance data in tillage and traffic studies. *J. Soil Sci.* 38: 137–148.
- Osunbitan, J; D Oyedele & K Adekalu. 2005. Tillage effects on bulk density, hydraulic conductivity and strength of a loamy sand soil in southwestern Nigeria. *Soil Till Res.* 82: 57–64.
- Pabin, J; J Lipiec; S Wlodek, A Biskupski & A Kaus. 1998. Critical soil bulk density and strength for pea seedling root growth as related to other soil factors. *Soil Till. Res.* 46: 203-208
- Park, E & A Smucker. 2005. Saturated Hydraulic Conductivity and Porosity within Macroaggregates Modified by Tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 38.
- Parra, B; A Becker, R Analía & M Cantú. 2011. Condición física de suelos en diferentes sistemas de manejo agrícolas del centro sur de Córdoba. *Ciencia del Suelo* 29: 241-251.

- Piccoli, I; P Schjønning; M Lamandé; L Furlan & F Morari. 2017. Challenges of conservation agriculture practices on silty soils. Effects on soil pore and gas transport characteristics in North-eastern Italy. *Soil Till. Res.* 172: 12–21.
- Quiroga, A; R Fernández & E Noellemeyer. 2009. Grazing effect on soil properties in conventional and no-till systems. *Soil Till. Res.* 105: 164-170.
- Quiroga, A; D Funaro; R Fernández & E. Noellemeyer. 2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia del barbecho en la Región Pampeana. *Ciencia del Suelo.* 23: 79-86.
- Quiroga, A; A Oderiz; M Uhaldegaray; C Alvarez; E Scherger; R Fernández & I Frasier. 2016. Influencia del manejo sobre indicadores físico-hídricos de compactación de suelos. *Semiárida Revista Facultad de Agronomía UNLPam* 26: 21-28.
- Radcliffe, D; E Tollner; W Hargrove; R Clark & M Golabi. 1988. Effect of tillage practices on infiltration and soil strength of a Typic Hapludult soil after 10 years. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 798–804.
- Rasa, K; T Eickhorst; R Tippkötter & M Yli-Halla. 2012. Structure and pore system in differently managed clayey surface soil as described by micromorphology and image analysis. *Geoderma* 173: 10–18.
- Reeves, D. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Till. Res.* 43: 131–167.
- Reynolds, W; E Gregorich & W Curnoe. 1995. Characterization of water transmission properties in tilled and untilled soils using tension infiltrometers. *Soil Till. Res.* 33: 117–131.
- Richard, G; I Cousin; J Sillon; A Bruand & J Guerif. 2001. Effect of compaction on the porosity of a silty soil: influence on unsaturated hydraulic properties. *Eur. J. Soil Sci.* 52: 49–58.
- Robinson, D; N Hockley; D Cooper; B Emmett; A Keith; I Lebron; B Reynolds; E Tipping; A Tye; C Watts; W Whalley; H Black; G Warren & J Robinson. 2013. Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biol. Biochem.* 57: 1023-1033.
- Sasal, M; A Andriulo & M Taboada. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil Till. Res.* 87: 9–18.
- Sánchez Girón, V. 1996. *Dinámica y Mecánica de suelos*. Ediciones Agrotécnicas, S.L. Madrid España, 426 pp.
- Stenitzer, E. 1988. SIMWASER-Ein Numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes. Mitteilung Nr. 31 der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pethenkirchen, Austria.
- Suárez, D. 1996. Beryllium, magnesium, calcium, strontium and barium. En: Sparks D (Ed.). *Methods of soil analysis. Part 3-chemical methods*, Soil Sci Soc. Am. and Am. Soc. Agron. 575-601.
- Topp, G; W Reynolds; F Cook; J Kirby & M Carter. 1997. Physical attributes of soil quality. In : Gregorich, EG & MR Carter (eds). *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health. Developments in Soil Science*, vol. 25. Elsevier, New York, NY, 21-58.
- Unger, P. 2002. Conservation tillage for improving dryland crop yields. *Ciencia del Suelo* 20: 1-8.
- Yu, M; L Zhang; X Xu; K Feger, Y Wang; W Liu & K Schwärzel. 2015. Impact of land-use changes on soil hydraulic properties of Calcaric Regosols on the Loess Plateau, NW China. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 178: 486-498.

Yunusa, I & P Newton. 2003. Plants for amelioration of subsoil constraints and hydrological control: the primer-plant concept. *Plant and Soil* 257: 261–281.

3.7. ANEXO

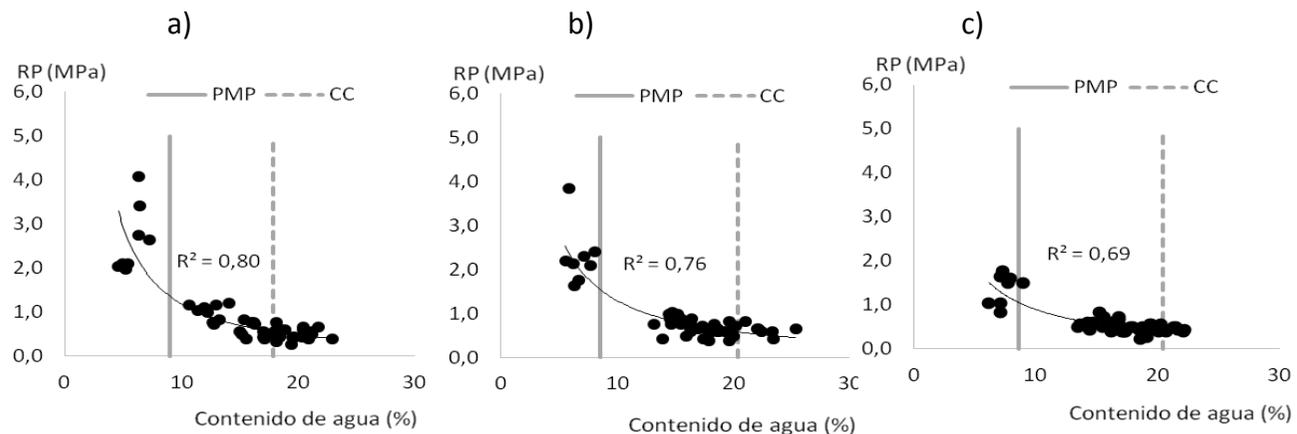


Figura 3.6: Resistencia a la penetración (RP) en función al contenido de agua (p/p) del suelo agrícola 1, a) 10-20, b) 20-30, c) 30-40 cm de profundidad. Caacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP).

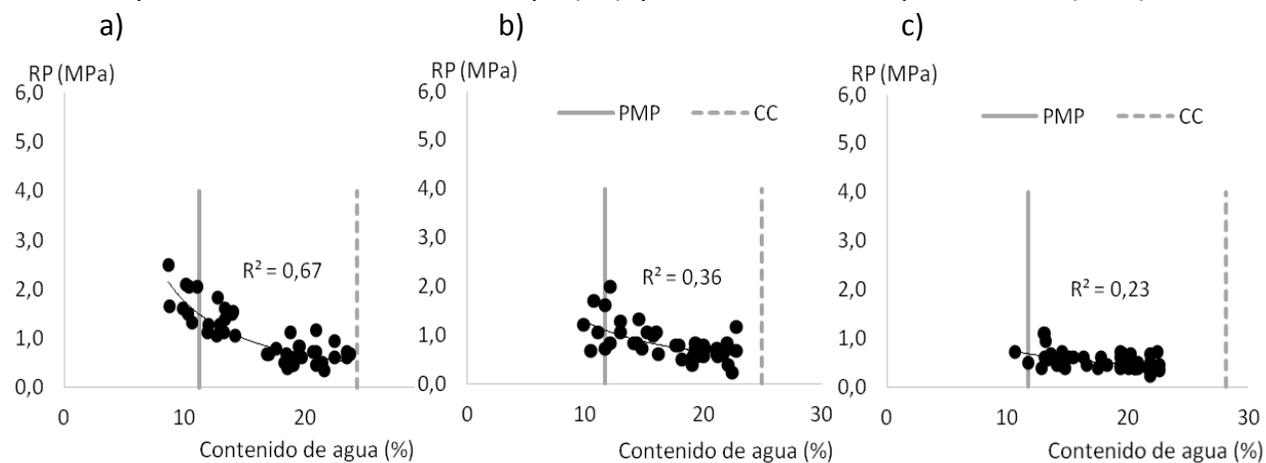


Figura 3.7: Resistencia a la penetración (RP) en función al contenido de agua (p/p) del suelo agrícola 2, a) 10-20, b) 20-30, c) 30-40 cm de profundidad. Caacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP).

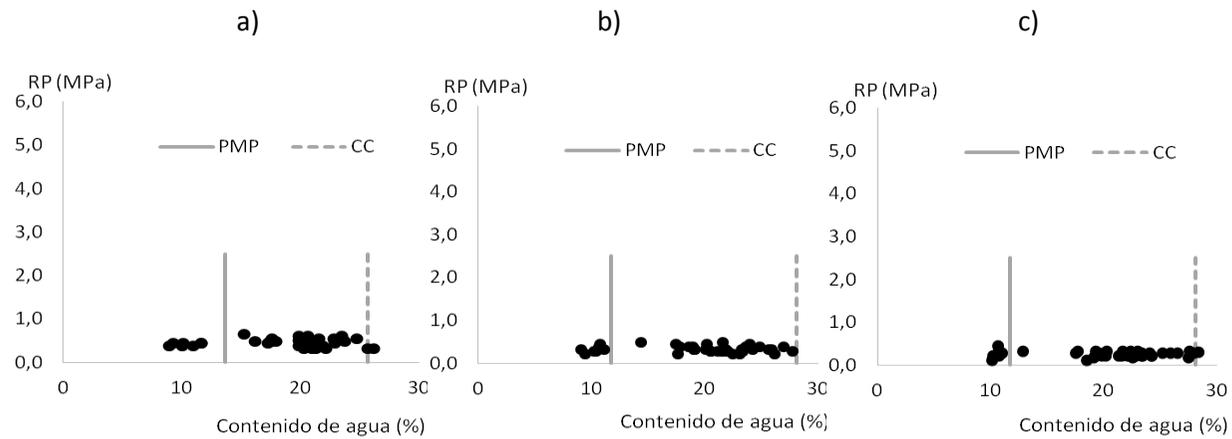


Figura 3.8: Resistencia a la penetración (RP) en función al contenido de agua (p/p) del en suelo vegetación natural 1, a) 10-20, b) 20-30, c) 30-40 cm de profundidad. Caacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP).

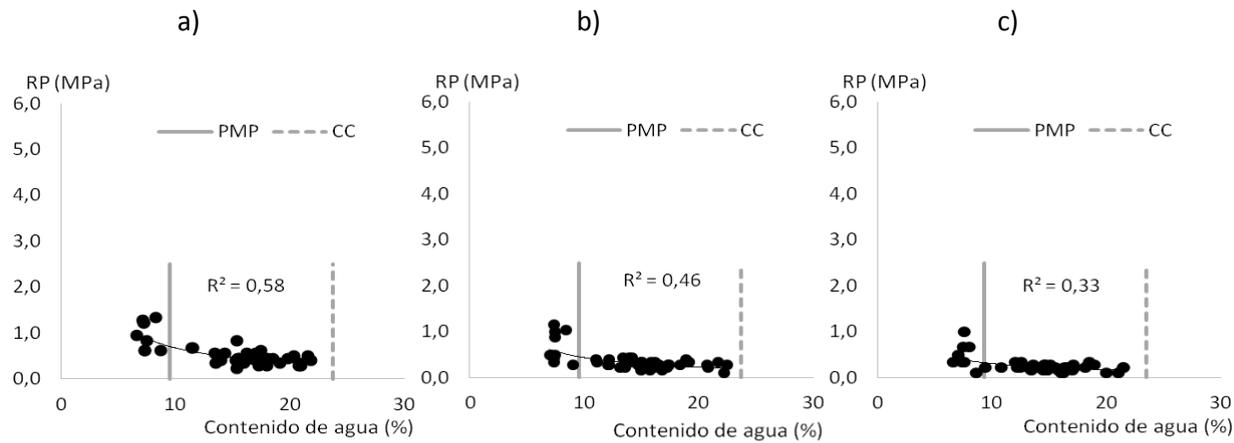


Figura 3.9: Resistencia a la penetración (RP) en función de la humedad del suelo en vegetación natural 2, a) 0-10, b) 10-20, c) 20-30 y d) 30-40 cm de profundidad

CAPÍTULO 4

DETERMINACIÓN DEL INTERVALO HÍDRICO ÓPTIMO.

Fernández R, A Quiroga, C Lobartini, E Noellemeyer. 2017. Determinación del intervalo hídrico óptimo en Ustoles de la Región Semiárida Pampeana. Ciencia del Suelo 35: 215-227.

4.1. INTRODUCCIÓN

Los indicadores de calidad física de suelos más utilizados en el pasado, tales como densidad aparente (DA), resistencia a la penetración (RP), porosidad total (PT) y agua disponible no alcanzan a representar la estructura edáfica en sus aspectos funcionales (Benjamin et al., 2003; Hagan et al., 1959). El concepto de agua útil propuesto por Veihmeyer & Hendrickson (1949) describe el agua comprendida entre capacidad de campo y punto de marchitez permanente, y presume que este agua se encuentra totalmente disponible para los cultivos (Kirkham, 2005). Este concepto está basado en la energía potencial del agua en el suelo y no considera otras propiedades físicas que afectan la absorción del agua por las raíces de las plantas (Asgarzadeh et al., 2010). Escaso suministro de oxígeno, baja conductividad hidráulica, alta RP, son características de suelo que restringen el crecimiento de las raíces y, por ende, inciden sobre la absorción de agua por parte de las plantas (Da Silva et al., 1994; Letey 1985). En tal sentido, existe controversia sobre la definición del agua útil (Hagan et al., 1959), ya que según lo expresó Letey (1985), el crecimiento del cultivo se puede ver afectado antes de que el agua del suelo alcance el punto de marchitez permanente.

El intervalo hídrico óptimo (IHO) ha sido propuesto como una variable integradora que refleja la influencia del agua edáfica y algunas propiedades físicas sobre el crecimiento de los cultivos (Leão et al., 2006; Da Silva et al., 1994; Topp et al., 1994; Letey, 1985) y fue más sensible que el contenido de agua útil para detectar la degradación estructural (Benjamin & Karlen, 2014; Asgarzadeh et al., 2010). Este indicador tendría la potencialidad de identificar las condiciones físicas que afectan la funcionalidad de los procesos físicos, químicos y biológicos. El IHO se define como el rango de agua del suelo en el cual el crecimiento de las plantas no se encuentra limitado por el potencial agua,

por la aireación, ni por la RP (Da Silva et al., 1994). Estos autores entienden que, el contenido hídrico, debe encontrarse entre capacidad de campo y punto de marchitez permanente, el suelo debe tener al menos 10 % de macroporos con aire y la RP debe ser menor que 2 MPa.

El IHO está delimitado por el suministro de oxígeno en el límite húmedo y/o por el suministro de agua o la resistencia mecánica en el límite seco. En un suelo compactado Boone et al. (1987) demostraron que las restricciones al crecimiento de las plantas por excesiva resistencia o reducida difusión de oxígeno, fueron dependientes de la variabilidad del agua disponible. Tormena et al. (1998) indicaron que menores IHO se relacionaron con alta RP. El IHO ha sido identificado como un indicador más sensible que la DA y el agua disponible para detectar, describir y cuantificar los efectos de las variaciones en la estructura del suelo sobre el crecimiento de las plantas (Leão et al., 2006; Lapen et al., 2004; Tormena et al., 1998; Da Silva et al., 1994; Letey, 1985). Cuando aumenta la compactación, el IHO disminuye, siendo la RP el factor más limitante para el crecimiento de las raíces (Da Silva et al., 1994). Se ha comprobado que el IHO es influenciado por el contenido de materia orgánica, la estructura, y la composición granulométrica de los suelos, como también por la biomasa aérea y de raíces producida por los distintos cultivos de la rotación (Imhoff et al., 2016; Tormena et al., 2017; Benjamin & Karlen, 2014; Benjamin et al., 2013, 2003; Pilatti et al., 2012; Da Silva & Kay, 1997; Kay et al., 1997; Stirzaker, 1997; Da Silva et al., 1994). Sin embargo, el IHO no brinda información acerca de la captación y transmisión del agua en el suelo, por lo que Pilatti & Orellana (2012) proponen incorporar propiedades físico-hídricas tales como conductividad hidráulica e infiltración a los estudios.

En la Argentina, este indicador ha sido estudiado en suelos de la región pampeana húmeda (Minetti, 2012; Pilatti et al., 2012; Damiano & Moschini, 2011; Uberto, 2008; Imhoff et al., 2006; Wilson & Cerana, 2004) con resultados promisorios ya que fue lo suficientemente sensible para detectar diferencias entre manejos. No obstante Imhoff et al. (2016) señalan que existe poca información acerca de las relaciones entre el IHO e indicadores de compactación en suelos de la Argentina.

Específicamente, en la Región Semiárida Pampeana este indicador no ha sido utilizado por estudios tendientes a valorar cambios en la calidad del suelo influenciados por el manejo. Se planteó como objetivo caracterizar y evaluar el intervalo hídrico óptimo en Ustoles bajo uso agrícola y bajo vegetación natural con gramíneas perenne de la Región Semiárida Pampeana, con el fin de obtener valores de este indicador que permitan clasificar suelos bajo diferentes sistemas de uso de acuerdo a la disponibilidad de agua.

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

En los suelos seleccionados en el Capítulo 3, bajo vegetación natural con gramíneas perenne (VN 1 y VN 2) y agrícola (A 1 y A 2) y en los tres estratos (superior a 0-6 cm, medio a 17-23 cm e inferior a 40-46 cm de profundidad) se determinó la distribución del tamaño de poros y la curva de retención hídrica mediante la mesa de tensión y el equipo de tensión de Richard (Klute & Klute, 1986).

En cada perfil se extrajeron muestras de suelo sin disturbar en 5 cilindros de acero inoxidable de 141,3 cm³ por estrato de profundidad (n: 15). Las muestras se saturaron por capilaridad y se calibraron en los siguientes potenciales: 5, 10, 33, 100, 500 y 1500 kPa. Para la determinación del contenido de agua en 5 y 10 kPa se utilizó una mesa de tensión formada por una capa de arena de 8 cm de espesor sobre la cual se colocaron

los cilindros. Para la determinación del contenido de agua a 33, 100, 500 y 1500 kPa se utilizó un equipo de olla de presión y placas cerámicas. Para la determinación del contenido de agua a 1500 kPa se utilizó muestra disturbada, tamizada por 2 mm.

Una vez alcanzado el equilibrio, las muestras fueron pesadas y a cada cilindro se le registraron 3 lecturas de RP (las cuales fueron promediadas a fin de obtener un valor de RP por cilindro) con penetrómetro de laboratorio de un cono de 60° de ángulo y 4,9 mm de diámetro basal (Bradford, 1980). Posteriormente, las muestras se secaron en estufa a 105°C hasta peso constante a fin de determinar el contenido de agua y la DA (Blake & Hartge, 1986) a cada potencial mátrico (5, 10, 33, 100 y 500 kPa) de la curva de retención hídrica. Una consideración importante a tener en cuenta, es que la recolección de muestras debe capturar la máxima variación de las condiciones estructurales del suelo, expresada por la DA (Da Silva et al., 2015).

Para determinar el IHO es necesario obtener cuatro curvas (Tormena et al., 1998):

- 1) Curva de capacidad de campo (CC), indica el contenido de agua a CC (33 kPa) para cada una de las DA medidas.
- 2) Curva de punto de marchitez permanente (PMP), indica el contenido de agua a PMP (1500 kPa) en función a la DA simulada por el modelo.
- 3) Curva de RP, indica el contenido de agua en el cual el valor de RP es 2MPa para cada una de las DA medidas.
- 4) Curva de porosidad de aireación (PA), indica el contenido de agua en el cual existe más de 10 % de poros con aire para cada una de las DA medidas.

Estas curvas se obtienen a través de expresiones matemáticas denominadas funciones de pedotransferencia que permiten relacionar diferentes características y propiedades de los suelos (Bouma & Van Lanen, 1987).

El ajuste de la curva de retención por medio del procedimiento descrito por Da Silva et al. (1994) permite incorporar la DA medida, para estimar el contenido de agua del suelo. De tal manera, que se utilizó la Ecuación 1 mediante un algoritmo simplificado desarrollado en hoja de cálculo Excel (Leão & Da Silva et al., 2004) para estimar los contenidos de agua en CC y PMP a diferentes DA de acuerdo al modelo para calcular el IHO.

Ecuación 1:

$$\theta: \exp^{(d+e \cdot DA)} \cdot (\Psi^f)$$

Donde:

θ : contenido volumétrico de agua ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$).

DA: densidad aparente (g cm^{-3})

Ψ : potencial agua (kPa).

d, e, f: Son los parámetros de ajuste de la curva de retención hídrica del suelo

d, e: coeficientes de la densidad.

f: coeficiente del potencial agua.

La RP es influenciada por la DA y el contenido de agua del suelo (θ) por lo cual, una relación funcional entre RP, DA y θ puede ser identificada como curva de RP (Tormena et al., 1998; Da Silva & Kay, 1997). Esta curva fue ajustada por medio de un modelo no lineal propuesto por Busscher (1990) adoptando los procedimientos descritos por Da Silva et al. (1994), el cual para dicho ajuste se utilizan los datos medidos de RP.

Para determinar el contenido hídrico del suelo en el que se alcanza un valor de resistencia a la penetración de 2 MPa (θ_{RP}) considerado restrictivo para el crecimiento de las raíces (Taylor et al., 1966) se utilizó la Ecuación 2.

Ecuación 2:

RP: $a \theta^b DA^c$

$$\theta: (RP/(a*DA^c))^{1/b}$$

Donde:

RP: resistencia a la penetración (MPa).

θ : contenido volumétrico de agua ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$).

DA: densidad aparente (g cm^{-3}).

a, b, c son los parámetros de ajustes de la curva de RP.

a, c: coeficientes de la densidad aparente

b: coeficiente del contenido de agua.

El contenido hídrico del suelo comprendido a 10 % de porosidad de aireación, (θ_{PA}) considerado adecuado para los cultivos, se determinó por medio de la Ecuación 3.

Ecuación 3:

$$\theta_{PA}: [(1-DA/DP)-0,10]$$

Donde:

θ_{PA} : contenido volumétrico de agua ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$).

DA: densidad aparente (g cm^{-3})

DP: densidad de las partículas (g cm^{-3})

DP= 2,65 g cm^{-3}

El IHO se calculó según la metodología propuesta por Da Silva et al. (1994) a partir de la diferencia entre el límite superior (definido como el menor valor entre las curvas de CC y PA) y el límite inferior (definido como el mayor valor entre las curvas de PMP y RP) para cada valor de DA medida. Según lo descrito por Wu et al. (2003) hay cuatro posibilidades para calcular el IHO, dependiendo de los valores de las funciones del contenido de agua en la curva CC, PA, PMP RP:

- 1) Si, $PA \geq CC$ y $RP \leq PMP$
IHO = CC-PMP
- 2) Si, $PA \geq CC$ y $RP \geq PMP$
IHO = CC-RP
- 3) Si, $PA \leq CC$ y $RP \leq PMP$
IHO = PA-PMP
- 4) Si, $PA \leq CC$ y $RP \geq PMP$
IHO = PA-RP

El valor de DA cuando el $IHO = 0 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ se denomina DA crítica (Tormena et al., 1999).

Valores superiores a la DA crítica resultan en un entorno físico inadecuado para el desarrollo del sistema radical de la planta.

Los valores del IHO se analizaron estadísticamente mediante ANOVA y las diferencias entre medias a través del test de Tukey ($p < 0,10$). Se utilizó análisis multivariado en el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2013), para obtener una representación gráfica de las variables edáficas en el plano de los dos primeros componentes principales. Los datos de arena fina (AF), limo (Li) arcilla (Ar), que se utilizaron para el análisis de componentes principales se encuentran en la Tabla 3.3 del Capítulo 3. Los contenidos de carbono orgánico (CO) y nitrógeno total (N) que se utilizaron para el mismo análisis se encuentran en la Tabla 3.2 del Capítulo 3.

4.3. RESULTADOS

Los parámetros de ajuste obtenidos de las curvas de retención hídrica del suelo (Ecuación 1) tomaron diferentes valores entre estratos para un mismo suelo así como también entre suelos (Tabla 4.1). Los parámetros “d” y “e” tuvieron mayor rango en el estrato superior que en los estratos medio e inferior, en cambio el parámetro “f” presentó mayor valor negativo en profundidad. En general, las ecuaciones obtenidas dieron como resultado un ajuste aceptable con R² entre 40 y 90 % en vegetación natural y entre 50 y 86 % bajo uso agrícola.

Tabla 4.1: Parámetros de ajustes (d, e, f) de la curva de retención hídrica del suelo (Ecuación 1). Uso agrícola (A 1 y A 2), uso en vegetación natural (VN 1 y VN 2).

Estrato superior				
Parámetros	A 1	A 2	VN 1	VN 2
d	-4,24	-7,79	-1,01	-1,88
e	1,78	4,80	-0,40	0,11
f	-0,18	-0,15	-0,10	-0,15
R²	62	79	40	82
Estrato medio				
	A 1	A 2	VN 1	VN 2
d	-1,94	-1,77	-4,60	-2,92
e	-0,01	-0,09	2,49	0,64
f	-0,19	-0,16	-0,25	-0,23
R²	86	67	82	87
Estrato inferior				
	A 1	A 2	VN 1	VN 2
d	-1,80	-2,72	1,83	-3,15
e	0,85	0,28	-3,98	0,25
f	-0,30	-0,30	-0,27	-0,37
R²	60	77	89	78

Los coeficientes de ajuste del modelo de RP (Ecuación 2) se presentan en la Tabla 4.2.

Los coeficientes de la DA (“a” y “c”) presentaron valores positivos mientras que el coeficiente del contenido de agua “b”, valores negativos, por lo cual se confirma que la

RP varió positivamente con la DA y negativamente con los contenidos de agua. Los R^2 obtenidos se encontraron entre 49 y 95 % en vegetación natural y entre 51 y 87% para el uso agrícola.

Tabla 4.2: Parámetros de ajustes (a, b, c) de la curva de resistencia a la penetración en función del contenido volumétrico del agua (Ecuación 2). Uso agrícola (A 1 y A 2), uso en vegetación natural (VN 1 y VN 2).

Estrato superior				
Parámetros	A 1	A 2	VN 1	VN 2
a	0,06	0,14	0,24	1,02
b	- 0,74	-0,69	-0,88	-0,23
c	6,58	7,10	3,81	1,63
R²	53	51	52	49
Estrato medio				
	A 1	A 2	VN 1	VN 2
a	0,06	0,13	0,35	0,12
b	-0,57	-1,17	-0,42	-0,62
c	8,00	5,67	4,78	4,73
R²	53	87	51	72
Estrato inferior				
	A 1	A 2	VN 1	VN 2
a	0,10	0,21	0,39	0,040
b	-0,02	-0,94	-0,24	-1,20
c	8,50	-0,579	7,70	4,43
R²	60	71	50	95

Los contenidos hídricos que establecieron los límites del IHO para cada DA medida se muestran en las Figuras 4.1, 4.3, 4.5 y 4.7 para los suelos VN 1, VN 2, A1 y A2, respectivamente.

4.3.1. SUELOS BAJO VEGETACIÓN NATURAL

En el estrato superior de VN 1 se comprobó que a mayores valores en la DA se registraron incrementos en la curva de RP y disminución en la de PA, mientras que las curvas de CC y PMP se mantuvieron relativamente constantes (Figura 4.1 a). En el

estrato medio del perfil el aumento de la DA produjo incrementos principalmente en la curva de CC y, en menor grado, en las correspondientes a RP y PMP, mientras que la curva de PA disminuyó (Figura 4.1 b). En el estrato inferior se registró disminución en la curva de CC con el aumento de la DA y, en menor grado, en las curvas de PMP y de PA, mientras que no se registraron variaciones en la curva de RP (Figura 4.1 c). El límite superior del IHO para los tres estratos fue la curva de CC, y el límite inferior estuvo representado por la curva de PMP. La relación funcional entre el IHO y la DA se presenta en la Figura 4.2. Se pudo comprobar que con mayores valores en la DA, el IHO se mantuvo estable en el estrato superior (Figura 4.2 a), aumentó en el estrato medio (Figura 4.2 b) y disminuyó en el estrato inferior (Figura 4.2 c).

Para los estratos superior, medio e inferior del perfil VN 2 mayores valores en la DA resultaron en incrementos en la curva de RP y disminución en la de PA, mientras que las curvas hídricas se mantuvieron estables (Figura 4.3 a, b y c, respectivamente). El límite superior del IHO para los tres estratos fue la curva de CC, y el límite inferior estuvo representado por la curva de PMP en los estratos superior y medio, mientras que en el estrato inferior, la curva de RP representó el límite inferior. Con mayores valores en la DA, el IHO se mantuvo estable en el estrato superior (Figura 4.4 a), aumentó en el estrato medio (Figura 4.4 b) y disminuyó en el estrato inferior (Figura 4.4 c).

4.3.2 SUELOS BAJO USO AGRÍCOLA

En el estrato superior de A 1 se comprobó que el aumento en la DA ocasionó incrementos en los contenidos hídricos de las curvas de CC, PMP, RP y disminución en la curva de PA (Figura 4.5 a). La curva de RP fue el límite inferior del IHO a partir del valor de DA de $1,32 \text{ g cm}^{-3}$. En el estrato medio del perfil se comprobó que a mayores valores

de DA las curvas de CC y PMP se mantuvieron constantes, mientras que la curva de RP aumentó y la de PA disminuyó (Figura 4.5 b). El valor de DA a partir del cual el límite inferior del IHO correspondió a la curva de RP fue igual que en el estrato superior ($1,32 \text{ g cm}^{-3}$). El estrato inferior del perfil se comportó de manera diferente, ya que a medida que la DA aumentó las curvas de CC, PMP y RP se mantuvieron relativamente constantes, mientras que la de PA disminuyó (Figura 4.5 c). La relación funcional entre el IHO y la DA en A 1 se presenta en la Figura 4.6. En el estrato superior el IHO se relacionó positivamente con la DA hasta $1,32 \text{ g cm}^{-3}$ y negativamente para valores superiores (Figura 4.6 a). Para el estrato medio del perfil, el IHO se mantuvo constante hasta $1,32 \text{ g cm}^{-3}$ de DA y luego disminuyó. En cambio, para el estrato inferior del perfil el IHO no varió en función a la DA del suelo (Figura 4.6 c).

En el estrato superior de A 2 se encontró que, a mayores valores en la DA se obtuvo disminución en los contenidos de hídricos de la curva de PA, aumento en el contenido hídrico de la curva de RP, mientras que las curvas de CC y PMP se mantuvieron constantes (Figura 4.7 a). La curva de RP, fue el límite inferior del IHO a partir de $1,17 \text{ g cm}^{-3}$. En el estrato medio del perfil, las curvas de RP y PA mostraron similar comportamiento que en el estrato superior ante incrementos en la DA, mientras que las curvas de CC y PMP se mantuvieron relativamente constantes (Figura 4.7 b). El límite inferior del IHO para todas las DA medidas fue la curva de RP. En el estrato inferior del perfil, a medida que la DA aumentó, las curvas de CC, PMP, RP se mantuvieron constantes, aunque el límite inferior del IHO para cada densidad aparente estuvo dado por la curva de RP y no por el contenido hídrico en PMP (Figura 4.7 c). La relación funcional entre el IHO y la DA se presenta en la Figura 4.8. En el estrato superior (Figura 4.8 a) a partir de $1,17 \text{ g cm}^{-3}$ el IHO se relacionó negativamente con la DA y valores

superiores a $1,28 \text{ g cm}^{-3}$ de DA definido como densidad crítica (Tormena et al., 1999) condujo a IHO de $0 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Para el estrato medio del perfil (Figura 4.8 b), el IHO se relacionó negativamente con la DA y valores superiores a $1,22 \text{ g cm}^{-3}$ dieron como resultados IHO de $0 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. En el estrato inferior del perfil (Figura 4.8 c) el IHO aumentó con la densidad del suelo, registrándose el valor máximo en $1,32 \text{ g cm}^{-3}$.

En los dos suelos bajo uso agrícola y en los tres estratos se comprobó que el límite superior del IHO fue el contenido hídrico en CC, no obstante la tendencia en algunos estratos es a una importante disminución en la curva de PA con el incremento de la DA.

4.3.3 COMPARACIÓN DEL IHO ENTRE SUELOS EN VEGETACIÓN NATURAL Y AGRÍCOLA

Los valores promedio del IHO se muestran en la Figura 4.9. El uso A condicionó los valores del IHO en los dos primeros estratos. Los suelos en agricultura, especialmente el suelo A 2, presentaron mayores diferencias entre profundidades con respecto a los suelos en vegetación natural. En el estrato superior los rangos del IHO fueron $0,03$ a $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ bajo uso A y $0,11$ a $0,14 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ en VN. En el estrato medio también se comprobó el efecto del uso del suelo sobre el IHO, con un rango en suelos A de $0,00$ a $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ y en VN de $0,14$ a $0,21 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.

Los suelos A tuvieron mayores valores de IHO en el estrato inferior con respecto a los dos superiores, mientras que en los suelos VN se observaron pocas diferencias entre los estratos medio e inferior, y solamente VN 1 tuvo valores más bajos en el estrato superior. El rango de los valores de IHO en los estratos inferiores de los suelos A coincidió con los hallados en VN (entre $0,12$ y $0,22 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$). El suelo A1 presentó condiciones de IHO similares a los suelos VN, mientras que el A2 mostró diferencias con respecto a

éstos, sobre todo en los estratos superior y medio, donde el IHO adquirió valores muy inferiores.

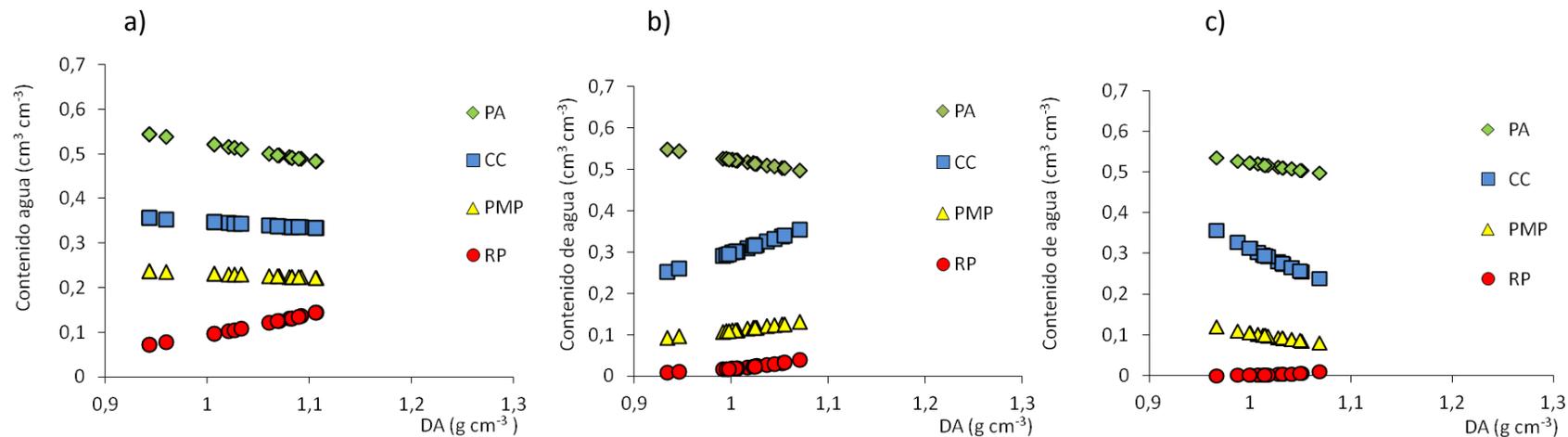


Figura 4.1: Variación del contenido hídrico volumétrico con la densidad aparente (DA), curvas de porosidad de aireación (PA), capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP) y resistencia a la penetración (RP), en suelo bajo vegetación natural 1, en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior.

103

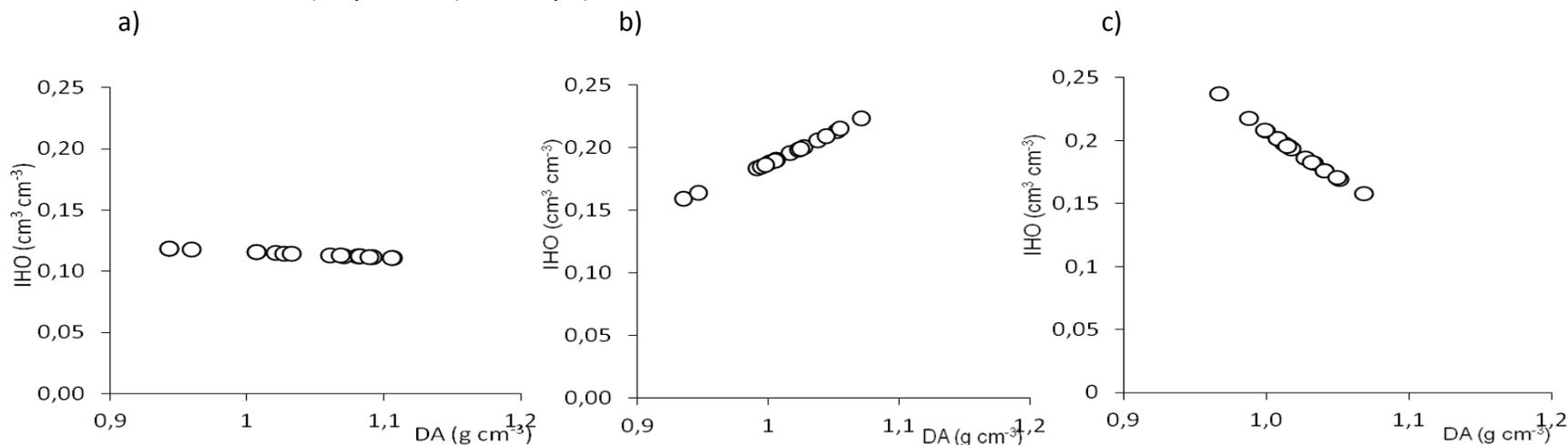


Figura 4.2: Variación del intervalo hídrico óptimo (IHO) en función de la densidad aparente del suelo (DA) bajo vegetación natural 1 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior del perfil de suelo.

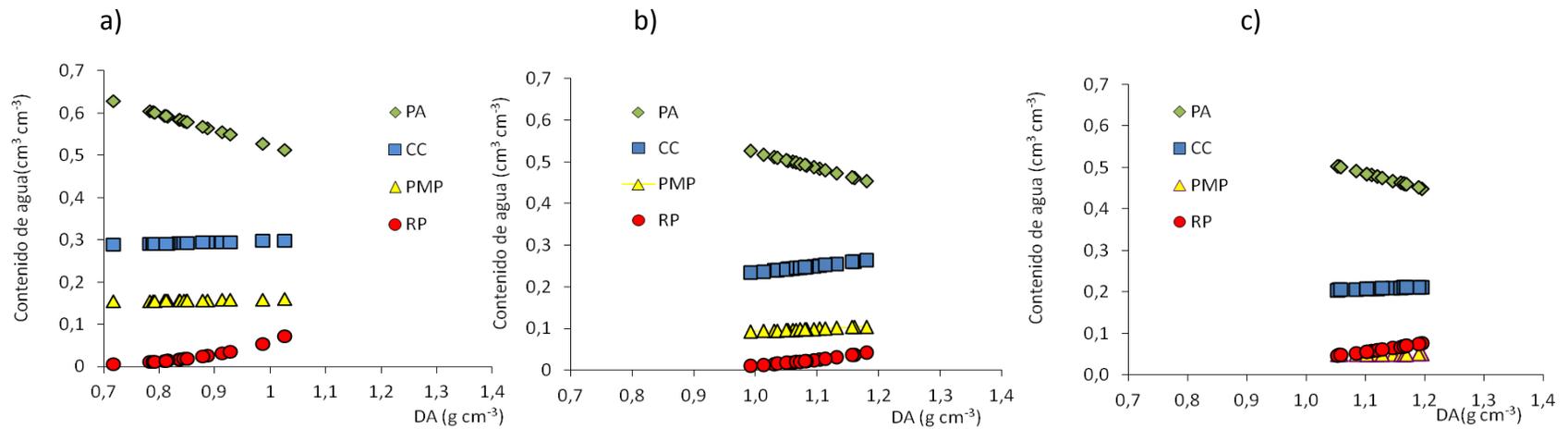


Figura 4.3: Variación del contenido hídrico volumétrico con la densidad aparente (DA), curvas de porosidad de aireación (PA), capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP) y resistencia a la penetración (RP), en suelo bajo vegetación natural 2, en los estratos estrato a) superior, b) medio y c) inferior.

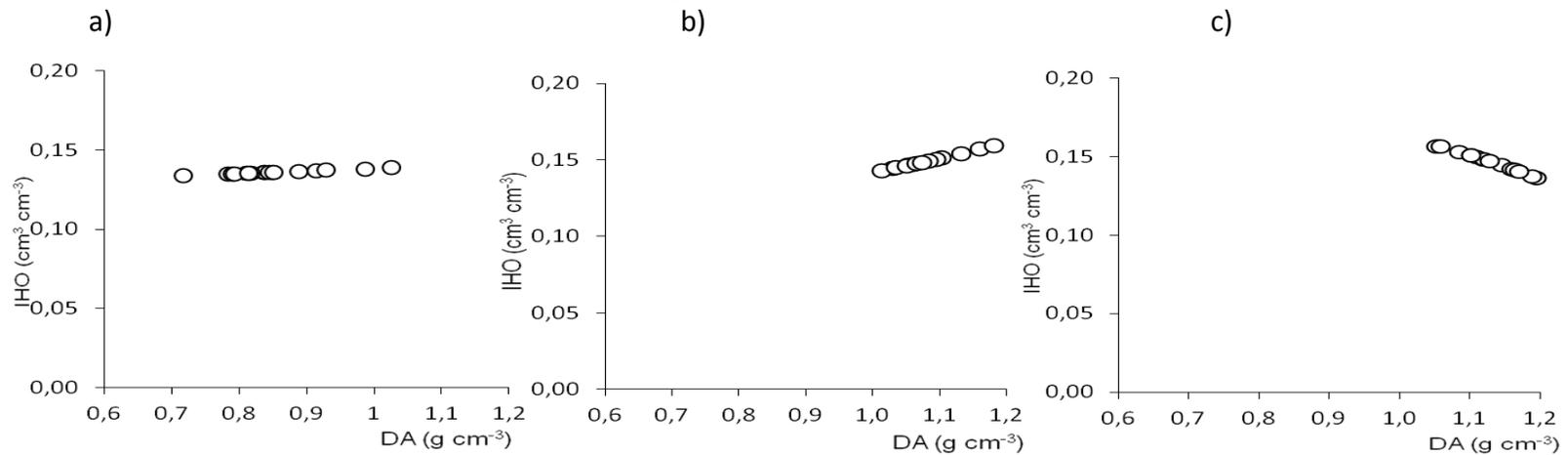


Figura 4.4: Variación del intervalo hídrico óptimo (IHO) en función de la densidad aparente (DA) del suelo bajo uso en vegetación natural 2 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior del perfil de suelo.

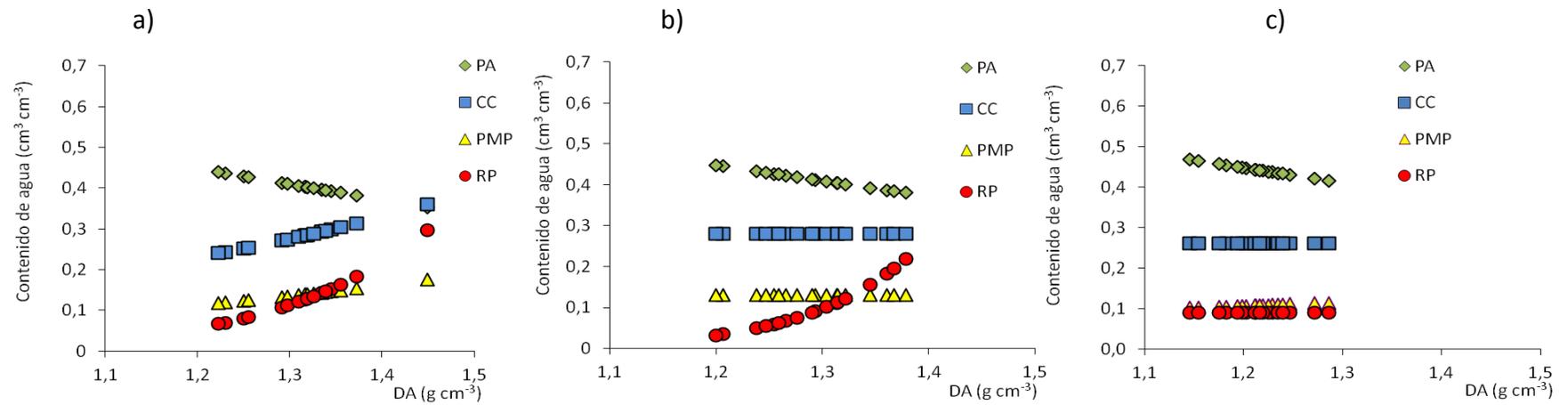


Figura 4.5: Variación del contenido hídrico volumétrico con la densidad aparente (DA), curvas de porosidad de aireación (PA), capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP) y resistencia a la penetración (RP), en suelo bajo uso agrícola 1, en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior.

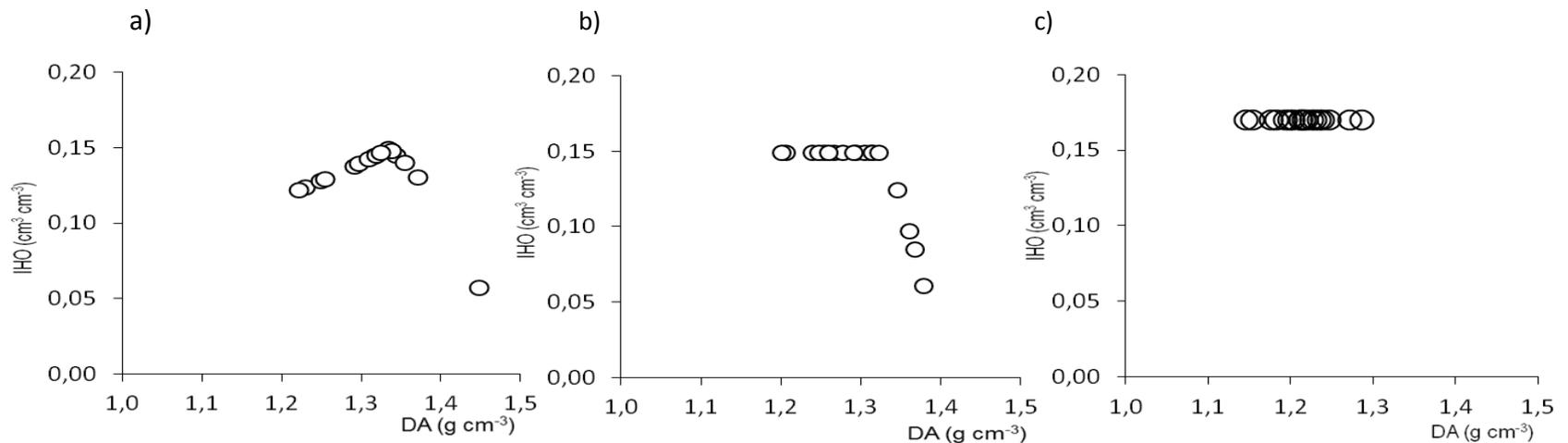


Figura 4.6: Variación del intervalo hídrico óptimo (IHO) en función de la densidad del suelo (DA) bajo uso agrícola 1 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior del perfil de suelo.

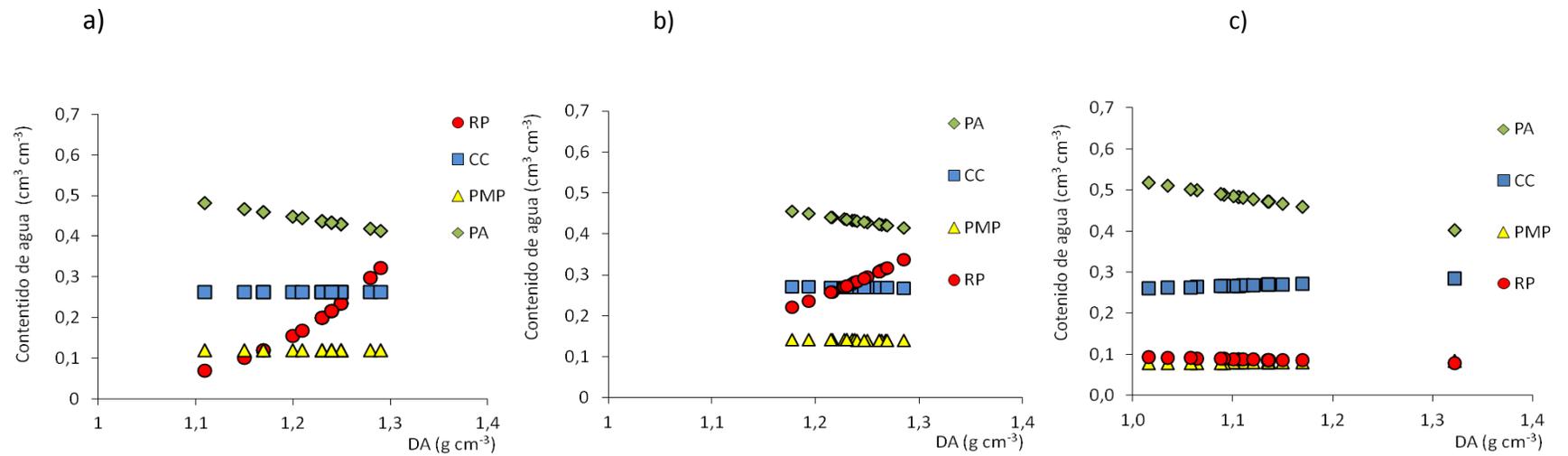


Figura 4.7: Variación del contenido hídrico volumétrico con la densidad aparente (DA), curvas de porosidad de aireación (PA), capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP) y resistencia a la penetración (RP), en suelo bajo uso agrícola 2, en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior.

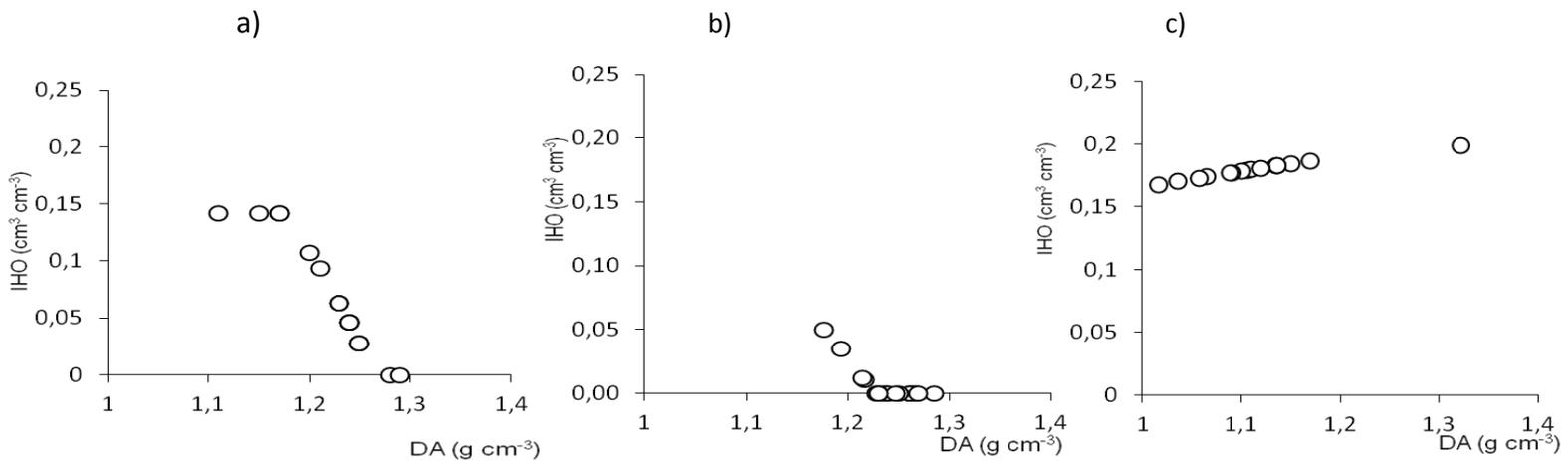


Figura 4.8: Variación del intervalo hídrico óptimo (IHO) en función de la densidad aparente del suelo (DA) bajo uso agrícola 2 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior del perfil de suelo.

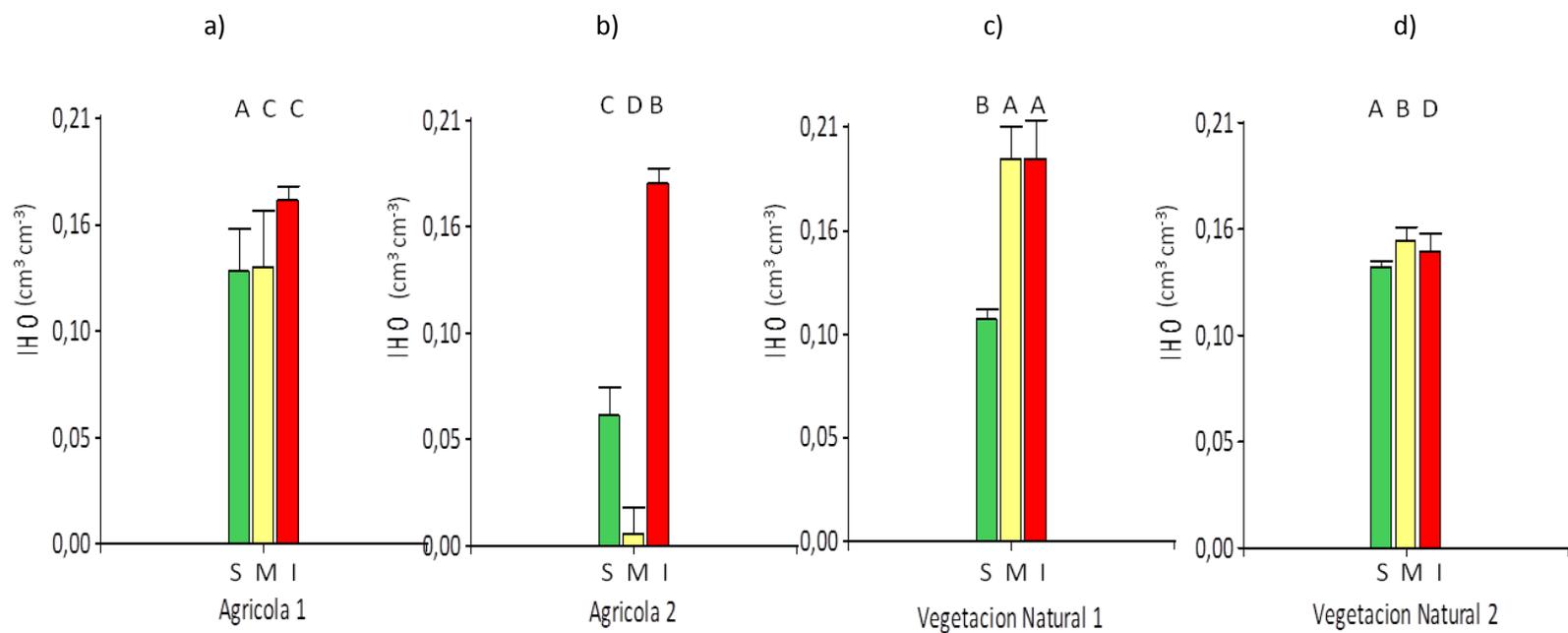


Figura 4.9: Intervalo hídrico óptimo (IHO) en los estratos superior (S), medio (M) e inferior (I), para suelos bajo uso agrícola a) 1, b) 2 y en vegetación natural c) 1, d) 2. Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,10$) entre usos para el mismo estrato.

4.3.3 RELACIÓN ENTRE EL IHO Y PROPIEDADES EDÁFICAS INFLUENCIADAS POR DISTINTAS PRÁCTICAS DE USO

La relación entre el IHO y la DA dependió principalmente del uso del suelo pero también del estrato evaluado (Figura 4.10). En los suelos bajo VN el IHO no se relacionó con los valores obtenidos de DA. Bajo este manejo, el estrato superior presentó menores valores de DA con respecto a los estratos medio e inferior, pero los IHO obtenidos fueron similares entre sí. En cambio, el uso agrícola se comportó de manera diferente: los valores de DA presentaron menor amplitud y mayor valor que en VN, pero los valores del IHO por estrato fueron muy distintos. En el estrato medio fueron bajos, mientras que los obtenidos en el estrato inferior fueron altos, y similares a los hallados en el uso VN.

La matriz de correlación entre el IHO con variables relacionadas a la compactación y la fertilidad del suelo, se presenta en la Tabla 4.3. En términos generales, para el estrato superior se observó que los contenidos de CO, N y arena fina fueron las variables que influenciaron positivamente sobre el IHO, mientras que los contenidos de arcilla, limo y, en menor medida, la DA presentaron relación negativa. En el estrato medio, la PT, los contenidos de arena fina y arcilla presentaron las relaciones más altas, comprobándose menores valores del IHO a mayores contenidos de arcilla. En el estrato inferior las variables que se relacionaron positivamente con el IHO fueron los contenidos de limo, CO, N y la relación entre carbono orgánico y nitrógeno total (C/N), mientras que los contenidos de arena fina y la DA influenciaron negativamente.

La Figura 4.11 muestra la distribución de los sitios evaluados en el plano de las dos primeras componentes principales para los estratos superior, medio e inferior. Para el estrato

superior la componente principal 1 explicó el 53,5 % de la variabilidad y la componente principal 2, el 34 %, resultando en un 87,5 % de la variabilidad total de los datos (Figura 4.11 a). Las variables que correlacionaron con la componente 1 fueron PT, contenidos de arcilla, limo, CO, N, arena fina y DA. Para la componente principal 2 se encontraron relaciones positivas con IHO y los contenidos de N y CO y negativas con los contenidos de arcilla y limo. En el estrato medio (Figura 4.11 b) la componente principal 1 explicó el 53 % de la variabilidad y la componente principal 2, el 38,2 %, resultando en un 91,3 % de la variabilidad total de los datos. Las variables que se correlacionaron positivamente con la componente 1 fueron los contenidos de CO, N y limo, C/N, y PT, mientras que aquéllas que estuvieron asociadas negativamente fueron DA y contenido de arena fina. Para la componente principal 2 se encontraron relaciones positivas con contenido de arcilla y DA, y negativas con IHO, PT y contenido de arena fina. En el estrato inferior (Figura 4.11 c) la componente principal 1 explicó el 72,9 % de la variabilidad y la componente principal 2, el 16,4 %, resultando en un 98,3 % de la variabilidad total de los datos. Las variables que se relacionaron positivamente con la componente 1 fueron los contenidos de CO, N y limo, C/N, IHO y PT, y negativamente con arena fina y DA. La componente principal 2 se relacionó positivamente con el contenido de arcilla y negativamente con PT.

Las variables que más se relacionaron en el uso A, en los estratos superior y medio del perfil, fueron el contenido de limo y la DA, mientras que en VN fueron el IHO, y la PT.

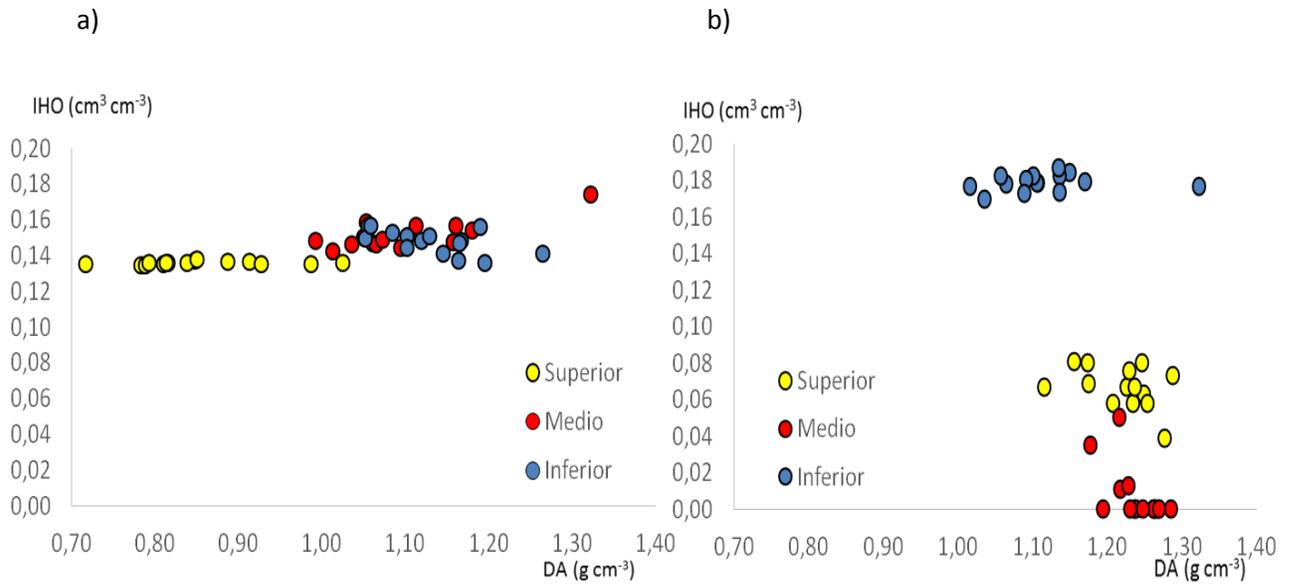


Figura 4.10: Intervalo hídrico óptimo (IHO) en función de la densidad aparente (DA) en estratos superior, medio e inferior en a) vegetación natural y b) agrícola.

Tabla 4.3: Coeficientes de correlación en los estratos superior, medio e inferior, entre el intervalo hídrico óptimo (IHO) y contenidos de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (N), relación carbono orgánico-nitrógeno total (C/N), densidad aparente (DA), porosidad total (PT) y contenidos de arcilla (Ar), limo (li) arena fina (AF)

Estrato	IHO		
	Superior	Medio	Inferior
Variables			
CO	0,52	0,002	0,90
N	0,52	0,20	0,91
C/N	-0,13	-0,10	0,88
DA	-0,30	-0,49	-0,33
PT	0,22	0,65	0,45
Ar	-0,57	-0,99	0,62
Li	-0,72	-0,19	0,71
AF	0,61	0,69	-0,58

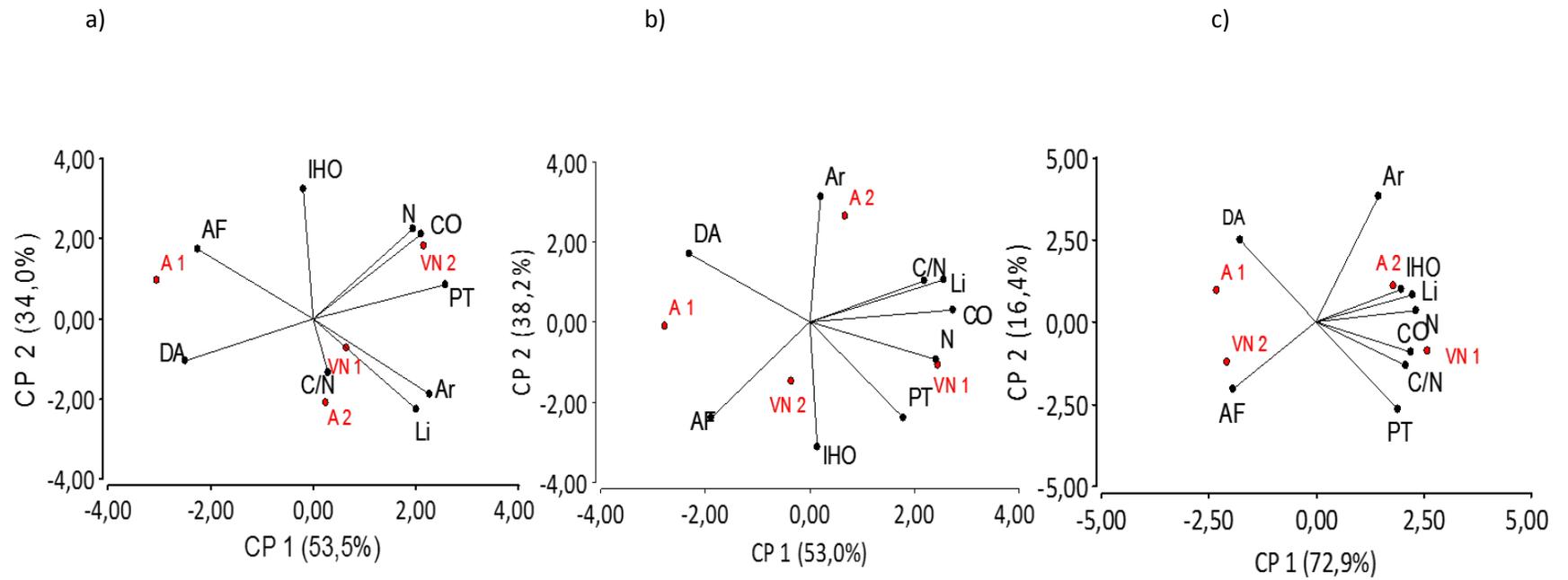


Figura 4.11: Análisis bi-plot de componentes principales (CP) en suelos bajo vegetación natural (VN 1 y VN 2) y bajo uso agrícola (A 1 y A 2), en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior. Intervalo hídrico óptimo (IHO) y contenido de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (N), relación C/N, densidad aparente (DA), porosidad total (PT), contenidos de arcilla (Ar), limo (li) y arena fina (AF)

4.4. DISCUSIÓN

Los valores promedio del IHO bajo uso en VN fueron 0,12; 0,17 y 0,16 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ y en suelos bajo uso A de 0,09, 0,07 y 0,17 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ en los estratos superior, medio e inferior, respectivamente. Estos valores más bajos en suelos A representan un 21 y 59 % menos de IHO para los estratos superior y medio, respectivamente. Los valores del IHO obtenidos en este estudio se encuentran dentro de los rangos reportados por la bibliografía en suelos de distinta composición granulométrica. En suelos arcillosos se han obtenido valores entre 0-0,17 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (Cecagno et al., 2016), 0-0,14 (Lima et al., 2012) y 0-0,11 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (Tormena et al., 1999); en suelos franco arcillosos 0,03–0,11 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (Safadoust et al., 2014), franco limosos 0-0,19 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (Minetti, 2012), y francos 0,07-0,12 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (Tormena et al., 2017), 0,05-0,13 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (Benjamin et al., 2003), y, en un suelo franco arenoso, 0,05-0,20 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (Chen et al., 2014) y 0,08-0,11 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (Safadoust et al., 2014).

Pilatti & Orellana (2012) evaluaron la calidad física de Argiudoles bajo VN y obtuvieron valores del IHO de 0,19 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$, sugiriendo que estos suelos con mayores contenidos de CO con respecto a situaciones agrícolas, ofrecen buen estado físico para el establecimiento, exploración y actividad radical. Los resultados del presente estudio demostraron que los Paleustoles de la Región Semiárida Pampeana bajo VN alcanzaron valores del IHO similares a los hallados en la Región Húmeda Pampeana con granulometrías más finas. Esto apoya el criterio de considerar los valores de los indicadores hallados en los suelos VN como valores de línea de base, para poder clasificar suelos degradados y generar escalas de valoración para los indicadores de calidad física en la región.

La compactación altera la PT del suelo y la distribución del tamaño de los poros, de tal manera que se produce una disminución de los macroporos y un aumento de los microporos, lo cual debería manifestarse en los valores de DA (Hamza & Anderson, 2005; Kay et al., 1997). En promedio, los suelos A presentaron mayores valores de DA con respecto a los suelos en VN (Tabla 3.3, Capítulo 3). Sin embargo, los valores de DA en suelos agrícolas no superaron $1,40 \text{ g cm}^{-3}$ y, por ende, en suelos de textura franca no reflejarían limitaciones en el sistema poroso (USDA NRCS, 2014). No obstante, los datos obtenidos reflejaron que la variación en la DA presentó un importante impacto sobre las curvas de RP, principalmente en los suelos bajo uso agrícola. La curva de RP fue el límite inferior del IHO en los estratos superior y medio de esos suelos (Figuras 4.5 a y b), mientras que en el estrato inferior dicha curva se encontró próxima a la de PMP (Figura 4.5 c). En los estratos superior y medio del perfil del suelo A 1 (Figuras 4.5 a y b), se pudo comprobar que la curva de RP sustituyó a la de PMP a partir de $1,32 \text{ g cm}^{-3}$ de DA, en cambio en A 2 (Figura 4.7 a y b) la curva de RP constituyó el límite inferior del IHO a un valor considerablemente menor de DA ($1,17 \text{ g cm}^{-3}$). Estos resultados estarían indicando que los cultivos serán afectados por la elevada RP antes de que el suelo alcance el PMP, lo cual significa que las raíces no podrán aprovechar el agua físicamente disponible comprendida entre CC y PMP, aún a un valor de DA considerado bajo ($1,17 \text{ g cm}^{-3}$). Por consiguiente, se podría establecer que la DA no sería un buen indicador de calidad en estos suelos, como ya fue observado para otras regiones climáticas y tipos de suelos por Asgarzadeh et al. (2010); Dexter et al. (2007); Logsdon & Karlen, (2004) y Benjamín et al. (2003).

En los suelos bajo uso A y en VN, el límite superior del IHO en los tres estratos evaluados, fue el contenido hídrico en CC, lo cual demostraría que bajo las DA medidas no existirían

problemas de falta de oxígeno para las raíces de los cultivos, aún a DA altas (Figuras 4.1, 4.3, 4.5 y 4.7). Estos resultados podrían explicarse por la composición granulométrica de los suelos en estudio, siendo de textura franca y franco arenosa (Tabla 3.2, Capítulo 3), teniendo en cuenta que no se han reportado limitaciones en la PA en suelos de texturas arenoso francas (Cecagno et al., 2016; Safadoust et al., 2014). En cambio, en suelos con granulometrías más finas esto ha sido observado frecuentemente. Por ejemplo, Tormena et al. (1999) y Lima et al. (2012) concluyeron que en un suelo arcilloso el límite superior del IHO fue dado por la curva de CC, mientras que en un suelo limoso (Minetti, 2012), otro arcilloso (Topp et al., 1994) y otro franco arcilloso (Safadoust et al., 2014) la curva de PA reemplazó en el límite superior a la curva de CC.

Para los suelos en VN el IHO en los tres estratos estuvo definido entre la curva de CC y la de PMP (Figuras 4.1 y 4.3). En cambio, en los suelos agrícolas el límite inferior no correspondió a la curva de PMP para todas las DA medidas (Figuras 4.5 y 4.7). En este sentido, se obtuvo que la curva de CC representó el límite superior y la curva de RP el límite inferior para los suelos A 1 a partir de $1,32 \text{ g cm}^{-3}$ (en estrato superior y medio) y en A 2 a partir de $1,17 \text{ g cm}^{-3}$ de DA (en estrato superior y medio). El IHO disminuyó en suelos agrícolas en los estratos superior y medio con mayores valores de DA, lo cual implicaría que estas profundidades se encuentran más afectadas por la compactación de suelo.

A nivel general, se puede expresar que las propiedades edáficas que influenciaron en mayor grado sobre el IHO variaron entre el uso del suelo y el estrato considerado. Por ejemplo, el suelo en VN 2 presentó diferentes contenidos de CO y N (Tabla 3.2, Capítulo 3) en los tres estratos, pero los valores hallados del IHO fueron similares entre sí. Por lo contrario, en el suelo en VN 1 el menor IHO se encontró en el estrato superior con

respecto a los dos estratos más profundos siendo ese estrato el que tuvo mayor contenido de CO y N. De la misma manera, en suelos bajo uso agrícola, el estrato inferior con menores contenidos de CO y N fue el que presentó mayor IHO, indicando un buen estado estructural del suelo. Sin embargo, en términos generales, se observó que el IHO correlacionó con CO y N en los estratos superior e inferior, mientras que en el estrato medio los contenidos de arcilla y arena fina, la PT y la DA influenciaron en mayor grado sobre el IHO (Tabla 4.3). Esto indicaría que el estrato medio de los suelos estaría más susceptible a procesos de densificación y compactación que el superior o el inferior. La compactación del subsuelo es un fenómeno ampliamente documentado en suelos cultivados en labranza convencional o en siembra directa (Botta et al., 2013; Zink et al., 2011). Sin embargo, rotaciones con pasturas perennes aliviarían la RP del estrato subsuperficial (Tormena et al., 2017). La complejidad de las relaciones entre IHO y otras variables edáficas que representan la fertilidad y estructura están evidentes en los graficos bi-plot de los análisis de componentes principales (Figura 4.11), donde se puede observar que la asociación entre las variables tomó distintos patrones de acuerdo al estrato de profundidad.

En suelos de similar granulometría, algunos autores han obtenido relaciones positivas entre el IHO y los contenidos de CO (Kay et al., 1997). Estudios más recientes demostraron que el IHO además de estar afectado por los contenidos de CO, se relacionó con DA, contenidos de arcilla y carbonato de calcio (Safadoust et al., 2014). Imhoff et al. (2016) proponen que la textura, el CO y el contenido de agua son los factores más importantes que controlan la degradación física de los suelos. Esto se condice con los resultados que indicaron que en suelos de similar textura, a mayores

contenidos de CO el IHO adquiere los valores más altos, ya que en promedio éste fue mayor en suelos en VN ($0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) con respecto al uso A ($0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$).

Puede inferirse que la producción de los cultivos en suelos con IHO más bajos dependerá en mayor medida de la distribución y cantidad de las precipitaciones durante el ciclo. En condiciones climáticas con precipitaciones frecuentes, las propiedades físicas que limitan la disponibilidad de agua no serían perjudiciales para el crecimiento y el desarrollo del cultivo, cuando el IHO es condicionado en su límite inferior por la RP. Por otro lado en ciclos más secos, con menor frecuencia de precipitaciones, la RP antes que el agua útil limitaría la producción de los cultivos. El estudio del IHO en zonas semiáridas es reciente, no existen antecedentes sobre las interacciones entre el sistema poroso y el desarrollo y actividad de las raíces de los cultivos.

4.5. CONCLUSIÓN

La agricultura produjo una disminución en el IHO principalmente en los dos estratos superiores. En ambas situaciones de uso, el límite superior del IHO fue el contenido hídrico en CC, lo cual demostraría que no existirían restricciones por falta de oxígeno para las raíces de los cultivos en los suelos de esta región. La curva de RP fue más importante en suelos A para definir el rango de agua disponible, indicando procesos de densificación y compactación a causa del uso, principalmente en el estrato medio del perfil. Esto implicaría que, si bien el suelo presenta agua físicamente disponible, la raíz no pueda aprovecharla o lo hace a menor tasa. En cambio, en el suelo bajo VN, el límite inferior correspondió la curva de PMP, no mostrando limitaciones de compactación que dificultarán la absorción del agua por parte de los cultivos.

Estos resultados preliminares para Ustoles de la Región Semiárida Pampeana muestran que el IHO puede ser utilizado como indicador debido a que reflejó los cambios en el sistema poroso del suelo bajo uso agrícola con respecto a un suelo de similar granulometría bajo vegetación natural.

4.6. BIBLIOGRAFÍA

- Asgarzadeh, H; M Mosaddeghi; A Mahboubi; A Nosrati & A Dexter. 2010. Soil water availability for plants as quantified by conventional available water, least limiting water range and integral water capacity. *Plant and Soil* 335: 229–244.
- Benjamin, J & D Karlen. 2014. LLWR Techniques for Quantifying Potential Soil Compaction Consequences of Crop Residue Removal. *Bioenergy Research* 7: 468–480.
- Benjamin, J; D Nielsen & M Vigil. 2003. Quantifying effects of soil conditions on plant growth and crop production. *Geoderma* 116: 137–148.
- Benjamin, J; D Nielsen; M Vigil; M Mikha; F Calderon. 2013. A Comparison of Two Models to Evaluate Soil Physical Property Effects on Corn Root Growth. *Agron. J.* 105-713.
- Blake, G & K Hartge. 1986. Bulk density. En: *Methods of Soil Analysis-Physical and Mineralogical Methods* 2nd ed. (Ed. Klute, A) Am. Soc. Agron. Madison, USA. 363-375.
- Boone, F; H Van Der Werf; B Kroesbergen; B Ten Hag & A Boers. 1987. The effect of compaction of the arable layer in sandy soils on the growth of maize for silage. II. Soil conditions and plant growth. *Neth. J. Agric. Res.* 35: 113-128.
- Botta, G; A Tolón-Becerra; X Lastra-Bravo; M Tourn; R Balbuena & D Rivero. 2013. Continuous application of direct sowing: Traffic effect on subsoil compaction and maize (*Zea mays* L.) yields in Argentinean Pampas. *Soil Till. Res.* 134: 111-120.
- Bouma, J & H van Lanen. 1987. Transfer functions and threshold values from soil characteristics to land qualities. In: *Quantified land evaluation, ProcWorkshop ISSS/SSSA, Washington, DC.* ITC Publ., Enschede, The Netherlands. 106-111.
- Bradford, J. 1980. The penetration resistance in a soil with well-defined structural units. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 601-606.
- Busscher, W. 1990. Adjustment of flat-tipped penetrometer resistance data to a common water-content. *Transactions of the ASAE* 33: 519-524.
- Cecagno, D; S Ely; V Gigante; D Costa; I Anghinoni; T Robinson; A Posselt; J Miguel; P Ivonir; F Balerini; J Rodrigo; P Cesar & D Carvalho. 2016. Least limiting water range and soybean yield in a long-term, no-till, integrated crop-livestock system under different grazing intensities. *Soil Till. Res.* 156: 54–62.
- Chen, G; R Weil & R Hill. 2014. Effects of compaction and cover crops on soil least limiting water range and air permeability. *Soil Till. Res.* 136: 61–69.
- Da Silva, A & B Kay. 1997. Estimating the least limiting water range of soil from properties and management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 877-883.

- Da Silva, A; B Kay & E Perfect. 1994. Characterization of the least limiting water range. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1775- 1781.
- Da Silva, A; B Kay; C Tormena; S Imhoff; D Karlen; J Benjamin & R Lal. 2015. Least Limiting Water Range of Soils. *Encyclopedia of Soil Sci.*, 3ra Ed. CRC Press. Boca Raton, USA. ISBN 9781498738903.
- Damiano, F & R. Moschini. 2011. Intervalo hídrico óptimo en suelos argiudoles plantados con *Eucalyptus dunnii* Maiden. *Ciencia del Suelo* 29: 1-11.
- Dexter, A; E Czyż & O Gaęe. 2007. A method for prediction of soil penetration resistance. *Soil Till. Res.* 93: 412–419.
- Di Rienzo, J; F Casanoves; M Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C Robledo. 2013. Infostat - Software estadístico. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina [WWW Document]. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Hagan, R; Y Badia & M Russell. 1959. Interpretation of Plant Response to Soil Moisture Regimes. *Adv. Agron* 11: 77-97.
- Hamza, M & W Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till. Res.* 82: 121–145.
- Imhoff, S; J Gay; A Grioni & P Ghiberto. 2006. Calidad física de Argiudoles de Santa Fe determinada por medio del Intervalo Hídrico Óptimo. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y I Reunión de suelos de la región andina, 2006, Salta. Resúmenes.
- Imhoff, S; A Pires; P Ghiberto & C Tormena. 2016. Physical Quality Indicators and Mechanical Behavior of Agricultural Soils of Argentina. *PLOS One* 1–21.
- Kay, B; A Da Silva & J Baldock. 1997. Sensitivity of soil structure to changes in organic carbon content: predictions using pedotransfer functions. *Can. J. Soil Sci.* 77: 655-667.
- Kirkham, M. 2005. *Principles of Soil and Plant Water Relations*. Elsevier Academic Press, 500 pp.
- Klute, A & A Klute. 1986. Water Retention: Laboratory Methods, En: *Methods of Soil Analysis: Part 1-Physical and Mineralogical Methods*. Soil Sci. Soc. Am. and Am. Soc. Agron. 635-662.
- Lapen, D; G Topp; E Gregorich & W Curnoe. 2004. Least limiting water range indicators of soil quality and corn production, eastern Ontario, Canada. *Soil Till. Res.* 78: 151–170.
- Leão, T & A Da Silva. 2004. A simplified Excel((R)) algorithm for estimating the least limiting water range of soils. *Scientia Agricola* 61: 649–654.
- Leão, T; A Da Silva; M Macedo; S Imhoff & V Euclides. 2006. Least limiting water range: A potential indicator of changes in near-surface soil physical quality after the conversion of Brazilian Savanna into pasture. *Soil Till. Res.* 88: 279-285.
- Letey, J. 1985. Relationship between soil physical properties and crop production. *Adv. Soil Sci.* 1: 277–294.
- Lima, C; E Miola; L Timm; E Pauletto & A Da Silva. 2012. Soil compressibility and least limiting water range of a constructed soil under cover crops after coal mining in Southern Brazil. *Soil Till. Res.* 124: 190–195.
- Logsdon, S & D Karlen. 2004. Bulk density as a soil quality indicator during conversion to no-tillage. *Soil Till. Res.* 78: 143–149.

- Minetti M. 2012. Influencia de propiedades físico químicas de un Argiudol del Centro de Santa Fe en la aparición de manchones improductivos de alfalfa. Tesis Doctoral en Ciencias Biológicas de la Universidad Nac. del Litoral.
- Pilatti, M & J Orellana. 2012. Suelos ideales para agricultura sostenible. Revista FAVE 11: 65-88
- Pilatti, M; J Orellana; S Imhoff & A Da Silva. 2012. Actualización de los límites críticos del intervalo hídrico óptimo. Ciencia del Suelo 30: 9–21.
- Safadoust, A; P Feizee; A Mahboubi; B Gharabaghi; M Mosaddeghi & B Ahrens. 2014. Least limiting water range as affected by soil texture and cropping system. Agric. Water Manag. 136: 34–41.
- Stirzaker, R. 1997. Processing tomato response to soil compaction and fumigation. Aust J Exp Agric 37: 477– 483.
- Taylor, H; G Roberson & J Parker. 1966. Soil strength-root penetration relations to medium to coarse- textured soil materials. Soil Sci. 102: 18-22.
- Topp, G; Y Galganov; K Wires & J Culley. 1994. Non limiting water range (NLWR): An approach for assessing soil structure. Technical report 2, Soil Quality Evaluation Program, p 36. Agriculture and AgriFood Canada, Ottawa.
- Tormena, C; A Da Silva & P Libardi. 1998. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. R. Bras. Ci. Solo 22: 573-581.
- Tormena, C; A Da Silva & P Libardi. 1999. Soil physical quality of a Brazilian Oxisol under two tillage systems using the limiting water range approach. Soil Till. Res. 52: 223-232.
- Tormena, C; D Karlen; S Logsdon & M Cherubin. 2017. Corn stover harvest and tillage impacts on near-surface soil physical quality. Soil Till. Res. 166: 122-130.
- Uberto, M. 2008. Calibración y validación de un modelo de simulación para el cultivo de maní en el área centro sur de Córdoba. Tesis Maestría en Producción Vegetal (FAV, UNRC).
- USDA NRCS, 2014. Soil Health- Guides for Educators Soil Bulk Density, Moisture, Aeration. 1-11
- Veihmeyer, F & A Hendrickson. 1949. Methods of measuring field capacity and wilting percentages of soils. Soil Sci. 68: 75–94.
- Wilson, M & J Cerana. 2004. Mediciones Físicas En Suelos Con Características Vérticas. Revista Científica Agropecuaria UNER, 8: 11–22.
- Wu, L; G Feng; J Letey; L Ferguson; J Mitchell; B Mccullough- Sanden & G Markegard. 2003. Soil management effects on the nonlimiting water range. Geoderma 114: 401–414
- Zink, A; H Fleige & R Horn. 2011. Rainer Verification of harmful subsoil compaction in loess soils. Soil Till. Res. 114: 127-134.

CAPITULO 5

EVALUACIÓN DE INDICADORES BIOLÓGICOS.

Fernández R, I Frasier, M Rörig, A Quiroga & E Noellemeyer. 2018. Evaluación de indicadores biológicos en suelos de la región semiárida pampeana central. *Ecología Austral* 28: 145-156

5.1. INTRODUCCIÓN

Los estudios sobre la calidad de suelo históricamente se han centrado en las propiedades químicas y físicas (Schloter, 2003; Bockstaller et al., 1997). A pesar de que existe un consenso general acerca de que los parámetros biológicos resultan necesarios para describir el efecto de cambios en el uso del suelo sobre las funciones ecosistémicas (Figuerola et al., 2012; Bending et al., 2002; Van Bruggen & Semenov, 2000; Dick, 1992), aún no existe un conjunto de métodos y de variables que deberían considerarse para determinar la calidad biológica del suelo (Philippot et al., 2012; Van Straalen, 1998). El proyecto “EcoFINDERS: Ecological Function and Biodiversity Indicators in European Soils” reunió los más prestigiosos grupos de investigación en biología y ecología de suelos, un total de 23, con este propósito. Estudios en transectas continentales trataron de establecer los valores de línea de base de diferentes variables que se pueden considerar como indicadores (Griffiths et al., 2016; Creamer et al., 2015; Francisco et al., 2015; Stone et al., 2015).

Los microorganismos tienen influencia en diversos procesos y funciones de los ecosistemas tanto naturales como agrícolas (Ponge, 2015; Swinton et al., 2007). Los parámetros biológicos y bioquímicos tienden a reaccionar de manera rápida y son sensibles a los cambios producidos por el manejo. Por lo tanto, podrían constituir una señal temprana para estimar la calidad edáfica, incluso antes que las propiedades físicas y químicas (Romaniuk et al., 2016; Veum et al., 2013; Ruf, 2003; Nannipieri, 1994). En este sentido en la bibliografía se propone utilizar indicadores que reflejen actividad, abundancia, y diversidad de los microorganismos edáficos (Ferris & Tuomisto, 2015; Moscatelli et al., 2007).

Uno de los indicadores más utilizados es la respiración de los microorganismos, evaluada a través de la producción de dióxido de carbono (CO_2). Este indicador refleja directamente la actividad microbiana e indirectamente la disponibilidad de materia orgánica (MO) (Fernández et al., 2010; Noellemeyer et al., 2008; Tejada et al., 2006). Otro indicador que refleja la abundancia de los microorganismos es el carbono de la biomasa microbiana (C-BM). El mismo comprende una pequeña parte del carbono orgánico y es importante debido a que es un reservorio de nutrientes para las plantas (Kallenbach et al., 2016) aún más lábil que la MO (Costantini et al., 1996). Se ha demostrado que, tanto la actividad como la composición de la comunidad microbiana del suelo, son susceptibles a cambios asociados a las prácticas de manejo como el sistema de labranza y la rotación de cultivos (Bossio et al., 2005, 1998; Frey et al., 1999). Sin embargo, paralelamente se plantea que tanto la respiración como el C-BM por sí solos no reflejarían el estado de salud del suelo, ya que un suelo con alto contenido de C-BM no necesariamente respira más, y un suelo con mayor tasa de respiración no siempre presenta mayor C-BM (Anderson, 2003). El cociente metabólico ($q\text{CO}_2$), que es la relación entre respiración y biomasa microbiana (Anderson & Domsch, 1990), integra ambos parámetros y permite una interpretación más directa de la actividad de los microorganismos en relación a su biomasa (Pascaud et al., 2012). Se ha propuesto que el $q\text{CO}_2$ es una expresión de la energía necesaria para el mantenimiento de la biomasa microbiana y, fisiológicamente, este índice describe el sustrato mineralizado por unidad de C-BM (Anderson & Domsch, 1985). Por este motivo se puede inferir que este indicador refleja mejor la calidad biológica de los suelos y la funcionalidad de los ciclos biogeoquímicos (Anderson & Domsch, 2010) con respecto a la respiración y al C-BM.

En la Región Semiárida Pampeana las investigaciones acerca de la cuantificación de los indicadores biológicos que reflejen cambios en el uso del suelo son incipientes y no existen valores umbral o de referencia. Por ello, el objetivo fue caracterizar, evaluar y obtener valores de línea de base de, respiración de suelo, biomasa microbiana y cociente metabólico en suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural con gramíneas perennes.

5.2. MATERIALES Y MÉTODOS

En los suelos seleccionados en el Capítulo 3, bajo vegetación natural con gramíneas perenne (VN 1 y VN 2) y agrícola (A 1 y A 2) y en los tres estratos (superior a 0-6 cm, medio a 17-23 cm e inferior a 40-46 cm de profundidad) se extrajeron 2 cilindros (113 cm³) de suelo por perfil, a fin de determinar respiración de suelo. Luego del muestreo, los cilindros fueron llevados inmediatamente al laboratorio e incubados en recipientes cerrados en una cámara de crecimiento a 24 °C y al 80 % de capacidad de campo (CC). El CO₂ respirado fue atrapado en una solución de hidróxido de sodio (NaOH) 0,5N y el exceso fue titulado con una solución de ácido clorhídrico (HCl) 0,5 N en presencia de cloruro de bario (BaCl₂). La determinación de CO₂ fue realizada a los 2, 7, 14, 27, 36, 44, 52 y 59 días desde el momento de la incubación, obteniéndose la respiración acumulada (mg C kg⁻¹ suelo). En cada suelo y estrato de profundidad, se promedió la respiración obtenida en los 27, 36, 44, 52 y 59 días de incubación, debido a que la misma representó la respiración a tasa constante, denominada también respiración basal (mg C kg⁻¹ suelo día⁻¹).

Para la determinación de la biomasa microbiana se tomaron 2 réplicas (compuestas por 6 submuestras) por perfil y estrato de profundidad, tomadas con barreno tubular de 3,2 cm de diámetro. Los extractos se realizaron de acuerdo con el método de fumigación-

extracción con cloroformo adaptado por Voroney et al. (2007) de la versión original de Jenkinson & Powlson (1976). Para la obtención de los extractos de biomasa microbiana se utilizó el suelo sin tamizar conservado en heladera a 2°C por un período no mayor a 2 meses, de acuerdo con las recomendaciones de Cernohlávková et al. (2009). Previo a la extracción se retiraron las raíces visibles con una pinza metálica según lo propuesto por Mueller et al. (1992). La relación suelo/extractante empleada para los tratamientos fumigados (F) con cloroformo libre de etanol (cloroformo grado HPLC) y sin fumigar (SF) fue de 30 g de suelo y 60 mL de solución de sulfato de potasio (K_2SO_4) 0,5 M, obteniendo un rendimiento aproximado de 50 mL de extracto por muestra para ambos suelos. La suspensión de suelo obtenida luego de su agitado por 1 hora, se filtró con bomba de vacío a través de papel de filtro Whatman GF 934-AH (110 mm). Las fumigaciones se realizaron en desecadores de vidrio cuya capacidad permitió alojar 20 muestras, más un frasco de 50 ml de cloroformo por desecador. De la misma muestra de suelo se pesaron 15 g para corregir los cálculos por el contenido de agua. Los extractos fueron almacenados a -20°C hasta su posterior análisis de contenido de C y nitrógeno total (N). El C-BM, se determinó a partir de la mezcla de digestión de 8 mL de extracto con 2 mL de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) 66,7 mM (0,4 N), 10 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) (98%) y 5 mL de ácido fosfórico (H_3PO_4) (85%) (Vance et al., 1987). La digestión se realizó en un block a 120 °C por 50 min. Los blancos se prepararon sustituyendo el extracto por 8 mL de sulfato de potasio (K_2SO_4) anhidro (0,5 M). La titulación se efectuó con Sal de Mohr (sulfato ferroso amoniacal 33,3 mM + H_2SO_4 0,4M) y una solución 1,10-Complejo phenantrolina- sulfato ferrico (SIGMA) 25 mM como indicador (2-3 gotas) hasta el viraje del verde al anaranjado con un volumen de agua destilada de 80 mL mediante bureta automática (precisión 0,01 mL). Para determinar la normalidad exacta de la sal de Mohr,

la misma se estandarizó con un blanco con dicromato de potasio 0,01 N (10 mL $K_2Cr_2O_7$ + 10 mL H_2SO_4 + 5 mL H_3PO_4).

Calculo de C-BM

$$CBM (\mu\text{g C g suelo}^{-1}) = (C_F - C_{SF})/k_{EC}$$

$$C_{F, SF} (\mu\text{g g suelo}^{-1}) = [(T_b - T_m) * N_{sal} * 3 * V_s * 1000] / V_e * P_s$$

Donde:

$C_{F, SF}$: C de los tratamientos fumigados y sin fumigar

k_{EC} = 0,45 (Vance et al., 1987; Wu et al., 1990)

T_b : ml titulados con el blanco

T_m : ml titulados con las muestras fumigadas (F) y sin fumigar (SF) con cloroformo

N_{sal} = (10 ml $K_2Cr_2O_7$ * N $K_2Cr_2O_7$)/ml titulados

V_s = [(peso húmedo suelo (g) – peso seco suelo (g))/1g ml^{-1}] + volumen total del extractante (ml)

V_e = volumen del extracto utilizado en la digestión (ml)

P_s = peso del suelo en base seca (g)

3 = masa atómica (12 mg/mmol)/ valencia (4)

El contenido de N-BM fue determinado por el método de digestión de Kjeldahl (Kjeldahl - Normas IRAM 29572) adaptado de Brookes et al. (1985), a partir de la mezcla de 20 mL de extracto de biomasa microbiana, 1 g de mezcla catalítica (94 g K_2SO_4 + 6 g $CuSO_4$) y 4 mL H_2SO_4 por tubo. La mezcla de digestión fue calentada a 380°C durante 1 hora. El amonio reducido bajo estas condiciones fue cuantificado por destilación con 40 mL de NaOH 10M (40%) y absorbido en 5 mL de ácido bórico (H_3BO_3) al 2% con indicador mixto (0,1 g verde de bromocresol + 0,07 g rojo de metilo en 100 mL de etanol). La solución resultante se tituló con HCl 10 mM a pH 4,8. La estandarización del HCl se realizó con 10

mL de carbonato de sodio (Na_2CO_3) 5 mM utilizando como indicador 2 gotas de fenolftaleína.

Calculo de N-BM:

$$\text{NBM } (\mu\text{g N g suelo}^{-1}) = (\text{N}_F - \text{N}_{\text{SF}}) / k_{\text{EN}}$$

$$\text{N}_{F, \text{SF}} (\mu\text{g g suelo}^{-1}) = [(\text{Tm} - \text{Tb}) * M_{\text{HCl}} * 14 * V_s] / V_e * P_s$$

Donde:

$\text{N}_{F, \text{SF}}$: N de los tratamientos fumigados y sin fumigar

$k_{\text{EN}} = 0,54$ (Brookes et al., 1985)

Tm: ml titulados con las muestras fumigadas (F) y sin fumigar (SF) con cloroformo

Tb: ml titulados con el blanco

M_{HCl} : molaridad de HCl (mM) = $10 \text{ ml Na}_2\text{CO}_3 * 5\text{mM Na}_2\text{CO}_3 / 2 * \text{vol gastado de HCl}$
(ml)

14 = peso en mg de 1 mmol de N

$V_s = [(\text{peso húmedo suelo (g)} - \text{peso seco suelo (g)}) / 1\text{g ml}^{-1}] + \text{volumen total del extractante (ml)}$

V_e = volumen del extracto utilizado en la digestión (ml)

P_s = peso del suelo en base seca (g)

El cociente metabólico, cuya unidad se expresa como, $\text{mg C mg C-BM}^{-1} \text{ día}^{-1}$, se calculó mediante la relación entre el carbono liberado en la respiración de suelo y C-BM. En la bibliografía existen distintos abordajes relacionados al carbono liberado en la respiración, a fin de establecer el cálculo del $q\text{CO}_2$. Algunos trabajos se refieren a la respiración en las primeras 20 horas (Anderson & Domsch, 1990) mientras que otros lo calculan considerando la respiración a los 3, 7, 10, 14 y 21 días (Romaniuk et al. 2014; Saviozi et al. 2001). Pero todos los trabajos concuerdan que en ese periodo de tiempo

la actividad biológica se ha estabilizado y la tasa de respiración corresponde a respiración a tasa constante o respiración basal.

Los datos de carbono orgánico (CO) y nitrógeno total (N) que se utilizaron para relacionarlos con respiración y C-BM se encuentran en la Tabla 3.2 del Capítulo 3.

La estructura de la comunidad microbiana del suelo se caracterizó mediante la abundancia relativa de hongos y bacterias. A partir del muestreo de biomasa microbiana en cada suelo y estrato de profundidad, se separaron 10 g de suelo y se congelaron a -20°C hasta la extracción de ácido desoxiribonucleico (ADN). Para las extracciones de ADN del suelo se utilizó el kit Power Soil™ (MO BIO Laboratories Inc.) según las especificaciones del producto. El ADN de las muestras se cuantificó mediante espectrofotómetro (NanoDrop™ 1000), obteniendo un rendimiento de aproximadamente 10 ng en cada muestra. Para la cuantificación de bacterias y hongos totales se usó un equipo de qPCR (Eppendorf Mastercycler) y los primers universales R534 5'-ATTACCGCG GCTGCTGG- 3' y 338P 5'-C CTACGGGAGGCAGCAG-3' para 16S (subunidad ribosomal que contiene genes que codifican para bacterias) (Muyzer et al., 1993) y FU18S1 5'- GGAAACTCACCAGGTCCAGA-3' y SSU-1536 5'- ATTGCAATGCYCTATCCCCA-3' para 18s (subunidad ribosomal que contiene genes que codifican para hongos) (Borneman & Hartin, 2000). Para 16s se pudo confeccionar adecuadamente el estándar (E1E7) mientras que en el caso de 18s se utilizaron diluciones del fragmento purificado y cuantificado por gel. Las amplificaciones fueron llevadas a cabo para un volumen total de reacción de 25 µL. La mezcla de reacción para qPCR constó de 10 ng de ADN del suelo, 0,5 µL de cada primer, 12,5 µL de mezcla real 2x para SYBER Green (compuesto orgánico de fórmula química C₃H₃7N₄S, que forma parte del grupo de las cianinas asimétricas que se utiliza en biología molecular como

colorante para la cuantificación de DNA de doble cadena en métodos de PCR cuantitativa) (Biodynamics) y 0,5 μL de *bovine serum albumin* ($10 \mu\text{g mL}^{-1}$). Las condiciones de amplificación consistieron en un primer paso inicial de desnaturalización y activación de la enzima por 5 min a $94 \text{ }^\circ\text{C}$, seguido de 35 ciclos de 20 s de desnaturalización a $94 \text{ }^\circ\text{C}$, 20 s de *annealing* a $55 \text{ }^\circ\text{C}$ para 16s y a $56 \text{ }^\circ\text{C}$ para 18s, 30 s de extensión a $72 \text{ }^\circ\text{C}$ y 8 s de extensión a $82 \text{ }^\circ\text{C}$. Luego de completar la reacción en cadena de la polimerasa, se efectuó el análisis de la curva de *melting* implementando el software *Mastercycler ep realplex* (versión 2.2), para determinar la existencia de dímeros de primers u otra fuente de error a un nivel detectable para la medición de fluorescencia con SYBER Green. A partir de estos datos se determinó la relación cuantitativa entre 18s/16s, que representa la abundancia relativa hongo/bacteria (Fierer et al., 2005). Los resultados se analizaron estadísticamente mediante ANOVA y las diferencias entre medias a través del test de Tukey ($p < 0,10$), utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2013). Además, con el mismo software se realizaron regresiones lineales y no lineales.

5.3. RESULTADOS

La respiración absoluta por parte de los microorganismos del suelo hasta los 59 días de incubación se presenta en la Figura 5.1. En el estrato superior, la respiración estuvo condicionada por el uso del suelo. Los mayores valores registrados en cada fecha de medición correspondieron a VN con respecto a los suelos A. La respiración medida entre los días 7 y 14, fue mayor en VN 1, mientras que los demás suelos alcanzaron la tasa de respiración constante. En VN 1, la tasa de respiración se hizo constante a los 27 días desde la incubación. Los valores de C respirado por kg de suelo a tasa de respiración

constante fueron mayores en suelos en VN respecto a A, y los valores hallados fueron 15,2; 17,4; 7,2 y 5,5 mg C kg⁻¹ suelo día⁻¹ para VN 1, VN 2, A 1 y A 2, respectivamente (Figura 5.1 a).

En los estratos medio e inferior del perfil, la respiración fue considerablemente menor en relación al estrato superior, y las diferencias encontradas entre los suelos también fueron menores. La respiración a tasa constante en el estrato medio fue alcanzada entre los 7 y los 14 días de incubación en los suelos A, y entre los 14 y los 27 días de incubación bajo uso en VN (Figura 5.1 b). Los valores de respiración a tasa constante fueron 4,5; 3,1; 3,6 y 3,2 mg C kg⁻¹ suelo día⁻¹ para VN 1, VN 2, A 1 y A 2, respectivamente.

En el estrato inferior del perfil, VN 1 y A 2 fueron los suelos de mayor respiración entre el segundo y el séptimo día (Figura 5.1 c). Las tasas de respiración constante fueron 4,3; 2,9; 2,3 y 3,5 mg C kg⁻¹ suelo día⁻¹ para VN 1, VN 2, A 1 y A 2, respectivamente.

En relación a los estratos en cada suelo evaluado, el estrato superior presentó una tasa de respiración por kg de suelo mayor que el medio y el inferior. En cambio, entre los estratos medio e inferior las tasas medidas fueron levemente inferiores en VN 1, VN 2 y A 1.

Los suelos VN 1 y VN 2 presentaron mayor respiración acumulada a los 59 días de incubación que los suelos A 1 y A 2, con diferencias estadísticas significativas en el estrato superior del perfil (Figura 5.2 a). La respiración acumulada en el estrato superior en los suelos VN 1, A 1 y A 2 correspondió al 94, 43 y 32 % de lo respirado por VN 2 (Figura 5.2 a).

En los estratos medio e inferior del perfil, la respiración acumulada fue mayor en VN con respecto al uso A, aunque las diferencias entre ambos usos de suelo fueron menores que en el estrato superior (Figura 5.2 b y c).

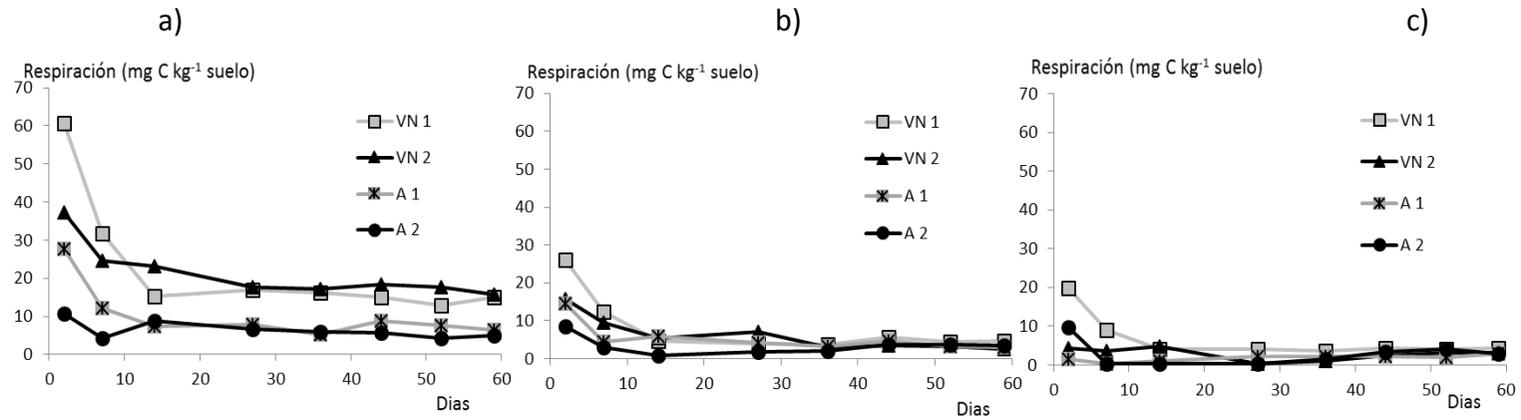


Figura 5.1: Respiración en suelos bajo uso en vegetación natural (VN 1 y VN 2) y agrícola (A 1 y A 2), en estratos a) superior, b) medio, c) inferior.

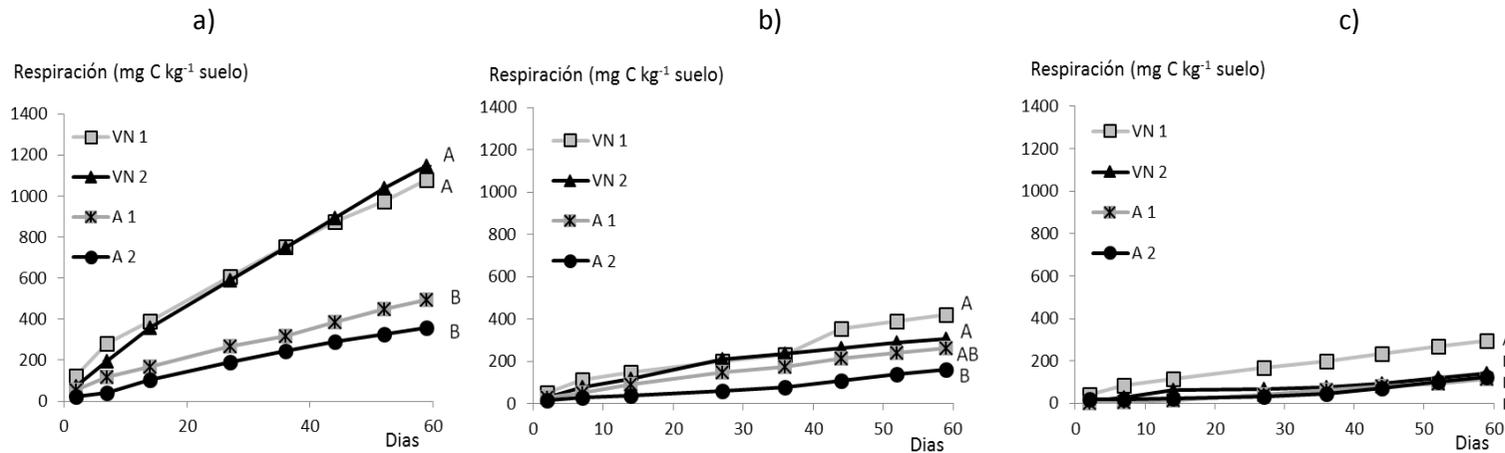


Figura 5.2: Respiración acumulada en suelos bajo uso en vegetación natural (VN 1 y VN 2) y agrícola (A 1 y A 2), en estratos a) superior, b) medio, c) inferior. Letras distintas en cada gráfico, indican diferencias estadísticas significativas entre usos para la respiración acumulada a los 59 días.

Los contenidos de C-BM del suelo presentaron mayor rango en el estrato superior, con respecto a los demás estratos (Tabla 5.2). Para el estrato superior del perfil, el C-BM en VN 1, A 1 y A 2 correspondió a 66, 42 y 30 %, respectivamente, del C-BM de VN 2, aunque ambos suelos en VN no presentaron diferencias significativas entre sí.

En el estrato medio del perfil, el mayor valor de C-BM lo presentó el suelo VN 2, aunque no se encontraron diferencias significativas entre los suelos. El C-BM en VN 1, A 1 y A 2 correspondió a 86, 91 y 67 % respectivamente, del C-BM de VN 2. En el estrato inferior también VN 2 fue el suelo con mayor C-BM, encontrándose diferencias estadísticas significativas. El C-BM en VN 1, A 1 y A 2 correspondió a 91, 67 y 44 % respectivamente, del C-BM de VN 2.

Los contenidos de N-BM del suelo también presentaron mayor rango en el estrato superior con respecto a los demás (Tabla 5.2). Para el estrato superior del perfil los suelos en VN presentaron mayor N-BM con respecto a suelos en A y sólo VN 1 tuvo diferencias significativas con respecto a los demás suelos.

En el estrato medio del perfil, el mayor valor de N-BM se encontró en el suelo VN 2, el cual tuvo diferencias significativas con respecto a los demás suelos. En el estrato inferior, también se encontraron diferencias significativas en el N-BM y VN 1 presentó el mayor valor.

En concordancia con los resultados de C-BM en relación a la profundidad del perfil en los cuatro suelos evaluados, la mayor concentración del N-BM se encontró en el estrato superior. En general, para el uso VN 1 los estratos medio e inferior presentaron 63 y 62 % menos de N-BM con respecto al estrato superior y en VN 2 los datos hallados fueron del 42 y 68 % menos de N-BM. Para los suelos agrícolas, se midió 58 y 72 % menos de N-

BM para el uso A 1 en estratos medio e inferior, respectivamente, con respecto al superior. En A 2 las diferencias fueron menores (43 y 42 % menos de N-BM).

Tabla 5.2: Carbono (C), nitrógeno (N) de la biomasa microbiana (BM) en suelos bajo vegetación natural (VN 1 y VN 2) y bajo agricultura (A 1 y A 2).

Estrato	C-BM (mg C kg suelo ⁻¹)			
	VN 1	VN 2	A 1	A 2
Superior	128,5 a AB	195,5 a A	81,0 a B	59,2 a C
Medio	40,1 b A	47,0 b A	42,7 ab A	26,8 b A
Inferior	36,9 b AB	40,5 b A	27,0 b BC	17,5 b C
Estrato	N-BM (mg N kg suelo ⁻¹)			
	VN 1	VN 2	A 1	A 2
Superior	36,1 a A	26,2 a A	24,0 a A	6,4 a B
Medio	13,2 b B	15,1 b A	10 b BC	3,6 ab C
Inferior	13,6 b A	8,3 b AB	6,7 b B	3,7 b C

Letras mayúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre usos para el mismo estrato. Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre estratos en el mismo uso.

El qCO₂ no presentó diferencias estadísticas significativas entre los suelos en los estratos superior y medio, pero en el estrato inferior, VN 1 fue estadísticamente similar al suelo A 2 y menor que VN 2 y A 1. Con respecto a la profundidad del perfil de suelo, solo se encontró diferencia significativa en VN 2, donde los estratos superior y medio presentaron mayor qCO₂ con respecto al inferior (Tabla 5.3).

Tabla 5.3: Cociente metabólico (qCO_2 , mg C mg C-BM⁻¹ día⁻¹) en suelos bajo uso en vegetación natural (VN 1 y VN 2) y agrícola (A 1 y A 2).

	qCO_2			
	VN 1	VN 2	A 1	A 2
Superior	0,16 a A	0,11 a A	0,10 a A	0,10 a A
Medio	0,15 a A	0,11 a A	0,10 a A	0,12 a A
Inferior	0,14 a A	0,05 b C	0,07 a BC	0,12 a AB

Letras mayúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre usos para el mismo estrato. Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre estratos en el mismo uso.

La relación hongo bacteria⁻¹ fue inferior a 1 para todos los usos lo que indica que en estos suelos predomina la población bacteriana. El uso del suelo tuvo un efecto significativo en la relación hongo bacteria⁻¹ en el estrato superior. En este estrato, los usos VN 1 y VN 2 tuvieron mayor proporción de hongos con respecto al uso A con diferencias estadísticas significativas. Al respecto la relaciones hongo bacteria⁻¹ obtenidas fueron de 0,15; 0,51; 0,06 y 0,01 para VN 1, VN 2, A 1 y A 2 respectivamente, en cambio, en los estratos medio e inferior del perfil, esta relación no estuvo condicionada por el uso del suelo (Figura 5.3).

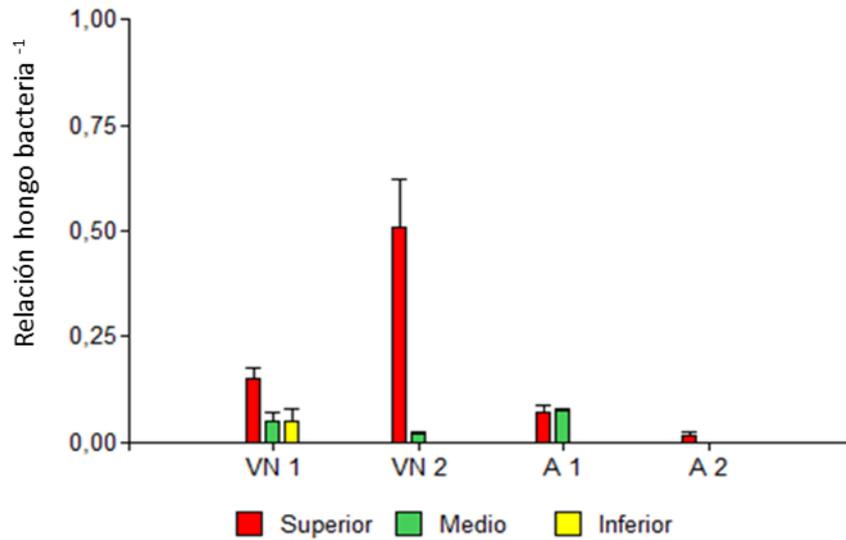


Figura 5.3: Abundancia relativa hongo bacteria⁻¹ en suelos bajo vegetación natural (VN 1 y VN 2) y bajo uso agrícola (A 1 y A 2), en los estratos superior, medio e inferior de profundidad.

5.3. DISCUSIÓN

El ambiente edáfico posee importante influencia sobre las propiedades biológicas, y las condiciones físicas del suelo pueden influir sobre la actividad de la biota afectando el hábitat donde los microorganismos se desarrollan y reproducen (Negassa et al., 2015; Kravchenko et al., 2014). Sólo una pequeña cantidad de microorganismos (0,1-2%) están activos en condiciones normales (Blagodatskaya & Kuzyakov, 2013), pero esta escasa biomasa microbiana actúa como un reservorio lábil de nutrientes que contribuye a mantener la sustentabilidad en los sistemas productivos a largo plazo (Kallenbach et al., 2015). En general, una mayor actividad respiratoria se asocia a un incremento en la actividad microbiana. Sin embargo, tasas de respiración por encima de un valor límite, podrían representar una pérdida excesiva de CO para el ecosistema (Geyer et al., 2016; Cotrufo et al., 2013). Los suelos con mayor contenido de CO y N resultaron tener mayor respiración acumulada (Figura 5.4 a, b). Sin embargo, la relación entre la respiración y el CO sólo fue lineal y positiva en el rango entre 4,4 y 29 g kg⁻¹ de CO (Figura 5.4 a) y entre

0,4 y 2,16 g kg⁻¹ de N (Figura 5.4 b). Incrementos en los contenidos de CO y N del suelo por encima de 29 g kg⁻¹ y 2,16 g kg⁻¹, respectivamente, no tendrían efecto sobre la respiración de suelo.

Cuando se analizó la relación entre el contenido de CO y la respiración acumulada por estrato de suelo se encontró que solamente fue significativa para el estrato superior (Figura 5.5), mientras que tanto en los estratos medio e inferior no se halló relación entre estas variables (R^2 0,01 y 0,03, respectivamente, $p > 0,10$; datos no mostrados).

En suelos bajo VN la respiración podría llegar a ser 2 o 3 veces mayor con respecto a suelos cultivados, lo cual se debería a la modificación de la actividad microbiana del suelo a partir de los exudados radicales de las especies herbáceas nativas (Meier et al., 2017; Bardi & Vivanco, 2009; Werth & Kuzyakov, 2008). Los resultados indicaron que la respiración acumulada en A fue 61, 41 y 45 % menor respecto a VN en los estratos superior, medio e inferior, respectivamente, confirmando la mayor capacidad de proveer sustrato para la respiración microbiana de suelos bajo VN. La actividad microbiana también responde al sistema de labranza y al manejo de los residuos (Frasier et al., 2016 a; Fernández et al., 2010; Spedding et al., 2004). Estudios realizados recientemente en sistemas agrícolas en la Región Semiárida Pampeana indicaron que la actividad de la biomasa microbiana se relaciona positivamente con las raíces como fuente de CO y N (Frasier et al., 2016 b), demostrando que sistemas con mayor presencia de raíces tales como rotaciones con cultivos de cobertura o en este caso sistemas de pastizales naturales, sostienen mayores poblaciones de microorganismos.

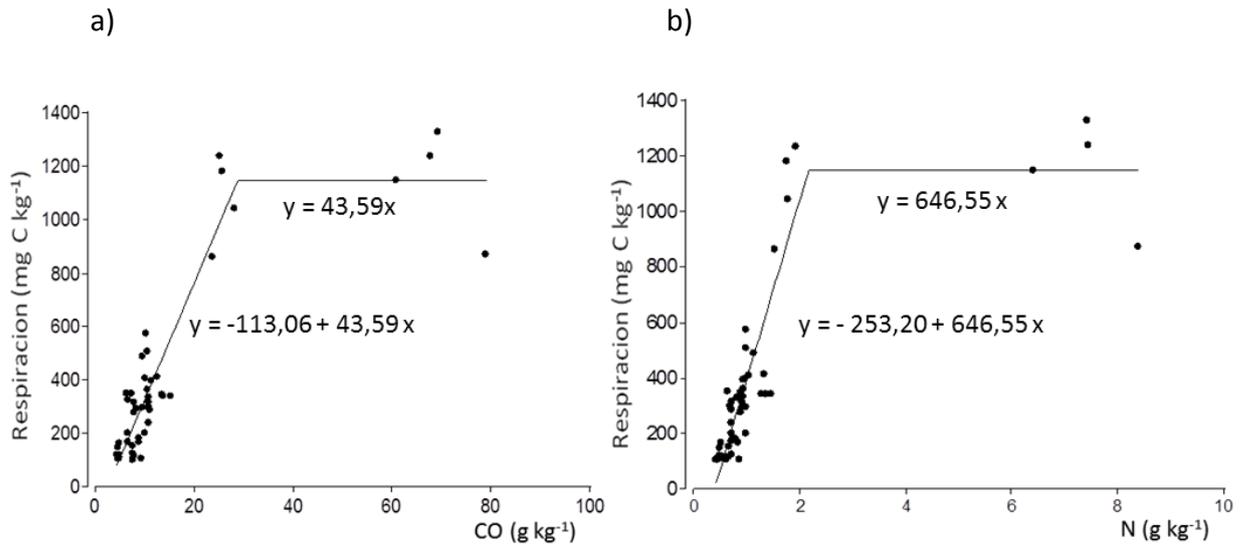


Figura 5.4: Respiración acumulada en función a) carbono orgánico (CO) y b) nitrógeno total (N), en usos en vegetación natural y agrícola en estratos superior, medio e inferior.

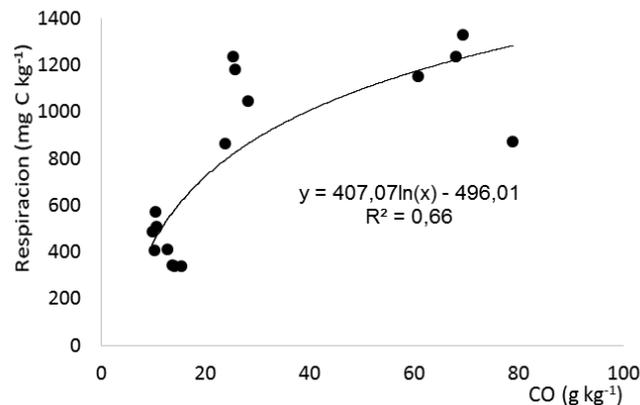


Figura 5.5: Respiración acumulada en función al contenido de carbono orgánico (CO) en usos en vegetación natural y agrícola en el estrato superior.

La respiración basal ha sido propuesta como un indicador de calidad biológica y constituye el valor de respiración a tasa constante de un determinado suelo que caracteriza la actividad microbiana en condiciones de equilibrio (Wang & Post, 2012; Ashman et al., 2009; Ashman, 2003). Los resultados de este estudio demostraron que el uso A tuvo una tasa de respiración basal 61 % menor que bajo VN en el estrato superior. En los estratos medio e inferior, las diferencias entre usos del suelo fueron

considerablemente menores. Los datos promedio obtenidos para el estrato medio fueron de 3,8 mg C kg suelo⁻¹ día⁻¹ y de 3,4 mg C kg suelo⁻¹ día⁻¹ para VN y A respectivamente, lo que representó la disminución del 10 % en la respiración en el uso A. En el estrato inferior, los valores fueron aún menores (VN: 3,6 y A: 2,9 mg C kg suelo⁻¹ día⁻¹), y se registró un 19 % menos de respiración en A con respecto a VN.

Los resultados del presente trabajo mostraron que este indicador varió significativamente con la profundidad del suelo. De modo que, se midió un 76 y 46 % menos de respiración basal en VN y A, respectivamente, en el estrato medio con respecto a los primeros 6 cm del perfil del suelo. Además, se comprobó que el estrato inferior presentó 77 y 53 % menos de respiración basal en VN y A, respectivamente, con respecto al superior.

El C-BM se relacionó positivamente con los contenidos de CO de los suelos (Figura 5.6, $p \leq 0,0001$; $R^2: 0,77$), tal como se ha propuesto en la bibliografía (Meyer et al., 2017). Sólo se halló una relación significativa en el estrato superior (Figura 5.7), mientras que en los estratos medio e inferior, los datos no ajustaron a ningún tipo de ecuación (R^2 0,03 y 0,04, respectivamente, $p \geq 0,10$; datos no mostrados). Estos resultados permiten afirmar que el uso del suelo y la profundidad también incidieron en el tamaño de la biomasa microbiana. En la literatura se informan valores comparativos de los contenidos de C-BM del suelo entre sistemas de labranza, rotaciones de cultivos y usos del suelo que varían entre 250 a 600 mg C kg suelo⁻¹ para regiones frías y tropicales, respectivamente, (Frasier et al., 2016 a; Bradford et al., 2013; Silva et al., 2010, 2014; Ekenler & Tabatabai, 2003). No obstante, los resultados del presente estudio arrojaron valores menores que los citados. Los suelos VN tuvieron en promedio 162, 43 y 39 mg C kg suelo⁻¹ en los estratos superior, medio e inferior, respectivamente. Bajo uso A los valores promedio

fueron 70, 35 y 22 mg C kg suelo⁻¹ en los estratos superior, medio e inferior, respectivamente. Las mayores diferencias entre ambos usos se encontraron en el estrato superior, donde el uso A tuvo 56 % menos de C-BM con respecto a VN, para los estratos medio e inferior las diferencias fueron 19 y 43 %.

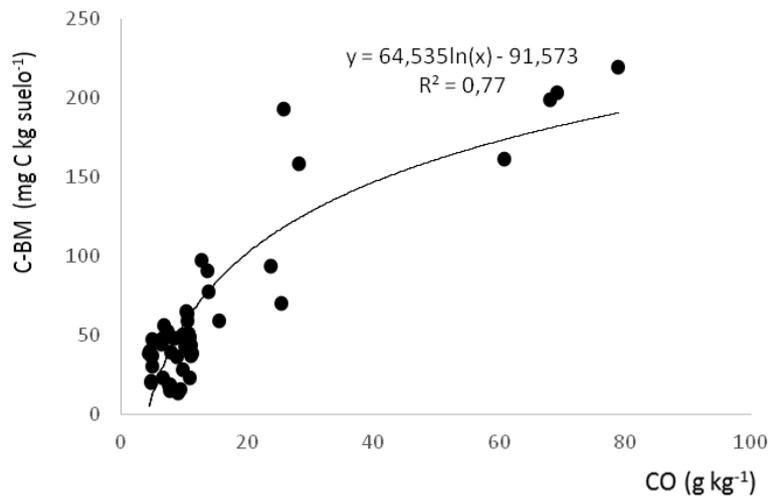


Figura 5.6: Carbono de la biomasa microbiana (C-BM) en función del carbono orgánico (CO), en usos en vegetación natural y agrícola, en estratos superior, medio e inferior del perfil del suelo.

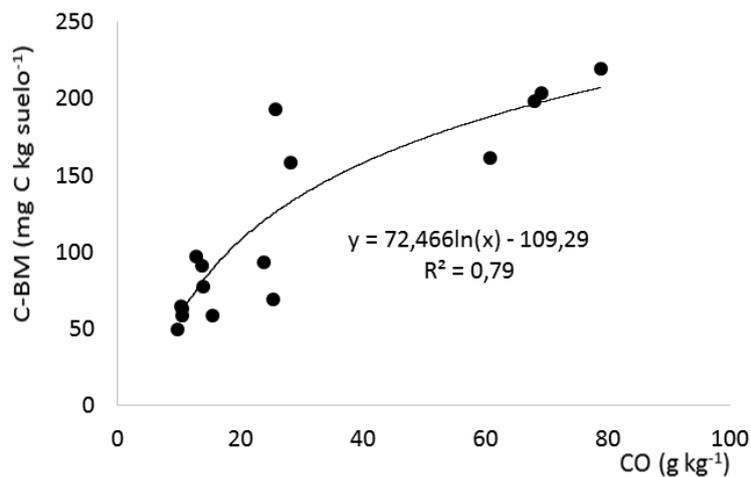


Figura 5.7: Carbono de la biomasa microbiana (C-BM) en función del carbono orgánico (CO), en usos en vegetación natural y agrícola, en el estrato superior del perfil del suelo.

Existe escasa información en la literatura acerca de la respuesta de la biomasa microbiana al aporte de residuos, pero sí se ha comprobado el efecto beneficioso de la rotación de cultivos (Frasier et al., 2016 a; Wardle et al., 2004; Sainju et al., 2003; Schutter & Dick, 2002; Dick, 1992) y del sistema de labranza conservacionista (Balota et al., 2014; Helgason et al., 2010; Frey et al., 1999) sobre la actividad y abundancia de microorganismos del suelo.

Se consideraron como los valores de línea de base de indicadores biológicos para suelos franco y franco arenosos de la Región Semiárida Pampeana aquellos que corresponden al uso en VN en estrato superior. Para ello se promediaron los valores entre los dos sitios en VN, ya que se consideró que ambos son situaciones características de suelos bien conservados y que representan la variabilidad de este tipo de uso de suelos. Los resultados de los indicadores mostraron una amplia diferencia entre el valor de línea de base y el de los suelos A. El valor de línea de base de la respiración acumulada fue 1066 mg C kg suelo⁻¹, bajo el uso A los datos fueron muy inferiores y correspondieron a 493 y 359 mg C kg suelo⁻¹ para A 1 y A 2, respectivamente.

En este sentido, se encontró que la relación de estas dos variables se ajustó a un modelo de dos tramos con plateau, donde la respiración acumulada se relacionó positivamente y en forma lineal con el CO hasta 29 g kg⁻¹ (respiración = -113,06+ (43,59 * CO)). En cambio a valores superiores de 29 g kg⁻¹ de CO la respiración acumulada fue constante (respiración = 43,59* CO).

Aplicando el mismo criterio utilizado en el Capítulo 2, para obtener los valores umbral de los indicadores de calidad de suelo, se pudo comprobar que, al reemplazar el CO en la ecuación lineal positiva por el valor de 29 g kg⁻¹ el posible valor umbral de respiración fue 1150 mg C kg suelo⁻¹, el cual resultó similar al valor de línea de base expuesto

anteriormente. El valor de CO a partir del cual la respiración se mantiene constante fue superior al contenido de CO que definió el valor umbral de densidad aparente máxima, susceptibilidad a la compactación y peso volumétrico de los agregados de 3-4 mm (Figura 2.5, Capítulo 2).

El C-BM también tuvo amplia diferencia entre el valor de línea de base y el de los suelos A en estrato superior. El valor de línea de base fue $150 \text{ mg kg C suelo}^{-1}$ el cual fue ampliamente mayor con respecto al uso A donde se midió 81 y $59 \text{ mg C kg suelo}^{-1}$ para A 1 y A 2 respectivamente.

Del mismo modo, considerando 29 g kg^{-1} de CO en la ecuación que relaciona el C-BM con CO del suelo ($y=64,535\ln(x)-91,573$; Figura 5.6) se obtuvo un posible valor umbral del C-BM de $126 \text{ mg kg C suelo}^{-1}$. Este último valor es bajo en relación a los datos que se encuentran en la bibliografía, lo cual puede ser debido a que surge de la consideración del suelo hasta los 50 cm de profundidad, mientras que, en general, los datos reportados por la bibliografía (Frasier et al., 2016 a; Bradford et al., 2013; Ekenler & Tabatabai, 2003) consideran al C-BM dentro del horizonte A. Los valores de línea de base y umbral obtenidos a partir de los datos del presente trabajo constituyen una aproximación preliminar que requerirá de un estudio más específico para establecer con mayor precisión el valor de los mismos en un amplio rango de suelos de la región.

Tanto la actividad biológica inferida a partir de la respiración como la abundancia de microorganismos reflejada en la cuantificación de la biomasa microbiana constituyen variables acopladas entre sí que responden a cambios en el corto plazo. La respiración de los microorganismos se asoció en un 73 % ($p \leq 0,0001$) con el C-BM dando como resultado una regresión lineal y positiva entre ambas variables (Figura 5.8 a) mientras que se asoció en menor medida con el N-BM (58 %, $p \leq 0,0001$) (Figura 5.8 b).

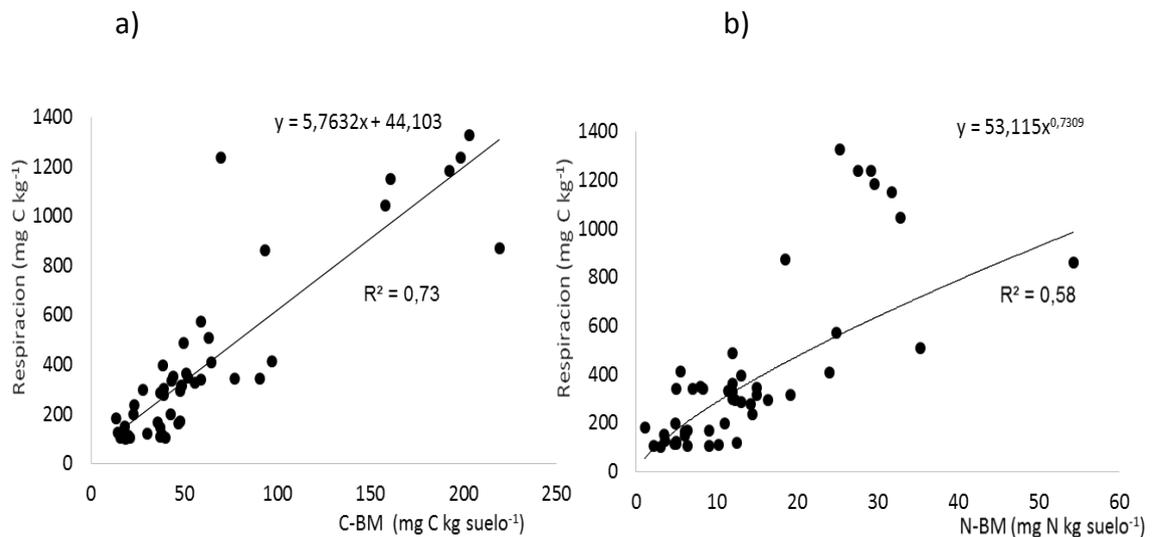


Figura 5.8: Respiración acumulada en función de a) carbono de la biomasa microbiana (C-BM) y b) nitrógeno de la biomasa microbiana (N-BM).

El qCO_2 es un indicador que permite relacionar el tamaño y la actividad de la comunidad microbiana del suelo. Los estudios en relación al qCO_2 han demostrado que es un indicador útil del disturbio del ecosistema, ya que valores superiores reflejarían mayor eficiencia microbiana en el uso energético y su valor disminuiría en función a la madurez del ecosistema (Anderson & Domsch, 1993, 1990; Odum, 1969). Sin embargo, Wardle & Ghani (1995) concluyeron que la respuesta del qCO_2 a disturbios o estrés en el ecosistema puede ser muy poco predecible.

No se logró establecer una relación del qCO_2 con los contenidos de CO de los suelos y, por lo tanto, no se pudo establecer el valor umbral. Los resultados del presente estudio indicaron que los valores más bajos se obtuvieron bajo el uso A con respecto al uso en VN. En promedio, el uso A presentó valores de 0,10; 0,11 y 0,09 para los estratos superior, medio e inferior, respectivamente. Por otro lado, los datos hallados en VN fueron 0,13 para los estratos superiores y medio, y 0,09 para el inferior. En cambio,

Moscatelli et al. (2007) obtuvieron menores valores de qCO_2 en suelos bajo pasturas de gramíneas que bajo agricultura convencional. Como se mencionó anteriormente, la bibliografía postula que un mayor valor del qCO_2 indicaría que los microorganismos serían menos eficientes en el uso de sus recursos energéticos. Los resultados del presente trabajo demostraron que el qCO_2 fue mayor en el uso VN con respecto al uso A, lo cual se podría interpretar como un uso menos eficiente del sustrato en VN, posiblemente debido a su abundancia en estos suelos, a diferencia de los suelos A, dónde aparentemente existe una limitación por la disponibilidad de sustrato.

La relación hongo bacteria⁻¹ es un parámetro que se considera indicativo de la respuesta del ecosistema suelo al cambio ambiental y su impacto sobre las funciones ecosistémicas. Sin embargo, las expectativas de la dirección del cambio en este indicador como resultado de un disturbio o cambio en el manejo del suelo no siempre se cumplen (Strickland & Rousk, 2010) y existen muchos factores que pueden alterar esta relación, tales como, por ejemplo, el contenido de CO, el pH del suelo (Fierer et al., 2005) y la profundidad en el perfil (Sun et al., 2011; Fierer et al., 2003). Los resultados mostraron que el uso del suelo y la profundidad tuvieron incidencia en la relación hongo/bacteria. El valor promedio de esta relación en el estrato superior para los suelos VN fue 0,33 y para los suelos A fue 0,045, lo cual significó que en los suelos bajo uso agricultura la participación de hongos en la biomasa microbiana fue considerablemente menor que en los suelos bajo VN y, además, se evidenció menor abundancia de hongos a mayor profundidad (Figura 5.3). Esto reflejaría el efecto negativo del uso agrícola sobre la diversidad de la microbiota del suelo (Coudrain et al., 2016) y, especialmente, sobre la población de hongos en el suelo. En sistemas de pastizales o pasturas cultivadas con gramíneas y leguminosas, la relación hongo/bacteria ha sido reportada con valores de

entre 0,4-0,3 (De Vries et al., 2006), similares a los hallados en los suelos VN. En cambio, los valores reportados para suelos bajo labranza convencional son inferiores a 0,2 (Sun et al., 2011).

La diferencia entre el uso VN y A en términos de la abundancia relativa de hongos estaría asociada a la secuencia de cultivos con pulsos de raíces por períodos acotados y cambios en la especies vegetales que condicionarían la presencia de los microorganismos del suelo. En cambio, los suelos VN tendrían un ambiente más estable y continuo tanto en términos de su rizosfera como del aporte de residuos en superficie lo cual favorecería la estabilidad de redes de hifas de hongos en el suelo.

La diferencia reflejada entre el valor línea de base de los suelos VN y el de los suelos A representaría una pérdida de la biodiversidad como consecuencia del uso agrícola, que fue documentada recientemente en trabajos realizados en diferentes regiones (French et al., 2017; Nielsen et al., 2011). De acuerdo con los resultados y en base a evidencia reciente, la biomasa microbiana, en siembra directa de la Región Semiárida Pampeana estaría dominada por bacterias (Frasier et al., 2016 a) y una proporción menor al 20 % de hongos. Similar predominancia de bacterias fue hallada en pastizales de Europa (De Vries et al., 2006).

La conversión de pastizales a cultivos agrícolas anuales produce cambios en la estructura de la comunidad microbiana del suelo, aunque, generalmente, no causa una pérdida de la diversidad de la población bacteriana o la disminución de determinadas poblaciones benéficas (fijadores de N, por ejemplo), sino que se reduce la diversidad de los hongos, tal como se ha demostrado recientemente en un estudio extensivo en Inglaterra (French et al., 2017). Otros autores han demostrado que, sobre todo, las poblaciones de hongos formadores de micorrizas se ven afectadas negativamente por el efecto de las labranzas

(Helgason et al., 2010; Borie et al., 2006). Se ha postulado que los hongos serían más eficientes en secuestrar el C atmosférico debido a su mayor eficiencia de uso del mismo (Clemmensen et al., 2013; Kramer et al., 2012; Fontaine et al., 2011; Poll et al., 2008) y tendrían una tasa de ciclado de los elementos más lenta que las bacterias (Paul, 2015; Arao, 1999). En este sentido, se infiere que el uso bajo VN ofreció un ambiente con mayor contenido de CO y de N en el suelo con respecto al uso A, y que estas condiciones derivaron en mayores valores de qCO_2 . Lo anteriormente expuesto estaría de acuerdo con Frasier et al. (2016 b) y Kong et al. (2011) quienes demostraron que una mayor actividad biológica no necesariamente implica pérdidas de CO del suelo como muchos autores han presumido anteriormente (Janzen, 2006; Jastrow, 1996) sino que altas tasas de ciclado del CO y N son compatibles con altas proporciones de secuestro de estos elementos.

La mayor actividad biológica en el uso VN reflejada con valores más elevados del qCO_2 , permitiría inferir que la abundancia de sustrato en estos suelos favorecería el secuestro de CO a pesar de una posible baja eficiencia del uso del CO por parte de los microorganismos. Como ya se ha señalado, el qCO_2 es un indicador difícil de interpretar, y puede tener respuestas erráticas y no predecibles frente a cambios en el uso (Wardle & Ghani, 1995). Se podría suponer que la alta actividad respiratoria al inicio de la incubación podría reflejar el crecimiento de la población microbiana, y al llegar a una tasa constante de respiración se podría considerar que la actividad microbiana se encontraría estabilizada.

Sin embargo, los resultados confirmaron claramente que los suelos A resultaron degradados en su calidad biológica, a pesar de la ambigüedad del valor del qCO_2 . Menores valores de CO en los suelos A dieron lugar a la reducción en la actividad

biológica reflejada por la respiración del suelo, al tamaño del pool biológico representado por la biomasa microbiana y a la diversidad, tal como lo indicaría la relación hongo/bacteria.

5.4. CONCLUSIÓN

Debido a que los suelos en VN presentan un buen estado de conservación y representan la variabilidad de este tipo de uso, se propusieron valores de línea de base y umbral para la respiración acumulada y el C-BM. De este modo se estableció un marco conceptual para la valoración y clasificación de estos indicadores biológicos en los suelos de la Región Semiárida Pampeana. El qCO_2 no resultó ser un indicador sensible, y por no encontrarse una relación significativa con los contenidos de CO del suelo, no fue posible establecer un valor umbral para este parámetro.

5.5. BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, T. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agric. Ecosys. Environ.* 98: 285–293.
- Anderson, T & K Domsch. 1985. Maintenance carbon requirements of actively-metabolizing microbial populations under in situ conditions. *Soil Biol. Biochem.* 17: 197–203.
- Anderson, T & K Domsch. 1990. Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22: 251–255.
- Anderson, T & K Domsch. 1993. The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25: 393–395.
- Anderson, T & K Domsch. 2010. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. *Soil Biol. Biochem.* 42: 2039–2043.
- Arao, T. 1999. In situ detection of changes in soil bacterial and fungal activities by measuring ^{13}C incorporation into soil phospholipid fatty acids from ^{13}C acetate. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1015–1020.
- Ashman, M. 2003. Are the links between soil aggregate size class, soil organic matter and respiration rate artefacts of the fractionation procedure? *Soil Biol. Biochem.* 35: 435–444.

- Ashman, M; P Hallett; P Brookes & J Allen. 2009. Evaluating soil stabilisation by biological processes using step-wise aggregate fractionation. *Soil Till. Res.* 102: 209–215.
- Balota, E; A Calegari; A Nakatani & M Coyne. 2014. Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: A long-term study. *Agric. Ecosys. Environ.* 197: 31–40.
- Bardi, D & J Vivanco. 2009. Regulation and function of root exudates. *Plant, Cell & Environment* 32: 666–681.
- Bending, G; M Turner & J Jones. 2002. Interactions between crop residue and soil organic matter quality and the functional diversity of soil microbial communities. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1073–1082.
- Blagodatskaya, E & Y Kuzyakov. 2013. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. *Soil Biol. Biochem.* 67: 192–211.
- Bockstaller, C; P Girardin & H van der Werf. 1997. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *Eur. J. Agron.* 7: 261–270.
- Borie, F; R Rubio; J Rouanet; A Morales; G Borie & C Rojas. 2006. Effects of tillage systems on soil characteristics, glomalin and mycorrhizal propagules in a Chilean Ultisol. *Soil Till. Res.* 88: 253–261.
- Borneman, J & R Hartin. 2000. PCR primers that amplify fungal rRNA genes from environmental samples. *Appl. Environ. Microb.* 66: 4356–60.
- Bossio, D; M Girvan; L Verchot; J Bullimore; T Borelli; A Albrecht; K Scow; A Ball; J Pretty & A Osborn. 2005. Soil microbial community response to land use change in an agricultural landscape of western Kenya. *Microbial Ecology* 49: 50–62.
- Bossio, D; K Scow; N Gunapala & K Graham. 1998. Determinants of Soil Microbial Communities: Effects of Agricultural Management, Season, and Soil Type on Phospholipid Fatty Acid Profiles. *Microbial Ecology* 36: 1–12.
- Bradford, M; A Keiser; C Davies; C Mersmann & M Strickland. 2013. Empirical evidence that soil carbon formation from plant inputs is positively related to microbial growth. *Biogeochemistry* 113: 271–281.
- Brookes, P; A Landman; G Pruden; D Jenkinson & R Station. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17: 837–842.
- Cernohlávková, J; J Jarkovský; M Nesporová & J Hofman. 2009. Variability of soil microbial properties: effects of sampling, handling and storage. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 2102–2108.
- Clemmensen, K; A Bahr; O Ovaskainen; A Dahlberg; A Ekblad; H Wallander; J Stenlid; R Finlay; D Wardle & B Lindahl. 2013. Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest. *Science (New York, N.Y.)* 339: 1615–8.
- Costantini, A; D Cosentino & A Segat. 1996. Influence of tillage systems on biological properties of a typic Argiudoll soil under continuous maize in central Argentina. *Soil Till. Res.* 38: 265–271.
- Cotrufo, M; M Wallenstein; C Boot; K Denef; E Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology* 19: 988–95.
- Coudrain, V; M Hedde; M Chauvat; P Maron; E Bourgeois; B Mary; J Léonard; F Ekelund; C Villenave, S Recous. 2016. Temporal differentiation of soil communities in

- response to arable crop management strategies. *Agric. Ecosys. Environ.* 225: 12–21.
- Creamer, R; S Hannula; J Leeuwen; D Stone; M Rutgers; R Schmelz; P Ruiter; N Hendriksen; T Bolger; M Bouffaud; M Buee; F Carvalho; D Costa; T Dirilgen; R Francisco; B Griffiths; R Griffiths; F Martin; P Silva; S Mendes; P Morais; C Pereira; L Philippot; P Plassart; D Redecker; J Römbke; J Sousa; M Wouterse & P Lemanceau. 2015. Ecological network analysis reveals the inter-connection between soil biodiversity and ecosystem function as affected by land use across Europe. *App. Soil Ecol.* 97: 112–124.
- De Vries, F; E Hoffland; N van Eekeren; L Brussaard & J Bloem. 2006. Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. *Soil Biol. Biochem.* 38: 2092–2103.
- Dick, R. 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agric. Ecosys. Environ.* 40: 25–36.
- Di Rienzo, J; F Casanoves; M Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C Robledo. 2013. Infostat - Software estadístico. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina [WWW Document]. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Ekenler, M; M Tabatabai. 2003. Effects of liming and tillage systems on microbial biomass and glycosidases in soils. *Biol. Fertil Soils* 39: 51–61.
- Fernández, R; A Quiroga; C Zorati & E Noellemeyer. 2010. Carbon contents and respiration rates of aggregate size fractions under no-till and conventional tillage. *Soil Till. Res.* 109: 103–109.
- Ferris, H & H Tuomisto. 2015. Unearthing the role of biological diversity in soil health. *Soil Biol. Biochem.* 85: 101–109.
- Fierer, N; J Jackson; R Vilgalys & R Jackson. 2005. Assessment of Soil Microbial Community Structure by Use of Taxon-Specific Quantitative PCR Assays. *Appl Environ Microbiol.* 71: 4117–4120.
- Fierer, N; J Schimel & P Holden. 2003. Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. *Soil Biol. Biochem.* 35: 167–176.
- Figuerola, E; L Guerrero; S Rosa; L Simonetti; M Duval; J Galantini; J Bedano; L Wall & L Erijman. 2012. Bacterial indicator of agricultural management for soil under no-till crop production. *PLOS One* 7, e51075.
- Fontaine, S; C Henault; A Aamor; N Bdioui; J Bloor; V Maire; B Mary; S Revaillet & P Maron. 2011. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biol. Biochem.* 43: 86–96.
- Francisco, R; D Stone; R Creamer; J Sousa & P Morais. 2015. European scale analysis of phospholipid fatty acid composition of soils to establish operating ranges. *App. Soil Ecol.* 97: 49–60.
- Frasier, I; E Noellemeyer; E Figuerola; L Erijman; H Permingeat & A Quiroga. 2016 a. High quality residues from cover crops favor changes in microbial community and enhance C and N sequestration. *Global Ecology and Conservation* 6: 242–256.
- Frasier, I; A Quiroga & E Noellemeyer. 2016 b. Effect of different cover crops on C and N cycling in sorghum NT systems. *Science of The Total Environment* 562: 628–639.
- French, K; A Tkacz & L Turnbull. 2017. Conversion of grassland to arable decreases microbial diversity and alters community composition. *App. Soil Ecol.* 110: 43–52.

- Frey, S; E Elliott & K Paustian. 1999. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biol. Biochem.* 31: 573–585.
- Geyer, K; E Kyker-Snowman; A Grandy & S Frey. 2016. Microbial carbon use efficiency: accounting for population, community, and ecosystem-scale controls over the fate of metabolized organic matter. *Biogeochemistry* 127: 173–188.
- Griffiths, R; B Thomson; P Plassart; H Gweon; D Stone; R Creamer; P Lemanceau & M Bailey. 2016. Mapping and validating predictions of soil bacterial biodiversity using European and national scale datasets. *App. Soil Ecol.* 97: 61–68.
- Helgason, B; F Walley & J Germida. 2010. No-till soil management increases microbial biomass and alters community profiles in soil aggregates. *App. Soil Ecol.* 46: 390–397.
- Janzen, H. 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biol. Biochem.* 38: 419–424.
- Jastrow, J.D. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 28: 665–676.
- Jenkinson, D & D Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil—I. Fumigation with chloroform. *Soil Biol. Biochem.* 8: 167–177.
- Kallenbach, C.M., Frey, S.D., Grandy, A.S., J Lehmann. 2016. Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. *Nature Communications* 7, 13630.
- Kallenbach, C; A Grandy; S Frey; A Diefendorf. 2015. Microbial physiology and necromass regulate agricultural soil carbon accumulation. *Soil Biol. Biochem.* 91: 279–290.
- Kong, A; K Scow; A Córdova-Kreylos; W Holmes & J Six. 2011. Microbial community composition and carbon cycling within soil microenvironments of conventional, low-input, and organic cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* 43: 20–30.
- Kramer, S; S Marhan; L Ruess; W Armbruster; O Butenschoen; H Haslwimmer; Y Kuzyakov; J Pausch; N Scheunemann; J Schoene; A Schmalwasser; K Totsche; F Walker; S Scheu & E Kandeler. 2012. Carbon flow into microbial and fungal biomass as a basis for the belowground food web of agroecosystems. *Pedobiologia* 55: 111–119.
- Kravchenko, A; W Negassa; A Guber; B Hildebrandt; T Marsh; M Rivers. 2014. Intra-aggregate Pore Structure Influences Phylogenetic Composition of Bacterial Community in Macroaggregates. *Soil Sci. Soc. A. J.* 78: 1924-1939.
- Meier, I; A Finzi & R Phillips. 2017. Root exudates increase N availability by stimulating microbial turnover of fast-cycling N pools. *Soil Biol. Biochem.* 106: 119–128.
- Meyer, N; G Welp; L Bornemann & W Amelung. 2017. Microbial nitrogen mining affects spatio-temporal patterns of substrate-induced respiration during seven years of bare fallow. *Soil Biol. Biochem.* 104: 175–184.
- Moscatelli, M; A Di Tizio; S Marinari & S Grego. 2007. Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems. *Soil Till. Res.* 97: 51–59.
- Mueller, T; R Joergensen & B Meyer. 1992. Estimation of soil microbial biomass C in the presence of living roots by fumigation-extraction. *Soil Biol. Biochem.* 24: 179–181.

- Muyzer, G; E de Waal & A Uitterlinden. 1993. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *App. Environ. Micro.* 59: 695–700.
- Nannipieri, P. 1994. The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. In: Pankhurst, CE; BM Doube; VVSR Gupta & PR Grace (eds.). *Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems*. CSIRO, Australia, 238-244.
- Negassa, W; A Guber; A Kravchenko; T Marsh; B Hildebrandt & M Rivers. 2015. Properties of Soil Pore Space Regulate Pathways of Plant Residue Decomposition and Community Structure of Associated Bacteria. *PLOS One* 10, e0123999.
- Nielsen, U; E Ayres; D Wall & R Bardgett. 2011. Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity-function relationships. *Eur. J. Soil Sci.* 62: 105–116.
- Noellemeyer, E; F Frank; C Alvarez; G Morazzo & A Quiroga. 2008. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina. *Soil Till. Res.* 99: 179–190.
- Odum, E, 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164.
- Pascaud, A; M Soulas; S Amellal & G Soulas. 2012. An integrated analytical approach for assessing the biological status of the soil microbial community. *Eur. J. Soil Biol.* 49: 98–106.
- Paul, E (Ed). 2015. *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Academic. Press Elsevier. Amsterdam, 515 pp.
- Philippot, L; K Ritz; P Pandard; S Hallin & F Martin-Laurent. 2012. Standardisation of methods in soil microbiology: progress and challenges. *FEMS Microb. Ecol.* 82: 1–10.
- Poll, C; S Marhan; J Ingwersen & E Kandeler. 2008. Dynamics of litter carbon turnover and microbial abundance in a rye detritusphere. *Soil Biol. Biochem.* 40: 1306–1321.
- Ponge, J. 2015. The soil as an ecosystem. *Biology and Fertility of Soils* 51: 645–648.
- Romaniuk, R; A Costantini; L Giuffr  & P Nannipieri. 2016. Catabolic response and phospholipid fatty acid profiles as microbial tools to assess soil functioning. *Soil Use Manag.* 32: 603-612.
- Romaniuk, R; L Giuffr ; A Costantini; N Bartoloni & P Nannipieri. 2014. A comparison of indexing methods to evaluate quality of horticultural soils. Part II. sensitivity of soil microbiological indicators. *Soil Res.* 52: 409-418.
- Ruf, A. 2003. A biological classification concept for the assessment of soil quality: “biological soil classification scheme” (BBSK). *Agric. Ecosys. Environ.* 98: 263–271.
- Sainju, U; W Whitehead & B Singh. 2003. Cover crops and nitrogen fertilization effects on soil aggregation and carbon and nitrogen pools. *Can. J. Soil Sci.* 83: 155–165.
- Saviozzi, A; R Cardelli & R Riffaldi. 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant Soil* 233: 251–259.
- Schloter, M. 2003. Indicators for evaluating soil quality. *Agric. Ecosys. Environ.* 98: 255–262.
- Schutter, M & R Dick. 2002. Microbial Community Profiles and Activities among Aggregates of Winter Fallow and Cover-Cropped Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 142–153.

- Silva, A; L Babujia; J Franchini; R Souza & M Hungria. 2010. Microbial biomass under various soil- and crop-management systems in short- and long-term experiments in Brazil. *Field Crops Res.* 119: 20–26.
- Silva, A; L Babujia; J Franchini; R Ralisch; M Hungria & M Guimarães. 2014. Soil structure and its influence on microbial biomass in different soil and crop management systems. *Soil Till. Res.* 142: 42–53.
- Spedding, T; C Hamel; G Mehuys; C Madramootoo. 2004. Soil microbial dynamics in maize-growing soil under different tillage and residue management systems. *Soil Biol. Biochem.* 36: 499–512.
- Stone, D; P Blomkvist; N Hendriksen; M Bonkowski; H Jørgensen; F Carvalho; M Dunbar; C Gardi; S Geisen; R Griffiths; A Hug; J Jensen, H Laudon; S Mendes; P Morais; A Orgiazzi; P Plassart; J Römbke; M Rutgers; R Schmelz; J Sousa, E Steenbergen; M Suhadolc; A Winding; M Zupan; P Lemanceau & R Creamer. 2015. A method of establishing a transect for biodiversity and ecosystem function monitoring across Europe. *App. Soil Ecol.* 97: 3–11.
- Strickland, M & J Rousk. 2010. Considering fungal:bacterial dominance in soils – Methods, controls, and ecosystem implications. *Soil Biol. Biochem.* 42: 1385–1395.
- Sun, B; P Hallett; S Caul; T Daniell & D Hopkins. 2011. Distribution of soil carbon and microbial biomass in arable soils under different tillage regimes. *Plant and Soil* 338: 17–25.
- Swinton, S; S Hamilton; F Lupi; G Robertson & E Barrios. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecol. Econ.* 64: 269–285.
- Tejada, M; C Garcia; J Gonzalez & M Hernández. 2006. Organic amendment based on fresh and composted beet vinasse: Influence on physical, chemical and biological properties and wheat yield. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 900–908.
- Van Bruggen, A & A Semenov. 2000. In search of biological indicators for soil health and disease suppression. *App. Soil Ecol.* 15: 13–24.
- Vance, E; P Brookes & D Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703–707.
- Van Straalen, N. 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *App. Soil Ecol.* 9: 429–437.
- Veum, K; K Goyne; R Kremer; R Miles & K Sudduth. 2013. Biological indicators of soil quality and soil organic matter characteristics in an agricultural management continuum. *Biogeochemistry* 117: 81–99.
- Voroney, R; P Brookes & R Beyaert. 2007. Soil microbial biomass C, N, P, and S, in: Carter, M.R., Gregorich, E.G. (Eds.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, USA. 637–651.
- Wang, G & W Post. 2012. A theoretical reassessment of microbial maintenance and implications for microbial ecology modeling. *FEMS Microb. Ecol.* 81: 610–7.
- Wardle, D; R Bardgett; J Klironomos; H Setälä; V Puten; H Wim & D Wall. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304: 1629–1633.
- Wardle, D & A Ghani. 1995. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO₂) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1601–1610.

- Werth, M & Y Kuzyakov. 2008. Root-derived carbon in soil respiration and microbial biomass determined by ^{14}C and ^{13}C . *Soil Biol. Biochem.* 40: 625–637.
- Wu, J; R Joergensen; B Pommerening; R Chaussod & P Brookes. 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction—an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* 22: 1167–1169.

CAPÍTULO 6

MORFOLOGÍA DEL SISTEMA POROSO DEL SUELO.

6.1. INTRODUCCIÓN

La micromorfología ha sido ampliamente utilizada por la comunidad científica debido a que permite el análisis de la matriz del suelo y su porosidad, especialmente la continuidad, tortuosidad, distribución, tipo y tamaño de poros (Pires et al., 2013; Stoops, 2003; Brewer, 1976). Una herramienta para caracterizar “*in situ*” los componentes del suelo es la utilización de los cortes delgados (Kubiens, 1938) que junto con el análisis de imágenes (Kodešová, 2009; Pagliai, 1987) permite la obtención de información más detallada de la porosidad (Bouma et al., 1977). Este tipo de análisis ha avanzado en las últimas décadas debido a la mejora en herramientas informáticas y a la disponibilidad de cámaras digitales con alta resolución que permiten evaluar la estructura del suelo con mayor detalle (Pires et al., 2013; Ringrose-Voase, 1991; Murphy et al., 1977).

Si bien es ampliamente conocido que los macroporos presentes en el suelo resultan esenciales para el crecimiento de la raíz, el transporte del agua y el intercambio de gases (Pagliai et al., 2004; Bouma et al., 1977), son escasos los estudios que brinden mayor detalle en cuanto a la caracterización de los poros mayores de 10 μm de diámetro (Rasa et al., 2012). La degradación de las propiedades físicas debido al uso agrícola resulta en la compactación y el aumento consiguiente de la densidad aparente (DA) (Kahlon et al., 2013; Hamza & Anderson, 2005). Las consecuencias de la compactación resultan en pérdidas de las funciones relacionadas con el transporte, infiltración y flujo del agua en el perfil del suelo (Menon et al., 2015). Es por esta relación entre compactación y reducción de la infiltración del agua y la de conductividad hidráulica que se ha estipulado que suelos compactados sufren la pérdida de macroporosidad (Naderi-Boldaji & Keller, 2016; Keller et al., 2012; Whalley et al., 2012; Castellano & Valone, 2007). Recientes

estudios con técnicas de imágenes microtomográficas pudieron comprobar este concepto con suelos artificialmente compactados (Udawatta et al., 2016).

También se ha especulado acerca de un cambio en la forma y orientación de los poros como resultado de los aumentos de densidad aparente que se observan en suelos agrícolas degradados (Sasal et al., 2006) y que la tortuosidad y conectividad de los mesoporos repercute en la conductividad hidráulica (Schwen et al., 2011; Horn et al., 1994). Sin embargo, existe escasa información sobre los cambios en el tamaño y la forma de los poros en suelos degradados por el uso agrícola y no se han cuantificado las relaciones entre características morfológicas de los poros y las propiedades físico-hídricas (Yu et al., 2015).

Se planteó como objetivo, identificar las diferencias en el tamaño y la forma de los macroporos entre suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural que se observan en imágenes obtenidas a través de cortes delgados.

6.2. MATERIALES Y MÉTODOS

En los suelos seleccionados en el Capítulo 3, bajo vegetación natural con gramíneas perennes (VN 1 y VN 2) y agrícola (A 1 y A 2), en los tres perfiles y en los tres estratos, se tomaron muestras con el fin de obtener cortes delgados siguiendo la técnica micromorfológica (Stoops, 2003). El procedimiento consistió en tomar 1 muestra inalterada de un prisma (de 20 cm de largo, por 20 cm de ancho, por 6 cm de profundidad) por perfil de suelo, en los estratos superior (0-6 cm), medio (17-23 cm) e inferior (40-46 cm) de profundidad, de manera tal que la estructura del suelo no fuera deteriorada. Las muestras se secaron por 2 semanas y una vez secas, se impregnaron con resina poliéster bajo vacío durante 6 semanas. Cuando las muestras se

endurecieron, se prepararon cortes delgados de aproximadamente 40 cm² de superficie (secciones de aproximadamente 6 cm x 7 cm x 0,1 cm de espesor) mediante los procedimientos de corte, desbaste y pulido (Murphy, 1986). Una vez obtenido cada corte se lo colocó en un microscopio óptico Zeiss y mediante cámara digital se sacaron 10 fotografías en cada aumento (4x, 10x, 20x y 40x), al azar en distintos sectores del mismo. En las Figuras 6.1, 6.2, 6.3, 6.4 se pueden observar, un ejemplo de las fotografías de los cortes delgados de los suelos A 1, A 2, VN 1 y VN 2, respectivamente, para los distintos estratos.

Cada fotografía fue analizada mediante un programa de procesamiento de imágenes de código abierto diseñado para imágenes multidimensionales científicas llamado ImageJ. Este software fue desarrollado por los Institutos Nacionales de Salud de EE.UU. (National Institutes of Health, NIH), no está sujeto a protección por derechos de autor y es de carácter público. El programa ImageJ puede ser descargado directamente desde: <http://rsbweb.nih.gov/ij/download.html>.

El primer paso fue convertir la imagen original (fotografía) en una imagen en escala de grises usando el comando "color a escala de grises" (Image>Type>8-bit). El segundo paso fue establecer el umbral (Image> Adjust> Threshold), donde se definió un parámetro con una variación entre 152 y 174 en la escala de grises. Todas las imágenes se transformaron en negro (poros) y blanco (agregados del suelo). Luego la imagen fue sometida al procedimiento de análisis cuantitativo (Analyze> Set measurements > Analyze particles) en el que se seleccionaron propiedades tales como área y perímetro. Para determinar el aumento de la fotografía que permita captar la mejor distribución medida como proporción de mesoporos y macroporos, se procedió a analizar las imágenes a fin de obtener la proporción de poros de diámetros 0-0,2 μm; 0,2-10 μm;

10-30 μm ; 30-100 μm ; 100-300 μm y 300-2000 μm , bajo el uso en VN (promedio entre VN1 y VN 2) y bajo el uso A (promedio entre A 1 y A2) para cada aumento y sólo para el estrato superior.

Posteriormente se procedió a analizar la proporción de los micro- y mesoporos ($\leq 10 \mu\text{m}$); y los macroporos de 10 a 30 μm ; 30-100 μm ; 100-300 μm y 300-2000 μm , en aumento 10 x, en los estratos superior, medio e inferior en VN 1, VN 2, A 1 y A 2.

Los macroporos (10-2000 μm) fueron clasificados según su forma siguiendo el criterio de Bouma et al (1977), que consistió en el cociente área/perímetro². Esta relación dio como resultado tres grupos de formas: redondeados si área/perímetro² > 0,04; irregulares si área/perímetro² se encuentra entre 0,015 y 0,04; y elongados si área/perímetro² < 0,015. Para este análisis se consideraron las fotografías tomadas en aumento de 10 x y se analizó la forma de los poros comprendidos entre 10-2000 μm y en VN 1, VN 2, A 1 y A 2, en estratos superior, medio e inferior, los resultados fueron promediados en cada uso y estrato. Además se analizó la forma que presentaron los macroporos comprendidos entre 10-100 μm y 100-2000 μm de diámetro bajo uso VN (promedio de VN 1 y VN 2) y bajo uso A (promedio de A 1 y A 2), en los tres estratos.

Los resultados de la forma de los macroporos, se analizaron estadísticamente mediante ANOVA y las diferencias entre medias a través del test de Tukey ($p < 0,10$) utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2013).

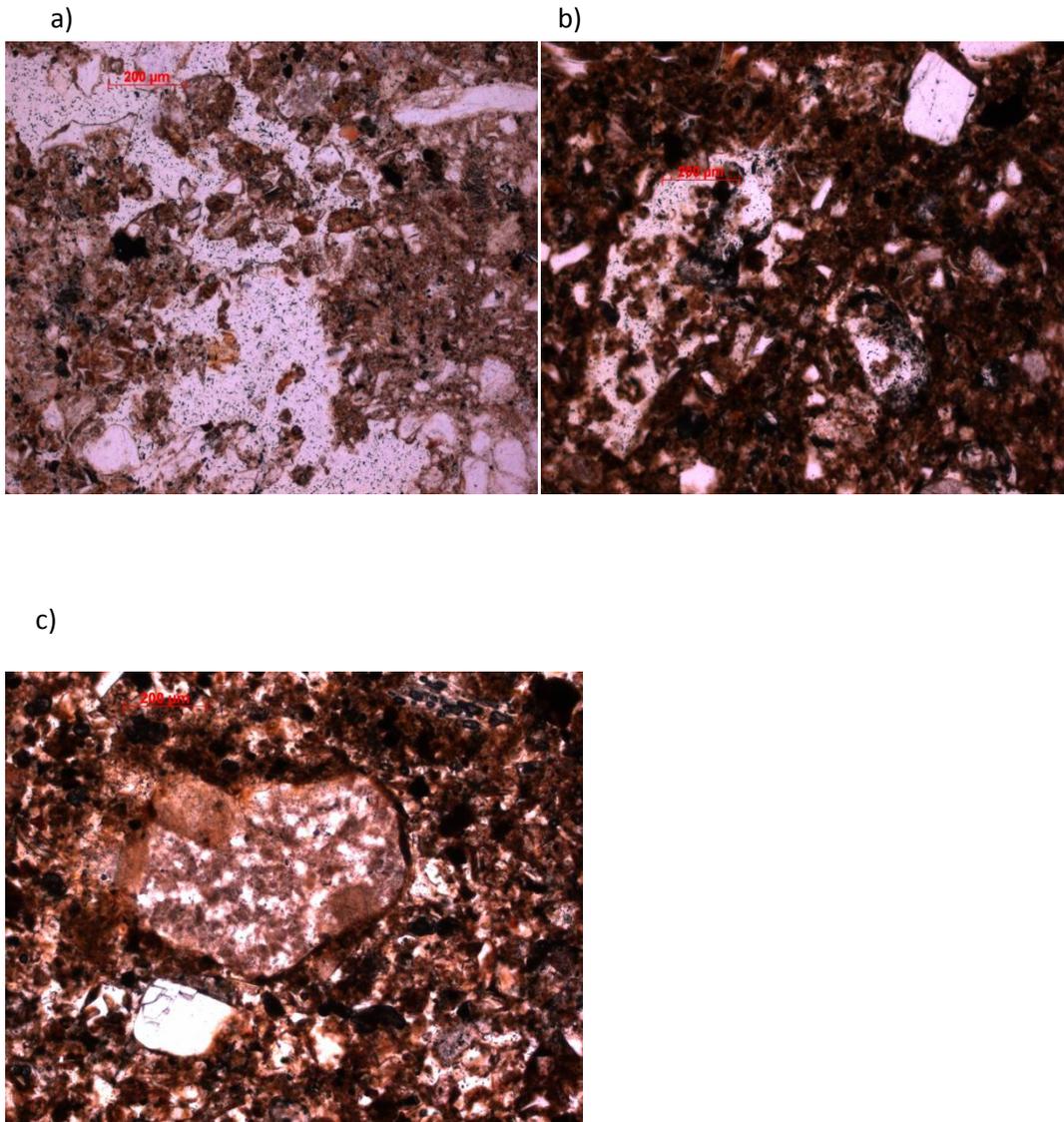


Figura 6.1: Fotografías del corte delgado (aumento de 10 x), bajo uso agrícola 1 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior.

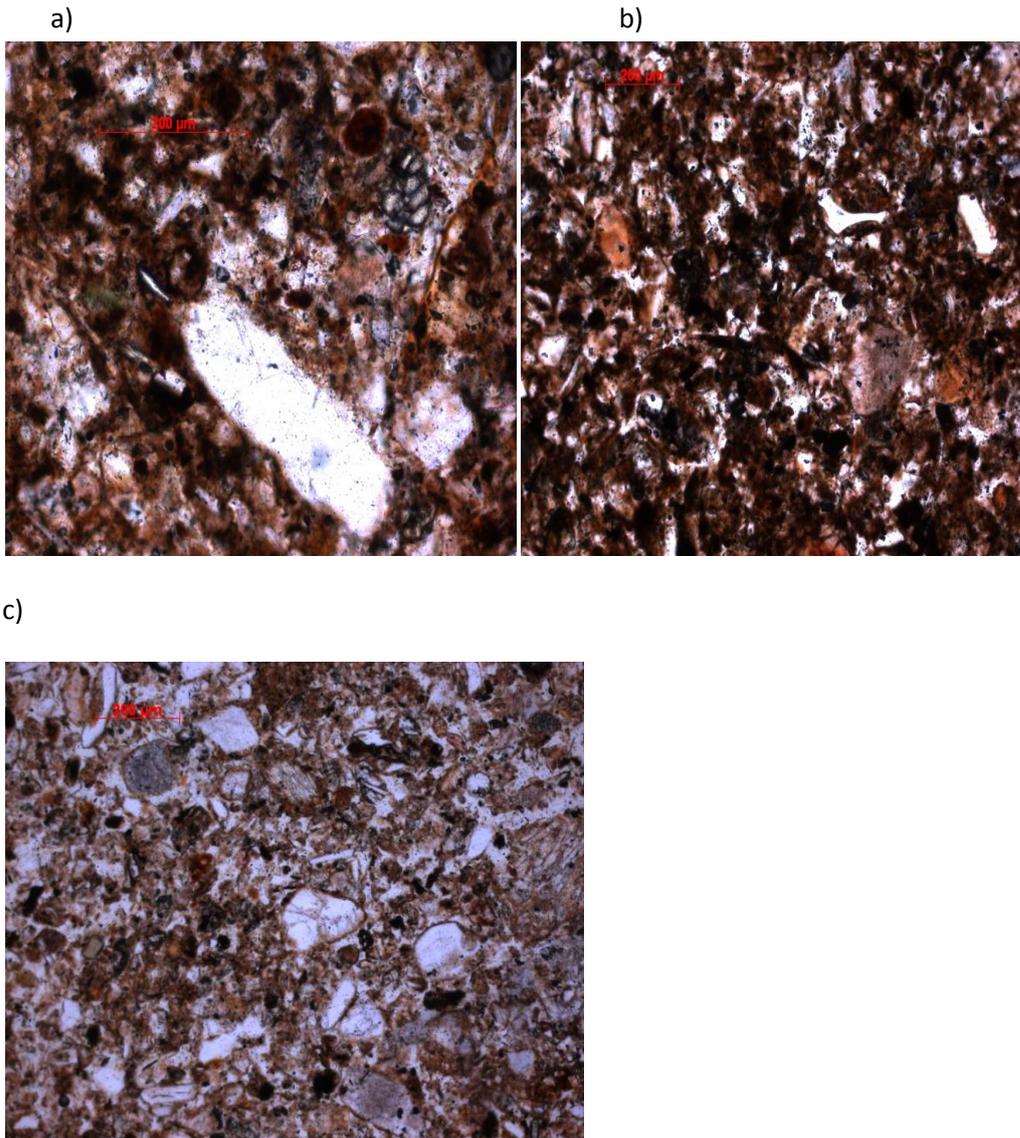


Figura 6.2: Fotografías del corte delgado (aumento de 10 x), bajo uso agrícola 2 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior.

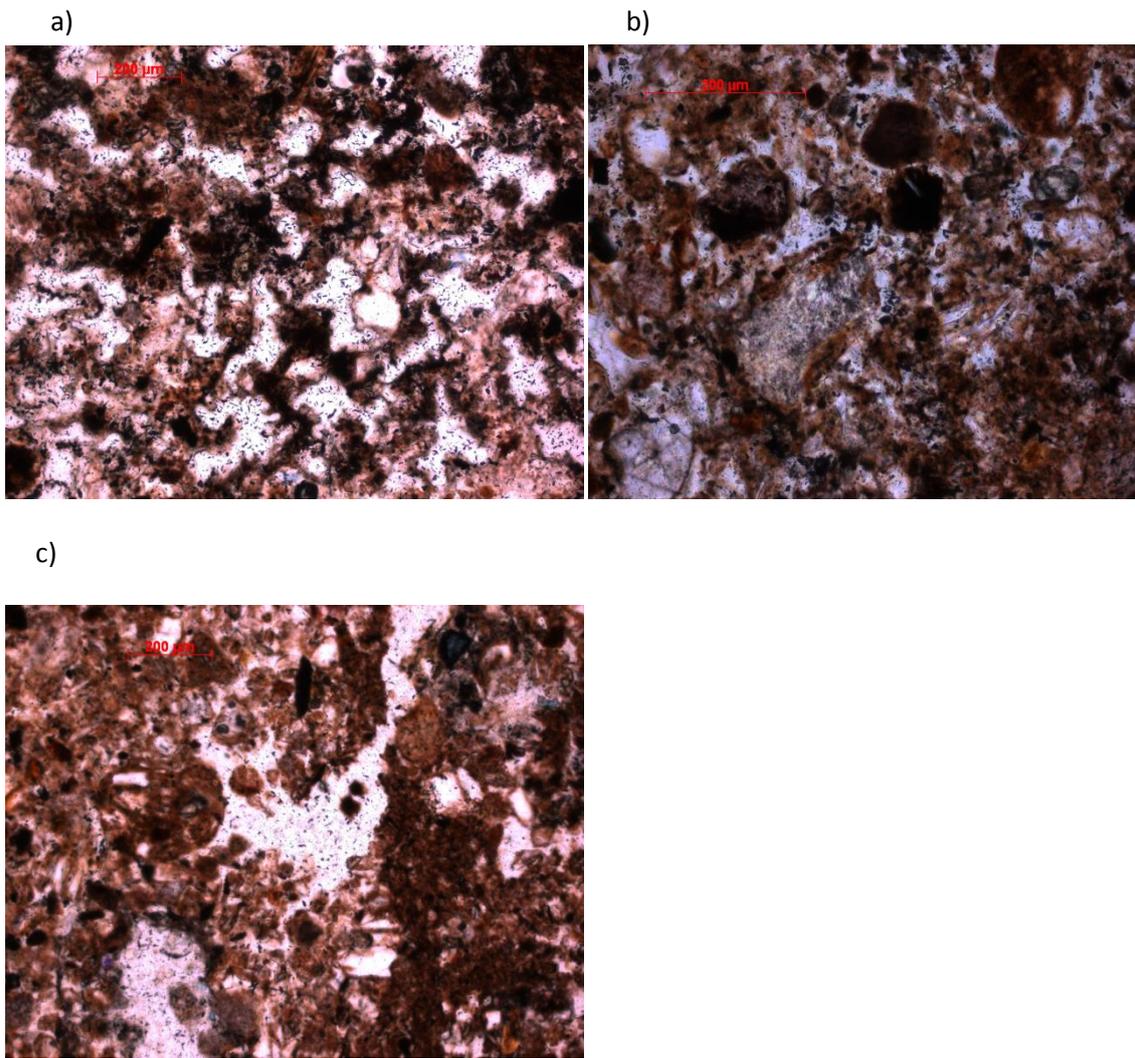


Figura 6.3: Fotografías del corte delgado (aumento de 10 x), bajo vegetación natural 1 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior.

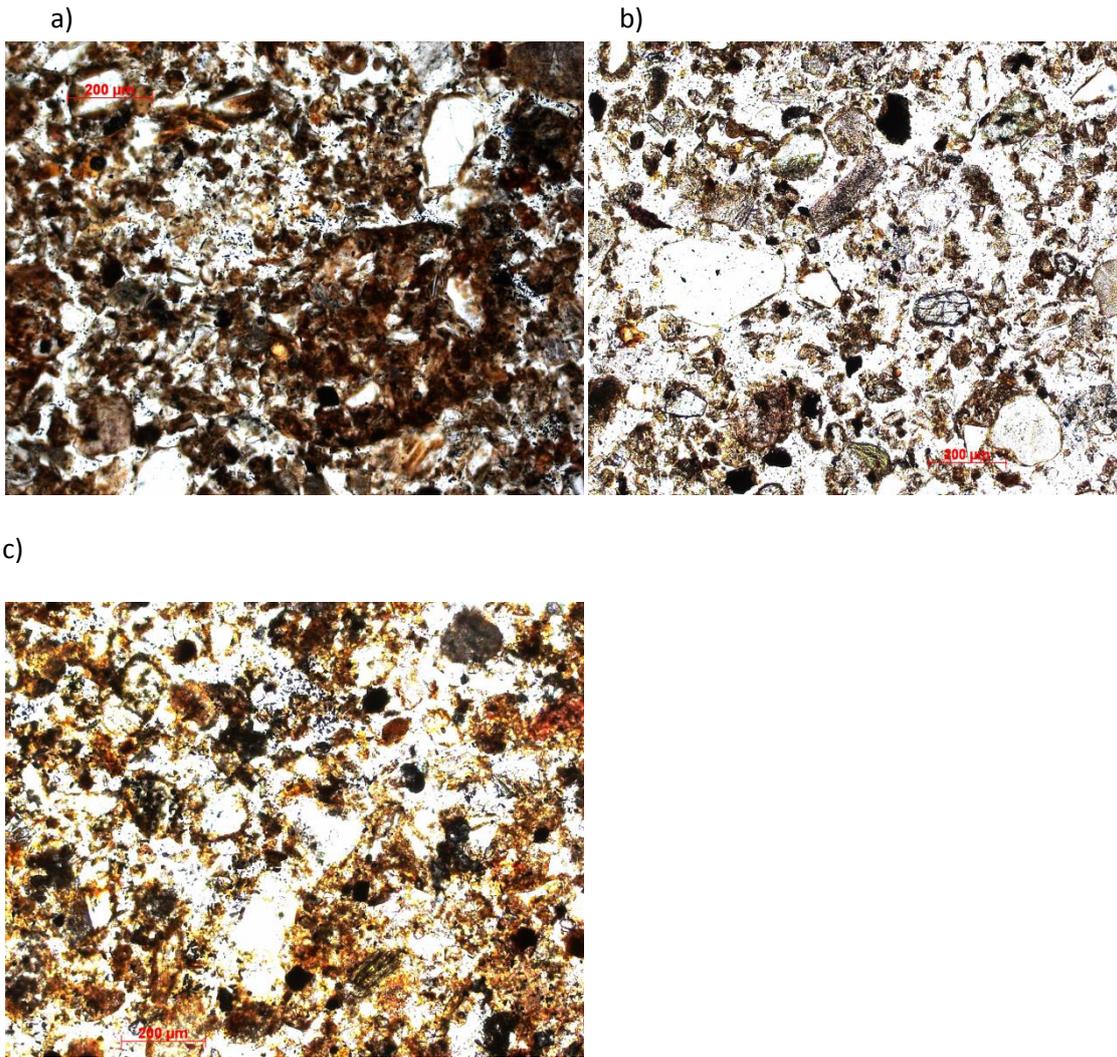


Figura 6.4: Fotografías del corte delgado (aumento de 10 x), bajo vegetación natural 1 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior.

6.3. RESULTADOS

A partir de la utilización de los distintos aumentos sobre el corte delgado se observaron diferencias en la frecuencia y la proporción del diámetro de los poros. De tal manera que, tanto para VN como bajo uso A en estrato superior (Figuras 6.5 a y 6.6 a) el aumento de 4 x resultó en similares proporciones de los distintos diámetros de poros, con excepción de los más pequeños (0-0,2 µm) que no fueron captados por este aumento.

El aumento de 10 x permitió diferenciar de manera aceptable los poros entre 0,2-10 μm de diámetro relacionados con la retención del agua, y poros entre 10->300 μm que se asocian a las propiedades físico-hídricas en ambos usos de suelo (Figuras 6.5 b y 6.6 b). En las observaciones con el aumento de 20 x (Figuras 6.5 c y 6.6 c), el campo de visualización fue más pequeño, lo cual se reflejó en la menor proporción encontrada de los diámetros de poros mayores, ya que aproximadamente el 70 % de los poros estuvo representado por los de diámetro de 0,2-10 μm en ambos usos de suelo. El aumento en 40 x permitió diferenciar los menores tamaños, asociados a agua higroscópica (0-0,2 μm) que no habían podido ser observados con los aumentos menores, pero la observación a este aumento no permitió una interpretación de los diámetros mayores.

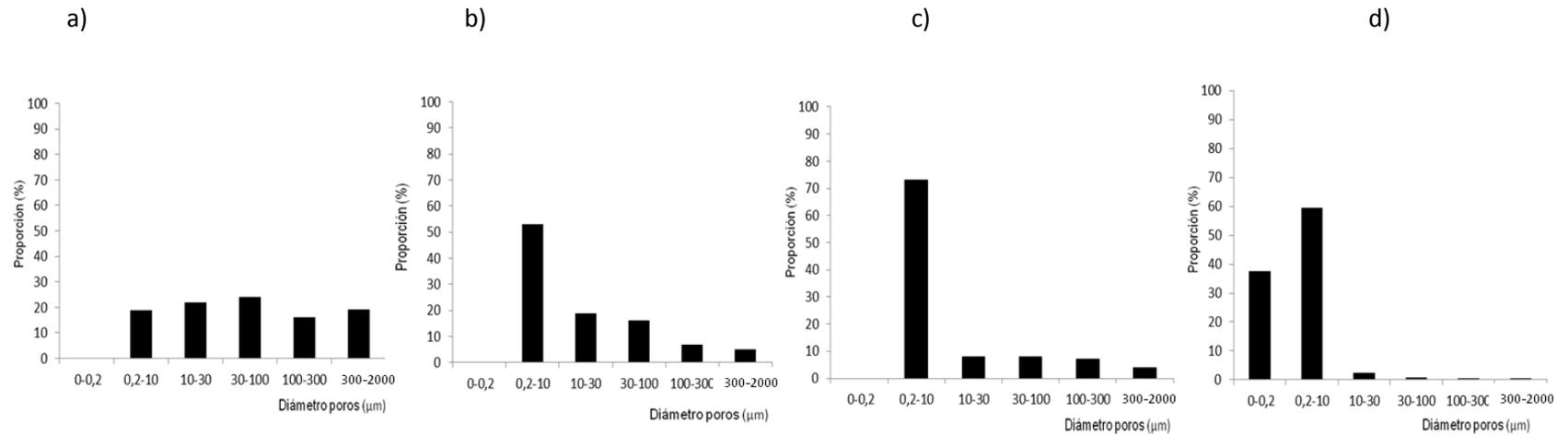


Figura 6.5: Proporción de poros de distintos diámetros observados con aumentos a) 4 x, b) 10 x, c) 20 x y d) 40 x, en suelo bajo vegetación natural.

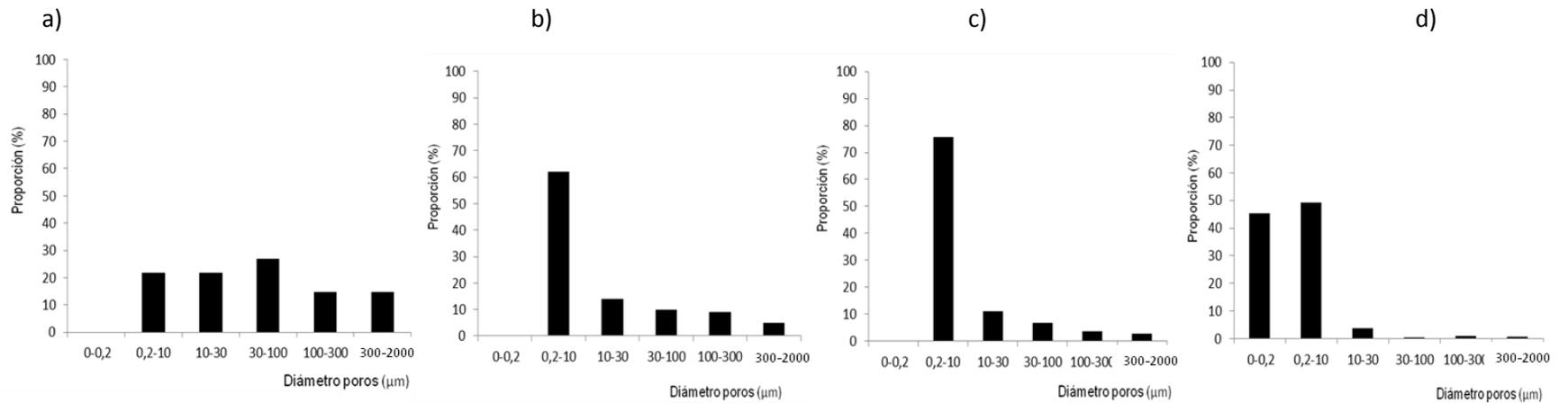


Figura 6.6: Proporción de poros de distintos diámetros observados con en aumentos a) 4 x, b) 10 x, c) 20 x y d) 40 x, en suelo agrícola.

Debido a que el aumento 10 x permitió diferenciar entre los poros relacionados a la retención de agua y los que se asocian a infiltración y conducción de agua, se seleccionó este aumento para analizar los suelos en los dos usos (VN y A) en sus tres estratos.

Para VN 1, alrededor del 50 % de poros observados en el estrato superior correspondió a los $< 10 \mu\text{m}$. Dentro de los macroporos, la mayor proporción se encontró en los diámetros 10-30 μm y 30-100 μm asociados al drenaje lento en el estrato superior y en menor proporción se encontraron los comprendidos entre 100-300 μm y 300-2000 μm que tienen como función el drenaje rápido (Figura 6.7 a). En el estrato medio, la proporción de los poros de menor diámetro ($< 10 \mu\text{m}$) fue de alrededor del 53 %. En cuanto a los macroporos, también los diámetros 10-30 μm y 30-100 μm estuvieron representados en mayor proporción con respecto a los de 100-300 μm y 300-2000 μm (Figura 6.7 b). Para el estrato inferior, los poros menores que 10 μm se encontraron cercanos al 50 %, mientras que la proporción de las distintas categorías de macroporos fueron similares entre sí (Figura 6.3 c).

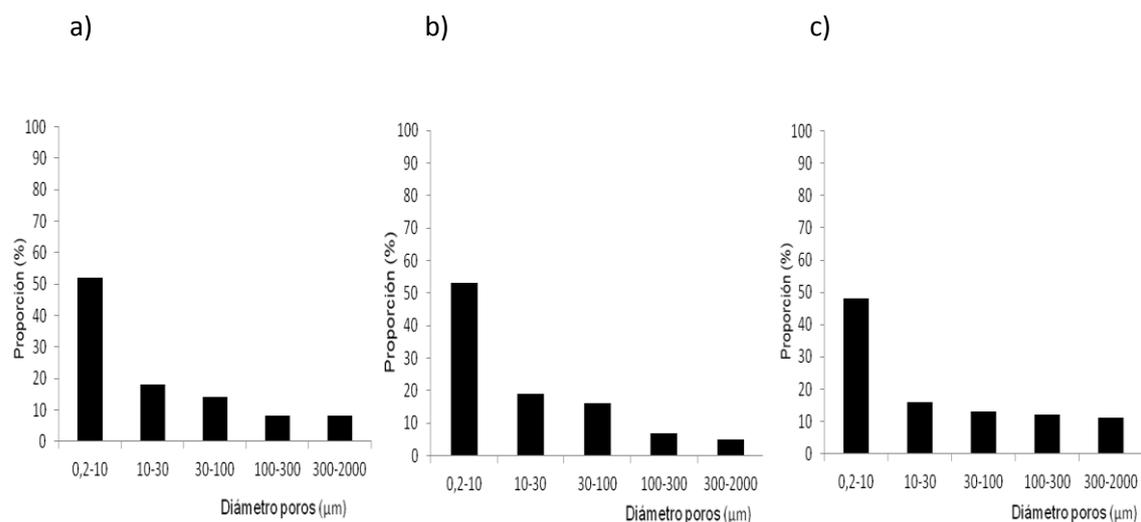


Figura 6.7: Proporción de poros de distinto diámetro en uso vegetación natural 1 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior.

Para VN 2, el 48 % de los poros en el estrato superior correspondió a $<10 \mu\text{m}$, y dentro de los macroporos, los de mayor proporción fueron los comprendidos entre $10\text{-}30 \mu\text{m}$ y $30\text{-}100 \mu\text{m}$. Los macroporos de $100\text{-}300 \mu\text{m}$ y $300\text{-}2000 \mu\text{m}$ se encontraron en menor proporción y similar entre sí (Figura 6.8 a). En los estratos medio e inferior, la proporción de los poros $<10 \mu\text{m}$ fue de alrededor del 50 % y también los macroporos más chicos relacionados al drenaje lento ($10\text{-}30 \mu\text{m}$ y $30\text{-}100 \mu\text{m}$) se encontraron en mayor proporción que los más grandes relacionados al drenaje rápido ($100\text{-}300 \mu\text{m}$ y $300\text{-}2000 \mu\text{m}$) (Figura 6.4 b y c).

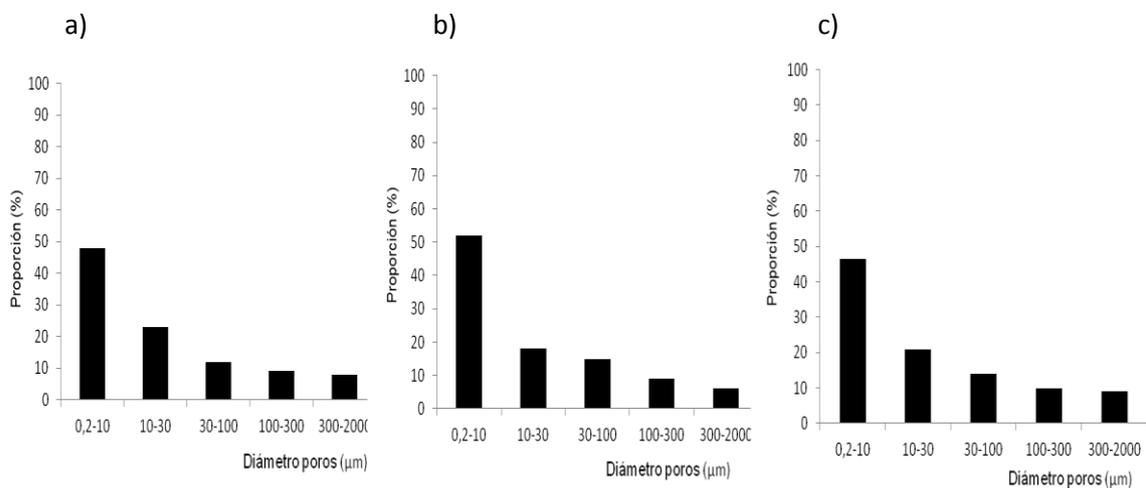


Figura 6.8: Proporción de poros de distinto diámetro bajo vegetación natural 2 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior

Para el uso A 1, tanto en el estrato superior como en el estrato medio, entre el 50 y el 60 %, respectivamente, de los poros correspondió a los $<10 \mu\text{m}$. Con respecto a los macroporos, los diámetros de mayor proporción fueron los relacionados al drenaje muy lento $10\text{-}30 \mu\text{m}$, mientras que, los de $30\text{-}100 \mu\text{m}$, $100\text{-}300 \mu\text{m}$ y $300\text{-}2000 \mu\text{m}$ de diámetro se encontraron en menor proporción y similar entre sí (Figura 6.9 a y b). Para el estrato inferior, cerca del 50 % de la proporción de poros correspondió a los $<10 \mu\text{m}$,

mientras que la presencia de los macroporos de 10-30 μm y 30-100 μm fueron mayores con respecto a los de mayor tamaño (100-300 y 300-2000 μm) (Figura 6.9 c).

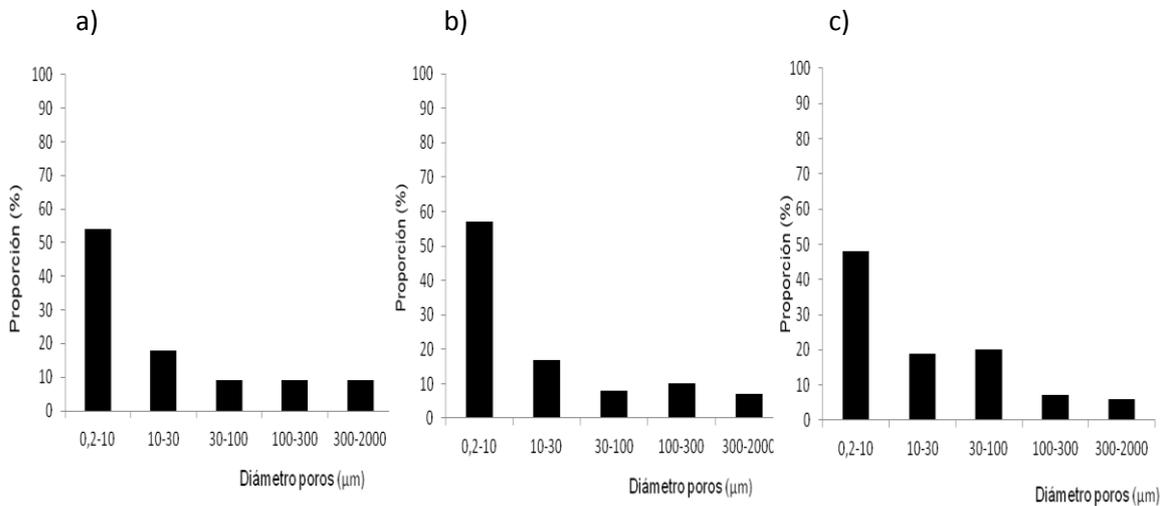


Figura 6.5: Proporción de poros de distinto diámetro en uso agrícola 1 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior.

Para el uso A 2, en los estratos superior y medio del perfil, entre el 50 y el 60 %, respectivamente, de los poros correspondió a los $<10 \mu\text{m}$. Dentro de los macroporos, los de mayor proporción fueron los de 10-30 μm y 30-100 μm de diámetro, mientras que los de 100-300 μm y 300-2000 μm se encontraron en menor proporción (Figura 6.10 a y b). Por otro lado para el estrato inferior se halló menor presencia de los poros $<10 \mu\text{m}$, mientras que la presencia de los macroporos de 10-30 μm y 30-100 μm se encontró en mayores proporción con respecto a los de 100-300 μm y 300-2000 μm (Figura 6.10 c).

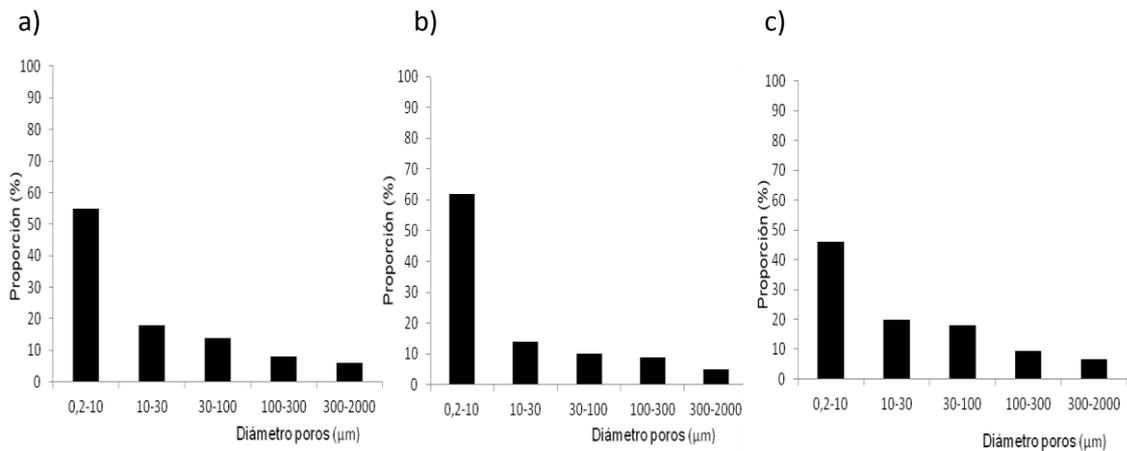


Figura 6.10: Proporción de poros de distinto diámetro observados con uso agrícola 2 en los estratos a) superior, b) medio y c) inferior.

6.3.1. COMPARACIÓN ENTRE USOS EN EL MISMO ESTRATO

En el estrato superior, los poros <10 μm fueron similares entre VN 1, A 1 y A 2, mientras que el uso VN 2 fue el que menos proporción tuvo. En relación a los macroporos entre 10-30 μm asociados al drenaje muy lento y 30-100 μm cuya función corresponde al drenaje lento, la mayor proporción se encontró en VN con respecto al uso A. Con respecto a los diámetros entre 100-300 μm de drenaje rápido y 300-2000 μm drenaje muy rápido, los valores hallados fueron similares entre los distintos usos.

En el estrato medio, los poros <10 μm se encontraron en mayor proporción en el uso A con respecto a VN. La proporción de macroporos de 10-30 μm y 30-100 μm de diámetro fueron mayores en VN respecto al uso A. Los macroporos de 100-300 μm y 300-2000 μm de diámetro también se encontraron en mayor proporción en VN con respecto al uso A, aunque con menos diferencia que los de menor diámetro. En el estrato inferior, las proporciones de los poros <10 y los macroporos comprendidos entre 10 y 30 μm fueron similares entre ambos usos. Los macroporos de 30-100 μm se encontraron en

mayor proporción bajo uso A mientras que bajo VN se hallaron mayores proporciones de poros de 100-300 μm y 300-2000 μm de diámetro.

6.3.2. FORMA DE LOS MACROPOROS

Los resultados obtenidos de las imágenes permitieron analizar las diferentes formas dentro de la categoría de los macroporos (10-2000 μm) (Tabla 6.1). Para el uso VN 1 en los tres estratos, los poros irregulares y redondeados fueron los más importantes y en menor proporción se encontraron poros elongados. En VN 2 la mayor proporción de poros correspondieron a irregulares, mientras que los redondeados y elongados tuvieron menor frecuencia en los tres estratos del perfil. En A 1 y A 2 las formas redondeada e irregular fueron las halladas en mayor proporción, mientras que los elongados fueron los menos importantes en los tres estratos del perfil (Tabla 6.1).

Tabla 6.1: Distribución (% sobre el total de las observaciones) de la forma de macroporos (10-2000 μm) en los estratos superior, medio e inferior bajo vegetación natural (VN 1 y VN 2) y bajo uso agrícola (A 1 y A 2).

VN 1			
Estrato	Elongados	Irregulares	Redondeados
Superior	3,6 b B	44,5 ab A	51,9 a A
Medio	2,7 b C	46,0 b B	51,3 a A
Inferior	2,2 b B	49,2 ab A	56,0 b A

VN 2			
Estrato	Elongados	Irregulares	Redondeados
Superior	7,7 a C	57,7 a A	34,7 b B
Medio	20,1 a B	67,7 a A	13,0 b AB
Inferior	10,0 a B	61,7 a A	28,3 c B

A 1			
Estrato	Elongados	Irregulares	Redondeados
Superior	1,7 b C	38,5 b B	59,8 a A
Medio	1,6 b C	36,7 b B	61,9 a A
Inferior	1,9 b C	37,1 bc B	61,0 a A

A 2			
Estrato	Elongados	Irregulares	Redondeados
Superior	1,7 b C	44,3 b B	54,0 a A
Medio	1,2 b C	38,3 b B	60,2 a A
Inferior	2,7 b C	33,9 c B	63,2 a A

Letras minúsculas distintas, indican diferencias estadísticas significativas entre los distintos usos para la misma forma de macroporo y el mismo estrato de profundidad. Letras mayúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre la forma del macroporo para el mismo uso y estrato.

Al analizar la forma dentro de las dos categorías de macroporos 10-100 μm y 100-2000 μm se comprobó un efecto del uso del suelo, del diámetro del macroporo y del estrato de profundidad (Tabla 6.2). De esta manera, la forma de los macroporos entre 10-100 μm en el uso VN fue principalmente irregular y redondeada en los estratos superior y medio. En cambio, en el estrato inferior aumentaron los redondeados y disminuyeron los irregulares y elongados. En los macroporos comprendidos entre 100-2000 μm , la forma irregular también fue la más importante, aunque en esta categoría de tamaño, se

encontró mayor proporción de los elongados y menos redondeados con respecto a la categoría de 10-100 μm .

En el uso A la forma de los macroporos entre 10-100 μm fue principalmente redondeada, en menor medida se hallaron los irregulares y no se detectaron elongados. También en los de 100-2000 μm la mayor proporción fueron redondeados e irregulares, y los elongados estuvieron presentes en menor proporción (Tabla 6.2).

Tabla 6.2: Distribución (% sobre el total de las observaciones) de la forma de macroporos de distintos diámetros (10-100 μm y 100-2000 μm), en los estratos superior, medio e inferior bajo vegetación natural (promedio de VN 1 y VN 2) y bajo uso agrícola (promedio de A 1 y A 2).

Uso	Estrato	10-100 μm			100-2000 μm		
		Elongados	Irregulares	Redondeados	Elongados	Irregulares	Redondeados
	Superior	9,7 a B	43,7 a A	46,7 b A	29,0 a B	52,0 a A	18,0 b C
	Medio	7,4 a C	67,5 a A	25,3 b B	46,3 a A	50,6 a A	2,9 b B
VN	Inferior	0,5 a C	39,6 a B	60,0 b A	30,9 a B	58,0 a A	10,2 b C
	Superior	0,0 b C	29,7 b B	76,0 a A	8,0 b A	46,7 a B	46,9 a B
	Medio	0,0 b C	22,3 b B	77,7 a A	4,7 b C	54,0 a A	41,7 a B
A	Inferior	0,0 a C	27,1 b B	72,6 a A	7,2 b C	57,2 b A	35,8 a B

Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas entre los distintos usos para la misma forma de macroporo y el mismo estrato de profundidad. Letras mayúsculas distintas indican diferencias estadísticas significativas entre la forma del macroporo para el mismo tamaño de macroporo, uso y estrato de profundidad.

6.4. DISCUSIÓN

El aumento utilizado afectó la frecuencia de observación de los diámetros de los poros, la cual no se debe confundir con la porosidad total del suelo, ya que los datos obtenidos se refieren a un porcentaje de frecuencia sobre un número arbitrario de observaciones

en una imagen y no al total del área representada por la imagen. La diferencia en las observaciones entre los cuatro aumentos utilizados puede influenciar la interpretación, ya que el tamaño del campo analizado varió según el aumento elegido. En este sentido, la probabilidad de hallar diferentes tamaños de poros varía en función del aumento elegido por ende, es necesario establecer una cierta estandarización al respecto para lograr resultados comparables. Este mismo fenómeno también se ha observado en los análisis tridimensionales de suelos mediante imágenes de tomografía computada, y se ha resaltado la necesidad de establecer criterios comunes y estándar con respecto al tamaño del campo observado y el aumento utilizado (Taina et al., 2010).

El análisis de imágenes a partir de los cortes delgados permitió una observación detallada acerca del diámetro de los poros y la forma que toman los macroporos en la matriz del suelo. Según Fox et al. (2004), este tipo de análisis provee una descripción cuantitativa de los cambios en la característica de los poros.

La macroporosidad en el uso A fue menor que en VN y, en promedio, esta diferencia correspondió al 5, 7 y 0,5 % para los estratos superior, medio e inferior, respectivamente. Si bien en el Capítulo 2 se presentaron mayores diferencias en los resultados relacionados a macroporosidad (obtenidos a partir de las mesa de tensión de arena), el análisis de imágenes también permitió corroborar menores proporciones de macroporos bajo uso A. Aunque sean pequeños los cambios en la porosidad, pueden tener una influencia significativa en las propiedades hidráulicas si la geometría de los poros y su continuidad son afectadas (Dörner & Horn, 2006).

Los resultados de este trabajo estarían indicando problemas de compactación principalmente en estrato medio del perfil. Rasa et al. (2012), utilizando el método de cortes delgados y análisis de imágenes, también encontraron mayor proporción de

macroporos ($> 50 \mu\text{m}$) en uso en VN con respecto a suelos bajo uso A. Si bien los macroporos resultan determinantes en la estructura del suelo y son los responsables del movimiento del agua, la aireación y el crecimiento radical (Vandenbygaard et al., 1999), su forma merece especial atención. En general, la forma de los macroporos en ambos usos en los tres estratos fue en mayor proporción irregular y redondeada. No obstante al analizar la forma de los macroporos comprendidos entre $10\text{-}100 \mu\text{m}$ y entre $100\text{-}2000 \mu\text{m}$, se pudo comprobar que hubo un efecto del uso del suelo, del diámetro de macroporos y del estrato de profundidad. En este sentido, se encontró (Tabla 6.2) que los poros elongados se hallaron solamente en los macroporos de $100\text{-}2000 \mu\text{m}$ de diámetro de los suelos bajo VN y en menor proporción, en los de diámetros entre 10 y $100 \mu\text{m}$, mientras que estuvieron ausentes en los suelos A. La forma redondeada se comportó de manera contraria, ya que se encontraron más representados en los suelos A, y con mayores proporciones en el rango entre 10 y $100 \mu\text{m}$ (Tabla 6.2). Menores proporciones de poros elongados e irregulares en los suelos A podrían interpretarse como el resultado de un proceso de la degradación cualitativa de la estructura del suelo. Se ha estipulado que cuando el suelo se compacta, estos poros se rompen y se distribuyen en poros redondeados de menor diámetro (Fox et al., 2004). A su vez, el cambio en el tamaño y la forma de los poros, asociado a la pérdida de materia orgánica ha sido mencionado como principal causa en las diferencias en conductividad hidráulica y tasa de infiltración entre suelos bajo agricultura y en VN (Czachor et al., 2013). Los poros elongados se asociaron a las categorías de mayor diámetro y al contenido de carbono del suelo (Castiglioni & Morras, 2007; Udawatta et al., 2006; Seobi et al., 2005). En cambio, el estrato inferior al tener menor contenido de CO, la forma del macroporo estaría más asociada a la textura del suelo. En función a lo expuesto, el suelo bajo uso

A que contiene menor contenido de carbono orgánico y nitrógeno (Capítulo 3, Tabla 3.2) resultó tener mayor proporción de poros redondeados y muy baja proporción de la forma elongada. Estas características de la morfología de los poros coincidieron con que este suelo tuvo menor infiltración acumulada, infiltración básica y conductividad hidráulica (Capítulo 3, Tabla 3.3).

Distintos estudios plantean que la dominancia de los macroporos de forma elongada por sobre las demás formas corresponde a suelos que no tienen problemas de compactación (Pires et al., 2008; Costantini et al., 2006; Pagliai et al., 1983). En suelos densificados o compactados el flujo de agua se reduce no solamente debido a la menor porosidad total, sino también a causa del cambio en la distribución de la forma de poros. En este sentido Fox et al. (2004), Lamandé et al. (2003) y Valentín (1991) concluyeron que los poros redondeados fueron menos efectivos en la transmisión de agua que los poros irregulares y elongados.

La metodología de cortes delgados y el análisis de imágenes en zonas semiáridas ha sido utilizado escasamente, y en la Región Semiárida Pampeana no existen antecedentes de estudios sobre las interacciones entre el sistema poroso y la forma de los poros. Aunque los resultados expuestos se condicen con los obtenidos en el Capítulo 2, en el cual se demostró mayor proporción de porosidad total y de macroporos, mayor infiltración y conductividad hidráulica en uso bajo VN con respecto al uso A, el análisis de la morfología de los poros permite establecer con más precisión los cambios en el sistema poroso debido al uso agrícola.

6.5. CONCLUSIÓN

Los resultados demostraron que la práctica de uso influyó sobre el diámetro de los macroporos y su forma. Bajo VN se presentó mayor proporción de poros $>10\ \mu\text{m}$ y de forma elongada lo cual favorece a propiedades físico-hídricas tales como enraizamiento, captación y conducción del agua de las precipitaciones.

6.6. BIBLIOGRAFÍA

- Bouma, J; A Jongerius; O Boersma; A Jager & D Schoonderbeek. 1977. The function of different types of macropores during saturated flow through four swelling soil horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 945–950.
- Brewer, R. 1976. *Fabric and Mineral Analysis of Soils*. Krieger, New York, USA. 482 pp.
- Castellano, M & T Valone. 2007. Livestock, soil compaction and water infiltration rate: Evaluating a potential desertification recovery mechanism. *J. Arid Environ.* 71: 97–108.
- Castiglioni M & H Morrás. 2007. Uso del análisis digital de imágenes para el estudio de la porosidad de la zona no saturada de argiudoles de Argentina. En: *Estudio de la zona no saturada del suelo. Vol VIII*. J. Guiraldez Cervera & F. Jimenez Homero. (Ed). Universidad de Córdoba España. ISBN: 84-690-7893-8, 83-88.
- Costantini, E; S Pellegrini; N Vignozzi & R Barbetti. 2006. Micromorphological characterization and monitoring of internal drainage in soils of vineyards and olive groves in central Italy. *Geoderma* 131: 388–403.
- Czachor, H; P Hallett; L Lichner & G Jozefaciuk. 2013. Pore shape and organic compounds drive major changes in the hydrological characteristics of agricultural soils. *Eur. J. Soil Sci.* 64: 334–344.
- Di Rienzo, J; F Casanoves; M Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C Robledo. 2013. Infostat - Software estadístico. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina [WWW Document]. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dörner, J & R Horn. 2006. Anisotropy of pore functions in structured Stagnic Luvisols in the Weichselian moraine region in N Germany. *J. Plant Nut. Soil Sci.* 169: 213–220.
- Fox, D; R Bryan & C Fox. 2004. Changes in pore characteristics with depth for structural crusts. *Geoderma* 120, 109–120.
- Hamza, M & W Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till. Res.* 82: 121–145.
- Horn, R; H Taubner; M Wuttke & T Baumgartl. 1994. Soil physical properties related to soil structure. *Soil Till. Res.* 30: 187–216.
- Kahlon, M; R Lal & M Ann-Varughese. 2013. Twenty two years of tillage and mulching impacts on soil physical characteristics and carbon sequestration in Central Ohio. *Soil Till. Res.* 126: 151–158.
- Keller, T; J Sutter; K Nissen & T Rydberg. 2012. Using field measurement of saturated soil

- hydraulic conductivity to detect low-yielding zones in three Swedish fields. *Soil Till. Res.* 124: 68–77.
- Kodešová, R. 2009. Soil micromorphology use for modeling of a non equilibrium water and solute movement. *Plant, Soil Environ.* 55: 424–428.
- Kubiena, W. 1938. *Micropedology*. Collegiate Press, Ames, USA. 242 pp.
- Lamandé, M; V Hallaire; P Curmi; G Pérès & D Cluzeau. 2003. Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. *CATENA* 54: 637–649.
- Menon, M; X Jia; G Lair; P Faraj & A Blaud. 2015. Analysing the impact of compaction of soil aggregates using X-ray microtomography and water flow simulations. *Soil Till. Res.* 150: 147–157.
- Murphy, C. 1986. *Thin Section Preparation of Soils and Sediments*. A B Academic Publishers, Berkhamsted, UK. 149 pp.
- Murphy, C; P Bullock & K Biswell. 1977. The Measurement and Characterisation of Voids in Soil Thin Sections By Image Analysis. Part I. Applications. *J. Soil Sci.* 28: 509–518.
- Naderi-Boldaji, M & T Keller. 2016. Degree of soil compactness is highly correlated with the soil physical quality index S. *Soil Till. Res.* 159: 41–46.
- Pagliai M. 1987. Effects of different management practices on soil structure and surface crusting. In: N Fedoroff, L Bresson, M Courty (Eds.), *Soil Micromorphology*. Proc. VIIth Int. Working-Meeting on Soil Micromorphology, Paris, July 1985, AFES, Paris (1987), 415-421.
- Pagliai, M; M La Marca & G Lucamante. 1983. Micromorphometric and micromorphological investigations of a clay loam soil in viticulture under zero and conventional tillage. *J. Soil Sci.* 34: 391–403.
- Pagliai, M; N Vignozzi & S Pellegrini. 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil Till. Res.* 79: 131–143.
- Pires, I; F Borges; S Passoni & A Pereira. 2013. Soil Pore Characterization Using Free Software and a Portable Optical Microscope. *Pedosphere* 23: 503–510.
- Pires, L; F Cássaro; K Reichardt & O Bacchi. 2008. Soil porous system changes quantified by analyzing soil water retention curve modifications. *Soil Till. Res.* 100: 72–77.
- Rasa, K; T Eickhorst; R Tippkötter & M Yli-Halla. 2012. Structure and pore system in differently managed clayey surface soil as described by micromorphology and image analysis. *Geoderma* 173: 10–18.
- Ringrose-Voase, A. 1991. Micromorphology of soil structure: description, quantification, application. *Aust. J. Soil Res.* 29: 777–813.
- Sasal, M; E Andriulo & M Taboada. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil Till. Res.* 87: 9–18.
- Schwen, A; G Bodner; P Scholl; G Buchan & W Loiskandl. 2011. Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. *Soil Till. Res.* 113: 89–98.
- Seobi, T; S Anderson; R Udawatta & C Gantzer. 2005. Influence of grass and agroforestry buffer strips on soil hydraulic properties for an Albaqualf. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 893–901.
- Stoops, G. 2003. *Guidelines for Analysis and Description of Soil and Regolith Thin Sections*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, USA. 184 pp.

- Taina, I; R Heck; T Elliot & N Scaiff. 2010. Micromorphological and X-ray μ CT study of Orthic Humic Gleysols under different management conditions. *Geoderma* 158: 110–119.
- Udawatta, R; S Anderson; C Gantzer & H Garrett. 2006. Agroforestry and grass buffer influence on macro- pore characteristics: a computed tomography analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1763–1773.
- Udawatta, R; C Gantzer; S Anderson & S Assouline. 2016. Synchrotron microtomographic quantification of geometrical soil pore characteristics affected by compaction. *SOIL* 2: 211–220.
- Valentín, C. 1991. Surface crusting in two alluvial soils of northern Niger. *Geoderma* 48: 201–222.
- Vandenbygaard, A; R Protz & A Tomlin. 1999. Changes in pore structure in a no-till chronosequence of silt loam soils, Southern Ontario. *Can. J. Soil Sci.* 79: 149–160.
- Whalley, W; G Matthews & S Ferraris. 2012. The effect of compaction and shear deformation of saturated soil on hydraulic conductivity. *Soil Till. Res.* 125: 23–29.
- Yu, M; L Zhang; X Xu; K Feger; Y Wang; W Liu & K Schwärzel. 2015. Impact of land-use changes on soil hydraulic properties of Calcaric Regosols on the Loess Plateau, NW China. *J. Plant Nut. Soil Sci.* 178: 486-498

CAPÍTULO 7

CAPÍTULO INTEGRADOR

7.1. DISCUSIÓN

La calidad del suelo se puede definir como la “capacidad de un suelo para funcionar en ecosistemas naturales o intervenidos” (NRCS, 2001) y, si bien está muy condicionada por las propiedades genéticas de los suelos, el uso del mismo tiene un fuerte impacto sobre ella. Debido a que la calidad del suelo no puede ser medida directamente, debe ser inferida por mediciones de los atributos que sirven como indicadores. Los indicadores de calidad pueden definirse como las características y procesos que tienen mayor sensibilidad a cambios en el funcionamiento del suelo y deben correlacionar con los procesos edafo-ecosistémicos (Andrews et al., 2004). Se han desarrollado listas de indicadores de uso “universal” (Doran & Parkin, 1996, 1994), aunque también se ha estipulado que los indicadores no son universales (Sánchez-Marañón et al., 2002), y actualmente se desconocen los rangos de los indicadores de calidad física (Arshad & Martin, 2002). Varios autores (Duval et al., 2016 a; Cantú et al., 2007; Lilburne et al., 2004; Segnestam 2002; Bredja et al., 2000) señalaron la conveniencia de utilizar indicadores locales o regionales, que puedan ser empleados por agencias gubernamentales y responsables del manejo del suelo en la evaluación y seguimiento en el tiempo de la calidad de este recurso (Cantu et al., 2007). En consecuencia, resulta necesario determinar para cada región qué parámetros del suelo son los más sensibles y fáciles para cuantificar la degradación y para poder determinar las medidas de manejo que eviten el deterioro de este recurso (Duval et al., 2016 b; Ditzler & Tugel, 2002, Amézquita, 2001). Paralelamente, Segnestam (2002) señaló la importancia de establecer la línea de base (*baseline*) o de inicio de una actividad que puede impactar positiva o negativamente sobre el ambiente y, además, de determinar umbrales (*thresholds*) para controlar o hacer el seguimiento de impactos negativos que no deben

exceder un nivel predeterminado y, así como definir objetivos o metas (*targets*) que permitan evaluar el impacto de una intervención.

Los valores de línea de base expresan un valor de referencia de un determinado indicador (Micó et al., 2007). Estos valores se obtienen, generalmente, en suelos que corresponden a un estado deseable de salud o de calidad. En muchos casos, estos serían suelos bajo vegetación prístina, pero también se están utilizando aquéllos que se encuentren lo menos disturbados posible cuando no existen situaciones de vegetación nativa y/o prístina (Thackway & Specht, 2015). En este contexto, los valores de línea de base resultarían útiles para interpretar los niveles actuales de las variables indicadoras y evaluar el efecto de las prácticas de uso de los suelos.

En el presente estudio, se evaluaron los contenidos de materia orgánica (MO), sus fracciones, y propiedades físicas, en 11 suelos bajo uso en vegetación natural (VN) con gramíneas perennes (Capítulo 2). Debido a que en la Región Semiárida Pampeana no existen situaciones prístinas y en base al análisis de los indicadores estudiados se eligieron dos suelos en VN (de similar contenido de arcilla), representativos de los suelos mejor conservados en la región de estudio. Si bien estos suelos seleccionados tuvieron diferencias entre sí, fueron los que presentaron mayores contenidos de MO y de sus fracciones, y tuvieron las mejores condiciones físicas de calidad de suelo. En este sentido, se asumió y se demostró en el desarrollo de los Capítulos de este trabajo, que estos dos suelos, VN 1 y VN 2, pueden ser considerados como condición de referencia debido a que representaron situaciones de suelo en un óptimo estado de conservación. Por ello, se propuso considerar a los valores promedio del estrato superior de los suelos VN 1 y VN 2 como una aproximación a los valores de línea de base de indicadores físico-hídricos y biológicos para suelos francos de la Región Semiárida Pampeana.

Paralelamente, se seleccionaron dos situaciones bajo uso agrícola (A 1 y A 2) de similar contenido de arcilla que los suelos en VN pero con niveles de MO inferiores. Los indicadores físico-hídricos y biológicos de los suelos bajo uso A del estrato superior, fueron promediados a fin de ser evaluados en función de su diferencia con el valor de línea de base (Tabla 7.1).

Tabla 7.1: Valores de línea de base para variables propuestas como indicadores de calidad de suelo, en suelos bajo vegetación natural (VN) y bajo uso agrícola (A), en estrato superior del perfil de suelo.

Variable Indicadora	Línea de Base (Valor promedio VN)	Promedio A
CO (g kg ⁻¹)	47,4	12,1
PT (%)	63,6	39,4
DA (g cm ⁻³)	0,92	1,29
DAM (g cm ⁻³)	1,15	1,50
SC	0,45	1,66
IIE	0,5	1,48
K (cm h ⁻¹)	16,2	13,7
IB (mm h ⁻¹)	165,9	46,2
Ma (%)	38,1	18,5
RP 25 (MPa)	0,53	1,16
IHO (cm ³ cm ⁻³)	0,12	0,09
PVA 2-3 (g cm ⁻³)	0,71	0,83
PVA 3-4 (g cm ⁻³)	0,78	0,85
PVA 4-8 (g cm ⁻³)	0,76	0,86
Eg 10-2000 (%)	5,6	1,7
Irr 10-2000 (%)	51	41
Red 10-2000 (%)	43	57
Respiración Acumulada (mg C kg suelo ⁻¹)	1066	443
Respiración tasa constante (mg C kg suelo ⁻¹ día ⁻¹)	16,3	6,3
C-BM (μg g ⁻¹ suelo)	150	70
qCO ₂	0,20	0,14

Carbono orgánico (CO), porosidad total (PT), densidad aparente (DA), densidad aparente máxima (DAM), susceptibilidad a la compactación (SC), índice de inestabilidad estructural (IIE), conductividad hidráulica (K), infiltración básica (IB), macroporo (Ma), resistencia a la penetración al 25 % de CC (RP 25), intervalo hídrico óptimo (IHO), peso volumétrico de los agregados de 2-3 mm (PVA 2-3), peso volumétrico de los agregados de 3-4 mm (PVA 3-4), peso volumétrico de los agregados de 4-8 mm (PVA 4-8), poros elongados 10-2000 μm (Eg 10-2000), poros irregulares 10-2000 μm (Irr 10-2000), poros circulares 10-2000 μm (Red 10-2000), carbono de la biomasa microbiana (C-BM), cociente metabólico (qCO₂).

Casi todas las variables representadas mostraron amplias diferencias entre el valor línea de base propuesto y el de los suelos A. Las mayores diferencias se observaron en carbono orgánico (CO), susceptibilidad a la compactación (SC), índice de inestabilidad (IIE), infiltración básica (IB), macroporos (Ma), resistencia a la penetración al 25 % del agua útil (RP25), poros elongados 10-2000 μm (Eg 10-2000), respiración acumulada, respiración a tasa constante y carbono de la biomasa microbiana (C-BM). Estos resultados, que fueron analizados y discutidos en los capítulos anteriores, confirmaron que existe una clara relación entre la pérdida de CO y los indicadores de calidad físico-hídricos (Capítulos 2, 3, 4 y 6) y de calidad biológica (Capítulo 5) (Milne et al., 2015; Franzluebbers, 2013).

La relación entre los indicadores de calidad física y la calidad biológica ha sido estipulada a partir del concepto de que el sistema poroso constituye el hábitat para toda la actividad biológica del suelo, afectando la diversidad y la actividad de los organismos (Ferris & Tuomisto, 2015; Silva et al., 2014). Sin embargo, no se han establecido relaciones cuantitativas entre indicadores físicos y del sistema poroso y la actividad y cantidad de la microbiota edáfica. No resulta fácil obtener estas relaciones debido a la complejidad de las relaciones entre los indicadores asociados a propiedades físico-hídricas y biológicas. En este sentido, Chalarca & Castaño (2014) y Shi-yin et al. (2007) expresaron la dificultad de encontrar indicadores adecuados que permitieran detectar y monitorear la degradación y recuperación de suelos. Además, es evidente la falta de una visión integradora del suelo que permita conceptualizar los procesos y funciones ecológicas y su interdependencia. La evaluación de los servicios ecosistémicos entregados por los suelos y las prácticas recomendadas para que éstos se conserven, requiere una visión holística y ecosistémica (Montanarella et al., 2016; Victoria et al.,

2012). Con la finalidad de obtener posibles relaciones entre las variables, se realizó un bi-plot de los análisis de componentes principales con las propiedades más importantes abordadas en el desarrollo de la experiencia (Figura 7.1). La distribución de los sitios evaluados en el plano de las dos primeras componentes principales mostró que, con excepción del intervalo hídrico óptimo (IHO), todas las variables consideradas se encontraron adecuadamente representadas. La componente principal 1 explicó el 74,6 % de la variabilidad y la componente principal 2 el 17,5 %, resultando en un total de 91,1 % de la variabilidad total de los datos. De este análisis se desprende que los suelos A presentaron mayores valores de densidad aparente (DA), SC, densidad aparente máxima (DAM), IIE, RP25, peso volumétrico de los agregados de 2-3 mm (PVA 2-3), de 3-4 mm (PVA 3-4), de 4-8 mm (PVA 4-8) y poros redondeados 10-2000 μm (Red 10-2000). En cambio los suelos VN se comportaron de manera diferente. En este sentido, VN 1 se asoció mayormente con conductividad hidráulica (K), IB, respiración acumulada, y VN 2 lo hizo con propiedades tales como CO, C-BM, poros irregulares de 10-2000 μm (Irr 10-2000) y Eg 10-2000.

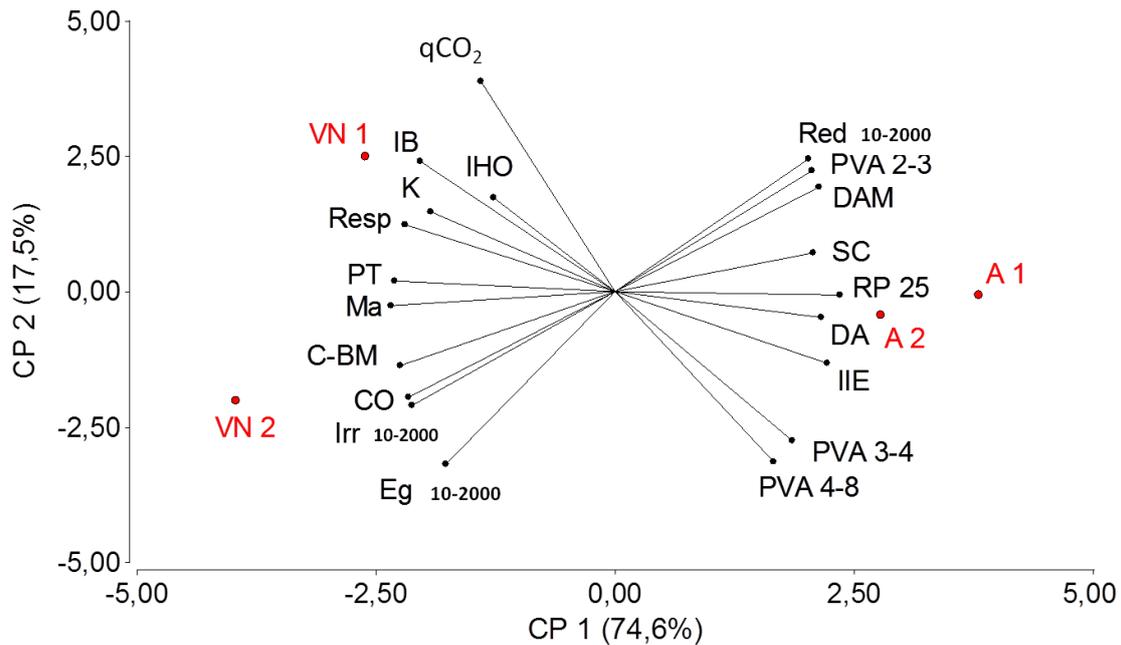


Figura 7.1: Bi-plot de los componentes principales para algunas variables indicadores en suelos bajo vegetación natural (VN 1 y VN 2) y bajo uso agrícola (A 1 y A 2). Carbono orgánico (CO), porosidad total (PT), densidad aparente (DA), densidad aparente máxima (DAM), susceptibilidad a la compactación (SC), índice de inestabilidad estructural (IIE), conductividad hidráulica (K), infiltración básica (IB), macroporo (Ma), resistencia a la penetración al 25 % de agua útil (RP 25), intervalo hídrico óptimo (IHO), peso volumétrico de los agregados 2-3 mm (PVA 2-3), peso volumétrico de los agregados 3-4 mm (PVA 3-4), peso volumétrico de los agregados 4-8 mm (PVA 4-8), poros elongados 10-2000 μm (Eg 10-2000), poros irregulares 10-2000 μm (Irr 10-2000), poros redondeados 10-2000 μm (Red 10-2000), respiración acumulada (Res), carbono de la biomasa microbiana (C-BM), cociente metabólico (qCO₂).

Tal como ya se señaló en el Capítulo 3, el CO presentó relaciones significativas con las propiedades físico-hídricas evaluadas, influyendo positivamente sobre la porosidad total (PT) ($r= 0,88$), K ($r= 0,62$), IB ($r= 0,59$), Ma ($r= 0,93$). El mayor contenido de CO y de N (Figura 7.2) en los agregados bajo VN constituyó un factor determinante en la formación y estabilización de la estructura (Capítulo 3), confiriéndole al suelo la capacidad de mantener la arquitectura de la fracción sólida y del espacio poroso, permitiendo obtener agregados más resistentes frente a la pérdida de materia orgánica que actúa como el cementante más importante de los agregados (Elliott, 1986; Tisdall &

Oades, 1982). Los agregados más pequeños presentaron mayor contenido de CO y de nitrógeno total (N) en suelos en VN, mientras que bajo el uso A todos los agregados tuvieron similar contenido de CO y N, evidenciando pérdida del CO y N sobre todo en los agregados de menores tamaños (Figura 7.2). El mayor contenido de CO se asoció a los agregados más livianos debido a mayor porosidad. En este sentido, los resultados obtenidos demostraron relación negativa entre CO y PVA principalmente en los agregados de 2-3 mm ($r = -0,98$).

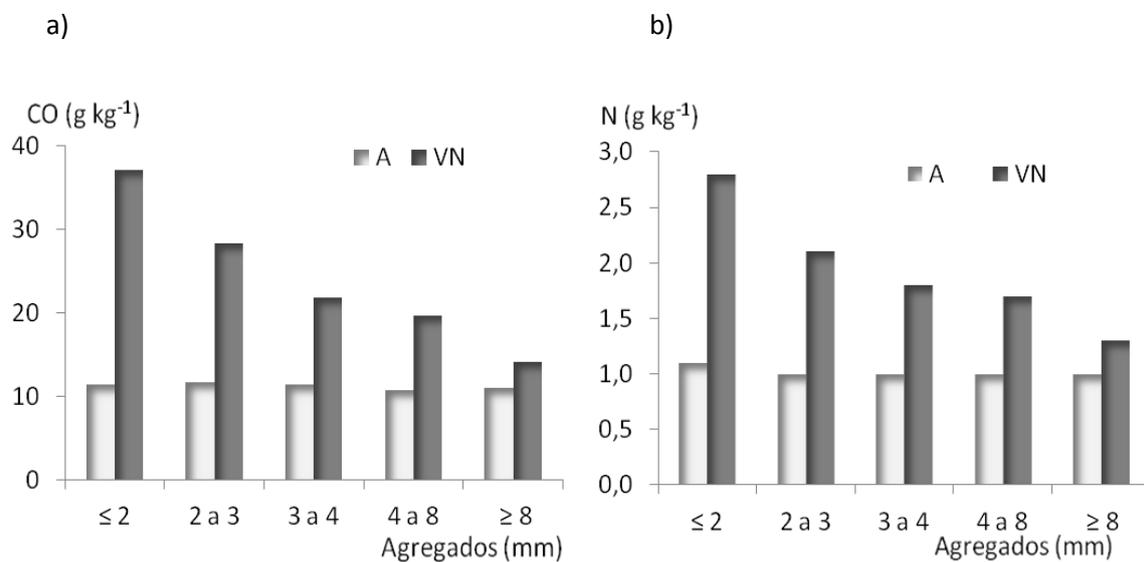


Figura 7.2: Contenidos de a) carbono orgánico (CO) y b) nitrógeno total (N) en agregados de diferentes tamaños en suelos bajo vegetación natural (VN) y bajo uso agrícola (A). Los datos representan los promedios para los suelos bajo cada tipo de uso. La metodología para evaluar CO y N en agregados se encuentra explicada en Materiales y Métodos del Capítulo 2.

Varios trabajos reportaron que la presencia de microorganismos en diferentes ambientes dentro de la matriz del suelo incrementa la estabilidad de los agregados (Cosentino et al., 2006; Almas et al., 2005; Chenu et al., 2001; Mummey & Stahl, 2004; Ranjard et al., 2000). Kravchenko et al. (2014) mencionaron que la abundancia de diferentes grupos bacterianos estuvo positivamente asociada con poros entre 30 y 90

μm de diámetro. Sin embargo, el efecto del uso del suelo en interacción con la actividad biológica y la formación de la estructura en función a los contenidos del CO, ha sido poco abordado (Pulleman & Marinissen, 2004). En este sentido, y tratando de establecer relaciones entre indicadores físico-hídricos y biológicos (Tabla 7.2), los resultados han demostrado que suelos con mayor estabilidad de los agregados y de la matriz porosa, favorecieron al tamaño de la biota (medida como C-BM) y a la actividad biológica (medida como respiración de suelo). En función de lo expuesto, se encontraron correlaciones positivas y muy altas, entre el CO con el C-BM ($r=0,98$) y con la respiración ($r=0,75$). Conocer la distribución de la matriz porosa del suelo resulta importante debido a que la variabilidad espacial en cuanto a la distribución de los microorganismos se encuentra íntimamente relacionada con la presencia y las características de los poros del suelo (Kravchenko et al., 2014; Nunan et al., 2003). La PT se asoció a la actividad biológica, pero principalmente fueron los macroporos los que presentaron la mejor relación con la respiración ($r=0,94$) y con el C-BM ($r=0,97$).

En suelos donde las partículas se encuentran agregadas, el diseño y la perdurabilidad del espacio poroso dependen en gran medida de la forma, tamaño, distribución y estabilidad de los agregados (Six et al., 2000). Consecuentemente, el movimiento del agua depende de la estabilidad de los agregados y de los poros. La cantidad de Ma tiene un efecto principal en la K (Jarvis et al., 2002). En este sentido, se obtuvieron altos coeficientes de correlación entre Ma y K ($r=0,84$) y Ma e IB ($r=0,84$). No obstante, diversos autores (Moret & Arrúe, 2007; Park & Smucker, 2005; Jarvis et al., 2002) han reportado que también la forma de los Ma resultaría determinante para el movimiento del agua en el perfil de suelo. Existe más información teórica que práctica acerca de la importancia de la geometría de los poros y su continuidad para las propiedades

hidráulicas (Dörner & Horn, 2006), y resultan escasos los resultados experimentales que evalúen el efecto de la forma de los macroporos y su incidencia en las propiedades físico-hídricas. Los resultados del presente estudio mostraron que suelos con mayor contenido de CO presentaron mayor estabilidad estructural y mayor proporción relativa de poros Eg 10-2000 μm e Irr 10-2000 μm , con coeficientes de correlación muy altos ($r = 0,95$ y 1 , respectivamente) entre estos parámetros. La mayor actividad biológica podría ser responsable de la forma de los poros, lo cual puede ser evidenciado por las relaciones entre el C-BM y los poros elongados ($r = 0,91$) y poros irregulares ($r = 0,99$). En el mismo sentido, y tal lo demuestra la Figura 7.3 a y b y la Figura 7.4 a y b, la K y la IB dependieron de la forma de los macroporos. Los poros Eg 10-2000 μm e Irr 10-2000 μm se relacionaron de manera positiva con estas funciones físico-hídricas de los suelos.

La disminución en la PT a causa del uso implicó un aumento en la DA, DAM, SC, IIE y la RP. Sin embargo, los poros más susceptibles a los procesos de degradación-compactación fueron los Ma, encargados de la aireación del suelo y del movimiento del agua. Esta disminución de la macroporosidad estructural como consecuencia de la compactación afectó el proceso de infiltración y la conductividad hidráulica. En suelos degradados por compactación, se postula que los poros elongados e irregulares se rompen y se redistribuyen en poros redondeados de menor diámetro (Fox et al., 2004). El flujo del agua es extremadamente sensible a la forma que adquieren los Ma (Valentín et al., 1991). El cambio en la PT y en la forma de los Ma asociados a la pérdida de CO, son las principales causas de los efectos sobre los procesos físico hídricos de los suelos (Czachor et al., 2013). Fox et al. (2004) concluyeron que los poros redondeados son menos efectivos en transmitir el agua que los elongados e irregulares. En este sentido, los resultados permitieron afirmar que a mayor presencia de Ma redondeados, la K e IB

se reducen significativamente (Figura 7.3 c y 7.4 c, respectivamente). A su vez, se encontró que la proporción de macroporos redondeados se relacionó negativamente con el contenido de CO ($r = -0,99$), la PT ($r = -0,80$) y la proporción de Ma ($r = -0,89$) y, positivamente, con indicadores asociados a la compactación (DAM: $r = 0,96$; SC: $r = 0,79$ y DA: $r = 0,70$). Suelos compactados con menor PT y mayor Ma redondeada presentaron mayor peso volumétrico de los agregados ($R^2 = 1$). Además, las variables asociadas a la compactación se relacionaron negativamente con las propiedades biológicas, reflejando el concepto de la importancia del “hábitat” para la biota del suelo y su actividad, presumiendo que en suelos compactados los espacios porosos carecen de tamaño y conectividad para constituir un hábitat adecuado para los microorganismos.

Tabla 7.2: Matriz de correlación de indicadores.

	CO	PT	DA	DAM	SC	IIE	K	IB	Ma	RP 25	IHO	PVA 2-3	PVA 3-4	PVA 4-8	Eg 10-2000	Irr 10-2000	Red 10-2000	Resp	C-BM	qCO ₂	
CO	1																				
PT	0,88	1																			
DA	-0,80	-0,98	1																		
DAM	-0,99	-0,9	0,85	1																	
SC	-0,87	-0,95	0,97	0,92	1																
IIE	-0,76	-0,97	0,97	0,77	0,88	1															
K	0,62	0,71	-0,59	-0,54	-0,45	-0,76	1														
IB	0,59	0,85	-0,81	-0,57	-0,65	-0,93	0,9	1													
Ma	0,93	0,95	-0,87	-0,91	-0,84	-0,91	0,84	0,84	1												
RP 25	-0,91	-0,99	0,94	0,91	0,9	0,95	-0,79	-0,86	-0,99	1											
IHO	0,34	0,38	-0,23	-0,23	-0,07	-0,45	0,92	0,7	0,58	-0,5	1										
PVA 2-3	-0,98	-0,8	0,7	0,95	0,77	0,67	-0,65	-0,54	-0,91	0,86	-0,42	1									
PVA 3-4	-0,5	-0,84	0,87	0,52	0,72	0,94	-0,7	-0,94	-0,74	0,81	-0,44	0,39	1								
PVA 4-8	-0,39	-0,78	0,82	0,42	0,66	0,9	-0,63	-0,91	-0,64	0,72	-0,38	0,27	0,99	1							
Eg 10-2000	0,95	0,68	-0,58	-0,92	-0,7	-0,51	0,47	0,33	0,79	-0,74	0,26	-0,97	-0,19	-0,07	1						
Irr 10-2000	1	0,84	-0,75	-0,97	-0,82	-0,72	0,64	0,57	0,92	-0,89	0,39	-1	-0,45	-0,33	0,96	1					
Red 10-2000	-0,99	-0,8	0,7	0,96	0,79	0,65	-0,59	-0,5	-0,89	0,85	-0,35	1	0,37	0,25	-0,98	-1	1				
Resp	0,75	0,87	-0,78	-0,7	-0,67	-0,9	0,97	0,95	0,94	-0,92	0,79	-0,73	-0,82	-0,75	0,56	0,75	-0,69	1			
C-BM	0,98	0,88	-0,79	-0,95	-0,81	-0,79	0,76	0,69	0,97	-0,94	0,52	-0,98	-0,56	-0,45	0,91	0,99	-0,97	0,85	1		
qCO ₂	0,22	0,6	-0,6	-0,21	-0,38	-0,77	0,76	0,92	0,56	-0,6	0,65	-0,16	-0,91	-0,92	-0,07	0,19	-0,11	0,78	0,35	1	

Carbono orgánico (CO), porosidad total (PT), densidad aparente (DA), densidad aparente máxima (DAM), susceptibilidad a la compactación (SC), índice de inestabilidad estructural (IIE), conductividad hidráulica (K), infiltración básica (IB), macroporo (Ma), resistencia a la penetración al 25 % de agua útil (RP 25), intervalo hídrico óptimo (IHO), peso volumétrico de los agregados 2-3 mm (PVA 2-3), peso volumétrico de los agregados 3-4 mm (PVA 3-4), peso volumétrico de los agregados 4-8 mm (PVA 4-8), poros elongados 10-2000 μm (Eg 10-2000), poros irregulares 10-2000 μm (Irr 10-2000), poros redondeados 10-2000 μm (Red 10-2000), respiración acumulada (Resp), carbono de la biomasa microbiana (C-BM), cociente metabólico (qCO₂).

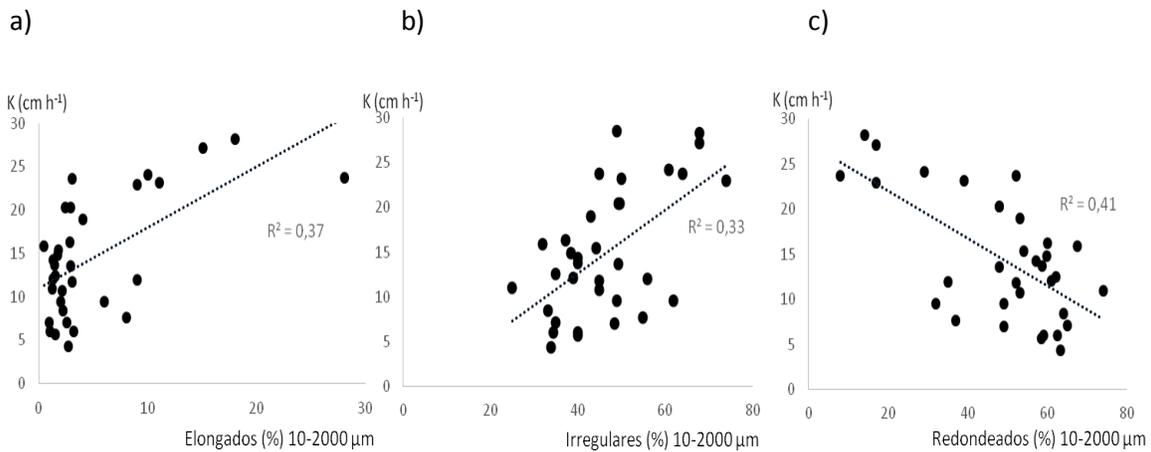


Figura 7.3: Relación entre la proporción de poros a) elongados 10-2000 μm de diámetro, b) irregulares 10-2000 μm de diámetro y c) redondeados 10-2000 μm de diámetro, con la conductividad hidráulica (K).

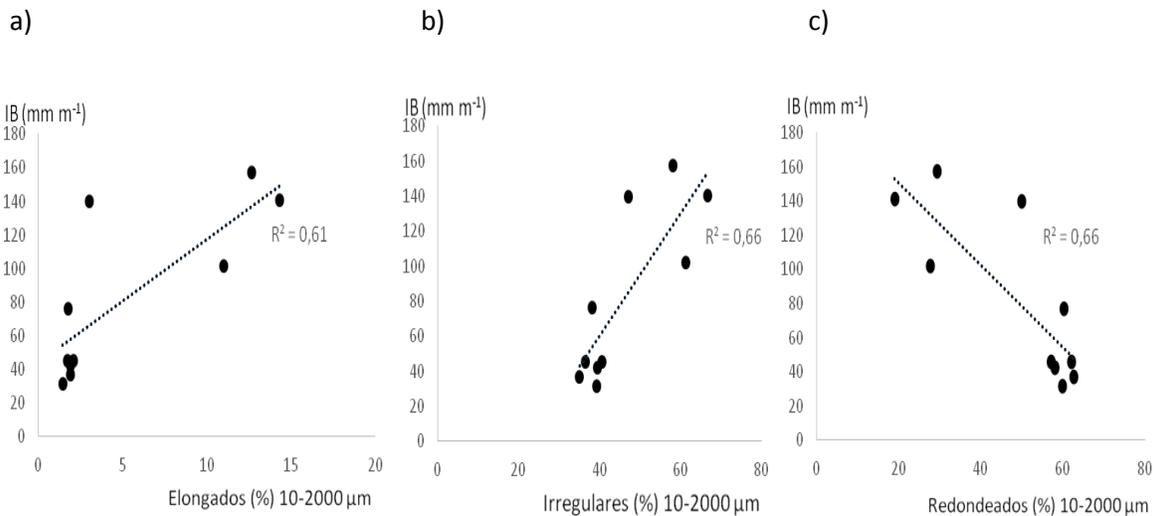


Figura 7.4: Relación entre la proporción de poros a) elongados 10-2000 μm de diámetro, b) irregulares 10-2000 μm de diámetro y c) redondeados 10-2000 μm de diámetro, con infiltración básica (IB).

En el desarrollo de los capítulos anteriores se ha podido comprobar que la funcionalidad de los servicios ecosistémicos ha decaído con el uso agrícola, ya que tanto los indicadores de

las funciones físico-hídricas y biológicas, mostraron una disminución importante respecto a los valores de línea de base, evidenciando una importante degradación de los suelos francos con 50 años de historia en agricultura, pertenecientes a la Región Semiárida Pampeana.

Doran & Parkin (1994) y Larson & Pierce (1991) sugirieron un conjunto mínimo de indicadores que pueden ser utilizados para evaluar degradación y monitorear la evolución de los suelos. No obstante, la mayoría de los indicadores propuestos fueron seleccionados sobre la base de características conceptuales y no obtenidos de datos experimentales.

En el presente trabajo se propone un marco conceptual para la evaluación y el monitoreo de la calidad de suelos francos de la Región Semiárida Pampeana. Se identificaron como indicadores sensibles a los cambios debido al uso del suelo a CO, PT, DA, DAM, SC, IIE, IB, Ma, RP25, IHO, PVA 2-3 mm, Eg 10-2000, respiración y C-BM. Además, se propone los valores de línea de base a partir de los valores obtenidos de los dos suelos VN y se estableció un rango de valoración entre éstos y los valores de los indicadores hallados en los dos suelos A, además de proponer valores umbral para algunos de estos indicadores. Estos aportes, permitirán fortalecer los criterios para la evaluación y el monitoreo de suelos con un enfoque sobre los servicios ecosistémicos, a través de futuros estudios que contribuyan con mayor cantidad de datos de diferentes situaciones de uso en suelos de la región en estudio. Los suelos degradados, que presentaron un IHO más estrecho, tuvieron menor disponibilidad de oxígeno para la respiración, y también menor cantidad de CO, el cual se encontró menos accesible para la biomasa microbiana. En definitiva, estos suelos degradados presentaron menos respiración y C-BM. Si bien varios autores (Medeiros et al., 2011; Waldrop & Firestone, 2004) estipularon que sería conveniente relacionar el IHO con

la actividad microbiana, no existen antecedentes de resultados experimentales para esta relación. En este sentido, en el presente trabajo se obtuvieron correlaciones interesantes entre el IHO con la respiración acumulada ($r=0,79$) principalmente y, en menor medida, con el C-BM ($r=0,52$).

Resulta fundamental que la elección de los indicadores de suelo contemple un enfoque integrador. En función a ello, en la Tabla 7.3 se presentan las relaciones que existen entre los indicadores propuestos, incluyendo sólo aquellos que presentaron un coeficiente de correlación mayor a 0,75.

Lo esperado acerca de las variables integradoras propuestas como IHO y qCO_2 , no se comprobó en su totalidad. En relación al IHO ya se planteó anteriormente que, si bien permitió discriminar el efecto del uso del suelo, le faltó sensibilidad para ser usado como variable integradora. En función a ello se puede observar que el IHO mostró una relación con un coeficiente de correlación mayor a 0,75 con tan solo tres variables de suelo (K, IB, y respiración).

El otro indicador que se había planteado como sensible e integrador fue el qCO_2 , que según Pascaud et al. (2012), permitiría una interpretación más directa de la actividad de los microorganismos en relación a su biomasa. No obstante, se consideró al qCO_2 un indicador difícil de interpretar con respuestas erráticas y no predecibles frente a cambios en el uso y por lo tanto, no pudo ser propuesto como variable indicadora e integradora de calidad de suelo para la Región Semiárida Pampeana.

Tabla 7.3: Relaciones entre indicadores con coeficiente de correlación $r > 0,75$.

Indicador	Variables indicadoras														
	PT	Ma	Irr 10-2000	Eg 10-2000	RES	C-BM	-DA	-DAM	-SC	-IIE	-RP25	-PVA2-3	-Red 10-2000		
CO															
PT	CO	IB	Ma	Irr>10	RES	C-BM	-DA	-DAM	-SC	-IIE	-RP25	-PVA2-3	-Red 10-2000		
DA	DAM	SC	IIE	RP25	-CO	-PT	-IB	-Ma	-Irr 10-2000	-Resp	-C-BM				
DAM	SC	IIE	RP25	PV 2-3	RES	DA	-CO	-PT	-Ma	-Eg 10-2000	-Irr 10-2000	-C-BM			
SC	DA	DAM	IIE	RP	PVA2-3	Red	-CO	-PT	-Ma	-Irr 10-2000	-C-BM				
IIE	DA	SC	RP	PVA3-4	PVA4-8	C-BM	-CO	-PT	-K	-IB	-Ma	-Resp	-C-BM	-Q10	
IB	PT	Ma	K	Resp	-RP25	-DA	-IIE	-PVA3-4	-PVA4-8						
Ma	CO	PT	K	IB	Eg 10-2000	Irr 10-2000	RESP	C-BM	-DA	-DAM	-SC	-IIE	-RP25	-PVA2-3	-Red 10-2000
RP25	DA	DAM	IIE	PVA2-3	PVA3-4	Resp	-CO	-PT	-IB	-Ma	-Irr 10-2000	-Resp	-C-BM		
IHO	K	IB	Resp												
PVA 2-3	-CO	-PT	-Ma	-Eg 10-2000	-Irr 10-2000	-Res	-C-BM	DA	SC	RP25	Red 10-2000				
Eg 10-2000	CO	Ma	Irr 10-2000	C-BM	-DAM	-RP25	-PVA2-3	-Red 10-2000							
Resp	CO	PT	K	IB	Ma	IHO	Irr 10-2000	C-BM	qCO ₂	-DA	-IIE	-RP25	-PVA3-4	-PVA4-8	
C-BM	CO	PT	K	Ma	Eg 10-2000	Irr 10-2000	Resp	-DA	-RP25	-PVA3-4	-PVA4-8				

Carbono orgánico (CO), porosidad total (PT), densidad aparente (DA), densidad aparente máxima (DAM), susceptibilidad a la compactación (SC), inestabilidad estructural (IIE), infiltración básica (IB), macroporos (Ma), resistencia a la penetración al 25 % de agua útil (RP 25), intervalo hídrico óptimo (IHO), peso volumétrico de agregados 2-3 mm (PVA 2-3), poros elongados 10-2000 μm (Eg 10-2000), respiración acumulada (Resp), carbono de la biomasa microbiana (C-BM).

El criterio de elegir los indicadores a utilizar dependerá fundamentalmente del objetivo del trabajo planteado. En virtud a los resultados presentados en el desarrollo del presente estudio, los indicadores que se proponen como “indicadores integradores” de calidad de suelo fueron **CO, PT, IIE, Ma, RP 25, PVA 2-3, Eg 10-2000, respiración y C-BM**, debido a que todos ellos reflejaron la funcionalidad física, química y biológica del suelo, y por ende pueden evaluar el impacto del uso del suelo sobre los servicios ecosistémicos. Estos “indicadores integradores” cumplen con todas las características que deben reunir los indicadores: **Científicos, Entendibles, Comparables, Obtenibles, Precisos, Dinámicos, Válidos analíticamente y Relevantes para mecanismos de control** (Shi-yin et al., 2007; Shukla et al., 2006; Sparrow et al., 2000). Cabe resaltar que entre estos indicadores hay algunos que son de más fácil y sencilla determinación, sin requerir infraestructura de laboratorio, tales como la PT y el PVA de 2-3 mm, por lo cual estos se podrían aconsejar para trabajos de monitoreo. En cambio, las otras variables serían más recomendables para detectar problemas específicos de degradación, o para profundizar el conocimiento acerca de las consecuencias funcionales de la degradación y compactación.

7. 2. BIBLIOGRAFÍA

- Almas, A; J Mulder & L Bakken. 2005. Trace metal exposure of soil bacteria depends on their position in the soil matrix. *Environ. Sci. Technol.* 39: 5927–5932.
- Amézquita, E. 2001. Las Propiedades Físicas y el Manejo Productivo de los Suelos. En: *Fertilidad de Suelos, Diagnóstico y Control*. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. Segunda Edición. Bogotá, Colombia.
- Andrews, S; D Karlen & C Cambardella. 2004. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1945–1962.
- Arshad, M & S Martin. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agric. Ecosys. Environ.* 88: 153–160.

- Brejda, J; T Moorman; D Karlen & T Dao. 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators, I Central and Southern High Plains. *Soil Sci Am. J.* 64: 2115–2124.
- Cantú M; A Becker; J Bedano & H Schiavo. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo* 25: 173-178.
- Chalarca, C & J Castaño. 2014. Línea Base Ambiental de Caldas: indicadores de suelo y subsuelo. Capítulo 6. Definición de los indicadores de la línea base ambiental de caldas. Editores G. Osorio-Zuluaga; N. Duque-Méndez, 69-84.
- Chenu, C; J Hassink & J Bloem. 2001. Short-term changes in the spatial distribution of microorganisms in soil aggregates as affected by glucose addition. *Biol. Fert. Soils.* 34: 349–356.
- Cosentino, D; C Chenu & Y Le Bissonnais. 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biol. Biochem.* 38: 2053–2062
- Czachor, H; P Hallett; L Lichner & G Jozefaciuk. 2013. Pore shape and organic compounds drive major changes in the hydrological characteristics of agricultural soils. *Eur. J. Soil Sci.* 64: 334–344.
- Ditzler, C & A Tugel. 2002. Soil Quality Field Tools: Experiences of USDA-NRCS Soil Quality Institute. *Agron. J.* 94: 33–3
- Doran, J & T Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In: J Doran; D Coleman; D Bezdicsek & B Stewart (Ed.). *Defining soil quality for a sustainable environment.* SSSA Special Publication N° 35. Soil Science Society of America, Inc. American Society of Agronomy, Inc Madison, Wisconsin, USA. 247 pp.
- Doran, J & T Parkin. 1996. Quantitative indicators of soil Quality: a minimum data set. Pp. 25-37. In: *Methods for assessing Soil Quality*, SSSA Special Publication N° 49, Wisconsin, USA. 410 pp.
- Dörner, J & R Horn. 2006. Anisotropy of pore functions in structured Stagnic Luvisols in the Weichselian moraine region in N Germany. *J. Plant Nut. Soil Sci.* 169: 213–220.
- Duval, M; J Galantini; J Martínez; F López & L Wall. 2016 a. Sensitivity of different soil quality indicators to assess sustainable land management: Influence of site features and seasonality. *Soil Till. Res.* 159: 9–22.
- Duval, M; J Galantini; J Martínez & J Iglesias. 2016 b. Comparación de índices de calidad de suelos agrícolas y naturales basados en el carbono orgánico. *Ciencia del Suelo* 34: 197–209.
- Elliott, E. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Am. J.* 50: 627–633.
- Ferris, H & H Tuomisto. 2015. Unearthing the role of biological diversity in soil health. *Soil Biol. Biochem.* 85: 101–109.
- Fox, D; R Bryan & C Fox. 2004. Changes in pore characteristics with depth for structural crusts. *Geoderma* 120: 109–120.
- Franzluebbers, A. 2013. Pursuing robust agroecosystem functioning through effective soil organic carbon management. *Carbon Management* 4: 43–56.
- Jarvis, N; L Zavattaro; K Rajkai; W Reynolds; P Olsen; M McGechan; M Mecke; B Mohanty; P Leeds-Harrison & D Jacques. 2002. Indirect estimation of near-saturated hydraulic conductivity from readily available soil information. *Geoderma* 108: 1–17.

- Kravchenko, A; W Negassa; A Guber; B Hildebrandt; T Marsh & M Rivers. 2014. Intra-aggregate pore structure influences phylogenetic composition of bacterial community in macroaggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78: 1924–1939.
- Larson, W & F Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In: *Proceedings of the International Workshop on Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World. vol 2. Technical papers.* International board for soil research and management, IBSRAM Proceedings. Bangkok, Thailand.
- Lilburne, I; G Saprling & L Schipper. 2004. Soil quality monitoring in New Zealand development of an interpretative framework. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104: 533-544.
- Medeiros, J; A Silva & C Cerri. 2011. Linking physical quality and CO₂ emissions under long-term no-till and conventional-till in a subtropical soil in Brazil. *Plant Soil* 338: 5-15.
- Micó, C; M Peris, L Recatalá & J Sánchez . 2007. Baseline values for heavy metals in agricultural soils in an European Mediterranean region. *Sci. Total Environ.* 378: 13–17.
- Milne, E; S Banwart; E Noellemeyer; D Abson; C Ballabio; F, Bampa; A Bationo; N Batjes; M Bernoux; T Bhattacharyya; H Black; D Buschiazzi; Z Cai; C Cerri; K Cheng; C Compagnone; R Conant; H Coutinho; D de Brogniez; F Balieiro; C Duffy; C Feller; E Fidalgo; C da Silva; R Funk; G Gaudig; P Gicheru; M Goldhaber; P Gottschalk; F Goulet; T Goverse; P Grathwohl; H Joosten; P Kamoni; J Kihara; R Krawczynski; N La Scala; P Lemanceau; L Li; Z Li; E Lugato; P Maron; C Martius; J Melillo; L Montanarella; N Nikolaidis; G Nziguheba; G Pan; U Pascual; K Paustian; G Piñeiro; D Powlson; A Quiroga; D, Richter; A Sigwalt; J Six; J Smith; P Smith; M Stocking; F Tanneberger; M Termansen; M van Noordwijk; B van Wesemael; R Vargas; R Victoria; B Waswa; D Werner; S Wichmann; W Wichtmann; X Zhang; Y Zhao; J Zheng; J Zheng. 2015. Soil carbon, multiple benefits. *Environ. Dev.* 13: 33–38.
- Montanarella, L; D Pennock; N McKenzie; M Badraoui; V Chude; I Baptista; T Mamo; M Yemefack; M Singh Aulakh; K Yagi; S Young Hong; P Vijarnsorn; G Zhang; D Arrouays; H Black; P Krasilnikov; J Sobocká; J Alegre; C Henriquez; M de Lourdes Mendonça-Santos; M Taboada; D Espinosa-Victoria; A AlShankiti; S AlaviPanah; E Elsheikh; J Hempel; M Camps Arbestain; F Nachtergaele; R Vargas. 2016. World's soils are under threat. *SOIL* 2: 79–82.
- Moret, D & J Arrúe. 2007. Dynamics of soil hydraulic properties during fallow as affected by tillage. *Soil Till. Res.* 96: 103–113.
- Mummey, D & P Stahl. 2004. Analysis of soil whole- and inner-microaggregate bacterial communities. *Microb. Ecol.* 48: 41-50.
- NRCS, 2001. *Guidelines for Soil Quality Assessment in Conservation Planning.* United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service - Soil Quality Institute. Editor: Betty Joubert, Public Affairs Specialist, NRCS, Albuquerque, NM.
- Nunan, N; K Wu; I Young; J Crawford; & K Ritz. 2003. Spatial distribution of bacterial communities and their relationships with the micro-architecture of soil. *FEMS Microb. Ecol.* 44, 203e215.
- Park, E & A Smucker. 2005. Saturated Hydraulic Conductivity and Porosity within Macroaggregates Modified by Tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 38-45.

- Pascaud, A; M Soulas; S Amellal & G Soulas. 2012. An integrated analytical approach for assessing the biological status of the soil microbial community. *Eur. J. Soil Biol.* 49: 98–106.
- Pulleman, M & J Marinissen. 2004. Physical protection of mineralizable C in aggregates from long-term pasture and arable soil. *Geoderma* 120: 273–282.
- Ranjard, L; F Poly; J Combrisson; A Richaume; F Gourbiere; J Thioulouse & S Nazaret. 2000. Heterogeneous cell density and genetic structure of bacterial pools associated with various soil microenvironments as determined by enumeration and DNA finger- printing approach (RISA). *Microb. Ecol.* 39: 263–272.
- Sánchez-Marañón, M; M Soriano; G Delgado & R Delgado. 2002. Soil Quality in Mediterranean Mountain Environments: Effects of Land Use Change. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 948–958.
- Segnestam, L. 2002. Indicators of Environmental and Sustainable Development. Theories and Practical Experience, Environmental Economic Series, Paper Nº 89, 61 pp. World Bank, Washington DC.
- Shi-yin, C; L Yao-lin; Cui-fang. 2007. Evaluation of Land-Use Efficiency Based on Regional Scale. *J China Univ Mining & Technol.* 17: 0215-0219.
- Shukla, M; R Lal & M Ebingerb. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil Till. Res.* 87: 194–204.
- Silva, A; L Babujia; J Franchini; R Ralisch; M Hungria & M Guimarães. 2014. Soil structure and its influence on microbial biomass in different soil and crop management systems. *Soil Till. Res.* 142: 42–53.
- Six, J; E Elliott & K Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32: 2099–2103.
- Sparrow, L; A Sharpley & D Reuter. 2000. Safeguard Soil and Water Quality. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 31: 1717-1742.
- Thackway, R & A Specht. 2015. Synthesising the effects of land use on natural and managed landscapes. *Sci. Total Environ.* 526: 136–152.
- Tisdall, J & J Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 62: 141–163.
- Valentin, C. 1991. Surface crusting in two alluvial soils of northern Niger. *Geoderma* 48: 201–222.
- Victoria, R; S Banwart; H Black; J Ingram; H Joosten; E Milne; E Noellemeyer & Y Baskin. 2012. The benefits of soils carbon, in: *UNEP Yearbook 2012*. UNEP, Nairobi, 19–33.
- Waldrop, M & M Firestone. 2004. Altered utilization patterns of young and old C by microorganisms caused by temperature shifts and N additions: *Biogeochemistry* 67: 235-248.

CAPITULO 8

CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES

8.1. HIPÓTESIS Y CONCLUSIONES

A continuación se presentan las hipótesis, conclusiones y consideraciones más relevantes de cada objetivo planteado en el desarrollo de la tesis.

HIPÓTESIS

1. *Los valores de indicadores físicos y biológicos de suelos bajo vegetación natural, corresponden a la línea de base para la evaluación de la degradación de los suelos de la Región Semiarida Pampeana.*

De acuerdo a los resultados presentados en el desarrollo de la investigación, se propone considerar a los valores promedio del estrato superior de los suelos VN 1 y VN 2 como una aproximación a los valores de línea de base de indicadores físico-hídricos y biológicos para suelos francos de la Región Semiárida Pampeana. En función a ello se acepta la hipótesis planteada.

2. *El intervalo hídrico óptimo es un indicador integrado y sensible que refleja los cambios en el sistema poroso del suelo bajo el uso agrícola.*

El intervalo hídrico óptimo resultó un indicador que reflejó los cambios en el sistema poroso del suelo bajo uso agrícola con respecto a un suelo de similar granulometría bajo vegetación natural. No obstante solamente mostró relación con sólo tres de las variables físicas y biológicas evaluadas (conductividad hidráulica, infiltración y respiración), y no mostró relación con las variables que describen el sistema poroso. En este sentido se plantea, que este indicador no puede ser considerado como una variable integradora. Por este motivo se rechaza la hipótesis planteada.

OBJETIVO GENERAL

Caracterizar la calidad biológica y física de Molisoles bajo vegetación natural y uso agrícola de la Región Semiárida Pampeana, con la finalidad de obtener valores de línea de base y valores umbral para la evaluación de la degradación de suelos. Evaluar el intervalo hídrico óptimo con respecto a su capacidad de detectar cambios en el sistema poroso de los suelos.

Objetivo 1

Evaluar los efectos de variaciones en los contenidos de materia orgánica sobre propiedades edáficas. Identificar indicadores simples y de fácil determinación que sirvan para caracterizar el efecto del uso en Molisoles de la Región Semiárida Pampeana.

Bajo el uso agrícola se encontraron menores valores en los contenidos de materia orgánica y sus fracciones con respecto a las situaciones bajo vegetación natural. Estos menores niveles de materia orgánica se asociaron a peores condiciones en algunas propiedades físicas del suelo. Las propiedades más afectadas fueron densidad aparente máxima, susceptibilidad a la compactación y el peso volumétrico de los agregados. Este último indicador físico resultó sensible y de fácil determinación para indicar cambios en la calidad de Ustoles francos y franco arenosos de la Región Semiárida Pampeana.

Objetivo 2

Caracterizar el sistema poroso y establecer su relación con las propiedades físico-hídricas en suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural con gramíneas perennes, con el fin de cuantificar las diferencias relacionadas con el cambio en el uso del suelo.

El cambio en la distribución de los poros debido al uso agrícola provocó menor porosidad total, mayor densidad aparente, menor infiltración básica y conductividad hidráulica y mayor resistencia a la penetración con respecto a las situaciones bajo vegetación natural. Los resultados obtenidos indicarían la problemática de los suelos A con respecto a los procesos de captación del agua de las precipitaciones, debido a la disminución en los MaM y MaG y a la retención del contenido de agua debido a la disminución de los MeM. Este efecto en la degradación de los suelos se manifestó principalmente en los estratos superior y medio del perfil de suelo.

Los suelos en VN representaron situaciones de uso conservacionista de suelos en la Región Semiárida Pampeana, debido a ello, es que se propone considerar los valores de los indicadores físico-hídricos como valores de línea de base provisorios para la evaluación de la calidad física de los suelos. La comparación entre los valores de base y datos de los indicadores obtenidos de suelos bajo uso agrícola permitirá cuantificar la degradación y establecer una escala de valoración para cada uno de los indicadores evaluados.

Objetivo 3

Caracterizar y evaluar el intervalo hídrico óptimo en Ustoles bajo uso agrícola y bajo vegetación natural con gramíneas perennes de la Región Semiárida Pampeana, con el

fin de obtener valores de este indicador que permitan clasificar suelos bajo diferentes sistemas de uso de acuerdo a la disponibilidad de agua.

La agricultura produjo una disminución en el IHO principalmente en los dos estratos superiores. En ambas situaciones de uso, el límite superior del IHO fue el contenido hídrico en CC, lo cual demostraría que no existirían restricciones por falta de oxígeno para las raíces de los cultivos en los suelos de esta región. La curva de RP fue más importante en suelos A para definir el rango de agua disponible, indicando procesos de densificación y compactación a causa del uso, principalmente en el estrato medio del perfil. Esto implicaría que, si bien el suelo presenta agua físicamente disponible, la raíz no pueda aprovecharla o lo hace a menor tasa. En cambio, en el suelo bajo VN, el límite inferior correspondió la curva de PMP, no mostrando limitaciones de compactación que dificultarán la absorción del agua por parte de los cultivos.

Los resultados mostraron que el intervalo hídrico óptimo resultó un indicador que reflejó los cambios en el sistema poroso del suelo bajo uso agrícola con respecto a un suelo de similar granulometría bajo vegetación natural.

Objetivo 4

Caracterizar, evaluar y obtener valores de línea de base de respiración de suelo, biomasa microbiana y cociente metabólico en suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural con gramíneas perenne.

Los datos permitieron proponer valores de línea de base y umbrales para la respiración acumulada y el C-BM. En cambio ésto no fue posible para el cociente metabólico, debido

a que no fue un buen indicador del estado de degradación del suelo y no se pudo establecer un valor umbral.

Objetivo 5

Identificar las diferencias en el tamaño y la forma de los macroporos entre suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural que se observan en imágenes obtenidas a través de cortes delgados.

A través de las imágenes obtenidas de los cortes delgados se logró cuantificar y caracterizar la morfología de los macroporos y diferenciar entre suelos bajo vegetación natural y suelos agrícolas. El suelo bajo uso agrícola presentó mayor proporción de poros redondeados y muy baja proporción de la forma elongada. Estas características de la morfología de los poros coincidieron con que este suelo bajo agricultura prolongada tuvo menor infiltración acumulada, infiltración básica y conductividad hidráulica. En cambio, bajo vegetación natural se encontró mayor proporción de poros elongados y éstos estuvieron en mayor proporción en los macroporos comprendidos entre 100-2000 μm que en los de 10-100 μm de diámetro.

8.2 CONSIDERACIONES FINALES

En el presente estudio se ha logrado cumplir con el objetivo general y se propusieron valores de línea de base para los indicadores de calidad más relevantes en suelos francos de la Región Semiárida Pampeana. Sin embargo, se debe resaltar que estos valores propuestos como línea de base corresponden al promedio de tan solo dos suelos en vegetación natural. Además es necesario aclarar que las comparaciones de los indicadores evaluados correspondieron a dos pares de suelos influenciados por usos contrastantes. En futuros estudios sería importante ampliar la cantidad de suelos bajo vegetación natural y evaluar distintas estrategias de manejo tanto en suelos cultivados como en vegetación natural. Además, se recomienda que futuras investigaciones evalúen el comportamiento de los indicadores seleccionados en suelos con distintas características taxonómicas, texturales y de diferente región agroclimática a las que se estudiaron en el presente trabajo.