



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE MAGISTER EN CIENCIAS AGRARIAS

Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por desmonte en el Noreste rionegrino. Contribución a la conservación de suelos de regiones semiáridas

Lic. Gabriela Marisa ASCHKAR

BAHIA BLANCA

ARGENTINA

2022

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Magister en Ciencias Agrarias, 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 Laboratorio de Suelos de Centro Universitario Regional Zona Atlántica (CURZA) de la Universidad Nacional del Comahue (UNCo), durante el período comprendido entre el año 2010 y 2021, bajo la dirección del Dr. Juan Carlos Lobartini, Investigador Independiente de la Comisión de Investigaciones Científicas de Buenos Aires (CIC) y la Dra. María Cristina Pozzo Ardizzi, docente investigadora de CURZA-UNCo, como Directora Adjunto.



Lic. Gabriela Aschkar
DNI 20196053



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

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

AGRADECIMIENTOS

Me llevo mucho, más tiempo del que hubiera imaginado, pero los vaivenes de la vida me fueron llevando por diferentes caminos....por eso debo agradecer:

Al Dr. Juan Carlos Lobartini, por dirigirme en este trabajo, pero sobre todo por ser él quién logro que pueda culminar esta etapa. Por su calidez humana y su gran insistencia.

A mis compañeros del LACAR (laboratorio del CURZA-UNCo) quienes con paciencia y dedicación ayudaron, acompañaron en los muestreos a campo e hicieron todos los análisis las veces que fueron necesarios.... Lucre, Luis, Gra Asconape, Ruly y Paola.

A mi incondicional amiga y compañera, Graciela quien siempre acompaño y alentó para poder llegar al final.

A la Dra. Cristina Pozzo Ardizzi quien además de ser la Directora Adjunta, es mi amiga y tuvo mucho que ver en este trabajo.

A Martín con quien compartimos las cátedras y quien me ayudo tanto este último tiempo.

A mis hijos quienes vienen escuchando a esta mujer hablando de la tesis desde hace tantísimos años y siempre dando una palabra de aliento.

Y a Jorge quien ha sido tan importante en esta última instancia de contención, con su paciencia y amor....

...”el suelo contiene vida en su superficie y en su seno, y en tal sentido es un sistema viviente, y a pesar de que no se reproduce ni se multiplica y que carece de genes, suele evolucionar y registrar herencias” ...

RESUMEN

En los últimos años, en el noreste (NE) de la provincia de Río Negro, se han llevado a cabo prácticas de desmonte de los campos con el fin de utilizarlos para agricultura de secano, cultivando cereales o verdeos invernales destinados al pastoreo. La eliminación de la cubierta vegetal arbustiva, agravado por las bajas precipitaciones y la intensidad de los vientos han favorecido los procesos de degradación de los suelos. Si bien existen evidencias de la evolución de estos procesos, se carece de estudios que cuantifiquen el impacto de estas prácticas agrícolas sobre la fertilidad de los suelos y la estabilidad de los ambientes productivos en la región. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos del desmonte en suelos del NE de la provincia de Río Negro que fueron posteriormente sometidos a diferentes usos agrícolas. Se analizaron los cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas producidos en función de los años transcurridos desde la extracción de la vegetación natural y su uso agrícola posterior. Se trabajó con suelos en diferentes situaciones (sitios): a) ecosistema natural sin desmonte (Mn), b) agroecosistema con más de 45 años de desmonte ($D > 45$) y algunos años de uso agropecuario y c) agroecosistema con desmonte menor a los 25 años y uso agrícola ($D < 25$). Se tomaron muestras en el año 2010 y en el 2015 de 0 a 20 cm de profundidad, para evaluar cambios en: el Carbono Orgánico Total (COT), Carbono Orgánico Particulado (COP), Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral (COM), Índice Estructural (IE), pH, fósforo extraíble, y la Densidad aparente (Dap). Además, se cuantificó la actividad biológica en los primeros 5 cm de profundidad en cada situación midiendo: hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA), actividad Deshidrogenasa (ADh) y Actividad

Respiratoria (Resp). Se utilizaron técnicas de estadística inferencial para analizar los cambios en las variables y la existencia de diferencias significativas entre los distintos sitios y años. A través de un Análisis de Componentes Principales (ACP) se determinó el peso relativo de las variables sobre la varianza del sistema, descartando aquellas de menor peso. Mediante análisis de correlaciones y criterios agronómicos se seleccionaron indicadores de calidad de suelos. Todos los parámetros considerados, a excepción de la salinidad (CE), presentaron diferencias significativas entre los distintos sitios. De los agroecosistemas D<25 y D>45 comparados con el Mn, el de más años de desmonte resultó el más degradado desde el punto de vista edáfico. El COT, el COP, la materia orgánica del suelo (MOS) y la Resp constituyen los mejores indicadores de calidad para los suelos evaluados. De acuerdo con los resultados obtenidos y en función de la correlación y relación existente entre algunas de las variables estudiadas, se postula que es posible definir un set mínimo de indicadores con posibilidades de evaluar el impacto del desmonte sobre la calidad de estos suelos. En este conjunto se incluyen: COT, COP, IE y Resp. Se puede concluir que los procesos de degradación se agudizan con los años transcurridos desde la extracción de la cubierta vegetal natural y la agricultura realizada. Por ende, los procesos de degradación son mayores que en los suelos con un desmonte reciente. A partir de ello, se verá afectada su resiliencia y posterior sustentabilidad, poniendo en riesgo el equilibrio de los agroecosistemas.

Palabras clave: propiedades biológicas, propiedades químicas, calidad de suelos, indicadores de calidad.

ABSTRACT

In recent years, in the northeast (NE) of the Río Negro province, clearing practices have been carried out in farms to use them for rainfed agriculture, growing cereals or winter greens for grazing. The elimination of the shrub cover, aggravated by low rainfalls and intense winds, have favored the processes of soil degradation. Although there is evidence of the evolution of these processes, there are no studies aiming at quantifying the impact of these agricultural practices on soil fertility and on the stability of production systems in the region. The aim of this work was to evaluate the effects of land clearing on soils in the NE of the Río Negro province that were subsequently subjected to different agricultural uses. We analyzed the changes in the physical, chemical, and biological properties produced as a function of time since the extraction of the natural vegetation and its subsequent agricultural use. We worked with soils in different situations (sites): a) natural ecosystem without clearing (Mn), b) agroecosystem with more than 45 years of clearing (C>45) and some years of agricultural use, and c) agroecosystem with low clearing after 25 years and agricultural use (C<25). Samples were taken in 2010 and 2015, in 0 to 20 cm depth, to evaluate changes in: Total Organic Carbon (TOC), Particulate Organic Carbon (COP), Organic Carbon associated with Mineral (COM), Structural Index (IE), pH, extractable phosphorus, and the bulk density (Dap). In addition, we quantified the biological activity in the first 5 cm depth in each scenario, by measuring: hydrolysis of fluorescein diacetate (FDA), Dehydrogenase activity (ADh), and Respiratory Activity (Resp). We employed inferential statistical techniques to analyze the changes in the variables and the existence of significant differences between the different sites and years. Through Principal

Component Analysis (PCA), the relative weight of the variables on the variance of the system was determined, eliminating those with less weight. Through correlation analysis and agronomic criteria, soil quality indicators were selected. All the parameters considered, except for the salinity (CE), showed significant differences between the different sites. When the agroecosystems D<25 and D>45 were compared to Mn, the one with the most years of clearing was the most degraded from the edaphic point of view. The TOC, COP, MOS and Resp constitute the best qualitative indicators for the assayed soils. According to these results and based on the correlation and on the relationship between some of these variables, we conclude that it is possible to define a minimum set of indicators with the potential of evaluating the impact of clearing on the quality of these soils. This set includes TOC, COP, IE and Resp. We conclude that the degradation processes become more severe with the years between the extraction of the natural vegetation cover and the agriculture carried out. Therefore, the degradation processes are more aggressive in soils with a recent clearing. As a result, their resilience and subsequent sustainability will be affected, threatening the agroecosystems balance.

Keywords: biological properties, chemical properties, soil quality, quality indicators

INDICE TEMÁTICO

INDICE TEMÁTICO.....	I
ÍNDICE DE TABLAS.....	II
INDICE DE FIGURAS.....	III
ABREVIATURAS.....	IV

ÍNDICE TEMÁTICO

1. INTRODUCCIÓN	- 13 -
HIPÓTESIS DEL TRABAJO:	- 23 -
OBJETIVO GENERAL:	- 23 -
OBJETIVOS ESPECÍFICOS:.....	- 23 -
2. MATERIALES Y MÉTODOS	- 25 -
2.1. Localización y descripción del área de estudio.....	- 25 -
2.2. Selección de condiciones de uso y manejo.	- 27 -
2.3. Descripción de perfiles y muestreo de suelos.....	- 29 -
2.4. Determinaciones físicas y químicas edáficas.	- 30 -
2.4.1. Determinaciones biológicas edáficas.	- 31 -
Actividad enzimática:.....	- 32 -
a) Hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA).	- 32 -
b) Actividad deshidrogenasa (ADh).....	- 33 -
2.5. Análisis estadísticos.....	- 34 -
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	- 35 -
3.1. Descripción y resultados analíticos de perfiles.....	- 35 -
3.1.1. Ecosistema natural sin desmonte: Monte (Mn).	- 35 -
3.1.2. Agroecosistema con menos de 25 años de desmonte (D<25)...	- 38 -
3.1.3. Agroecosistema con desmonte de más de 45 años (D>45).....	- 41 -
3.2. Resultados analíticos de los sitios en estudio.	- 44 -
3.2.1. Reacción del suelo: potencial hidrógeno (pH).....	- 44 -
3.2.2. Conductividad eléctrica.	- 45 -
3.2.3. Carbono orgánico total (COT)	- 45 -
3.2.4. Índice Estructural (IE).....	- 48 -
3.2.5. Fraccionamiento del Carbono Orgánico (CO)	- 49 -
3.2.6. Carbono asociado a la fracción mineral (COM)	- 53 -
3.2.7. Nitrógeno total (Nt)	- 53 -
3.2.8. Fósforo disponible (P)	- 55 -
3.2.9. Densidad aparente	- 56 -
3.2.10. Actividad Respiratoria de la microbiota del suelo.....	- 58 -
3.2.11. Actividad enzimática.....	- 60 -
3.4. Análisis Multivariado: variaciones entre sitios y relaciones entre variables.....	- 62 -
3.5. Análisis predictivos de la actividad respiratoria de la microbiota en el suelo	- 65 -
4. CONSIDERACIONES FINALES	- 69 -
5. BIBLIOGRAFÍA	- 72 -

II
INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Resultados analíticos del perfil representativo del monte (Mn)..... - 37 -
Tabla 2: Resultados analíticos del perfil representativo del agroecosistema
D<25..... - 40 -
Tabla 3: Resultados analíticos del perfil representativo del agroecosistema
D>45..... - 43 -
Tabla 4: Correlaciones de la primera y segunda componente con las variables
originales..... - 64 -

III

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Nube de polvo en suspensión al sur de la provincia de Buenos Aires y este de Río Negro..	- 19 -
Figura 2: Ubicación del área de estudio en el mapa político de la Rep. Argentina..	- 25 -
Figura 3: Imagen satelital de los diferentes sitios de muestreo.	- 29 -
Figura 4: Vista del monte natural (A); Perfil edáfico descriptivo del sitio (B)-	36 -
Figura 5: Vista del sitio con desmonte de 25 años. Perfil edáfico representativo.	- 39 -
Figura 6: vista del agroecosistema D>45. Perfil edáfico representativo del sitio..	- 42 -
Figura 7: Comparación del pH en los diferentes agroecosistemas	- 44 -
Figura 8: Comparación del COT (g.kg^{-1}) entre sitios en los diferentes años de muestreo.	- 46 -
Figura 9: Contenido de COT en los diferentes agroecosistemas	- 47 -
Figura 10: Relación entre el contenido de MO y el contenido de arcilla + limo (IE) en los distintos agroecosistemas..	- 49 -
Figura 11: contenido de COP en los distintos agroecosistemas.	- 51 -
Figura 12: Variación mensual de las precipitaciones, período 2006-2010 y 2011-2015.	- 52 -
Figura 13: Cantidad de carbono orgánico asociado a la fracción mineral del suelo (COM) en los dos períodos de muestreo.	- 53 -
Figura 14: Contenido de Nitrógeno total (%) en los distintos agroecosistemas.	- 55 -
Figura 15: Contenido de fósforo en los diferentes agroecosistemas.	- 56 -
Figura 16: Variación de la densidad aparente del suelo (D _{ap}) en los diferentes sitios.	- 57 -
Figura 17: Actividad respiratoria de la microbiota del suelo (Res _p) en los distintos agroecosistemas	- 59 -
Figura 18: Actividad deshidrogenasa (AD _h) en suelos de los sitios estudiados..	- 61 -
Figura 19: Actividad enzimática diacetato de fluoresceína (FDA) en suelos de los sitios evaluados	- 62 -
Figura 20: Biplot de componentes principales de las variables de suelo estudiadas y del sitio analizados	- 65 -
Figura 21: Relación funcional entre la Res y el IE.	- 66 -
Figura 22: Relación funcional entre la Res y el COT.	- 67 -
Figura 23: Relación funcional entre la Res y el COP.	- 68 -

IV

ABREVIATURAS

Mn: Monte natural

D<25: Agroecosistema con menos de 25 años de desmonte

D>45: Agroecosistema con más de 45 años de desmonte

ADh: Actividad deshidrogenasa ($\mu\text{g TPF gss}^{-1} \text{ día}^{-1}$)

ACP: Análisis de Componentes Principales

CEs: conductividad eléctrica en extracto de suelo saturado (dSm^{-1})

CO: Carbono orgánico (g kg^{-1} ; Mg ha^{-1})

COM: CO de la fracción $<100 \mu\text{m}$ (g kg^{-1} ; Mg ha^{-1})

COP: CO de la fracción $100\text{-}2000 \mu\text{m}$ (g kg^{-1} ; Mg ha^{-1})

COT: Carbono orgánico total (g kg^{-1} ; Mg ha^{-1})

CS: Calidad de Suelo

DAp: Densidad aparente (Mg ha^{-1})

FDA: Hidrólisis del diacetato de fluoresceína ($\mu\text{g de FDA gSS}^{-1} \cdot 30 \text{ min}^{-1}$).

IE: Índice Estructural de Pieri ($\text{MO}/(\text{arcilla}+\text{limo})$)

INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

MO: Materia Orgánica ($\text{MO} = \text{CO} \cdot 1,724$) (g kg^{-1} ; Mg ha^{-1})

Nt: Nitrógeno total

P: Fósforo ($\mu\text{g g}^{-1}$; kg ha^{-1})

pH: potencial hidrógeno

Resp: Actividad Respiratoria de la microbiota del suelo

($\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ suelo} 10 \text{ días}^{-1}$)

1. INTRODUCCIÓN

En un mundo que debe enfrentar un incremento exponencial de la población, en el contexto de cambio climático, el mantenimiento de la calidad de los suelos va a ser cada vez más importante (Casas y Albarracín, 2015). En las últimas décadas, estudios realizados sobre la capacidad productiva de los suelos han puesto de manifiesto la degradación severa, más del 10% de los suelos cultivados en todo el mundo se vio afectado por erosión, contaminación ambiental, labranza excesiva, sobrepastoreo, tala de árboles, salinización o desertificación (Sanders, 1992). El desmonte de los suelos y la labranza a la que son sometidos, pone en riesgo la sustentabilidad ecológica, económica y social de los sistemas (Miñon y Lini, 2009; Casas y Albarracín, 2015). El desmonte agrícola implica la extracción total del monte nativo, incluyendo el desraizamiento. Éste cambio en los paisajes implican también la pérdida de biodiversidad, a lo que se suma el ingreso de especies colonizadoras exóticas y el alto riesgo de degradación de suelos por exposición a la erosión, pérdida de nutrientes, de materia orgánica (MO) y desagregación por laboreos continuos (Lini, 2008).

La cobertura vegetal en las regiones áridas y semiáridas, que es determinante de muchas de las propiedades del sistema, estaría regulada tanto por la disponibilidad de recursos como por los regímenes de disturbios naturales y antrópicos (Sankaran *et al.*, 2005). Oesterheld *et al.* (1999) citan tres tipos de disturbios como modeladores de la estructura y el funcionamiento de pastizales y sabanas: la herbivoría, el fuego y las variables climáticas. El uso antrópico, además, modifica la fisonomía de la vegetación.

La degradación del suelo se define como el cambio en una o más de sus propiedades a condiciones inferiores a las originales, por medio de procesos físicos, químicos y/o biológicos (LADA, 2011). Según la FAO - UNESCO la degradación es el proceso que reduce la capacidad actual y potencial del suelo para producir, cuantitativa y cualitativamente, bienes y servicios en los agroecosistemas. La degradación comienza como consecuencia de la eliminación de la cubierta vegetal por la acción de origen antrópico. Una vez iniciada, hay diversos procesos que intervienen con posterioridad: erosión, salinización, degradación física, química y biológica. El que actúe uno u otro, y la intensidad relativa de cada uno depende de los factores ambientales (Casas, 2011). La degradación es difícil de evaluar, pues no se puede evaluar a través de una simple medición, sino que es preciso el uso de indicadores que muestren la degradación que está teniendo lugar (Lal, 1997). Según Stocking y Munaghan (2003) el estado del suelo es uno de los mejores indicadores de la degradación del planeta, basándose tanto en parámetros intrínsecos del suelo como en parámetros de productividad.

Dentro del agroecosistema el suelo constituye un componente central, por lo cual resulta necesario definir su estado para evaluar la sustentabilidad del mismo, entendiendo que este término lleva implícitos elementos de tipo ecológico, económico y social (Goodland y Daly, 1996). Gómez Sal (2001) define a un agroecosistema como cualquier tipo de ecosistema modificado y gestionado por los seres humanos con el objetivo de obtener alimentos, fibras y otros materiales de origen biótico. El concepto considera la agricultura tradicional incluyendo sus nuevas versiones ecológica, orgánica, etc. y también los sistemas ganaderos extensivos, con presencia o no de árboles, buena parte

de los cuales mantienen usos mixtos y pueden calificarse como agrosilvopastoriles. Cuando la intervención realizada en el ecosistema natural o en un agroecosistema, con objeto de mejorar la productividad implica un marcado contraste entre la situación inicial y la buscada, cabe esperar la manifestación de fuertes impactos sobre el recurso suelo, los cuales pueden hacer peligrar su calidad.

La Sociedad de Ciencias del Suelo de América define la calidad del suelo (CS) como "la capacidad de un suelo para funcionar dentro de los límites de los ecosistemas para sostener la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud vegetal y animal" (Karlen *et al.*, 1997). La CS ha ganado la atención en los últimos años debido a problemas ambientales relacionados con la degradación del suelo y la sostenibilidad de las actividades productivas (Duval *et al.*, 2016; Wilson, 2017).

Los indicadores de calidad del suelo (ICS) son mediciones que pueden representar las condiciones del sistema o la capacidad del suelo para realizar funciones del sistema (Wilson, 2017). Los atributos de un buen indicador son: sensibilidad al cambio, facilidad de medición e interpretación, de metodología reversible y repetible para poder monitorear tanto la mejora como el deterioro. Los ICS constituyen herramientas que permiten visualizar el origen de los procesos de degradación y, a partir de esto, delinear pautas de manejo que tiendan a mitigarlos o revertirlos (Laishram *et al.*, 2012; Wilson, 2017) y en el último tiempo años se han realizado muchos trabajos centrados en la evaluación de indicadores bioquímicos y biológicos (Bastida *et al.*, 2006; Trasar- Cepeda *et al.*, 2008; Dkhar *et al.*, 2012). Estos parámetros describen los principales procesos metabólicos que ocurren en el suelo, y pueden resultar

indicadores tempranos y sensibles de degradación y/o restauración del mismo frente a distintos manejos (Marinari *et al.*, 2006).

Herrick (2000) define a la resiliencia como la capacidad de un suelo de recuperar su integridad funcional y estructural después de un disturbio. Los suelos difieren en su resiliencia dependiendo de sus características inherentes, los aportes y el manejo que se haga sobre ellos. Un concepto estrechamente vinculado al de resiliencia es el de sustentabilidad. Los conceptos de resiliencia y sustentabilidad son armónicos, ambos están relacionados principalmente a las funciones del suelo como productor de biomasa, agente reactor y de reserva genética de organismos, plantas y animales (Banegas, 2014). Mientras la sustentabilidad es obtenida mediante cambios en el sistema, la habilidad de tolerar los cambios o reorganizar una serie de estructuras y procedimientos por los que la sustentabilidad es alcanzada, se denomina resiliencia (Folke *et al.*, 2002). Se observa que comunidades o ecosistemas más complejos, que poseen mayor número de interacciones entre sus partes, suelen ser más resilientes, ya que existe una mayor cantidad de mecanismos de autorregulación. La capacidad de resiliencia de un ecosistema está directamente relacionada con la riqueza de especies y el traslado de las funciones ecológicas que estas tengan.

Doran y Parkin (1994) señalaron que, al momento de considerar si un sistema de manejo es sustentable en el corto y largo plazo se hace indispensable evaluar la CS, lo cual puede realizarse mediante el empleo de ICS. Como se ha visto, hasta ahora la mayor parte de los estudios se ha centrado en identificarlos y evaluarlos, en muchos casos en sectores acotados con fines específicos. Un ejemplo es el trabajo de Imaz *et al.* (2010), quienes

identificaron a los indicadores más sensibles a los efectos de labranza y manejo de rastrojo en suelos semiáridos mediterráneos. No obstante, existen algunos trabajos de utilización de ICS a nivel territorial. Brogan *et al.* (2002) trabajaron en el desarrollo de una estrategia para la protección de suelos de Irlanda, en base a ICS; de igual forma, Black *et al.* (2008) lo hicieron en el desarrollo y operación de una red de monitoreo del suelo para el Reino Unido.

Este análisis global de la problemática de desertificación tiene su correlato en Argentina donde el 75 % de los suelos corresponden a las regiones áridas y semiáridas y el 40% está afectada por distintos niveles de degradación (SAGyP – CFA, 1995).

El corrimiento de la frontera agropecuaria, para implantar soja en la Pampa Húmeda Argentina, provocó que se haya incrementado la carga animal en los últimos años en regiones áridas y semiáridas marginales de producción, por lo cual se viene notando el efecto del desmonte principalmente para producción ganadera e implantación de cultivos destinados a la alimentación del ganado (Guidi *et al.*, 2009; Viglizzo y Jobbágy, 2010). La aplicación de técnicas y maquinarias no adecuadas y la falta de adaptación de las mismas a éstas regiones marginales para la agricultura, con bajas precipitaciones y alta variación interanual estaría favoreciendo la degradación o erosión física de los suelos (Lini, 2008; Zeberio, 2012).

Torres Robles *et al.* (2015) en sus estudios encontraron que las actividades humanas provocaron diferencias estructurales importantes en la vegetación entre sitios cercanos en la transición de la provincias fitogeográficas del Monte y Espinal al noreste de la provincia de Río Negro en la Patagonia Argentina.

En los últimos años, en el departamento Adolfo Alsina de la Provincia de Río Negro, donde se realizó el presente estudio, se ha producido un importante avance de los desmontes con el fin de utilizar la tierra para agricultura de secano, ya sea para verdeos invernales, destinados al pastoreo de hacienda, como para cosecha de granos. Este marcado avance de los desmontes no tiene antecedentes en la Provincia de Río Negro y se asemeja a lo ocurrido, desde principios del siglo anterior, en los campos del vecino Partido de Carmen de Patagones, de la provincia de Buenos Aires, en donde el monte nativo se ha reducido más del 60%, ocupando, para el año 2002, solo el 37% de la superficie del partido (Pezzola y Winschel, 2004; Arturi, 2006). El incremento de la zona desmontada alcanza unas 125 mil ha en Río Negro, que son destinadas a extracción de leña y cultivos invernales, la recría y engorde de ganado bovino y ovino (Arturi, 2006; Lini, 2008). Este avance del desmonte en ambientes frágiles, conlleva al aumento del riesgo de erosión con el conocido saldo de abandono de tierras y establecimientos, emigración de las poblaciones rurales y pérdida de la infraestructura predial y extrapredial ocurrida recientemente (Casas y Albarracín, 2015).

Las dos terceras partes de la superficie provincial presentan vegetación arbustivo-graminosa, característica a la provincia fitogeográfica del Monte (Cabrera, 1976; León *et al.*, 1998; Godagnone y Bran, 2009). Bran (1992), divide esta porción de la provincia en dos áreas ecológicas: el Monte Oriental al noreste de la provincia, y el Monte Occidental. El monte Oriental, ocupa los departamentos Adolfo Alsina (AA), General Conesa (GC), Pichi Mahuida (PM) y

los sectores noreste de Avellaneda (Av) y San Antonio (SA). La vegetación es de altura media a alta, con sectores de alta densidad y cobertura, dado que posee un régimen hídrico mayor a 250 mm de precipitación anual (León *et al.*, 1998). El panorama de los campos de secano se presenta desolador a raíz del desmonte y la sequía que los azota. Los primeros síntomas son la voladura de suelo que se vive con frecuencia en virtud de que el régimen de lluvias a ha sido muy bajo en varios de los últimos años. (Figura 1).



Figura 1: Nube de polvo en suspensión al sur de la provincia de Buenos Aires y este de Río Negro. Enero 2009.

Si bien hay mucha información en relación a la degradación y erosión de los suelos a nivel mundial (LADA, 2011; Casas y Albarracín, 2015; Lorenz *et al.*, 2019), se carece de estudios que permitan evaluar cuantitativamente el impacto de los desmontes sobre la fertilidad físico-química de los suelos y los riesgos de erosión para las regiones áridas y semiáridas de la provincia de Río Negro, y esto podría obtenerse a partir del estudio de un set mínimo de

indicadores e índices que permitan detectar los cambios ocurridos luego de los disturbios antrópicos (Wilson, 2017).

Las propiedades físicas, químicas y biológicas pueden ser buenos indicadores de CS aunque la mayoría no son universales, y son variables con el ambiente y características edáficas bióticas y abióticas (Shukla *et al.*, 2006). Los indicadores de CS más efectivos probablemente varían acorde a la región, clima y sistema de producción y manejo de los agroecosistemas (Papendick y Parr, 1992). Sin embargo, debido a la imposibilidad de considerar todas estas propiedades juntas, es necesario hacer una selección de los indicadores más importantes. En tal sentido, la actividad biológica y las distintas fracciones de MO en los suelos, principalmente, sus fracciones más lábiles, como la MO particulada (MOP) se consideran importantes indicadores tempranos de la CS y de la sustentabilidad de los agroecosistemas (Duval *et al.*, 2013).

La biota edáfica juega un papel fundamental en la sustentabilidad de los ecosistemas, desarrollando funciones esenciales como el ciclado de nutrientes para el crecimiento de las plantas, la formación de humus del suelo, la mejora de las propiedades físicas del suelo y el mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas (Campbell *et al.*, 1976). Existe una serie de parámetros biológicos que son considerados excelentes bioindicadores de la CS (Kennedy y Papendick 1995; Pankhurst *et al.*, 1995; Alvear *et al.*, 2005; Alvear *et al.*, 2006). Nannipieri *et al.* (1996), dada la gran cantidad de parámetros biológicos que se describen en la literatura, los agrupan en: parámetros generales y específicos. Los parámetros generales incluyen a todas las variables directamente relacionadas con las actividades microbianas, como la biomasa global. Los parámetros específicos son aquellos que incluyen una serie de

actividades enzimáticas hidrolíticas extracelulares involucradas en los ciclos del carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P).

La actividad enzimática del suelo es un buen indicador biológico a nivel de proceso para evaluar el impacto de las actividades naturales y antrópicas sobre los suelos (Utobo y Tewari, 2015). Entre estos procesos microbianos, la respiración edáfica, la actividad deshidrogenasa y las bacterias fijadoras de nitrógeno han sido reconocidas como los parámetros más sensibles entre distintas variables microbiológicas y bioquímicas evaluadas en 49 suelos europeos afectados por el hombre (Filip, 2002). Las enzimas deshidrogenasas llevan a cabo la oxidación biológica de sustancias orgánicas que se realiza mediante procesos de pérdida de electrones, llevados a cabo por las enzimas deshidrogenasas. Esta actividad viene determinada por diferentes sistemas deshidrogenasas (Von Mersi y Schinner, 1991) caracterizadas por presentar una alta especificidad de sustratos (García *et al.*, 2003). Se ha usado comúnmente para estimar la actividad microbiológica de los suelos por formar parte integral de los microorganismos y estar asociada a los procesos respiratorios. Dick (1997) destacó la actividad deshidrogenasa por encima del resto de las enzimas, por sus características específicas como la actividad más dependiente del estado metabólico y de la actividad microbiológica global, por lo que se ha empleado en diversas ocasiones para comparar suelos cultivados y naturales (García *et al.*, 1997), a pesar de su alta sensibilidad a factores como el pH, tipo de suelo y el contenido en carbono orgánico total (Nannipieri *et al.*, 1985). Por otra parte, el reactivo diacetato de fluoresceína (FDA) es degradado por numerosas enzimas, tales como proteasas, lipasas y esterases. Por lo tanto, la evaluación de la hidrólisis de FDA se considera como un

indicador general, o de amplio espectro, de la actividad biológica del suelo (Dick *et al.*, 1996; Dick, 1997; Bandick y Dick, 1999). Cuando un suelo es expuesto a procesos degradativos sus propiedades biológicas son afectadas, y por lo tanto, disminuye su capacidad productiva. Los indicadores del estrés que sufre un ecosistema funcionan como sensores que advierten de las perturbaciones del mismo. En este sentido, las enzimas pueden funcionar como ICS, ya que integran información sobre el estado de la población microbiana, como también de las condiciones físico-químicas del mismo (Zornoza *et al.*, 2006).

Desde el punto de vista productivo y de la calidad del suelo, la dinámica de la MO total (cuyo componente más importante es el CO) aporta poco para el estudio de los efectos de las prácticas agronómicas de corto plazo (Tan *et al.*, 2007). Esto se debe a que las fracciones orgánicas más abundantes del suelo son las de ciclado más lento y se necesita gran cantidad de años para observar diferencias. En cambio, las fracciones lábiles de la MOS son más sensibles a los efectos del uso de la tierra y pueden utilizarse como indicadores tempranos del efecto de la rotación de cultivos, de la fertilización o del sistema de labranza sobre la CS (Six *et al.*, 2002.a). Los métodos de fraccionamiento físico separan fracciones orgánicas con diferente labilidad: muy lábiles como el Carbono Orgánico Particulado (COP) y más resistentes, como el Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral (COM) (Galantini y Suñer, 2008).

A partir de los tópicos previamente mencionados se propone el uso de un set mínimo de ICS para evaluar el impacto que ha generado el desmonte en tierras marginales al noreste de la provincia de Río Negro, y analizar su resiliencia a

partir de los cambios generados en el tiempo de esas variables que definen el funcionamiento y calidad del recurso suelo.

HIPÓTESIS DEL TRABAJO:

El desmonte con fines agrícolas provoca una disminución de la calidad de los suelos; sus efectos se verán reflejados en la actividad biológica y en su interacción con las propiedades físicas y químicas del suelo.

Los procesos de degradación se agudizan con los años transcurridos desde la extracción de la cubierta vegetal natural y la agricultura realizada.

OBJETIVO GENERAL:

Evaluar los efectos del desmonte agrícola en el NE de la Provincia de Río Negro sobre suelos sometidos a diferentes prácticas agrícolas-ganaderas, analizando los cambios químicos, físicos y biológicos producidos en función de los años transcurridos desde la extracción del monte natural. Apartir de su análisis proponer indicadores de calidad que permitan establecer el poder de resiliencia del suelo disturbado.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

1. Realizar una caracterización morfológica y de propiedades físicas y químicas en los suelos de sitios con distintos tiempos de desmonte y en condición natural.
2. Analizar cambios sobre variables físicas, químicas y biológicas en suelos sometidos a desmontes agrícolas, y comparar los cambios generados en el tiempo con respecto a la condición natural.

3. Establecer relaciones entre las variables analizadas para seleccionar indicadores de calidad.
4. Evaluar la sensibilidad a los cambios de indicadores tempranos de calidad del suelo, como la actividad biológica y las formas de carbono orgánico, y su interacción con otras propiedades edáficas.
5. Determinar en función del tiempo transcurrido del desmonte y uso agropecuario si existe resiliencia de las propiedades señaladas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Localización y descripción del área de estudio.

El estudio se realizó al Este de la provincia de Río Negro, en el departamento Adolfo Alsina ($40^{\circ} 56' 40,0''$ S - $63^{\circ} 07' 07,0''$ O), en el Establecimiento "La Salinita", ubicada sobre la ruta provincial N° 51, a 20 km de la ciudad de Viedma (Figura 2).



Figura 2: Ubicación del área de estudio en el mapa político de la Rep. Argentina. Fuente: elaboración propia en base a la imagen de argentina del IGN (Instituto Geográfico Nacional año 2010).

El clima en la región es subtemplado seco de transición, con veranos cálidos e inviernos moderados, sin ningún exceso estacional de agua. La temperatura media anual es de 15°C , y las precipitaciones alcanzan 362 mm, presentando una alta variabilidad intra e interanual. El mayor volumen de precipitación

ocurre en otoño y primavera, aunque llueve con mayor frecuencia en invierno en forma de lluvias pequeñas. El clima es ventoso, especialmente en primavera y verano, y ello contribuye a hacer más marcado el déficit de humedad del suelo (Godagnone y Bran, 2009).

La vegetación natural se corresponde a la que caracteriza la provincia fitogeográfica del Monte (Cabrera 1976; León *et al.*, 1998), y se observan dos estratos principales, uno superior de arbustos, y otro de pastos y hierbas en el estrato inferior. El estrato arbustivo, con una altura de 2 a 2,5 m está compuesto por *Larrea spp.*, *Prosopis alpataco*, *Condalia microphylla*, *Schinus sp.*, *Geoffroea decorticans*, *Monttea aphylla* y *Chuquiraga erinacea*. En el estrato inferior, las principales especies perennes presentes son: *Stipa tenuis*, *S. speciosa*, *S. humilis*, *S. sp.*, *Erodium cicutarum*, *Festuca sp.*, *Bromus sp.* y *Hordeum sp.*, y entre las anuales *Schismus barbatus*. Es frecuente observar una distribución horizontal de la vegetación en forma de "islas" dominadas por arbustos, debajo de los cuales se desarrolla una cobertura de pastos y musgos, rodeadas por peladales (Bran *et al.*, 2007; Gaitán *et al.*, 2009).

El área donde se realizó este estudio se encuentra dentro de la gran unidad geomorfológica denominada Planicies. Las planicies están constituidas por un manto de grava depositado sobre la formación del Río Negro y una cubierta sedimentaria superficial, de espesor variable, donde predomina la fracción arena y arcilla subordinada; el relieve es plano a muy suavemente ondulado. En distintos sectores de las planicies se presentan como, geoformas menores, las denominadas Depresiones o bajos sin salida (Godagnone y Bran, 2009). El sector más deprimido del bajo se conoce como "la salinita", homónimo a la denominación del establecimiento, donde se encuentra es área de estudio,

ocupado temporalmente por agua o que en épocas secas se presenta como un peladal salino.

Se realizaron calicatas para la descripción morfológica de los suelos y toma de muestras de cada sitio seleccionado, ubicándolas en la geoforma que se denomina como glacis o pendiente media a media alta, superficie expuesta a la mayor insolación, denominada como solana. La textura de los suelos más representativos es arenosa, con pequeños porcentajes de canto rodado y algunos clastos de tosca calcárea. En general, predominan los suelos bien drenados, y en algunos sectores, es común la presencia de montículos - microrelieve de origen eólico.

2.2. Selección de condiciones de uso y manejo.

Para el presente estudio, y en función del objetivo planteado, se seleccionaron tres sectores de establecimiento (sitios) de caracterización y muestreo (Figura 3), a saber:

Sitio 1. Ecosistema natural con Monte nativo (Mn): Sector sin desmonte agrícola. Superficie cubierta con especies nativas y de uso pastoril. Las especies leñosas dominantes son: *Condalia microphylla*, *Larrea divaricata*, *Chuquiraga erinacea*, *Geoffroea decorticans* y *Schinus fasciculatus*. En el estrato herbáceo se encuentran *Nassella tenuis*, *Pappophorum vaginatum*, *Poa ligularis*, *Nassella clarazii*, *Piptochaetium napostaense*, *Pappostipa speciosa*, *Sporobolus cryptandrus* y *Jarava plumosa* entre las especies perennes, y entre las anuales: *Bromus mollis*, *Hordeum sp*, *Erodium cicutarium*, *Medicago sp* y *Schismus barbatus*.

Sitio 2. Agroecosistema con menos de 25 años de desmonte (D<25):

Posterior al desmonte se realizaron siembras sucesivas de centeno para engorde de lanares, durante al menos 12 años. A partir del año 2004 no se realizaron más cultivos: en el año 2009 se utilizó para el pastoreo de 300 ovejas, y a partir del 2010 se utiliza para el pastoreo de ganado bovino, con una carga de 1 cabeza cada 6 ha.

Sitio 3. Agroecosistema con más de 45 años de desmonte (D>45):

Desmonte realizado en el año 1970; durante varios años se realizó la siembra de trigo y avena con fines de cosecha y pastoreo de rastrojos, posteriormente se abandonó y fue invadido por *Amelichloa ambigua* (Speg.), vulgarmente conocida como por paja vizcachera. En el año 2002 se quemó intencionalmente, se aró y sembró trigo durante dos períodos consecutivos. En 2004, se sembró avena, 2005 descansó, 2006 avena, 2007 y 2008 se dejó descansar. En el año 2009 fue el último ciclo en el que se realizó un cultivo (cártamo), y a partir del 2010 solo se utilizó para el pastoreo de bovinos y equinos, con una carga de 1 cabeza cada 6 ha.

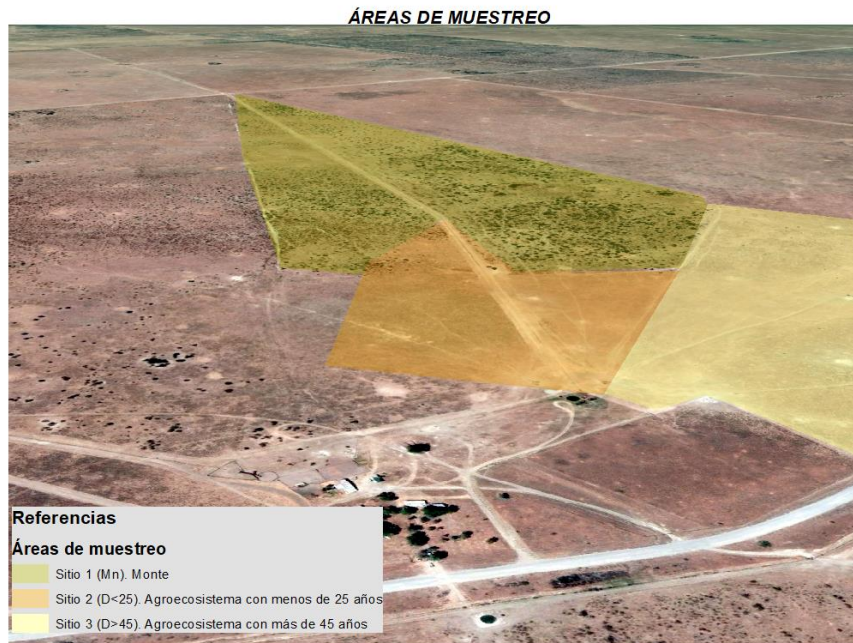


Figura 3: Imagen satelital de los diferentes sitios de muestreo, Monte (Mn), Agroecosistema con menos de 25 años de desmonte (D<25) y Agroecosistema con más de 45 años de desmonte (D>45). Fuente: elaboración propia a partir de imagen satelital de NOAA, año 2021.

2.3. Descripción de perfiles y muestreo de suelos

En posiciones representativas de cada sitio de estudio, se realizó una descripción de perfiles de suelos a partir de calicatas, según normas descritas en Soil Survey Staff (2006). A fines del año 2009 de cada perfil inspeccionado se tomaron muestras de suelo de cada horizonte, para realizar una caracterización física y química de los mismos.

Posteriormente, se realizaron dos muestreos representativos al azar en cada sitio caracterizado, uno en 2010 y otro en 2015, ambos en otoño, para cuantificar los cambios en las propiedades edáficas con el transcurso del tiempo. Se tomaron tres tipos de muestras en cada año y sitio:

- Muestras compuestas de 0 a 20 cm, obtenidas a partir de 15 submuestras tomadas con pala, para caracterizar física y químicamente de los suelos. Todas las muestras fueron secadas al aire y pasadas por tamiz de 2 mm previo a las determinaciones analíticas.
- Muestras sin disturbar con cilindros de 5 cm de altura y 4,7 cm de diámetro para obtener la densidad aparente (DAp).
- Muestras compuestas de 0 a 5 cm, obtenidas a partir de 5 submuestras tomadas con pala, para determinar la actividad biológica. Estas muestras fueron tamizadas por 2 mm y guardadas inmediatamente en bolsas de plástico isotérmicas, y conservadas a 4 °C hasta su análisis.

2.4. Determinaciones físicas y químicas edáficas.

En las muestras compuestas de 0 a 20 cm se determinó: composición granulométrica –cantidad de arena, limo y arcilla (Método del Hidrómetro, Bouyoucos, 1965), -pH en relación de suspensión suelo/agua 1:2,5 (Método potenciométrico), conductividad eléctrica en extracto de suelo saturado (CEs) mediante conductimetría, carbono orgánico total (COT) mediante combustión húmeda de Walkley y Black (1934), carbono orgánico particulado grueso (COPg, >105 micrones), fino (COPf, >53 micrones) y asociado a la fracción mineral fina (COPf, <53 micrones) mediante fraccionamiento físico de las muestras de suelo (Cambardella y Elliott, 1992; Duval *et al.*, 2013) y posterior determinación de C mediante combustión húmeda de Walkley y Black (1934), nitrógeno total (NT) por el método semimicro Kjeldahl modificado (Bremner y Mulvaney, 1982) y P extraíble mediante el método de Olsen – extracción con

NaHCO₃ 0,5 M (pH = 8,5) en relación suelo - extractante 1:50 (Olsen et al., 1954).

Con los resultados de composición granulométrica y la estimación del contenido de materia orgánica (MO) a partir del COT, se obtuvo el Índice Estructural del suelo (IE), calculado según Pieri (1995), como la relación entre el contenido de MO y el contenido de arcilla más limo (a+L), según la ecuación:

$$IE = MO \text{ (g kg}^{-1}\text{)} / a+L \text{ (g kg}^{-1}\text{)} * 100\%$$

La DAp se obtuvo a partir de las muestras tomadas con cilindros (Blake y Hartge, 1986). Las muestras de suelo extraídas con los cilindros fueron puestas en estufa a 105 °C hasta peso constante para obtener su valor de la siguiente manera:

$$DAp \text{ (g cm}^{-3}\text{)} = \frac{\text{peso suelo seco (g)}}{\text{volumen del cilindro (cm}^3\text{)}}$$

2.4.1. Determinaciones biológicas edáficas.

Actividad respiratoria de la microbiota del suelo (Resp.): se determinó por triplicado mediante el método estático de “respiración por titulación” desarrollado por Isermeyer (Alef y Nannipieri, 1995) con una modificación propia debido a la baja producción de CO₂ en estos suelos semiáridos. Brevemente, 100 g de suelo se incubaron en frascos herméticos durante 10 días en condiciones de oscuridad y a temperatura ambiente junto con una trampa de Na(OH). El Na(OH) captura el CO₂ desprendido durante la incubación de la muestra y el remanente se determina por titulación con HCl. Para esto último, transcurrido el tiempo de incubación, se retiró cada vial del

frasco y se le agregaron inmediatamente 2 mL de BaCl₂ 0,5 M para precipitar el CO₂ absorbido como BaCO₃, y 3 - 4 gotas de fenolftaleína como indicador para la titulación del Na(OH) remanente con HCl 0,2 M. El C emitido asociado al CO₂ (C-CO₂) se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$\text{CO}_2 \text{ (mg C-CO}_2\text{)} = \frac{(B - S) \times (M \times 6)}{p \times t}$$

Siendo,

B (mL)= volumen de HCl usado para titular la muestra blanco.

S (mL)= volumen de HCl usado para titular la muestra.

M =molaridad exacta del ácido.

6= factor de conversión, considerando que 1 mL de Na(OH) 1M equivale a 6 mg de C-CO₂.

p= cantidad de suelo seco (g), utilizada en el ensayo.

t= Tiempo de incubación en días.

La Resp. Se determinó por triplicado

Actividad enzimática:

- a) Hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA):** fue determinada por el método propuesto por Schnürer y Roswall (1982). Brevemente, se adicionaron en un erlenmeyer 5 g del suelo y 20 mL de solución buffer de fosfato de potasio 60 mM (pH 7,6). Luego, se agregaron 0,2 mL de solución stock de FDA (2 mg mL de acetona⁻¹) y se incubó 20 minutos con agitación (200 rpm) a 25 °C. A continuación, se interrumpió la reacción agregando 20 mL de acetona, se filtró y se procedió a la lectura en espectrofotómetro a una absorbancia de 490 nm. Para obtener la

concentración de FDA, previamente se determinó la curva patrón. Para ello, se prepararon soluciones de concentración conocida de FDA (0 µg; 100 µg; 200 µg; 300 µg y 400 µg) y se sometieron para su hidrólisis completa. En mediciones con el espectrofotómetro se obtuvo la relación entre absorbancia (A°) y concentración (C) de FDA. Luego, los datos de absorbancia obtenidos a partir de las diferentes muestras de suelo tomadas fueron ajustados de acuerdo a la curva patrón. Los resultados fueron expresados en microgramos de FDA por gramo de suelo seco por 30 minutos ($\mu\text{g de FDA gSS}^{-1} \cdot 30 \text{ min}^{-1}$). Se determinó por triplicado.

b) Actividad deshidrogenasa (ADh): se basa en la determinación colorimétrica del producto liberado, 2,3,5-trifenilformazan (TPF), a 485 nm tras la incubación a 37 °C por 24 h de muestras de suelo con cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio (CTT) (Casida et al., 1977), usando como referencia metanol. La curva de calibración se preparó en función de las siguientes concentraciones: 4, 12, 20 y 40 µg de TFF mL⁻¹. La absorbancia del blanco se restó de las absorbancias de cada una de las muestras, y a partir de la curva de calibración se calcularon las concentraciones de las mismas en µg TFF ml⁻¹. La ADh, expresada en µg TPF gss⁻¹ día⁻¹, se calculó mediante la fórmula:

$$\text{ADh} = \frac{M \times \text{VF}}{p}$$

Siendo,

M: concentración de la muestra (µg TPF mL⁻¹)

VF: volumen final en el matraz aforado (25 mL)

p: peso seco de la muestra (g)

2.5. Análisis estadísticos.

Los efectos del desmonte (Mn, D<25 y D>45) y del tiempo entre estudios (2010 y 2015) sobre las variables determinadas, fueron evaluados mediante análisis de la varianza (ANOVA) a un nivel de significancia de $\alpha \leq 0,05$. Se utilizaron diferencias mínimas significativas (DMS) para detectar diferencias entre las medias de las variables edáficas involucradas en el estudio. Mediante análisis de correlación de Pearson se estudió la relación entre variables y su sensibilidad de cambios debida al tiempo transcurrido entre muestreos. Por último, se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) para resumir las características físicas, químicas y biológicas para interpretar las asociaciones entre las variables edáficas. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presenta en primer lugar la descripción macromorfológica de los perfiles de suelos estudiados en este trabajo, seguida de los resultados analíticos, tanto de naturaleza física, como química, obtenidos de las diferentes muestras tomadas desde los diversos horizontes identificados.

3.1. Descripción y resultados analíticos de perfiles.

3.1.1. Ecosistema natural sin desmonte: Monte (Mn).

Unidad geomorfológica: bajos cerrados.

Posición: glacis o vertiente media.

Relieve: plano a suavemente ondulado.

Vegetación actual: jarilla (*Larrea divaricata*), chañar (*Geoffroea decorticans*), Molle (*Schinus fasciculatus*), cobertura vegetal 90 %.

Microrelieve eólico: común presencia superficial.

Costra: 0 a 3 cm, color 10 YR 4/3 en seco, 10 YR 3/1 en húmedo, franco arenoso, estructura laminar fina débil, blando, friable, poco consolidado, raíces abundantes, límite abrupto suave.

Horizonte A: 3 a 23 cm, 10 YR 3/3 en seco, 10 YR 4/2 en húmedo, arenoso franco, estructura en bloques subangulares gruesos débiles, friable, consolidado, raíces escasas, límite abrupto suave. Pedotúbulos.

Horizonte C: 23 a 43 cm, 10 YR 5/2 en seco, 10 YR 3/2 en húmedo, arenoso franco, bloques subangulares medios débiles, muy firme, raíces comunes, límite claro y plano. Pedotúbulos por hormigas.

Horizonte C2: 43 a 65 cm, 10 YR 6/2 en seco, 10 YR 3/3 en húmedo, arenoso franco, granular suelto, friable, poco consolidado, raíces abundantes, carbonatos débiles en la masa, límite abrupto y plano.

Horizonte C3k: 65 a 77 cm, 10 YR 6/2 en seco, 10 YR 4/3 en húmedo, arenoso franco, bloques subangulares gruesos débiles, consistencia muy firme, poco consolidado, vestigio de raíces, carbonatos moderados en la masa, límite abrupto y plano.

Horizonte C4k: 77 a 99 cm, bloques angulares medios moderados, consistencia muy firme, muy consolidado, ausencia de raíces, carbonatos fuertes en la masa, límite abrupto y plano.

En la figura 4 se presenta la fisonomía del paisaje y la calicata descriptiva del sitio en la condición de Mn. En la Tabla 1 se presentan los resultados analíticos del perfil.

A



B



Figura 4: Vista del monte natural (A); Perfil edáfico descriptivo del sitio (B).

Tabla 1: Resultados analíticos del perfil representativo del monte (Mn).

Horizonte	Costra	A	C	C2	C3k	C4k
Profundidad (cm)	0-3	3-23	23-43	43-65	65-77	77-99
COT (g kg ⁻¹)	13,0	5,8	5,6	nd	nd	Nd
M.O. (g kg ⁻¹)	38,7	10,0	0,97	nd	nd	Nd
NT (g kg ⁻¹)	1,4	0,5	0,4	nd	nd	Nd
C / N	9,2	11,6	14,0	nd	nd	Nd
P (mg kg ⁻¹)	22,4	0,9	nd	nd	nd	Nd
pH (1:2,5)	7,4	7,7	8,0	8,1	8,5	8,5
C.E. (dS m ⁻¹)	0,77	0,54	0,54	0,68	0,62	0,64
C.I.C. (cmolc kg ⁻¹)	20,0	23,3	23,3	23,3	23,3	Nd
Ca ⁺⁺ (mg kg ⁻¹)	17,3	14,1	18,1	19,0	18,9	Nd
Mg ⁺⁺ (mg.kg ⁻¹)	3,0	0,9	1,9	1,5	2,4	Nd
Na ⁺ (cmolc kg ⁻¹)	5,0	6,0	4,5	4,5	6,0	Nd
K ⁺ (cmolc kg ⁻¹)	1,3	0,9	0,6	0,8	0,8	Nd
Suma de bases	26,6	21,9	25,1	25,8	28,1	Nd
Sat. de bases (%)	100	93,3	100	100	100	Nd
RAS	2	3	1	3	5	
CO ₃ ⁻ (reacción)	-	-	-	vest	(++)	(+++)
Clase textural	FA	FA	AF	AF	FA	FA
Arena (%)	77,3	69,8	72,3	72,3	69,8	59,8
Limo (%)	13,4	21,8	22,3	23,2	23,2	29,5
Arcilla (%)	9,3	8,4	5,5	4,5	7,0	10,7
D _{Ap} (Mg m ⁻³)		1,37	1,26	1,32	1,42	1,41

3.1.2. Agroecosistema con menos de 25 años de desmonte (D<25).

Unidad geomorfológica: bajos cerrados.

Posición: glacis o vertiente media.

Relieve: plano.

Microrelieve eólico: ausente.

Vegetación actual: flor amarilla (*Diploaxis tenuifolia*), cobertura vegetal 90%.

Horizonte A. 0 a 8 cm, color 10 YR 5/6 en seco, 10 YR 4/1 en húmedo, textura arenosa, estructura granular, consistencia suelta, poco consolidado, abundancia de poros; raíces muy abundantes, límite abrupto suave, carbonatos débiles en la masa.

Horizonte C. 8 a 31 cm, color 10 YR 6/2 en seco, 10 YR 4/1 en húmedo, arenosa, estructura en prismas gruesos débiles rompen en bloques subangulares medios moderados, muy consolidado, consistencia muy firme, raíces abundantes, límite abrupto suave, carbonatos débiles en la masa, límite abrupto y plano, poros abundantes grandes.

Horizonte C2. 31 a 49 cm, color 10 YR 6/2 en seco, 10 YR 3/3 en húmedo, arenoso franco, estructura en prismas, firme, consolidado, raíces abundantes, límite abrupto y plano, carbonatos débiles en la masa.

Horizonte C3k. 49 a 77 cm, color 10 YR 7/3 en seco, 10 YR 3/3 en húmedo, arenoso franco, estructura en bloques subangulares gruesos débiles, firme, consolidado, raíces abundantes, carbonatos moderados en la masa, límite abrupto y plano.

Horizonte 2C4k. 77 a +87 cm, color 10 YR 6/2 en seco, 10 YR 5/2 en húmedo; arenoso franco, estructura masiva, consistencia muy firme, muy consolidado; carbonatos abundantes en la masa, pedregosidad media.

En la Figura 5 se exponen las características fitogeográficas del D<25 y la calicata descriptiva del sitio. En la Tabla II se presentan los resultados analíticos del perfil.

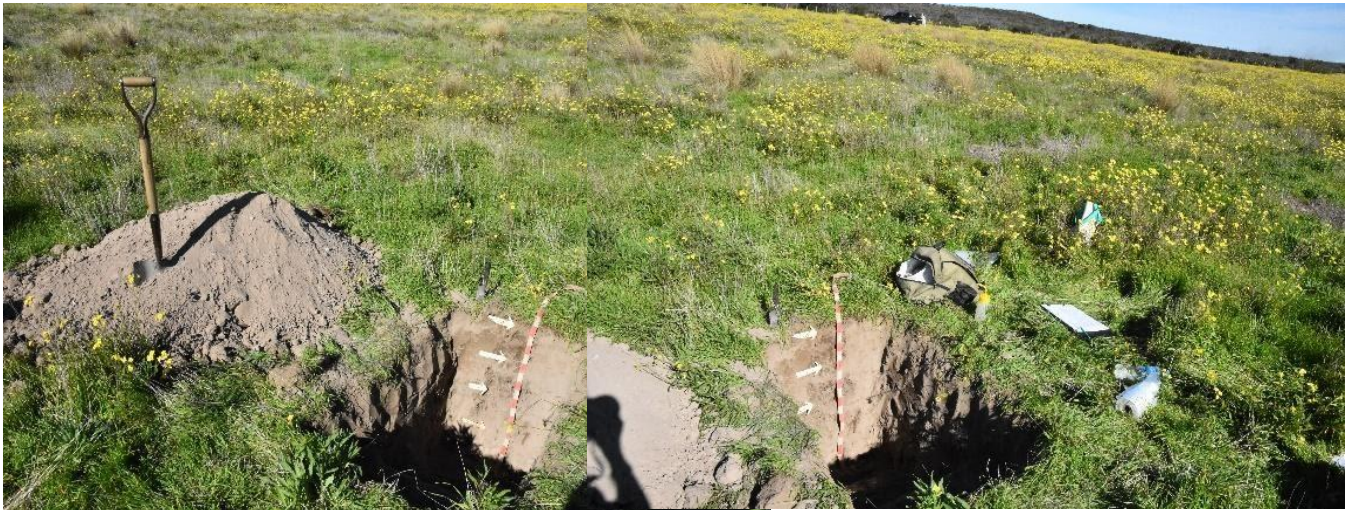


Figura 5: Vista del sitio con desmonte de 25 años. Perfil edáfico representativo.

Tabla 2: Resultados analíticos del perfil representativo del agroecosistema D<25.

Horizonte	A	C	C2	C3k	2C4k
Profundidad (cm)	0-8	8-31	31-49	49-77	77-87
CO (g kg ⁻¹)	11,7	10,7	10,2	nd	nd
M.O. (g kg ⁻¹)	20,2	18,5	17,6	nd	nd
Nt (g kg ⁻¹)	0,7	0,8	0,8	nd	nd
C / N	16,7	13,3	12,7	nd	nd
P (mg kg ⁻¹)	12,2	1,1	1,7	nd	nd
pH (1:2,5)	7,2	8,0	8,3	8,3	8,3
C.E. (dS m ⁻¹)	0,78	0,69	0,61	0,56	0,68
C.I.C. (cmolc kg ⁻¹)	17,7	26,7	20,0	20,0	23,3
Ca ⁺⁺ (mg kg ⁻¹)	9,3	13,1	18,7	18,0	17,2
Mg ⁺⁺ (mg kg ⁻¹)	1,6	2,6	2,6	2,5	3,3
Na ⁺ (cmolc kg ⁻¹)	5,0	5,0	4,0	5,0	4,5
K ⁺ (cmolc kg ⁻¹)	1,3	2,4	1,0	0,8	0,9
Suma de bases	17,2	23,1	26,3	26,3	25,9
Sat. de bases (%)	96	86	100	100	100
RAS	2	3	2	3	2
CO ₃ ⁼ (reacción)	(-)	(-)	(+)	(++)	(++)
Clase textural	AF	AF	AF	AF	AF
Arena [%]	76,8	82,3	77,3	73,3	74,8
Limo [%]	22,4	11,1	17,0	19,1	22,0
Arcilla [%]	0,8	6,6	5,7	3,6	3,2
DAp (Mg m ⁻³)	1,38	1,42	1,30	1,31	1,42

3.1.3. Sitio: Agroecosistema con desmonte de más de 45 años (D>45)

Unidad geomorfológica: bajos cerrados.

Posición: glacis o vertiente media a baja.

Relieve: plano.

Microrelieve eólico: ausente.

Vegetación actual: predominio de flor amarilla (*Diplotaxis tenuifolia*), cobertura vegetal del 80%.

Costra. 0 a 3 cm, color 10 YR 5/2 en seco, 10 YR 4/2 en húmedo, textura arenoso franco, estructura laminar media débil, consistencia suelta, poco consolidado, raíces escasas; límite abrupto suave.

Horizonte A. 3 a 15 cm, color 10 YR 5/3 en seco, 10 YR 3/2 en húmedo, arenoso franco, estructura bloques subangulares gruesos moderados, consolidado, consistencia firme, raíces escasas, límite abrupto suave,

Horizonte C. 15 a 38 cm, color 10 YR 6/3 en seco, 10 YR 4/4 en húmedo, franco arenoso, estructura bloques subangulares débiles, firme, consolidado, raíces escasas, escasa grava media a gruesa de forma subredondeada, límite abrupto y plano.

Horizonte C2. 38 a 76 cm, color 10 YR 8/2 en seco, 10 YR 6/4 en húmedo, textura franca, estructura en bloques subangulares medios moderado, firme, consolidado, raíces escasas, carbonatos moderados en la masa, grava escasa muy fina, límite abrupto y plano.

Horizonte 2C3k. 76 a 99 cm, color 10 YR 8/2 en seco, 10 YR 7/2 en húmedo, textura franca, estructura bloques subangulares medios débiles, consistencia

muy firme, consolidado, concreciones de carbonato de calcio, carbonatos fuertes en la masa, grava común presencia media fina, raíces vestigios, límite abrupto suave.

Horizonte C4k. 99 a 108 cm, color 10 YR 8/2 en seco, 10 YR 7/3 en húmedo, textura franco arenosa, estructura granular simple, consistencia suelta, poco consolidado, carbonatos fuertes en la masa, grava común presencia media a fina redondeada, raíces vestigios, límite abrupto suave.

En la Figura 6 se exponen las características fitogeográficas del D>45 y la calicata descriptiva del sitio. En la Tabla 3 se presentan los resultados analíticos del perfil.



Figura 6: vista del agroecosistema D>45. Perfil edáfico representativo del sitio.

Tabla 3: Resultados analíticos del perfil representativo del agroecosistema D>45.

Horizonte	Costra	A	C	C2k	2C3k	C4k
Profundidad (cm)	0-3	3-15	15-38	38-76	76-99	99-108
CO (g kg ⁻¹)	13,3	11,3	9,0	nd	nd	Nd
M.O. (g kg ⁻¹)	22,8	19,4	15,4	nd	nd	Nd
Nt (g kg ⁻¹)	1,1	0,8	0,5	nd	nd	Nd
C / N	12	14	18	nd	nd	Nd
P (mg kg ⁻¹)	8,5	0,3	n/d	nd	nd	Nd
pH (1:2,5)	7,2	7,4	8,8	9,2	9,3	9,2
C.E. (dS m ⁻¹)	0,74	0,68	0,70	1,08	2,65	6,43
C.I.C. (cmolc kg ⁻¹)	20	20	30	33	13	20
Ca ⁺⁺ (mg kg ⁻¹)	8,3	9,8	17,7	21,7	14,4	14,6
Mg ⁺⁺ (mg kg ⁻¹)	2,3	2,7	5,6	1,1	3,3	1,9
Na ⁺ (cmolc kg ⁻¹)	5,0	5,5	5,5	8,0	13,5	14,5
K ⁺ (cmolc kg ⁻¹)	2,4	1,7	0,9	1,2	1,3	1,3
Suma de bases	18	19,7	29,7	32,0	32,5	32,3
Sat. de bases (%)	90	99	99	97	100	100
RAS	3	4	5	8	17	38
CO ₃ ⁼ (reacción)	(-)	(-)	(-)	(++)	(+++)	(+++)
Clase textural	AF	AF	AF	FA	FA	FA
Arena (%)	77,3	83,4	73,4	62,2	65,9	65,9
Limo (%)	17,0	15,5	19,1	17,8	12,1	17,1
Arcilla (%)	5,7	1,1	7,5	20,0	22,0	17,0
DAp (Mg m ⁻³)	1,36	1,40	1,25	1,45	1,40	1,41

En función de los resultados analíticos y la descripción morfológica se caracterizaron taxonómicamente (Soil Taxonomy. 2006) los suelos de los sitios estudiados. Todos se corresponden con: **Orden:** Aridisol; **Suborden:** Calcide; **Gran grupo:** Haplocalcide; **Subgrupo:** Típico; **Familia:** franco grueso térmico

3.2. Resultados analíticos de los sitios en estudio.

3.2.1. Reacción del suelo: pH

El pH de los suelos mostró diferencias significativas en los diferentes agroecosistemas en los dos períodos analizados (Figura 7).

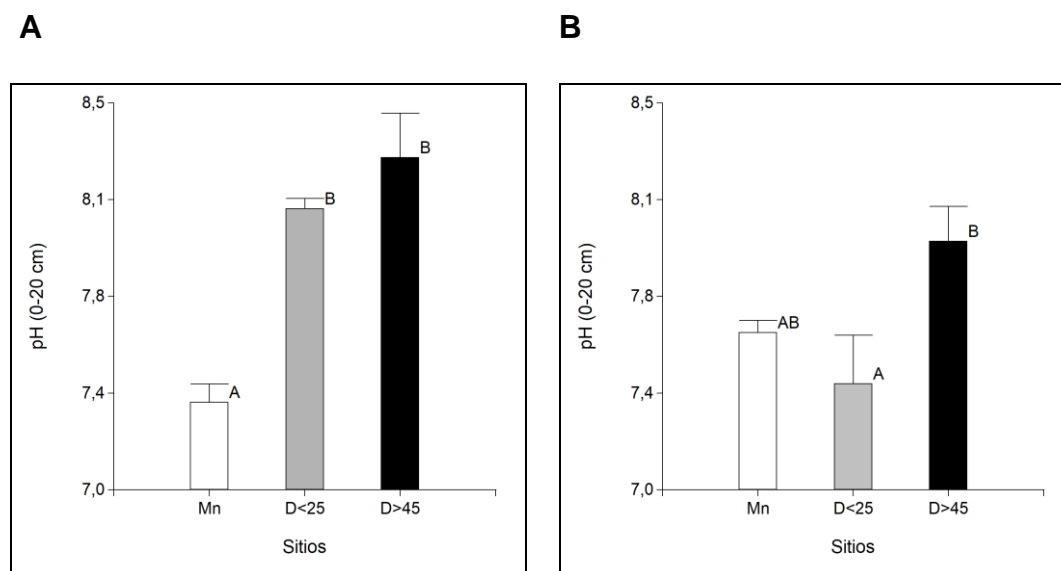


Figura 7: Comparación del pH en los diferentes agroecosistemas. A: año 2010; B: año 2015. Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$).

En el año 2010 se observó un aumento del pH en los agroecosistemas D<25 y D>45 comparado con el sitio control Mn. Esto puede atribuirse a que el uso agrícola redujo el contenido de MO, con ausencia de fertilización y períodos de suelo desnudo. Para el año 2015, se encontraron diferencias significativas entre los diferentes sitios desmontados, sin embargo no con los valores

encontrados en los suelos con Mn. Para el período 2010-2015 se registró una disminución en el pH, que se puede atribuir a la alta cobertura del suelo en el momento del muestreo en los sitios desmontados. La bibliografía acerca del uso del pH como indicador es variada, ya que algunos autores verifican acidificación debida al uso agrícola (Miglierina *et al.*, 2000; Sanzano *et al.*, 2005) y otros comprueban la falta de sensibilidad del mismo a las prácticas de manejo, incluyendo tipos de labranza (Krüger, 1996) o intensidad de cultivos (Bravo *et al.*, 2010).

3.2.2. Conductividad eléctrica.

No se observaron diferencias en el contenido de sales solubles entre los sitios desmontados y el Mn en ninguno de los años evaluados. En general, los suelos presentaron una concentración parecida y muy baja de sales en todos los casos. Se registraron valores medios de 0,68 dS.m⁻¹ en los suelos del Mn y de 0,70 dS.m⁻¹ en los de D<25 y D>45 de 0 a 20 cm de profundidad.

3.2.3. Carbono orgánico total (COT)

En la Figura 8 se muestran los valores de COT registrados en cada uno de los sitios para los años 2010 y 2015. Los valores de COT no mostraron diferencias significativas en los distintos años de muestreo para el mismo sitio.

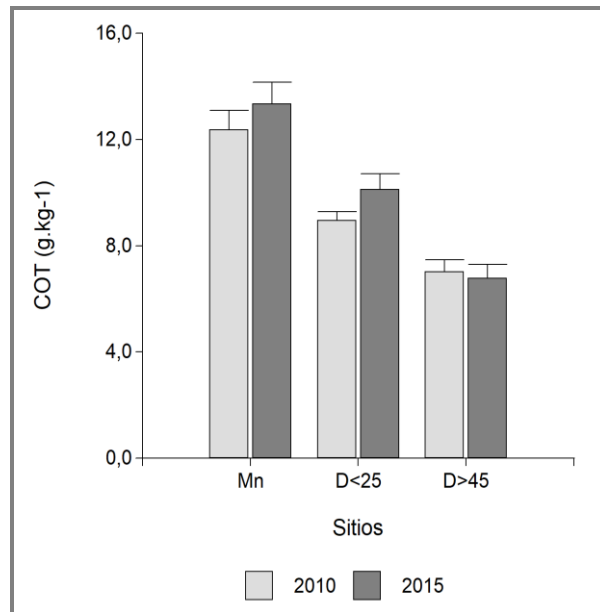


Figura 8: Comparación del COT (g kg^{-1}) entre sitios en los diferentes años de muestreo. Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años.

Las diferencias en COT fueron lo suficientemente importantes cuando se compararon los sitios dentro de cada año, esto tiene su explicación en la variación de las condiciones meteorológicas, principalmente el aumento de las precipitaciones, y por el cambio del uso del suelo (a partir del 2010 y hasta el 2015 no se realizaron labores agrícolas, sino que todos los sitios se utilizaron para el pastoreo de animales).

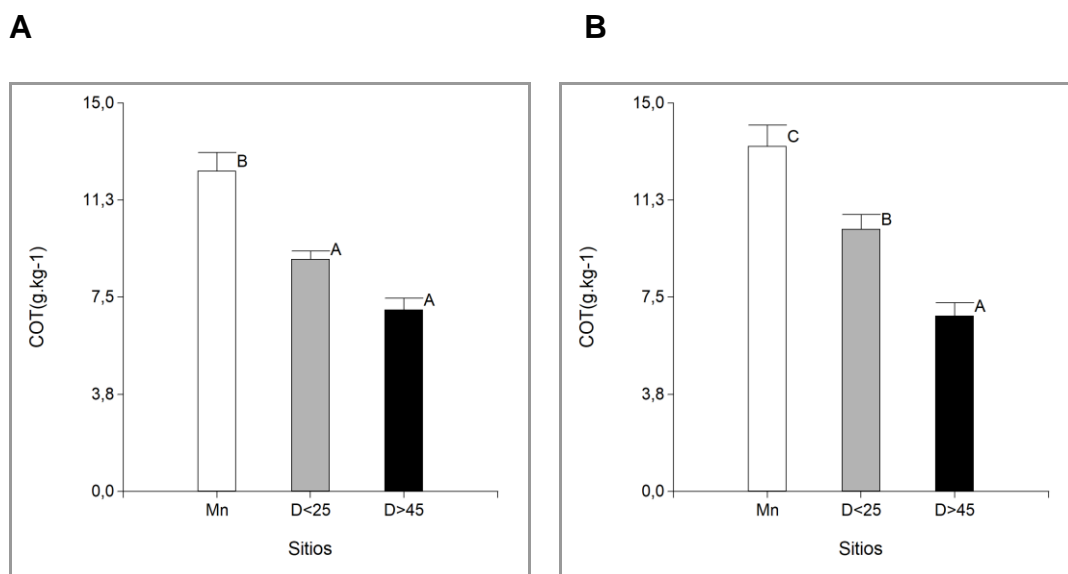


Figura 9: Contenido de COT en los diferentes agroecosistemas. A: año 2010; B: año 2015. Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$).

En el año 2010 no se encontraron diferencias significativas en el contenido de COT entre los agroecosistemas desmontados, aunque ambos se diferenciaron con Mn. En el año 2015, si bien se mantuvo la diferencia con Mn, los agroecosistemas también difirieron entre sí (Figura 9).

Si se compara la pérdida de COT entre sitios, en el mismo año de estudio, en 2010 fue 27,5 % para D<25 y de 45% para D>45 en relación al Mn. En 2015 la diferencia se marcó aún más en D>45, el COT se redujo 49 % en relación al Mn. El D<25 en relación al Mn disminuyó la pérdida de COT comparado al análisis del 2010 (24%).

En la transformación de los valores de C en variaciones porcentuales respecto a suelos no disturbados (Mn), se observa que si al porcentaje de variación se le aplica la siguiente escala de sustentabilidad propuesta por Lal (1997): sistema sustentable: <25% de pérdida de C; sistema no sustentable: 25-50% de pérdidas; y sistema en proceso de desertificación: >50% de pérdida, el

agroecosistema $D > 45$, con un manejo agrícola-ganadero más intenso comparado con el $D < 25$, estaría próximo a un proceso de desertificación.

Las pérdidas de COT por efecto de las actividades agropecuarias son muy variables (Lobartini *et al.*, 1998; Quiroga *et al.*, 1999; Urioste *et al.*, 2002; Krüger *et al.*, 2004; Duval *et al.*, 2014). A partir de un análisis exhaustivo de lo reportado en la bibliografía, se encontró coincidencia en relación al impacto negativo del uso agropecuario sobre el contenido original de COT en los suelos. Aunque los años evaluados (2011-2015) fueron más propicios en relación a las precipitaciones no se alcanzaría a recuperar el contenido de COT.

3.2.4. Índice Estructural (IE)

Dependiendo de la textura del suelo un nivel particular de MO puede resultar alto, medio o bajo. Para ajustar esta variabilidad se han elaborado índices compuestos, como el IE propuesto por Pieri (1995), calculado a partir del cociente entre MO y el contenido de a+L. El IE es un indicador confiable y expeditivo, que permite conocer el estado de la calidad de un suelo de acuerdo a su manejo, también citado como IMO por Quiroga *et al.* (2006) y Vanzoline *et al.* (2015). En suelos de la región semiárida pampeana, con buen manejo y prácticas agronómicas adecuadas, el valor del IE debería ubicarse por encima de 5 (en un rango de 2 a 12, aproximadamente). Un valor de IE por debajo de 5 sugiere la pérdida de MO en relación a la fracción de a+L (Quiroga y Bono, 2008).

De acuerdo a valores obtenidos la situación de $D > 45$ con un IE de 5,5 estaría en un proceso de alto riesgo de degradación física; en el caso del sitio con $D < 25$, con un IE de 8,2, se encontraría en un moderado riesgo, mientras que el

sitio Mn, con un IE de 12 su estado es de estabilidad y conservación (Figura 10). Para el caso de los sitios D>45 y D<25 esto podría ser consecuencia de una mayor mineralización de la MO debido a uso intensivo del suelo. La diferencia encontrada en los valores de IE permitió observar que la variación en los contenidos de MO de los suelos estudiados, y por lo tanto la calidad de los mismos, está estrechamente relacionada con los años transcurridos de la extracción del material vegetal y el manejo.

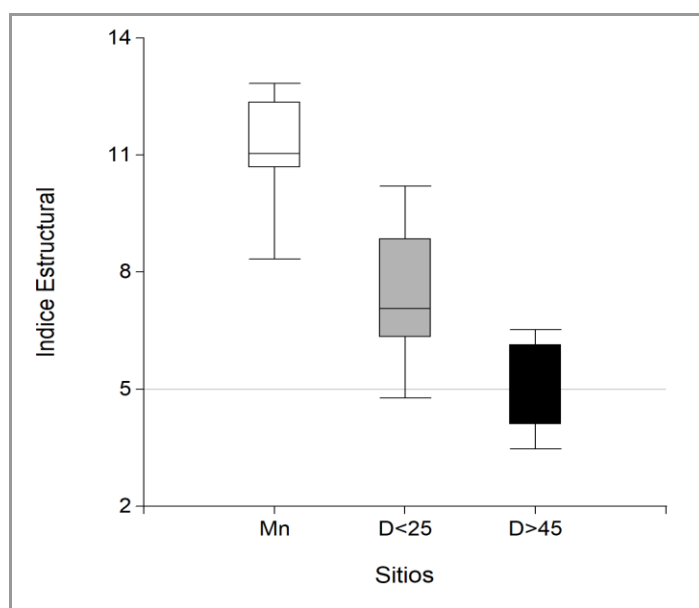


Figura 10: Índice estructural (IE, relación entre el contenido de MO y el contenido de arcilla + limo) en los distintos agroecosistemas. Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años.

3.2.5. Fraccionamiento del Carbono Orgánico (CO)

Para detectar cambios en la calidad del suelo vinculados al manejo agropecuario a corto plazo, muchos investigadores han estudiado el contenido de CO en las distintas fracciones del suelo (Galantini *et al.*, 1994; Quiroga *et al.*, 1996; Hevia *et al.*, 2003; Duval *et al.*, 2013). Cuando se incorporan materiales orgánicos al suelo se desencadena una secuencia de

transformaciones físicas y químicas de los mismos, acompañada por una disminución en el tamaño de sus partículas y un aumento en la complejidad química. El CO presente en las partículas mayores de $53\ \mu\text{m}$ (carbono orgánico particulado - COP) está compuesto por materiales fácilmente degradables y residuos parcialmente descompuestos, que son los que disminuyen más rápidamente como resultado de la intensificación de la agricultura (Cambardella y Elliott, 1992). Esta fracción está más expuesta a la mineralización puesto que constituye el sustrato inicial para la descomposición microbiana. El contenido de CO en cada una de las fracciones, expresada como concentración ($\text{g CO kg}^{-1}\text{ suelo}$), brinda información en cuanto a los rangos correspondientes a cada suelo y manejo.

Según una comunicación personal de Galantini, J. en los suelos agrícolas de la región pampeana, el COP puede ser entre el 15 y 25% del total. En la medida que son ambientes más marginales y suelos más arenosos, esa proporción aumenta mucho (hasta 50% de COP se ha encontrado en suelos agrícolas), lo que se observa en los sitios muestreados con relación al Mn.

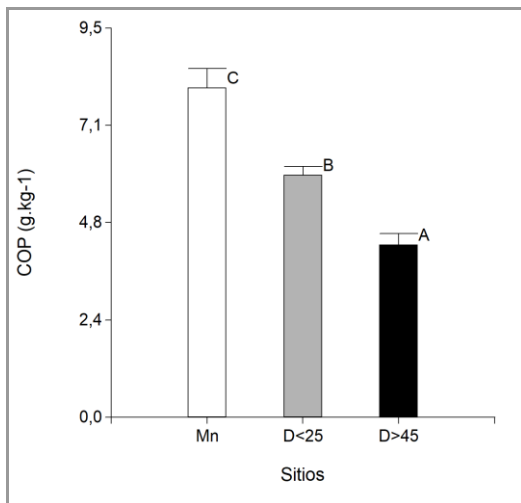
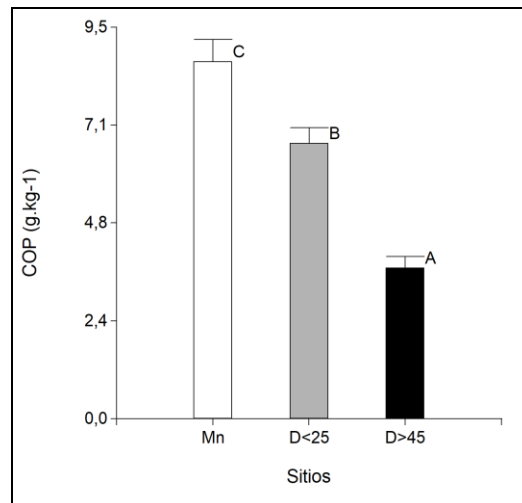
A**B**

Figura 11: contenido de COP en los distintos agroecosistemas, en los años A: 2010 y B: 2015. Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$).

El COP en el año 2010 presentó diferencias significativas entre los sitios estudiados (Figura 11). El COP encontrado en los suelos de Mn fue mayor que en los suelos de los agroecosistemas desmontados, 58% comparado con D>45 y 23% para D<25. Ferreras et al. (2009) y de Figueiredo *et al.* (2010) coinciden en señalar a la fracción particulada del CO como aquella donde se reflejan los mayores cambios ante diferentes manejos. En tal sentido resulta coherente que los sitios considerados mostraran contenidos de COP significativamente menores que el del Mn.

El COP es muy sensible a la degradación cuando los sistemas son disturbados (Duval *et al.*, 2013). Se debe tener presente que ésta fracción representa el material orgánico menos transformado y es el resultado del equilibrio entre los aportes superficiales y raíces por un lado, y de la velocidad de descomposición, dependiente de la calidad del material, ubicación, temperatura y humedad, entre otras, por otro. Esta fracción es más dependiente de la incorporación de

residuos y dependiente de las características meteorológicas (Galantini *et al.*, 2002). Los dos años anteriores al primer muestreo (2008 y 2009) fueron de muy baja precipitación anual y fuertes vientos. Aún en el año 2010, las lluvias fueron menores a 405 mm (media histórica para de la región). En el año 2015 se mantuvieron las mismas diferencias en el COP entre sitios. Comparando el contenido de COP entre años de muestreo, se observó que Mn aumentó un 7 % y D<25 11,5%, lo que sería atribuible al incremento del COT y un cambio en la tendencia a corto plazo de las precipitaciones (2011-2015). Las precipitaciones acumuladas de los 5 años previos a los muestreos determinan que durante el quinquenio 2011-2015 llovió por encima del promedio de 14 años (período 2003-2017), salvo en la transición otoño-invernal, mientras que en el quinquenio 2006-2010, las precipitaciones siempre fueron inferiores al promedio (Figura 12). Sin embargo, D>45 disminuyó 15% el contenido de COP.

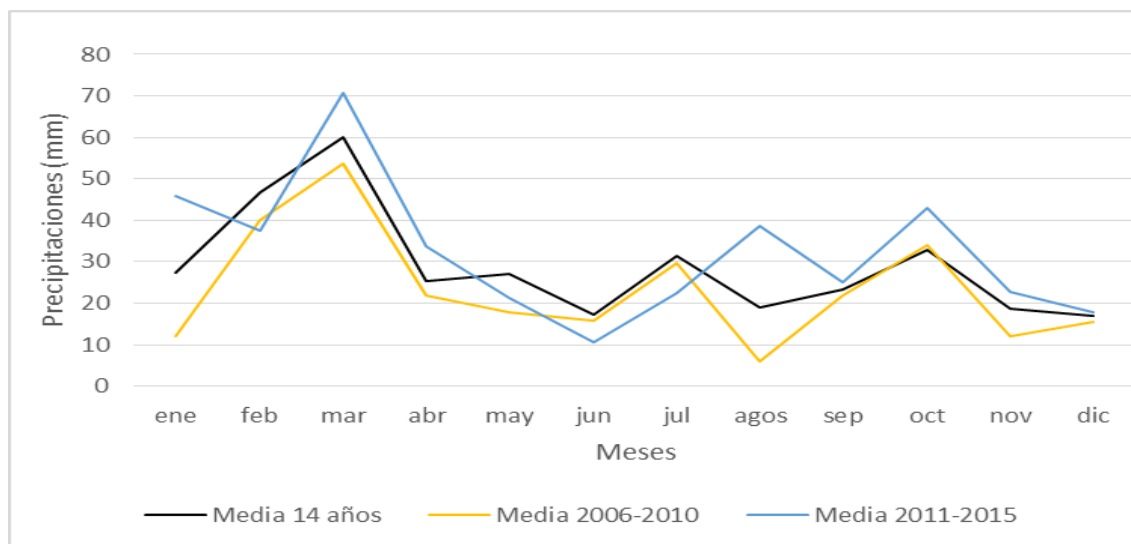


Figura 12: Variación mensual de las precipitaciones, período 2006-2010 y 2011-2015.

3.2.6. Carbono asociado a la fracción mineral (COM)

El COM representa el CO unido a los coloides minerales y queda protegido del ataque microbiano, por consiguiente se mantiene más estable (Gomez Sal, 2001).

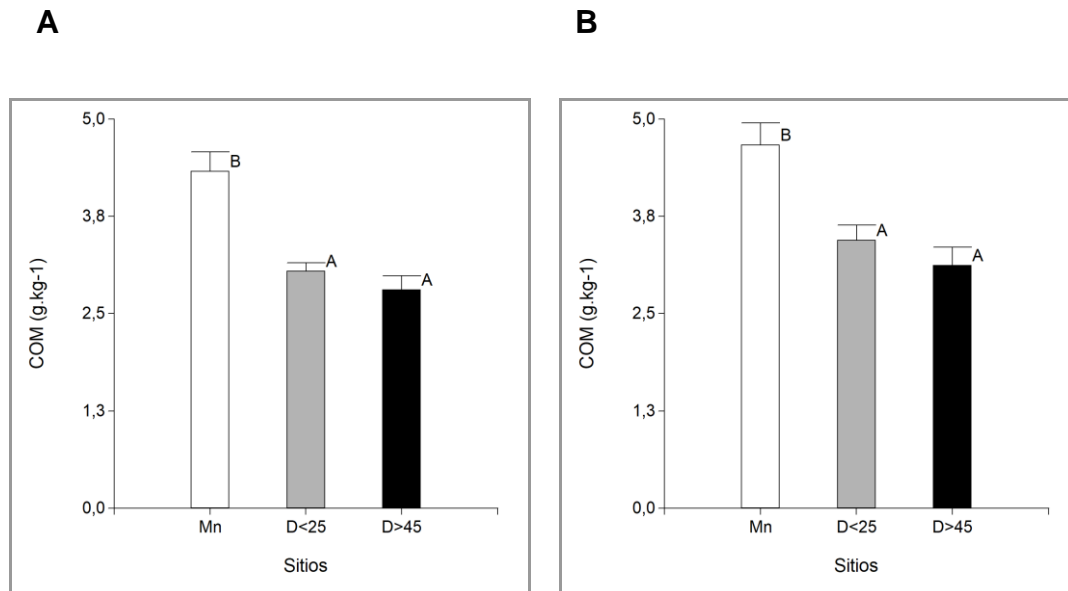


Figura 13: Cantidad de carbono orgánico asociado a la fracción mineral del suelo (COM) en los dos períodos de muestreo, años A: 2010 y B: 2015. Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$).

En los dos años de estudio (2010-2015) se observaron las mismas diferencias en el contenido de COM (Figura 13). Los sistemas desmontados (D<25 y D>45) no difirieron entre sí y fueron significativamente menores respecto a Mn. En promedio, la reducción del COM en 2010 fue de 29,7 % y para 2015 de 26,3%. Durante este período el uso del suelo exclusivo con ganadería, sin labranzas, podría explicar la ausencia de cambios marcados en el COM, indicando que no hubo pérdida ni de acumulación (Six *et al.*, 2002 b).

3.2.7. Nitrógeno total (Nt)

La Figura 14 muestra los valores de Nt para los períodos de estudio. Se observó que los valores de Nt para el año 2010 fueron superiores en todos los

sitios con respecto a los del año 2015, detectando diferencias significativas entre sitios. Sin embargo, hubo una disminución de Nt en el año 2015, siendo significativas las diferencias entre Mn y los otros tratamientos. El sitio Mn, tanto en 2010 como en 2015, presentó mayor contenido de Nt con respecto a los sitios D<25 y D>45. El mayor contenido de Nt en Mn (0,11 %) se puede asociar al incremento en la MOS en estos sistemas. La disminución en las situaciones de D<25 y D>45 podría deberse a la mineralización gradual del N asociada a los años de desmonte, labranzas convencionales y a la eliminación de costras microbianas superficiales integradas por criptógamas, cianobacterias, líquenes y hongos microscópicos, presentes en los primeros centímetros del suelo de monte que constituyen una fuente dinámica de N según Albanesi *et al.* (2001).

Si se comparan los resultados obtenidos en el año 2010 con los publicados por Quiroga y Bono (2012) se evidencia que Mn con 0,12 % se encontraría en un nivel medio casi alto de Nt, D<25 (0,09%) y D>45 (0,06%) con un nivel bajo. Si encuadramos bajo esos mismos parámetros los valores del año 2015, Mn (0,10 %) nivel medio, D<25 (0,07 %) y D>45 (0,05%) en un nivel bajo de Nt. Los cambios en los niveles de Nt debidos al tiempo de desmonte estarían vinculados a modificaciones a nivel edáfico provocados por el uso y manejo antrópico realizado, que generan una mayor tasa de ciclado del material orgánico reduciendo su contenido en suelo (Martínez, 2015).

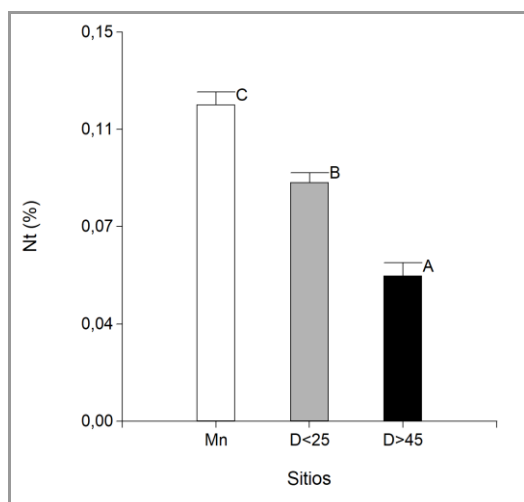
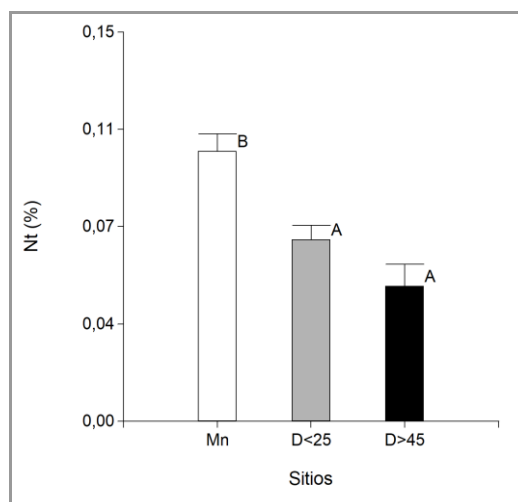
A**B**

Figura 14: Contenido de Nitrógeno total (Nt %) en los distintos agroecosistemas, en los años A: 2010 y B: 2015. Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$).

3.2.8. Fósforo disponible (P)

El P es un elemento que puede estar en forma orgánica e inorgánica, con diferentes grados de disponibilidad. Se determinó P extractable mediante el método de Olsen, estas formas son el resultado de un complejo equilibrio.

El nivel de P, tanto en el año 2010 como en 2015, fue mayor en los sitios Mn y D<25 comparado con D>45. Durante ese periodo se produjo una reducción de 50% en el contenido de este nutriente en el suelo en todos los sitios. Quiroga y Bono (2008) atribuyen la reducción de P en los sistemas agrícola-ganadero a la falta de fertilización y a la pérdida por erosión eólica, mientras que en el sitio Mn una mayor extracción de este nutriente por la vegetación nativa, especialmente la herbácea, y el estímulo de producción de biomasa por el pastoreo de la ganadería (Suñer *et al.*, 2005).

También puede ser que esa disminución del valor no necesariamente haya sido una "perdida" sino que haya pasado a otras formas no analizadas.

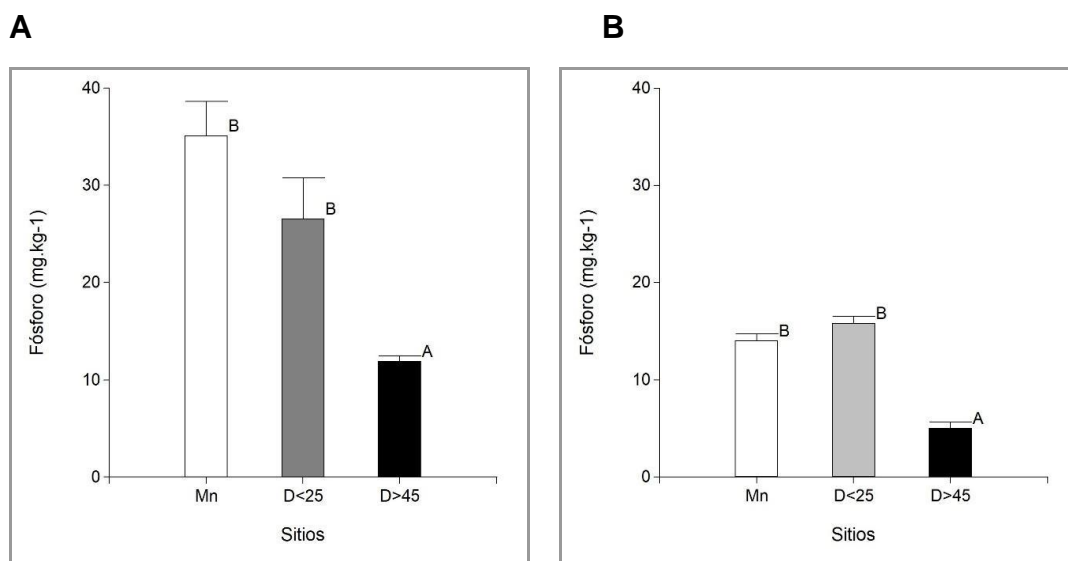


Figura 15: Contenido de fósforo en los diferentes agroecosistemas. A: año 2010; B: año 2015. Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$).

3.2.9. Densidad aparente

La densidad aparente es la relación entre el suelo y el espacio poroso. Además este parámetro se utiliza para el cálculo de contenidos (Mg ha^{-1}), muy interesante en el caso de carbono. También puede servir para comparar masas de suelo equivalentes, aunque en este caso, con procesos de erosión no sería recomendado.

En el año 2010 (Figura 16) la DAp de los sitios presentó diferencias significativas, siendo Mn el que resultó con menor valor en relación a los sitios desmontados.

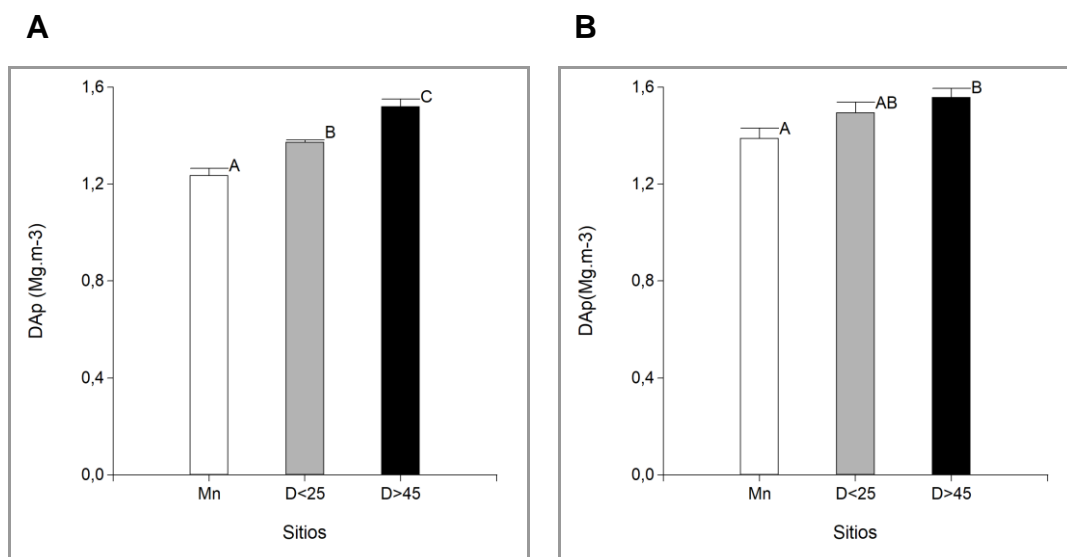


Figura 16: Variación de la densidad aparente del suelo (DAP) en los diferentes sitios en el año 2010 (A) y 2015 (B). Mn: Monte Natural, D<25: Desmorte de 25 años y D>45: Desmorte de 45 años. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$).

Se han observado aumentos de la DAP debidas al pastoreo (Krüger, 1996; Venanzi *et al.*, 2004; Silenzi *et al.*, 2010). Otra de las causas del aumento de la DAP es el tránsito de máquinas agrícolas, que afecta a distintas capas de suelo dependiendo del sistema de labranza utilizado (Quiroga *et al.*, 1999; Iglesias *et al.*, 2014). En la región chaqueña, Osinaga *et al.* (2014) encontraron aumentos progresivos en la DAP debidos a uso agrícola prolongado.

En el año 2015, la DAP no mostró diferencia entre Mn y D<25, esto podría deberse al incremento en los contenidos de COT, atribuible también a que en el quinquenio evaluado los tratamientos con desmontes no fueron sometidos a prácticas agrícolas, sino solo ganaderas. Si bien los valores medios de DAP oscilaron entre 1,23 y 1,56 Mg m⁻³ en todos los sitios en los dos momentos de muestreo, los resultados obtenidos no serían limitantes para el crecimiento radical, si se toman como referencia los límites críticos obtenidos por Kardos

(1961) y Griffith *et al.* (1986) que corresponden a valores de 1,75 a 1,80 Mg m⁻³ para suelos arenosos como los estudiados en el presente trabajo.

3.2.10. Actividad Respiratoria de la microbiota del suelo

Una metodología muy utilizada para estimar la actividad microbiana global es la respiración de la microbiota del suelo (Resp), que representa la actividad heterotrófica y es también un indicador del flujo potencial de CO₂ a la atmósfera (Kutsch *et al.*, 2010). La evolución del CO₂ es un parámetro ligado a la utilización de materiales orgánicos (Abril, 2003) y puede ser utilizada para estimar así la capacidad del suelo para el ciclado de nutrientes. Si bien una mayor Resp se asocia a un incremento en la actividad microbiana, tasas de respiración por encima de un valor límite podrían representar una pérdida excesiva de C para el ecosistema (Cotrufo *et al.*, 2013; Geyer *et al.*, 2016). La Resp basal como un indicador de calidad biológica; es el valor de respiración a tasa constante de un determinado suelo y caracteriza la actividad microbiana en condiciones de equilibrio; se ha propuesto que la Resp basal podría ser un buen indicador de calidad biológica (Ashman, 2003; Ashman *et al.*, 2009; Wang y Post, 2012).

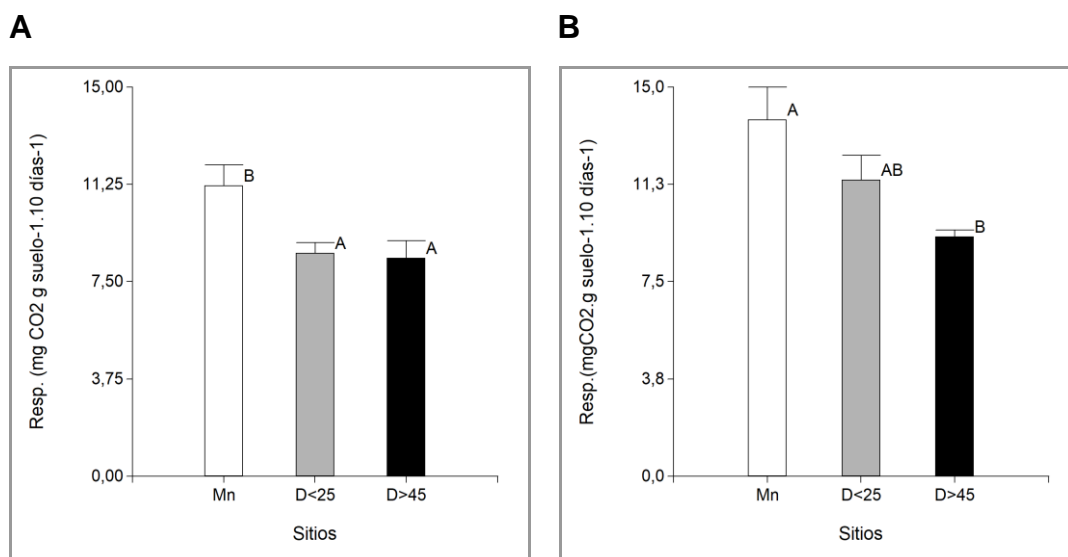


Figura 17: Actividad respiratoria de la microbiota del suelo (Resp) en los distintos agroecosistemas, medida en 2010 (A) y 2015 (B). Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$).

La Resp mostró diferencias significativas en ambos años de estudio. Los mayores niveles corresponden a Mn, seguidos de D<25 y los menores se registraron en D>45 (Figura 17). En el año 2010 la Resp en Mn superó significativamente a la de los agroecosistemas D<25, en 23%, y en 25% a D>45. En el 2015 Mn no mostró diferencias significativas con D<25, la tendencia varió 19 %, atribuible al mayor contenido de MO, aunque sí se encontraron diferencias significativas con D>45, que resultó 33% menor que el sitio de referencia (Mn).

Los factores ambientales influyen en la actividad de los microorganismos del suelo. En la mayoría de los ambientes áridos y semiáridos, la precipitación y la temperatura son factores importantes en controlar los procesos de descomposición (Lambers *et al.*, 1998). Aumentos en la humedad del suelo pueden determinar mayor crecimiento de las plantas e incrementos en la disponibilidad de sustratos carbonados para la respiración microbiana (Liu *et*

al., 2007). Esto puede contribuir a explicar la tendencia observada de mayores valores de actividad microbiana global en el muestreo 2015.

3.2.11. Actividad enzimática

La actividad de diferentes enzimas en el suelo depende de la actividad microbiana y está a su vez ligada al contenido de la MO. Es ampliamente aceptado que un buen nivel de actividad microbiana es esencial para el mantenimiento de la calidad del suelo (Bastida *et al.*, 2006; Trasar-Cepeda *et al.*, 2008) y que los microorganismos constituyen la fuente principal de enzimas edáficas. Un aumento en la MO del suelo provoca mayor actividad enzimática y por eso las enzimas son consideradas como indicadores biológicos de calidad de suelo (Dick *et al.*, 1996; Bandick y Dick, 1999). Algunas enzimas del grupo de las oxidoreductasas, como la deshidrogenasa (ADh), se encuentran principalmente en la membrana plasmática de bacterias y membranas mitocondriales de algunos hongos, reflejan la capacidad oxidativa total de la masa microbiana viable, y pueden representar el tamaño y actividad de la misma. A pesar de encontrarse en concentraciones relativamente bajas, cumplen un rol fundamental en la dinámica de nutrientes, en especial aquellos ligados al ciclo de la MO (Bolinder *et al.*, 1999).

La Figura 18 muestra los valores de ADh registrados en cada uno de los sitios para los años 2010 y 2015.

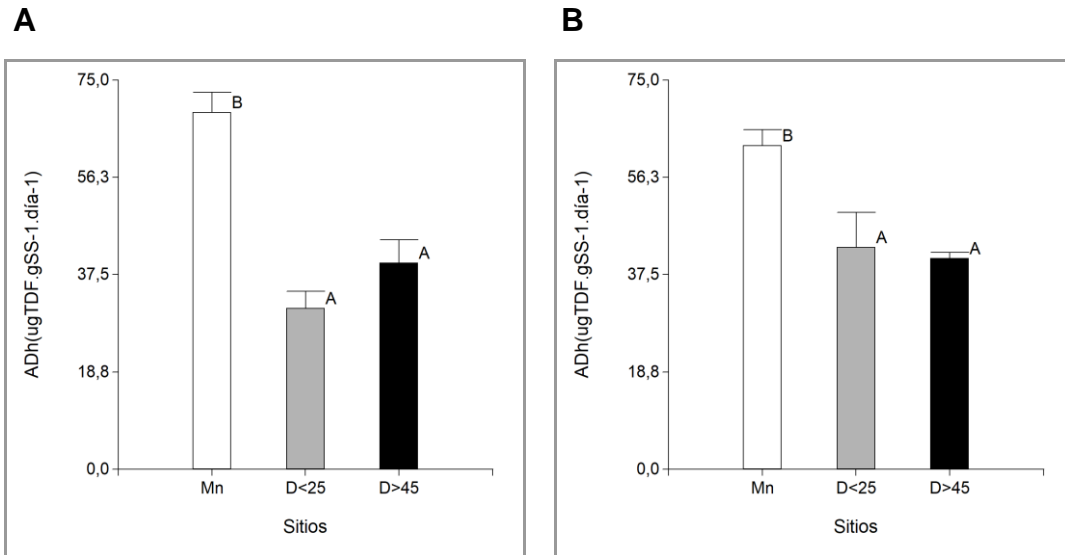


Figura 18: Actividad deshidrogenasa (ADh) en suelos de los sitios estudiados, año 2010 (A) – 2015 (B). Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$).

La actividad de la ADh presentó diferencias estadísticamente significativas entre el sitio de referencia (Mn) y los agroecosistemas desmontados (D<25 y D>45) (Figura 18). Resultados similares se encontraron al evaluar la FDA.

La mayor actividad enzimática en Mn resultaron mayores, coincidentemente con el trabajo reportado por Acosta Martínez *et al.* (2007). Ferreras *et al.* (2009) en la mayor parte de sus resultados confirmaron estas diferencias, y señalaron a la actividad enzimática, entre otros parámetros, como capaces de identificar cambios en la calidad del suelo en el corto plazo. Sobre la misma línea García Orenes *et al.* (2010) demostraron en ensayos de un año, con distintos manejos agrícolas, la sensibilidad de estas variables.

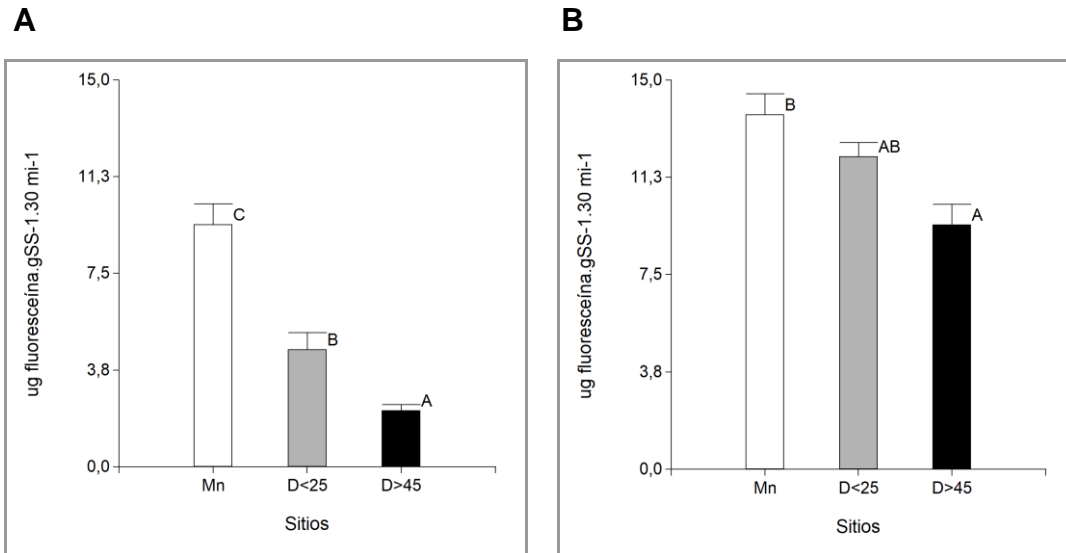


Figura 19: Actividad enzimática diacetato de fluoresceína (FDA) en suelos de los sitios evaluados en el año 2010 (A) y 2015 (B). Mn: Monte Natural, D<25: Desmonte de 25 años y D>45: Desmonte de 45 años. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$).

3.4. Análisis Multivariado: variaciones entre sitios y relaciones entre variables

La variabilidad de los parámetros analizados a través del ACP, refleja los cambios producidos por los años de desmonte, en los tratamientos estudiados. El ACP busca reducir la información a partir de la combinación lineal de los parámetros originales, detectando a las variables con mayor peso en la primera y segunda componente, evitando utilizar información redundante. El peso y el sentido con que cada variable interviene en la componente principal están dados por el signo y valor del coeficiente con que participa en la misma. La Figura 20 muestra el análisis de componentes principales (ACP) que involucra todas las variables físicas, químicas y biológicas de los suelos analizados. Los dos primeros ejes (CP1 y CP2) de ACP representaron el 67,3 % de variabilidad total aportada por las variables estudiadas, este valor puede ser considerado alto en función de la cantidad de variables analizadas.

El CP1 explicó un 50,3 % de la varianza donde los componentes orgánicos del suelo y la actividad biológica (COT, COP, MOT, COM, Nt y Res) se mostraron asociadas positivamente y de forma opuesta con el pH del suelo (Tabla 4). La totalidad de los sitios de Mn se ubican hacia lado positivo de la CP1 indicando mejores condiciones de fertilidad y actividad biológica, mientras que hacia el lado negativo todas las situaciones de D>45 con mayor pH, lo que implica menores condiciones de resiliencia de los sistemas.

La CP2 explicó el 17 % de la varianza, donde se destaca la asociación positiva entre la fracción fina del suelo (a+L) y la DAp con esta componente (Tabla 4).

Esta segunda CP permitió diferenciar los años de estudio, hallándose por encima todos los análisis realizados en las muestras en 2015 y por debajo las del 2010, atribuible al cambio de uso en ese quinquenio. Durante el período citado no se realizaron labores agrícolas, sino que todos los sitios se utilizaron para el pastoreo de animales. Resultados similares fueron reportados por Zilio (2015) y Duval et al. (2016). Estos autores trabajando sobre la sensibilidad de diferentes indicadores de calidad del suelo para evaluar el manejo sostenible de la tierra en suelos de la Pampa semiárida pampeana, hallaron que los componentes orgánicos del suelo resultaban indicadores sensibles para analizar los impactos de los usos intensivos sobre los suelos.

Los autovalores calculados (Tabla 4) representan la proporción de varianza explicada por cada factor (Sharma *et al.*, 2005). Conceptualmente los CP con autovalores altos son los que mejor representan los atributos del sistema.

En función de este concepto las variables escogidas para continuar los análisis presentaron autovalores $\geq 0,6$ (valor absoluto)

Tabla 4: Correlaciones de la primera y segunda componente con las variables originales.

Variables	CP 1	CP 2
COT	0,98	0,01
COP	0,97	-0,01
COM	0,86	0,07
a+L	-0,02	0,74
Resp	0,74	0,22
FDA	0,07	0,21
Dasa	0,50	-0,48
DAp	-0,59	0,65
P	0,63	0,66
NT	0,77	-0,46
pH	-0,63	-0,07
<u>MOT</u>	0,93	0,30

Correlación cofenética= 0,94

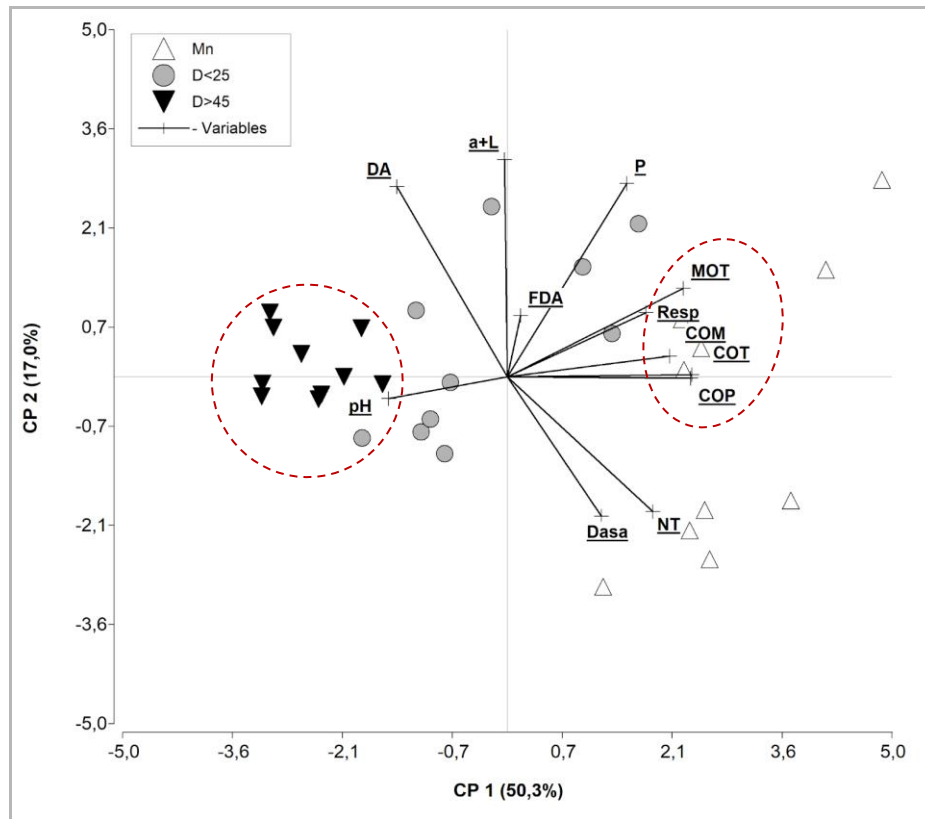


Figura 20: Biplot de componentes principales de las variables de suelo estudiadas y del sitio analizado. Monte: Mn (triángulos vacíos); Desmonte menor a 25 años: D<25 (círculos grises) y Desmonte mayor a 45 años (triángulos negros).

3.5. Análisis predictivos de la actividad respiratoria de la microbióta en el suelo.

En los últimos años los parámetros biológicos y bioquímicos han ido adquiriendo cada vez mayor relevancia. Prueba de ello son los trabajos encaminados a estudiar la influencia de éstos parámetros en una evaluación tales como los de Dick (1994), Schloter *et al.* (2003), Caravaca *et al.* (2002), Bending *et al.* (2004) quienes determinan como esenciales el uso de éstos por poseer una gran sensibilidad a los cambios producidos en él.

Se obtuvieron modelos lineales altamente significativos entre la actividad biológica, representada por la Resp, el IE (figura 21), el COT (figura 22) y el COP (figura 23).

El modelo 1 presenta la relación lineal existente entre la Resp y el IE. Se observa que frente a una mejor condición física del suelo (mayores IE) se incrementa la actividad respiratoria, explicando el modelo 30% de ese cambio. En la figura 21 se observa claramente, el agrupamiento de datos según la situación de disturbio, registrando los menores valores D>45, los intermedios D<25 y los mayores para Mn. Si bien el valor de R² (30%) es relativamente bajo, la dispersión ordenada de los datos, refuerza la relación entre ambas variables.

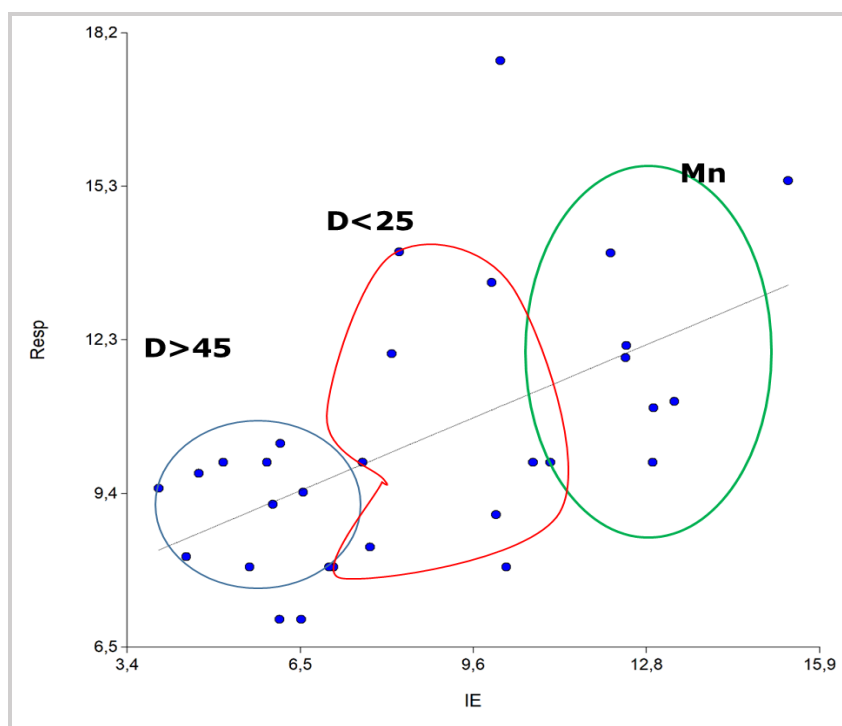


Figura 21: Relación funcional entre la Res y el IE.

Modelo 1: $Resp (C-CO_2 g\ suelo^{-1}) = 6,55 + 0,45 * IE$; $p < 0,00017$; $R^2 = 30\%$.

Para el caso del COT (Modelo 2) y el COP (Modelo 3) la relación también es directa, pero los cambios en la actividad respiratoria debida a modificaciones en estos componentes son más altos, explicado por los mayores valores de las pendientes de las rectas. Ambos modelos explican una proporción de cambio más ajustada a la actividad respiratoria que el IE, 39% para COT y 38% para COP. En estos casos, la distribución de los datos, es igual a la descrita para la figura 21.

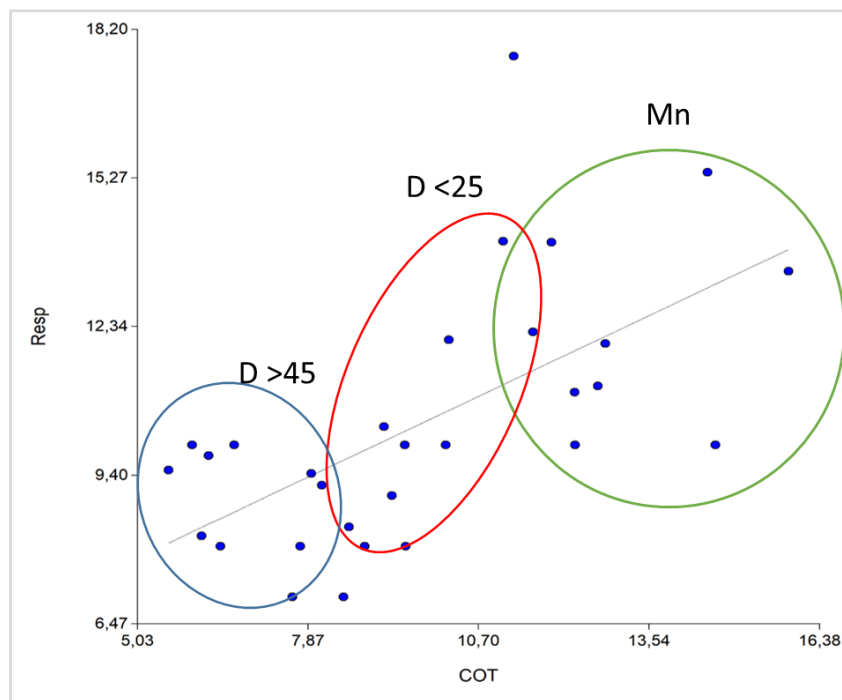


Figura 22: Relación funcional entre la Res y el COT.

Modelo 2: $Resp (C-CO_2 \text{ g suelo}^{-1}) = 4,94 + 0,56 * COT (\%)$ $p < 0,0003$; $R^2 = 39\%$

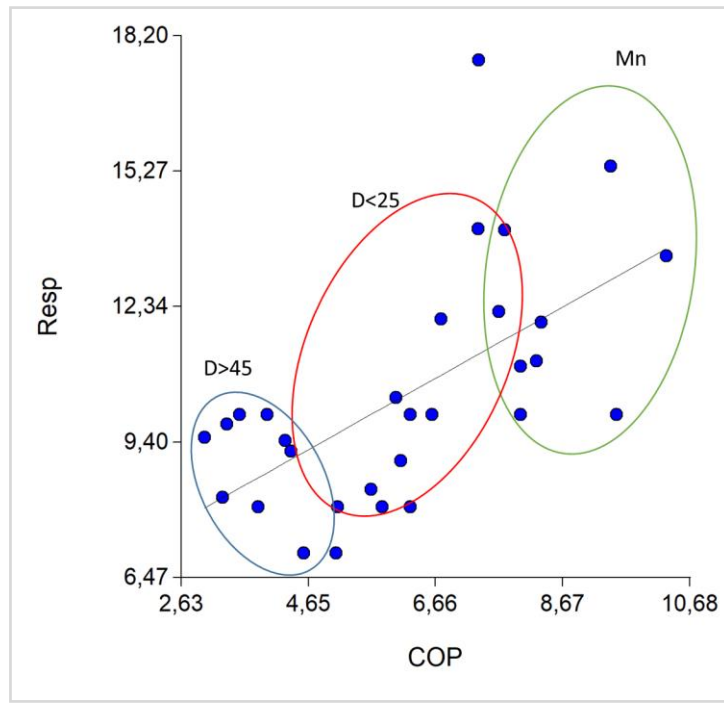


Figura 23: Relación funcional entre la Res y el COP.
Modelo 3: $Resp (C-CO_2 \text{ g suelo}^{-1}) = 5,67 + 0,77 * COP (\%)$; $p < 0,0003$; $R^2 = 38\%$

4. CONSIDERACIONES FINALES

A partir de los resultados obtenidos e interpretados en este estudio se puede aceptar la hipótesis propuesta, que planteaba que *el desmonte con fines agrícolas provoca una disminución de la calidad de los suelos; y sus efectos se vieron reflejados en la actividad biológica y en su interacción con las propiedades físicas y químicas del suelo.*

Del análisis de los resultados obtenidos de los diferentes sitios estudiados podemos decir que:

- La mayoría de las variables edáficas analizadas presentaron modificaciones en sus valores.
- De los dos sitios comparados con el monte nativo, el desmonte de 25 años de antigüedad resultó el menos deteriorado desde el punto de vista edáfico. El desmonte de 45 años presentó una pérdida significativa del contenido de CO que conduce a una degradación del suelo.
- El Índice Estructural es un indicador confiable y expeditivo, que permitió conocer el estado de la calidad física del suelo de acuerdo a su manejo. Los suelos con un desmonte de mayor antigüedad ($D > 45$), y con años bajo manejo agrícola-ganadero, manifestaron una disminución del contenido de materia orgánica en relación con la textura, respecto de los suelos con menos años de extracción de la cobertura vegetal y del tratamiento de referencia. Esta reducción del IE se atribuyó al efecto del manejo del suelo bajo uso agrícola y a los años transcurridos del desmonte. El aumento de los datos en sucesivos muestreos permitiría

ajustar las relaciones entre materia orgánica y la fracción arcilla+limo, para lograr una mejor predicción cuando se utiliza al IE como predictor.

- Las comunidades microbianas son afectadas por la actividad agrícola, y ésta repercusión es mayor en las zonas áridas y semiáridas. Los años de desmonte y manejo del suelo en este caso en particular muestran que la recuperación de estos agroecosistemas sería muy difícil de alcanzar.
- Para los ambientes intervenidos por el uso antrópico, como los estudiados en el presente trabajo, bajo las condiciones agroclimáticas de la zona en estudio no se podría hablar de resiliencia del suelo.

La actividad microbiológica del suelo es responsable, junto con otros factores intrínsecos y extrínsecos, de la evolución y cambio, en parámetros considerados esenciales, a la hora de describir un perfil. Sin embargo, las exploraciones bibliográficas demuestran que son pocas las generalizaciones que se pueden extraer de los estudios realizados, y que, en muchos casos, las conclusiones son contradictorias.

La actividad microbiológica del suelo influye en la dinámica edáfica y es influenciada por ella, y por eso debe ser considerada al planificar las pautas de manejo a aplicar.

A partir del ACP se puede determinar que el COT, el COP, la MOS y la Resp constituyen los mejores indicadores de calidad para los suelos evaluados. Con los resultados obtenidos, en función de la correlación y relación existente entre algunas de las variables estudiadas, se postula que es posible definir un set mínimo de indicadores con posibilidades de evaluar el impacto del desmonte

sobre la calidad de estos suelos. En este conjunto se deben incluir: COT, COP, IE y Resp.

Los procesos de degradación se agudizan con los años transcurridos desde la extracción de la cubierta vegetal natural y la agricultura realizada. Por ende, los procesos de degradación son mayores que en los suelos con un desmonte reciente. A partir de ello, se verá afectada su resiliencia y posterior sustentabilidad, poniendo en riesgo el equilibrio de los agroecosistemas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Abril A. 2003. ¿Son los microorganismos edáficos buenos indicadores de impacto productivo en los ecosistemas? *Ecología Austral* 13:195-204.
- Acosta Martínez V.; Mikha M. & Vigi M. I. 2007. Microbial communities and enzyme activities in soils under alternative crop rotations compared to wheat-fallow for the Central Great Plains. *App. Soil Ecol.*, 37: 41-52
- Albanesi A.; A. Anríquez & Polo Sánchez A. 2001. Efectos de la agricultura convencional sobre algunas formas del nitrógeno en una toposecuencia de la región chaqueña, Argentina. *Agriscientia*, Vol. XVIII: 3-11.
- Alef K. & Nannipieri, P., 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London.
- Alvear M; Rosas A.; Rouanet JL. & Borie F. 2005. Effects of three soil tillage systems on some biological activities in Ultisol from Southern Chile. *Soil Tillage Research*, 82: 195-202.
- Alvear M; Pino M.; Castillo C.; Trasar-Cepeda C. & Gil-Sotres F. (2006). Efecto de la cero labranza sobre algunas actividades biológicas en un alfisol del sur de Chile. *Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 6 (2): 38-53.
- Arturi M. F. 2006. Situación Ambiental en la Ecorregión Espinal: 241-246. En: A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.) *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. 587 pp.
- Ashman M. 2003. Are the links between soil aggregate size class, soil organic matter and respiration rate artefacts of the fractionation procedure? *Soil Biology and Biochemistry* 35:435-444.
- Ashman M.; Hallett P.; Brookes P. & Allen J. 2009. Evaluating soil stabilisation by biological processes using stepwise aggregate fractionation. *Soil Till Res* 102:209-215.
- Bandick A. & Dick R.P., 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology & Biochemistry* 31, 1471-1479.

- Banegas N. 2014. Calidad y salud del suelo: cátedra de edafología Facultad de agronomía y zootecnia. Universidad nacional de Tucumán (en línea) consultado 10 junio 2020. Disponible en <http://www.edafologia.com.ar>.
- Bending G. D., Turner M.K, Rayns F., Marx M.C. & Wood M. 2004. Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management regimes. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 1785-1792
- Bastida F; Moreno J.L.; Hernández T. & García C. 2006. Microbiological degradation index of soils in semiarid climate. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 3463-3473.
- Black H.; Bellamy P.; Creamer R.; Elston D.; Emmett B.; Frogbrook Z.; Hudson G.; Jordan C.; Lark M.; Lilly A.; Marchant B.; Plum S.; Potts J.; Reynolds B.; Thompson R. & Booth P.. 2008. Design and operation of a UK soil monitoring network. Science Report-SC 060073. Published by the Environment Agency. UK. ISBN: 978-1-84432-936-6. 218 pp
- Blake G.R. & Hartge K.H. 1986. Bulk Density. En: A. Klute (Ed.). *Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods: Agronomy Monograph No. 9* (2nd edn), pp. 363-375.
- Bolinder M.A.; Angers D.A.; Gregorich E.G. & Carter M.R. 1999. The response of soil quality indicators to conservation management. *Can. J. Soil Sci.*, 79: 37-45
- Bouyoucos GJ. 1965. Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analysis of Soils. *Agron. J.* 54: 464-465.
- Bran D.E.; Cecchi G.A.; Gaitán J.J.; Ayesa, J. A. & López, C.R. 2007. Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología austral*, 17(1), 123-131.
- Bran D. 1992. *Regiones Ecológicas de la Patagonia y sus Principales Formaciones Vegetales. Primer Curso de Planificación Integral de Campos. Tomo I: Recursos Naturales.* INTA EEA Bariloche.
- Bravo O; Piñeiro A.; Amiotti N. & Zalba P. 2010. Indicadores de calidad en suelos agrícolas de la Pampa Austral: influencia de la granulometría.

- XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario, Argentina.
- Bremner J.M. & Mulvaney C.S. 1982. Nitrogen-Total. In: Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R. Eds., American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, 595-624.
- Brogan J.; Crowe M. & Carty G. 2002. Developing a soil protection strategy for Ireland. Environmental Protection Agency. Ireland. ISBN: 1-84095-092-7. 56 pp.
- Cabrera A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. 2° ed. Enc. Arg. Agricultura y Jardinería. Ed. ACME, S.A.I.C., Buenos Aires.
- Cambardella C.A. & Elliott E.T. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 777-783.
- Campbell CA; Paul E.A. & Mc Gill. 1976. Effect of cultivation and cropping on the amounts and forms of soil N. En: WA Rice (Ed.). Proc. Western Can. Nitrogen Symp. Alberta, Canada. p 9-101.
- Caravaca, F., Masciandaro, G. & Ceccanti, B., 2002. Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. Soil & Tillage Research 68: 23-30.
- Casas R. & Albarracín G. (Eds). 2015. El deterioro del suelo y del ambiente en Argentina. Tomo I y II. Ed. Centro para la Promoción de la Conservación del Suelo y del Agua (PROSA). Buenos Aires, Argentina.
- Casas R. 2011. Los Procesos de Degradación y la Conservación de suelos en la República Argentina.
www.rmateriales.com.ar/index.php?option=com_content&view=article&id=203:s-procesos-dedegradacion-y-la-conservacion-de-suelos&catid=38:n4&Itemid=65.
- Casida L.E. Jr. 197). Microbial metabolic activity in soil as measured by dehydrogenase determinations. Appl. Environ. Microbiol. 34: 630-636.
- Cotrufo M.F.; Wallenstein M.D.; Boot C.M.; Deneff K. & Paul E. 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? *Glob Chang Biol* 19:988–995. doi: 10. 1111/gcb.12113.

de Figueiredo C.C.; Resck D.V.S. & Carneiro M.A.C. 2010. Labile and stable fractions of soil organic matter under management systems and native cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 34, 907–916.

Di Rienzo J.Á.; Casanoves F.; Balzarini M.G.; Gonzalez L.; Tablada M. & Robledo C.W. 2013. *InfoStat*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Dick, R.P., 1994. *Soil Enzyme Activities as Indicators of Soil Quality. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA, pp 107-124.

Dick R.P., Breakwell D.P. & Turco R.F. 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: *Methods for Assessing Soil Quality*, vol. 9. Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI pp. 9-17.

Dick W. A., 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: Pankhurst, C. E., Doube, B. M., Gupta, V. V. S. R. (Eds.), *Biological indicators of soil health*. CAB International, Wallingford, pp. 121-156.

Dkhar M.; Dkhar M. S. & Tynsong H. 2012. Microbial activities and nutrients dynamics in sacred forest of Meghalaya. *Indian J. Innovations Dev.*, 1 (3): 175-185.

Doran J.W. & Parkin T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, JW et al. (Eds.). *Defining soil quality for A sustainable environment*. SSSA: ASA, Madison, pp. 3–21.

Duval M.E.; Galantini J.A. & Iglesias J.O.; Canelo S.; Martínez J.M. y Wall L.. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* 131: 11-19.

Duval M.E.; De Sá Pereira E.; Iglesias J.O. & Galantini J.A. 2014. Efecto de uso y manejo del suelo sobre las fracciones de carbono orgánico en un argiudol. *Ci. Suelo* 32(1), 105- 115.

- Ferreras L.A.; Toresani S.; Bonel B.; Fernández E.; Bacigaluppo S.; Faggioli V. & Beltrán C. 2009. Parámetros químicos y biológicos como Indicadores de Calidad del suelo en diferentes manejos. *Ci. Suelo* 27(1): 103-114.
- Filip Z. K. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agronomy Ecosystem Environmental*. 88: 169-174.
- Folke C.; Carpenter S.; Elmqvist T.; Gunderson L.; Holling C.S. & Walker B. 2002. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. *Ambio*. 2002 Aug: 31(5):437-40. doi: 10.1579/0044-7447-31.5.437. PMID: 12374053.
- Gaitán J.J., López C.R. & Bran D.E. 2009. Efectos del pastoreo sobre el suelo y la vegetación en la Estepa Patagónica. *Ciencia del Suelo*, 25, 53-63.
- Galantini J.A.; Rosell R.A. & Iglesias J.O. 1994. Determinación de materia orgánica empleando el método de Walkley & Black en fracciones granulométricas del suelo. *Ci Suelo (Argentina)* 12: 81-83.
- Galantini J.A.; Rosell R.A.; Brunetti G. & Senesi N. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ci. Suelo* 20(1): 17-26.
- Galantini J.A. & Suñer L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia* 25(1), 41-55.
- García C.; Hernández T. & Costa F. 1997. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Communications in Soil Sci. Plant Analysis* 28: 123-134.
- García C.; Gil F.; Hernández T. & Trasar C. 2003. Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos: Medida de Actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana. Mundi-Prensa, 372 pp.
- García Orenes F.; Guerrero C.; Roldán, A.; Mataix-Solera, J.; Cerdà, A., Campoy, M., Zornoza, R., Bárcenas, G. & Caravaca. F. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research*. 109 (2): 110-115. DOI: 10.1016/j.still.2010.05.005.

- Geyer K.M.; Kyker-Snowman E.; Grandy A.S. & Frey S.D. 2016. Microbial carbon use efficiency: accounting for population, community, and ecosystem-scale controls over the fate of metabolized organic matter. *Biogeochemistry* 127(2–3):173–88.
- Godagnone R. E. & Bran D. E. (Eds.). 2009. Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de Río Negro. Geología, hidrogeología, geomorfología, suelos, vegetación y fauna. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Gómez Sal, A. 2001. Aspectos ecológicos de los sistemas agrícolas. Las dimensiones del desarrollo. En: Labrador, J. y Altieri, M.A. (Eds.) *Agroecología y Desarrollo*. Mundi Prensa. 83-119
- Goodland R. & Daly H. 1996. Environmental sustainability: universal and non-negotiable. *Ecological Applications*, 6: 1002-1017.
- Griffith D.; Mannering J. & Box E. 1986. Soil and moisture management with reduce tillage. En: Sprague M & G Triplett (Eds.). *No tillage and surface-tillage agriculture*. J. Wiley Sons. New York. 467 pp.
- Guidi E.; Lini R. & Baffoni J.C. 2009. Nota diario Río Negro del 16 de marzo del 2009.
- Herrick J.E. 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management? Elsevier Science B.V; *Applied Soil Ecology* 15, 75–83.
- Hevia G.G.; Buschiazzo D.E.; Hepper E.N.; Urioste A.M. & Antón E.L. 2003. Organic matter in size fractions of soils of the semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. *Geoderma* 116, 265-277.
- Iglesias J.O.; Vallejos A.; Galantini J.A.; Bondia P. & Kleine C. 2014. Efecto del tránsito sobre algunas propiedades edáficas en dos sistemas de labranza. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, Argentina.
- Imaz M.J.; Virto I.; Bescansa P.; Enrique A.; Fernández-Ugalde O. & Karlen D. 2010. Soil quality indicator response to tillage and residue management on semi-arid mediterranean cropland. *Soil and Tillage Research*. 7(1): 17-25

- Karlen D.L.; Mausbach M.J; Doran J.W.; Cline R.G.; Harris R.F. & Schuman G.E. 1997. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:4-10.
- Kennedy A.C. & Papendick R.I. 1995. Microbial characteristics of soil quality. *Journal of Soil and Water Conservation*, 6:243-248.
- Krüger H.R.; Venanzi S. & Galantini J.A. 2004. Rotación y cambios en las propiedades químicas de un Hapludol típico del sudoeste bonaerense bajo labranza. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Krüger H.R. 1996. Sistemas de labranza y variación de propiedades químicas en un Haplustol éntico. *Ci. Suelo* 14 (1):53-55.
- Kutsch W.L; Bahn M. & Heinemeyer A. 2010. *Soil Carbon Dynamics: An Integrated Methodology*. DOI: 10.1017/CBO9780511711794. ISBN: 9780511711794. Cambridge University Press.
- LADA/FAO. 2011. Evaluación de la Desertificación en Argentina: Resultados del Proyecto LADA/FAO. FAO/SayDS, Buenos Aires. 481 p. ISBN: 9789253069781.
- Laishram J.; Saxena K.G; Maikhuri R.K. & Rao, K.S. 2012. Soil quality and soil health: A review. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 38 (1): 19-37.
- Lal R. 1997. Degradation and resilience of soils. *Phil Trans R Soc Lond B* 352: 997-1010.
- Lambers H.; Chapin F.S. & Pons T.L. 1998. *Plant Physiological Ecology*. SpringerVerlag, New York, NY, US. pp. 197-198.
- León R.J.C.; Bran D.; Collantes M.; Paruelo J.M. & Soriano A. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecologia Austral*, 8: 125-144.
- Lini R. M. 2008 Evaluación del Avance del Desmonte para Uso Agrícola en el Noreste Rionegrino, Mediante la Utilización de Sistemas de Información Geográfica". I Jornadas de Investigación y Extensión de la Zona Atlántica. Centro Universitario Regional Zona Atlántica. Universidad

Nacional del Comahue.

Liu W.X.; Xu Z. & Wan S.Q. 2007. Responses of microbial biomass and respiration of soil to topography, burning, and nitrogen fertilization in a temperate steppe. *Biology and Fertility of Soils* 44 (2): 259-268.

Lobartini J.C.; Puricelli C.; Krüger H.R. & Rodríguez R. 1998. Relación entre el uso y la degradación química en cuatro Molisoles de la Región Pampeana Subhúmeda/Semiárida. XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Córdoba, Argentina.

Lorenz K.; Lal R. & Knut E. 2019. Soil organic carbon stock as an indicator for monitoring land and soil degradation in relation to United Nations' Sustainable Development Goals. <https://doi.org/10.1002/ldr.3270>. The Ohio State University, Coffey Road, Columbus, OH, USA.

Marinari S.; Mancinelli R.; Campiglia E. & Grego S. 2006. Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming system in Central Italy. *Ecol. Indicators*, 6: 701-711.

Martínez J.M. 2015. Eficiencia de uso y balance de nitrógeno en sistemas con trigo del sur bonaerense: dinámica en el suelo y nutrición del cultivo. Tesis Doctoral en Agronomía. Universidad Nacional del Sur. Argentina.

Miglierina A.M.; Iglesia J.O.; Landriscini M.R.; Galantini J.A. & Rosell R.A. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil Till. Res.* 53(2), 129-135.

Miñon D. & Lini R. 2009. El Impacto del desmonte en el NE de la Provincia de Río Negro: Evaluación de sus efectos en la productividad de suelos, vegetación y cultivos y alternativas tecnológicas para sistemas de producción sustentables (Proyecto No Desmonte). Estación Experimental INTA – Ministerio de la Producción Dirección de Bosques. Río Negro.

Nannipieri P.; Ceccanti B.; Bianchi D. & Bonmatí M. 1985. Fractionation of hydrolase-humus complexes by gel chromatography. *Biol. Fert. Soils* 1: 25-29.

Nannipieri P.; Sequi P. & Fusi P. 1996. Humus and enzyme activity. In: Piccolo A

- (Ed.), *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Elsevier, New York, pp. 293-328.
- Oosterheld M.; Loreti J.; Semmartin M. & Paruelo J.M. 1999. Grazing, fire and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. In: L., Walker (Eds), *Ecosystems of Disturbed Ground*. Oxford: Elsevier Science. Olf, H., and Ritchie, M.E. 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Science*, 13, 261–265.
- Olsen S.R.; Cole, C.V.; Watanabe, F.S. & Dean, L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. Department of Agriculture, EE.UU. Cir. No.939.
- Osinaga N.; Castro J.E.; Alvarez C.R. & Taboada M.A. 2014 ¿Cómo influye la agriculturización sobre la calidad edáfica en el Chaco Subhúmedo? XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, Argentina.
- Pankhurst C.E.; Hawke B.G.; McDonald H.J.; Kirkby C.A. & Buckerfield J.C. 1995. Evaluation of soil biological properties as potential bioindicators of soil health. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 35:1015-1028.
- Papendick R.I., & Parr J.F. 1992. Soil Quality: The key to a Sustainable Agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture*. 7: 2-3.
- Pezzola A. & Winschel C. 2004. Estudio Multitemporal de la Degradación del Monte Nativo en el Partido de Patagones – Buenos Aires. INTA EEA H. Ascasubi: 9 pág.
- Pieri C. 1995. Long-term soil management experiments in semi-arid Francophone Africa. En: Lal, R. y B. Steward (Eds.). *Soil Management: experimental basis for sustainability and environmental quality*. Lewis Publishers-CRC. FL, USA. 266 pp.
- Quiroga A.; Funaro D.; Noellemeyer E. & Peinemann N. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 90, 63-68.
- Quiroga, A.R.; Buschiazzo D.E. & Peinemann N. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the semiarid Argentinean Pampas. *Soil Sci.* 161, 104-108.

- Quiroga, A.R.; Buschiazzo D.E. & Peinemann N. 1999. Soil compaction as related to management practices in the semi-arid Argentine pampas. *Soil Till. Res.* 52, 21-28.
- Quiroga A. & Bono A. 2012. Materia orgánica de suelo. En “Manual de fertilidad y evaluación de suelos”, Eds: Quiroga, A y Bono, A. Ed. INTA. EEA INTA Anguil. 26-38.
- SAGyP - Consejo Federal Agropecuario. 1995. Deterioro de las tierras en la República Argentina: alerta amarillo. SAG y P. Buenos Aires, 287 pp.
- Sanders D.W. 1992. International activities in assessing and monitoring soil degradation. *Am. J. Alternative Agric.* 7, 17-24.
- Sankaran N. M.; Hanan N. P.; Scholes R. J.; Ratnam J.; Augustine D. J. & Cade B. S. 2005. Determinants of woody cover in African savannas. *Nature*, 438:846-849.
- Sanzano G.A.; Corbella R.D.; García J.R. & Fadda G.S. 2005. Degradación física y química de un Haplustol típico bajo distintos sistemas de manejo de suelo. *Ci. Suelo* 23 (1): 93- 100.
- Sharma, K.L., Mandal,U.K, Srinivas, K., Vittal, K.P.R., Mandal, B., Grace, J.K, & Ramesh,V., 2005. Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. *Soil & Tillage Research* 83: 246-259.
- Schnürer J. & Rosswall T. 1982 Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied environment microbiology*, 43:1256-1261.
- Schlöter, M., Dilly, O. & Munich, J.C. 2003. Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 255-262.
- Shukla M.K.; Lal R. & Ebinger M. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil Till. Res.* 87, 194–204.
- Silenzi J.C; Echeverría N.E; Vallejos A.G; Bouza M & De Lucía M. 2010. Evaluación de la densidad aparente y penetrometría en un suelo abonado con cáscara de girasol y/o barro de maltería en condiciones de campo. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, Argentina.

- Six J.; Callewaer P.; Lenders S.; De Gryze S.; Morris S.J; Gregorich E.G.; Paul E.A. & Paustian K. 2002 a. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1981-1987.
- Six, J.; Conant R.T.; Paul E.A. & Pustian K. 2002 b. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241: 155–176.
- Soil Survey Staff. *Keys to Soil Taxonomy*. 2006. 10th Edition. Washington, DC: Natural Resource Conservation Service. USDA. 328 p.
- Stocking, M. & Murnaghan, N. 2003. *Manual para la Evaluación de Campo de la Degradación de la Tierra*. C.Padilla y J.Albaladejo (eds.). Mundi-Prensa. ISBN 84-8476-114-2.
- Suñer, L.G.; Galantini J.A. & Rosell R.A. 2005. Cambios del fósforo en suelos bajo diferentes rotaciones de cultivos. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur INPOFOS N°25*.
- Tan K. H. 1996. *Soil sampling, preparation and analysis*. Marcel Dekker Inc. (Ed.). New York (407pp).
- Torres Robles S.S.; Arturi M.F.; Contreras C.; Peter G. & Zeberio J.M. 2015. Variaciones geográficas de la estructura y composición de la vegetación leñosa en el límite entre el Espinal y el Monte en el Noreste de la Patagonia (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 50 (2): 209-215.
- Trasar-Cepeda C.; Leiros M.; Seoane S. & Gil-Sotres F. 2008. Biochemical properties of acid soils under crop rotation. *Appl. Soil Ecol.*, 39: 133-143.
- Urioste A.; Buschiazzo D.E.; Hevia G.G.; Hepper E.N.; Ferramolas L. & Bono A. 2002. Distribución de carbono orgánico, nitrógeno total y fracciones de fósforo en la capa arable de suelos de la región semiárida pampeana central. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, Argentina.
- Utobo E.B. & Tewari L. 2015. Soil enzymes as bioindicators of soil ecosystem status. *Applied Ecology and Environmental Research* 13(1):147–69.
- Vanzoline J.; Zubiaga L.; Storniolo R.; Dunel L.; Ombrosi D.; Cuello S.; Álvarez

- C. & Quiroga A. 2015. Evaluación expeditiva del estado de la calidad de suelos con manejo agrícola en el área de secano del Partido de Villarino. *Ciencia del suelo*. Pp. 6.
- Venanzi S.; Galantini J.A. & Krüger H.R. 2004. Pastoreo en siembra directa y crecimiento de soja. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, Entre Ríos.
- Viglizzo E.F. & Jobbágy E. 2010. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Ediciones INTA. 99 pp.
- Von Mersi W. & Schinner F. 1991. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with idonitrotetrazolium chloride. *Biology and Fertility of Soils*. 11: 216-220.
- Walkley A. & Black I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci*. 37:29–38.
- Wang G. & Post W. 2012. A theoretical reassessment of microbial maintenance and implications for microbial ecology modeling. *FEMS Microbiology Ecology* 81:610-7
- Wilson M.G. 2017. Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina - 1a ed. Entre Ríos: Ediciones INTA, 2017. Libro digital, PDF Archivo Digital: descarga y online ISBN 978-987-521-826-0.
- Zeberio J. M. 2012. Avance de la frontera agropecuaria en el noreste patagónico y sus consecuencias en los procesos de desertificación y pérdida de biodiversidad. En: Dos Santos y Torres Sanchez (Ed.) *Ciencia y tecnología ambiental. Un enfoque integrador*. Asociación Argentina para el progreso de la ciencia. Buenos Aires. 216-221.
- Zilio J. 2015. Aspectos de calidad de suelos representativos del sur de la provincia de Buenos Aires y efectos de la actividad agropecuaria sobre la misma. Tesis de magíster en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur. Argentina.
- Zimmerman R. & Kardos L. 1961. Effect of bulk density on root growth. *Soil Sci*.

91 280-288.

Zornoza R.; Guerrero C.; Mataix-Solera J.; Arcenegui V.; García-Orenes & Mataix-Beneyto J. 2006. Assessing air-drying and rewetting pre-treatment effect on some soil enzyme activities under Mediterranean conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 38:2125–2134.