



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTOR EN AGRONOMÍA

**SELECCIÓN DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD
RELACIONADOS CON LA EROSIÓN EÓLICA PARA LA
REGIÓN SEMIÁRIDA CENTRAL ARGENTINA (RSCA).**

Juan Cruz Colazo

BAHIA BLANCA

ARGENTINA

2012

PREFACIO.

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Agronomía, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Departamento de Agronomía y de la Facultad de Agronomía (UNLPam) durante el período comprendido entre el año 2005 y el año 2012, bajo la dirección del Dr. Daniel Eduardo Buschiazzo.



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

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

AGRADECIMIENTOS.

Las siguientes personas e instituciones colaboraron e hicieron posible este trabajo:

Mi más sincero agradecimiento al Dr. Daniel Eduardo Buschiazzo por su dirección, enseñanzas, consejos e ideas aportadas.

Agradezco a las siguientes personas que me asistieron con los trabajos de laboratorio en la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de La Pampa (FA-UNLPam): señores Abel Parodi y Enrique Weigun. También deseo agradecer a: Laura de Oro, Juan E. Panebianco, Mariano Méndez, Silvia Aimar y Juan de Dios Herrero, con quienes compartí trabajos de campo, cursos, eventos científicos y discusiones que favorecieron el desarrollo del siguiente trabajo.

Agradezco a la FA-UNLPam por facilitarme los instrumentos para desempeñar mi trabajo, a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (Proyecto REDESAR) por financiar este estudio en una primera etapa, y al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), en particular al director del centro regional La Pampa – San Luis, Dr. Ricardo Thornton, por brindarme la oportunidad de continuar estos estudios en el INTA San Luis.

Finalmente quiero agradecer muy especialmente a mi familia: madre padre y hermanos, por el estímulo y apoyo permanente que me brindaron, haciendo posible la concreción de esta tesis, y en particular a mí esposa Jimena por su compañía, tolerancia y consideración.

Este trabajo esta dedicado a todos mis seres queridos, los que hoy están conmigo y también aquellos que me cuidan desde el cielo.

INDICE TEMATICO.

PREFACIO.	ii
AGRADECIMIENTOS.	iii
ÍNDICE TEMATICO.	iv
ÍNDICE DE TABLAS.	viii
ÍNDICE DE FIGURAS.	ix
ÍNDICE DE ANEXOS.	xv
RESUMEN.	xvii
SUMMARY.	xix
1. INTRODUCCIÓN.	1
1.1. Sustentabilidad.	1
1.2. Indicadores de sustentabilidad de suelos.	2
1.3. Erosión eólica: un proceso de degradación irreversible de los suelos en ambientes secos.	5
1.4. El proceso de la erosión eólica. Mecanismos y aspectos básicos.	8
1.4.1. Inicio.	8
1.4.2. Transporte.	10
1.4.2.1. Saltación.	11
1.4.2.2. Rodadura.	12
1.4.2.3. Suspensión.	13
1.4.3. Abrasión.	14
1.4.4. Selección.	14
1.4.5. Sedimentación.	15
1.5. Fracción erosionable por el viento y estabilidad estructural en	

seco como indicadores de la susceptibilidad a la erosión eólica.	15
1.6. Cuantificación del estado de degradación por erosión eólica utilizando características morfológicas.	20
1.7. Cuantificación del estado de degradación de los suelos por selección de partículas.	23
1.7.1. Selección de partículas granulométricas y agregados.	23
1.7.2. Pérdida diferencial de nutrientes asociada a erosión eólica.	27
1.8. Objetivo general.	30
1.9. Objetivos específicos.	30
2. MATERIALES Y MÉTODOS.	32
2.1. Área de estudio.	32
2.2. Diseño experimental para validar las hipótesis 1, 2 y 3.	33
2.3. Metodologías para validar la hipótesis 1.	35
2.4. Metodologías para validar la hipótesis 2.	39
2.5. Metodologías para validar la hipótesis 3.	40
2.6. Metodologías para validar la hipótesis 4.	42
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	47
3.1. Resultados obtenidos para validar la hipótesis 1.	47
3.1.1. Fracción erosionable (FE).	47
3.1.2. Estabilidad estructural en seco (EES).	50
3.1.3. Relación de FE y EES con propiedades de suelo seleccionadas.	52
3.2. Resultados obtenidos para validar la hipótesis 2.	61
3.2.1. Espesor del horizonte A en función del manejo.	61
3.2.2. Relación entre la pérdida de espesor del horizonte A y la	

textura inicial de los suelos.	62
3.2.3. Profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario en función del manejo.	64
3.2.4. Relación entre el cambio en la profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario y el cambio en la textura y el espesor del horizonte A.	66
3.3. Resultados obtenidos para validar la hipótesis 3.	70
3.3.1. Distribución de tamaño de partículas con dispersión total.	70
3.3.1.1. Limo + Arcilla.	70
3.3.1.2. Arcilla.	74
3.3.1.3. Limo.	76
3.3.1.4. Arenas.	78
3.3.2. Distribución de partículas con dispersión mínima en suelos de textura contrastantes.	80
3.3.3. Relación de la distribución de tamaño de partículas entre suelos con dispersión mínima y total en suelos de textura contrastantes.	82
3.3.4. Discusión.	84
3.4. Resultados obtenidos para validar la hipótesis 4.	87
3.4.1. Concentración de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) en el sedimento erosionado.	87
3.4.2. Flujo horizontal de masa de carbono orgánico (q_{CO}), nitrógeno total (q_{NT}) y fósforo total (q_{PT}).	89
3.4.3. Tasa relativa de enriquecimiento (TRE).	91
3.4.4. Cambio en la concentración de CO, NT y PT luego de la	

simulación de un evento erosivo.	94
3.4.5. Discusión.	96
4. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES.	99
4.1. Discusión General.	99
4.2. Conclusiones.	107
4.3. Recomendaciones prácticas.	109
4.4. Recomendaciones metodológicas y futuras líneas de investigación.	109
5. BIBLIOGRAFÍA.	111
6. ANEXOS.	132

INDICE DE TABLAS.

1. Valores medios de arcilla, limo, carbono orgánico (CO), aluminio (Al) y hierro (Fe) extraídos con oxalato en cada suelo, (n=3). C=Cultivado, SC= Sin Cultivar. Entre paréntesis se indica el desvío estándar. 36
2. Relación entre la proporción de partículas obtenidas con dispersión mínima y total ($DTP_{MIN / T}$), en suelos cultivados (C) y sin cultivar (SC) en tres sitios de texturas contrastantes. (P indica el nivel de probabilidad de la prueba t entre manejos. Entre paréntesis se muestra el desvío estándar, n=3). 83
3. Pérdida de suelo (Q); flujo de masa horizontal: total (q), de carbono orgánico (q CO), de nitrógeno total (q T) y de fósforo total (q PT); en función de la velocidad (V) y la duración de los eventos simulados (D). n = 3. 90

INDICE DE FIGURAS.

1. Concepción jerárquica de los sistemas en la agricultura.
Adaptado de Lowrande et al. (1986). 2
2. Clasificación de los procesos de degradación de suelos.
Adaptado de Lal & Stewart (1990). 4
3. Representación de los efectos de la temperatura y las precipitaciones en la dificultad para el desarrollo de agro ecosistemas sustentables en regiones semiáridas. Adaptado de Stewart & Robinson (1997). 4
4. Distribución espacial de áreas susceptibles a actividad eólica.
Tomado de Busacca & Chandler (2006). 6
5. Distribución espacial de la erosión eólica potencial media anual en la República Argentina utilizando datos climáticos de la serie 1950-2000. Adaptado de Colazo et al. (2008b). 7
6. Fuerzas actuantes sobre una partícula apoyada en una superficie bajo la influencia de una corriente de aire: F_s = fuerza de succión, F_d = fuerza de arrastre del viento, F_g = fuerza de la gravedad, F_c = fuerza de cohesión entre partículas; r_s , r_d y r_g son momentos asociados a las fuerzas.
Tomado de Shao (2008). 9
7. Modos de transporte eólico de partículas. 10
8. Fuentes de partículas en suspensión durante un evento de erosión eólica. Adaptado de Mirzamostafa et al. (1998). 13
9. Estabilidad estructural en seco en función del contenido de materia orgánica (MO). Tomado de Buschiazzo (2006). 17

10. Ubicación de los sitios de muestreo. Pares de suelos se refiere a los sitios utilizados para validar las hipótesis 1,2 y 3, mientras que Túnel de viento se refiere al sitio utilizado para validar la hipótesis 4. Las unidades cartográficas fueron extraídas de INTA (2000).	32
11. Textura superficial de los suelos estudiados. (■) Sin cultivar (n=42), (●) Cultivado (n=42).	34
12. Vista del sitio 13 donde se aprecian ambos tratamientos: C (cultivado) y sin cultivar (SC).	35
13. Vista lateral de un tamiz rotativo.	37
14. Elementos utilizados para la determinación de la profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario.	40
15. Vista frontal del túnel de viento portátil utilizado en este estudio.	43
16. Fracción erosionable (FE) de cada grupo de suelos y manejo. C = Cultivado y SC = Sin cultivar. Las barras representan el desvío estándar.	48
17. Estabilidad estructural en seco (EES) en cada grupo de suelos y manejo. C = Cultivado y SC = Sin cultivar. Las barras representan el desvío estándar.	50
18. Relaciones entre la fracción erosionable por el viento (FE) y a) el contenido de carbono orgánico (CO), b) arcilla, c) óxidos de aluminio amorfos (Al _o), d) óxidos de hierro amorfos (Fe _o), e) carbonato de calcio (CaCO ₃) y f) cociente entre el contenido de arena total y arcilla (Arena/Arcilla). Las barras	

indican el desvío estándar (n=3).	55
19. Relaciones entre la estabilidad estructural en seco (EES) y a) el contenido de carbono orgánico (CO), b) arcilla, c) óxidos de aluminio amorfos (Al _o), d) óxidos de hierro amorfos (Fe _o), e) carbonato de calcio (CaCO ₃) y f) cociente entre el contenido de arena total y arcilla (Arena/Arcilla). Las barras indican el desvío estándar (n=3).	57
20. Espesor del horizonte A en suelos adyacentes: Cultivado (C) y sin cultivar (SC), en catorce sitios de estudio.	61
21. Espesor del horizonte A de suelos sin cultivar (SC) y cultivados (C) en función del contenido de arena total en los primeros 20 cm.	63
22. Diferencia de espesor del horizonte A entre suelos sin cultivar y cultivados en cada uno de los sitios de estudio, en función del contenido de arena total del suelo sin cultivar (Arena SC) en los primeros 20 cm.	64
23. Profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario (CaCO ₃) en suelos adyacentes: Cultivado (C) y sin cultivar (SC) en catorce sitios de estudio. n.d. = No detectado en los primeros 100 cm.	65
24. Diferencia entre la profundidad de acumulación de carbonato secundario entre suelos sin cultivar y cultivados (Profundidad CaCO ₃ _{SC-C}) en función de la diferencia en el contenido de arenas del horizonte superficial entre suelos sin cultivar y cultivados (Arenas _{SC-C}).	66

25. Diferencia entre la profundidad de acumulación de carbonato secundario entre suelos sin cultivar y cultivados (Profundidad $\text{CaCO}_3_{\text{SC-C}}$) y la diferencia en el espesor del horizonte A entre suelos sin cultivar y cultivados (Horizonte A $_{\text{SC-C}}$). 67
26. Proporción de a) Limo + arcilla, b) arcilla, c) limo, d) arena muy fina I, e) arena muy fina II, y f) Arenas medias, gruesas y muy gruesas ($> 250 \mu\text{m}$) en suelos cultivados (C) y sin cultivar (SC), en los primeros 20 cm de espesor en los distintos sitios de estudio. Las barras indican el desvío estándar ($n=3$). 71
27. Variación del índice $L+A_{\text{C/SC}}$ (cociente entre el contenido de limo + arcilla en el suelo cultivado y sin cultivar) en función del contenido de arena total en el suelo sin cultivar (Arena SC) en los primeros 20 cm de espesor. 72
28. Variación del índice $L+A_{\text{C/SC}}$ (cociente entre el contenido de limo + arcilla en el suelo cultivado y sin cultivar) en función del cociente entre cultivado y sin cultivar (C/SC) para las fracciones arcilla y limo individualmente. 73
29. Variación del índice $A_{\text{C/SC}}$ (cociente entre el contenido de arcilla en el suelo cultivado y sin cultivar) en función del contenido de arena total en el suelo sin cultivar (Arena SC). 75
30. Variación del índice $L_{\text{C/SC}}$ (cociente entre el contenido de limo en el suelo cultivado y sin cultivar) en función del contenido de arena total en el suelo sin cultivar (Arena SC). 77
31. Variación del cociente entre el contenido de partículas en el

- suelo cultivado y sin cultivar en función del contenido de arena total en el suelo sin cultivar (Arena SC) para el tamaño de a) Arena muy fina I (AMF I), b) Arena muy fina II (AMF II), c) Arena fina (AF) y d) Arenas mayores a 250 μm (Arenas > 250 μm). 79
32. Distribución acumulada de partículas (agregados + partículas primarias) en función del diámetro de partículas, en un par de suelos adyacentes cultivados (C) y sin cultivar (SC), en un sitio de textura a) Arenosa, b) Franca y c) Franco - Limosa. Las líneas punteadas indican la frecuencia acumulada de partículas menores a 100 μm , valor considerado como límite entre partículas que se mueven por suspensión y saltación. 81
33. Concentración de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) en el sedimento erosionado en función de la combinación de dos velocidades: 10 m s^{-1} (V10), 20 m s^{-1} (V20); y dos tiempos de simulación: 1 min (D1) y 3 min (D3). Las barras indican el desvío estándar (n = 3). 87
34. Tasa relativa de enriquecimiento de Carbono Orgánico (TRE CO) en función de dos velocidades y dos tiempos de simulación. Las barras indican el desvío estándar (n = 3). 91
35. Tasa relativa de enriquecimiento de Nitrógeno Total (TRE NT) en función de dos velocidades y dos tiempos de simulación. Las barras indican el desvío estándar (n = 3). 92

36. Tasa relativa de enriquecimiento de Fósforo Total (TRE PT) en función de dos velocidades y dos tiempos de simulación. Las barras indican el desvío estándar (n = 3). 93
37. Relación entre el contenido de carbono orgánico en el primer centímetro de suelo posterior y anterior a la simulación ($CO_{P/A}$) a dos velocidades y dos tiempos de simulación. Las barras indican el desvío estándar (n = 3). 94
38. Relación entre el contenido de nitrógeno total en el primer centímetro de suelo posterior y anterior a la simulación ($NT_{P/A}$) a dos velocidades y dos tiempos. Las barras indican el desvío estándar (n = 3). 95
39. Relación entre el contenido de fósforo total en el primer centímetro de suelo posterior y anterior a la simulación ($PT_{P/A}$) a dos velocidades y dos tiempos. Las barras indican el desvío estándar (n = 3). 96
40. Tasa relativa de enriquecimiento (TRE) y relación entre la concentración en la superficie luego y antes de la simulación del evento ($X_{P/A}$) de carbono orgánico (TRE CO, $CO_{P/A}$), nitrógeno total (TRE NT, $NT_{P/A}$) y fósforo total (TRE PT, $PT_{P/A}$) en función de la simulación de un evento con una velocidad de 10 m s^{-1} durante 3 minutos (V10D3) y otro con una velocidad de 20 m s^{-1} durante 1 minuto (V20D1). Las barras indican el desvío estándar (n=3). 97

INDICE DE ANEXOS.

1. Fecha de muestreo, cultivo actual y tipo de labranza en el tratamiento cultivado, y coordenadas geográficas de los sitios estudiados. DD = rastra de doble disco, R= rastrón y C = cincel. 132
2. Distribución de tamaño de agregados y estabilidad estructural en seco (EES) en suelos cultivados. 133
3. Distribución de tamaño de agregados y estabilidad estructural en seco (EES) en suelos sin cultivar. 134
4. Contrastes ortogonales de Scheffé para los valores de fracción erosionable. SC = Sumatoria de Cuadrados. Valor P de Scheffé menor a 0,05 indica diferencias significativas. Número de contrastes (N°) = n-1, siendo n= sitios (14). 135
5. Contrastes ortogonales de Scheffé para los valores de estabilidad estructural en seco. SC = Sumatoria de Cuadrados. Valor P de Scheffé menor a 0,05 indica diferencias significativas. Número de contrastes (N°) = n-1, siendo n= sitios (14). 135
6. Distribución de tamaño de partículas con dispersión total en suelos cultivados. 136
7. Distribución de tamaño de partículas con dispersión total en suelos sin cultivar. 137
8. Concentración de carbonato de calcio (CaCO₃), carbono orgánico (CO), aluminio (Al_o) y hierro (Fe_o) extraíble en oxalato ácido, en suelos cultivados. 138

9. Concentración de carbonato de calcio (CaCO_3), carbono orgánico (CO), aluminio (Al_o) y hierro (Fe_o) extraíble en oxalato ácido, en suelos sin cultivar. 139
10. Distribución de tamaño de partículas con dispersión mínima (DPT_M) en suelos cultivados (C) y sin cultivar (SC), en tres sitios de textura contrastantes. Valores de P menores a 0,05 indican diferencias significativas. 140
11. Concentración superficial (1cm) de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), antes (A) y después (P) de las simulaciones, y en el sedimento recolectado (S); en función de dos velocidad (V) y dos tiempos de simulación (T). R= repetición. 141

RESUMEN.

En ambientes semiáridos la erosión eólica es el principal proceso de degradación del suelo que dificulta el desarrollo de sistemas sustentables. Es por ello, que el objetivo general de esta tesis fue: seleccionar indicadores edáficos del estado y la tendencia de degradación del suelo por erosión eólica, y generar modelos predictivos y explicativos de este proceso para la RSCA. Sus objetivos específicos fueron: 1) determinar la utilidad de la fracción erosionable (FE) y de la estabilidad estructural en seco (EES) como indicadores de susceptibilidad a la erosión eólica, 2) definir contenidos críticos de propiedades de suelo con FE y EES, 3) validar características morfológicas del suelo como índices del estado de degradación por erosión eólica, 4) evaluar el cambio textural del horizonte superficial como índice de la selección producida por erosión eólica, 5) estimar el patrón de acumulación de arcilla en agregados de suelos degradados de texturas contrastantes y 6) cuantificar las pérdidas relativas de nutrientes en función de la velocidad del viento y la duración de las tormentas. En catorce pares de suelos: uno cultivado (C) y otro sin cultivar (SC) comparamos: FE y EES; el espesor del horizonte A y la profundidad hasta la acumulación de carbonato; y la textura superficial (DTP_T). En función de DTP_T , seleccionamos tres suelos contrastantes, en los cuales comparamos sus texturas, pero con dispersión mínima (DTP_{MIN}) y la relación $DTP_{MIN/T}$. Por último, estudiamos el efecto de combinaciones contrastantes de velocidad y duración de tormentas en la pérdida relativa de nutrientes usando un túnel de viento. FE y EES fueron indicadores de degradación útiles en suelos de textura intermedia, siendo sensibles al manejo y excediendo valores umbrales en algunos suelos cultivados. FE y EES se relacionaron con carbono orgánico, óxidos de aluminio y arcilla en modelos que permitieron identificar

valores críticos por debajo de los cuales la resistencia del suelo contra la erosión se reduce drásticamente. El espesor del horizonte A fue menor en C que en SC en todos los sitios. La profundidad hasta la acumulación de carbonato fue similar entre C y SC. El contenido de limo + arcilla fue menor en C que en SC en la mayoría de los sitios, implicando un proceso de degradación irreversible. Los suelos de textura más fina perdieron mayor proporción de limo y los suelos de textura intermedia mayor proporción de arcilla. La relación $DTP_{MIN/T}$ en arcillas aumentó en C comparado con SC en el suelo franco lo que coincidió con una reducción de esta relación en partículas $>250 \mu\text{m}$, indicando una disminución en la capacidad para preservar arcillas de procesos de suspensión en agregados de mayor tamaño. La simulación de eventos de erosión eólica con diferentes intensidades y duraciones no produjo pérdidas diferenciales de nutrientes. Concluimos que los indicadores seleccionados muestran que la erosión eólica ha disminuido la sustentabilidad de los sistemas productivos de la RSCA, y que el uso de índices relacionados con la resistencia del suelo a la erosión eólica con valores críticos asociados, será útil como indicador predictivo en determinados suelos.

SUMMARY.

In semiarid environments, wind erosion is the main soil degradation process which hinders the development of sustainable agro-ecosystems. Therefore, the general objective of this thesis was: to select soil indicators of the state and the tendency of soil degradation by wind erosion, and to generate predictive and explanatory models of this process to the RSCA. The specific objectives were: 1) to determine the utility of the erodible fraction (FE) and the dry aggregate stability (EES) as indicators of the susceptibility to wind erosion, 2) to define critical contents of soil properties with FE and EES, 3) to validate soil morphological characteristics as indicators of the state of soil degradation by wind erosion, 4) to evaluate soil textural changes of topsoil as indicators of the selection produced by wind erosion in soils of different initial textures, 5) to estimate the pattern of clay accumulation in aggregates of degraded soils of different textures and 6) to quantify the relative losses of soil nutrients in function of speed and duration of wind erosion events. In fourteen paired soils: one cultivated (C) and another uncultivated (SC), we compared: FE and EES; the A horizon thickness and the depth to carbonate accumulation; and soil texture (DTP_T). In function of DTP_T , we selected three contrasting soils in which, we compared their textures, but using minimum dispersion (DTP_{MIN}) and the quotient $DTP_{MIN/T}$. Last, we studied the effect of contrasting combinations of wind speed and time using a portable wind tunnel. FE and EES were useful soil degradation indicators in medium textured soils, where they were sensible to management, exceeding threshold values in some cultivated soils. FE and EES were related to organic carbon, aluminum oxides and clay by logarithmic and exponential models which allow the identification of critical values below which

the soil resistance to wind erosion reduces drastically. The A horizon thickness was lower in C than in SC in all sites. The depth to carbonate was similar between C and SC. The content of silt plus clay was lower in C compared to SC in the majority of soils, which means an irreversible soil degradation process. Finer soils lost higher proportion of silt and medium textured soils lost higher proportion of clay. The quotient $DTP_{MIN/T}$ to clay increased in C compared to SC in the loam soil, which agreed with a decreased of $DTP_{MIN/T}$ to $>250 \mu\text{m}$ particles, indicating a reduction of the capacity to preserve clay from suspension processes in aggregates of larger size. The simulation of wind erosion events with different intensities and durations did not produced differential losses of soil nutrients. We concluded that the indicators selected show that wind erosion has reduced the sustainability of agricultural systems of the RSCA, and that the use of indicators related to soil resistance to wind erosion associated to critical values will be useful as a predictive indicator on medium-textured soils.

1. INTRODUCCION.

1.1. Sustentabilidad.

El concepto de sustentabilidad ha sido largamente discutido por varios autores en diferentes partes del mundo y ha cobrado una relevante importancia como el nuevo paradigma del siglo XXI para el desarrollo de las sociedades (Viglizzo, 1994). El desarrollo sustentable es aquel que permite cubrir las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para cubrir sus propias necesidades (World Commission on Environment and Development, 1987). No solamente involucra la protección del ambiente y el uso racional de los recursos naturales, sino también aspectos económicos, sociales y culturales (Koohafkan, 1998).

La agricultura sustentable implica el mantenimiento a largo plazo de los sistemas naturales, óptima producción con el mínimo de insumos, adecuado ingreso por unidad de producción, satisfacción de los requerimientos alimenticios y necesidades de las comunidades y familias rurales. Todas las definiciones de agricultura sustentable promueven la armonía ambiental, económica y social en un esfuerzo por lograr el significado de sustentabilidad (Brown et al., 1987).

Los sistemas agrícolas pueden ser representados con una perspectiva jerárquica, en función de la escala espacial, donde la sustentabilidad puede ser evaluada por los procesos dominantes en cada uno de los respectivos niveles (Lowrande et al., 1986; Zinck et al., 2002). A nivel de potrero, son los factores agronómicos aquellos que en mayor medida regulan la sustentabilidad (Figura 1). De estos, el clima y el suelo son dos de los factores más críticos que determinan la sustentabilidad de los sistemas agrícolas (Parr et al., 1990).

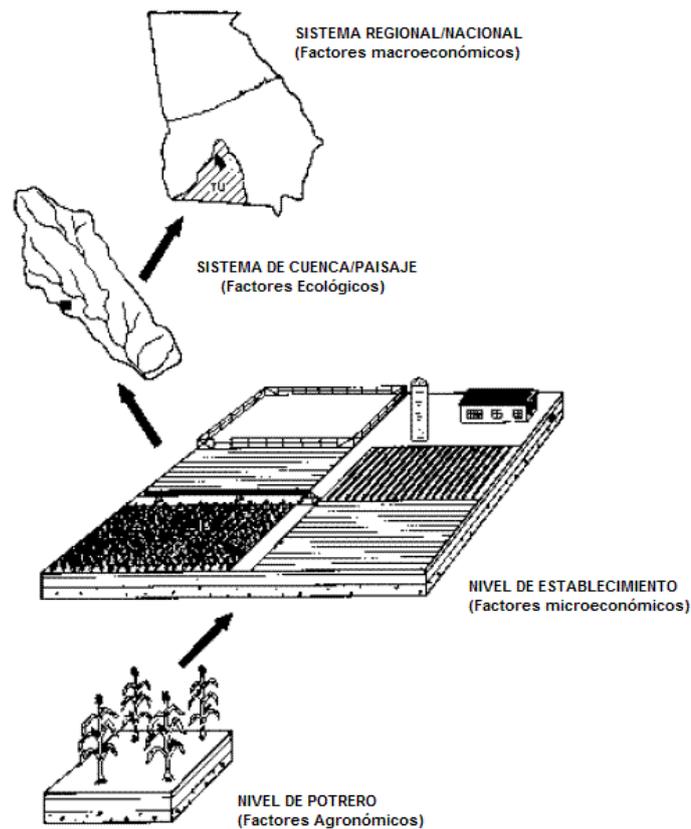


Figura 1. Concepción jerárquica de los sistemas en la agricultura. Adaptado de Lowrande et al. (1986).

La calidad del suelo es un elemento clave de la agricultura sustentable (Warketin, 1995). La creciente presión productiva sobre los suelos ha conducido a su abuso y degradación en muchas partes del mundo (Oldeman, 1994). La necesidad de cuantificar el impacto antropogénico en el suelo ha sido relacionado con la necesidad de desarrollar indicadores o índices del estado y las tendencias en la calidad del suelo, y en la evaluación de la sustentabilidad de los sistemas agrícolas (Greenland & Szabolcs, 1994).

1.2. Indicadores de sustentabilidad de suelos.

Los indicadores son componentes esenciales en la evaluación global del progreso hacia el desarrollo sustentable. En el sentido estricto son variables,

o sea representaciones operacionales de un atributo de un sistema. Las funciones principales de los indicadores son: evaluar condiciones y tendencias, comparar entre lugares y situaciones, y proveer información de alerta temprana (Gallopín, 1997).

El desarrollo de indicadores para el funcionamiento normal del suelo es requerido para monitorear cambios y determinar tendencias en la sustentabilidad de varios ecosistemas (Arshad & Martin, 2002). El criterio para seleccionar indicadores radica en la utilidad de éstos para definir procesos y medir funciones del suelo, su sensibilidad al manejo, la obtención de referencias y valores críticos, su bajo costo, y en su fácil interpretación (Doran & Zeiss, 2000). Por ende, la utilidad de un indicador dependerá del tipo de suelo, la escala de trabajo, y de los procesos y funciones predominantes en cada suelo y ambiente (Karlen et al., 1997).

Según Stewart & Robinson (1997) la clave para el desarrollo de agro ecosistemas sustentables se basa en primer lugar en el control de la degradación de los suelos. Cuando un ecosistema natural es transformado en un agro ecosistema son varios los procesos de degradación que se ponen en marcha (Hornick & Parr, 1987). Estos pueden clasificarse en tres grandes grupos (Figura 2), dentro de los cuales existen una variedad de procesos (Lal & Stewart, 1990). La importancia relativa de estos procesos varía entre agro ecosistemas, siendo recomendable desarrollar diferentes indicadores de sustentabilidad para distintos ambientes y suelos (Buschiazzo, 1999).

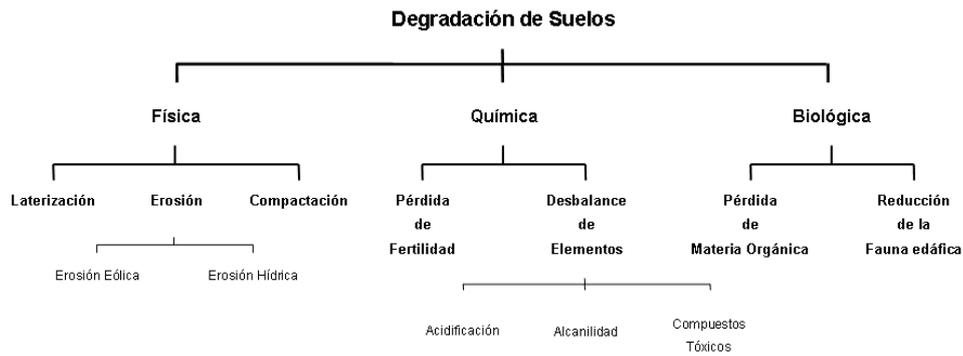


Figura 2. Clasificación de los procesos de degradación de suelos. Adaptado de Lal & Stewart (1990).

En ambientes donde la temperatura se incrementa y las precipitaciones se reducen, la erosión eólica y la pérdida de carbono orgánico (CO) son los procesos de degradación predominantes (Lal & Stewart, 1990), aumentando la dificultad para alcanzar sistemas sustentables (Figura 3). Es por ello, que los indicadores de sustentabilidad edáfica desarrollados en estos ambientes deberían estar relacionados con estos procesos de degradación, para cuantificar su impacto; y con funciones como la resistencia del suelo a la erosión para prevenir su ocurrencia.

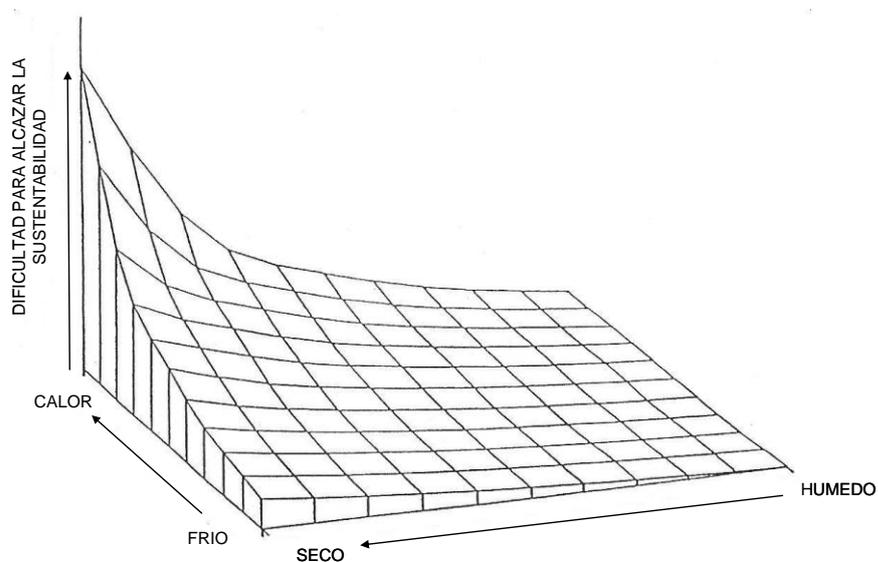


Figura 3. Representación de los efectos de la temperatura y las precipitaciones en la dificultad para el desarrollo de agro ecosistemas sustentables en regiones semiáridas. Adaptado de Stewart & Robinson (1997).

1.3. Erosión eólica: un proceso de degradación irreversible de los suelos en ambientes secos.

Uno de los procesos más importantes de la degradación de los recursos naturales es la erosión. La erosión acelerada es responsable de las formas más completas de degradación de los suelos, ya que disminuye los contenidos de materia orgánica (MO) y fracciones texturales finas, el contenido de agua y nutrientes, el espesor disponible para la actividad radicular y las reservas de agua, expone el subsuelo infértil a la superficie, y afecta adversamente el crecimiento y vigor de las plantas (Lal, 1990).

Los suelos de ambientes áridos y semiáridos, y principalmente aquellos bajo uso agrícola, tienen mayor susceptibilidad a erosionarse por el viento dadas sus características: generalmente son poco desarrollados, de textura gruesa y poco estructurados. Las condiciones climáticas de estas regiones están principalmente caracterizadas por precipitaciones concentradas en periodos cortos de tiempo, con vientos de gran intensidad coincidentes con periodos secos, altas temperaturas y altas tasas de evapotranspiración (Buschiazzo & Aimar, 2003).

Se estima que aproximadamente 549 Mha están afectadas por procesos de erosión eólica a nivel mundial (Busacca & Chandler, 2006; Figura 4), de las cuales 296 Mha se encuentran severamente afectadas (Lal, 2006). Se calcula que la erosión eólica se ha incrementado de 100 a 1000 veces en suelos agrícolas de zonas áridas y semiáridas debido al aumento de la acción antrópica (Dregne, 1986).

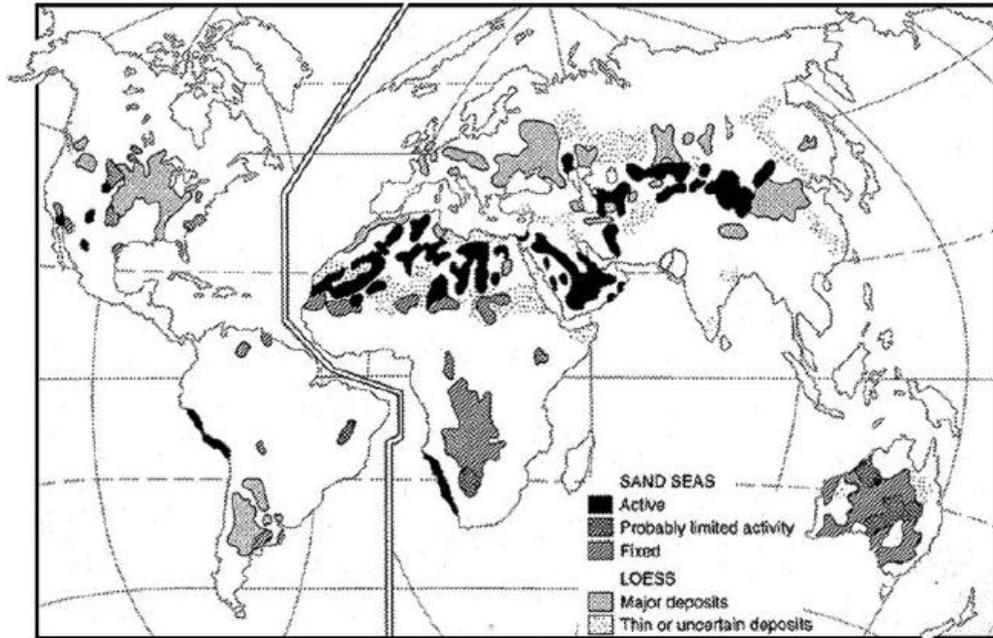


Figura 4. Distribución espacial de áreas susceptibles a actividades eólica. Tomado de Busacca & Chandler (2006).

Distintos autores, en función del conocimiento del suelo y el clima, han inferido que en la Región Semiárida Central Argentina (RSCA) la erosión eólica es relativamente más importante que la erosión hídrica (Covas & Glave, 1988; Michelena e Iurtia, 1995). Estimaciones más precisas, utilizando modelos de predicción de erosión eólica junto con sistemas de información geográfica han demostrado que en la RSCA el 70% de los suelos son susceptibles a erosión eólica severa (Buschiazzo et al., 2004; Colazo et al., 2008b; Figura 5). Mediciones en sitios puntuales realizadas en suelos representativos de la región (Buschiazzo et al., 1999; Aymar 2002; Panebianco & Buschiazzo, 2008) han registrado valores de pérdida de suelos que exceden a los citados en la bibliografía como umbrales tolerables (Chepil, 1945; Skidmore, 1982).

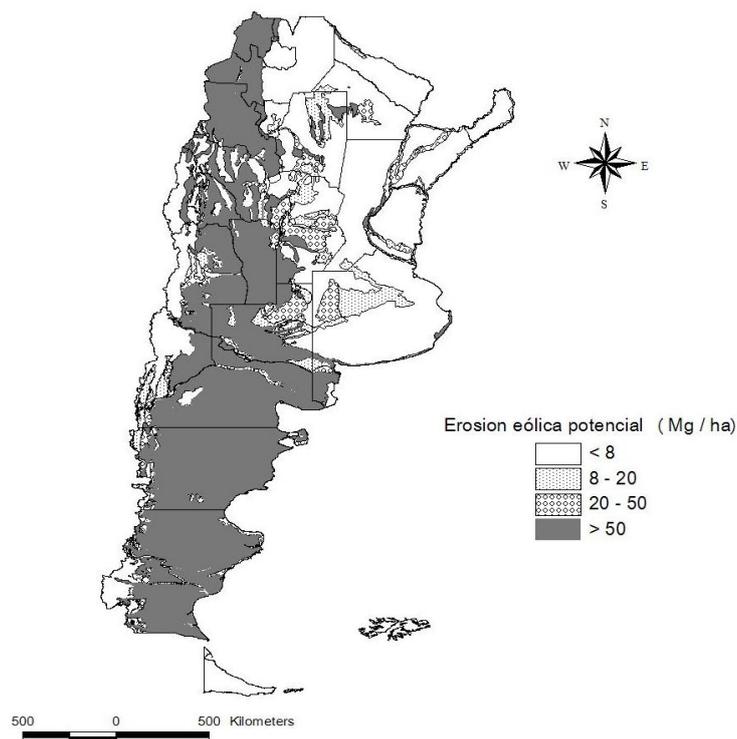


Figura 5. Distribución espacial de la erosión eólica potencial media anual en la República Argentina utilizando datos climáticos de la serie 1950-2000. Adaptado de Colazo et al. (2008b).

Montgomery (2007), afirma que actualmente las tasas de erosión de suelos agrícolas superan a las tasas de producción de suelos, lo que eventualmente resulta en una disminución del potencial agrícola, y por ende, en una pérdida de sustentabilidad. Sin embargo, este proceso de degradación irreversible ha sido relativamente poco estudiado con una metodología de indicadores, así como sus efectos escasamente relacionados con el concepto de sustentabilidad (Warren, 2007; 2010). Es por ello, que resulta necesario el desarrollo de indicadores de procesos de degradación irreversibles por erosión eólica (Buschiazzo, 2002). Estos indicadores deben cuantificar el estado en distintos componentes del suelo, pero también otros deben actuar fundamentalmente de manera predictiva (Miller & Mali, 1995).

1.4. El proceso de la erosión eólica. Mecanismos y aspectos básicos.

La erosión eólica es un proceso que resulta de la interacción entre el viento y la superficie del suelo (Zobeck & Van Pelt, 2005). Es un proceso complejo porque es afectado por varios factores, los cuales incluyen condiciones atmosféricas, propiedades de suelo, características superficiales y prácticas de manejo. Durante un evento de erosión eólica estos factores interactúan unos con otros, y a medida que la erosión avanza, las propiedades de la superficie erosionada pueden ser significativamente modificadas (Shao, 2008). Este proceso está compuesto por distintas fases las cuales pueden ser divididas en el inicio, transporte, abrasión, selección y sedimentación de partículas primarias y agregados del suelo (Lyles, 1988).

1.4.1. Inicio.

La movilización de las partículas se produce solamente cuando las fuerzas aerodinámicas (desestabilizadoras) superan la magnitud de las fuerzas estáticas, que mantienen a las partículas agrupadas y adheridas a la superficie del suelo (Chepil, 1945). Según las teorías de movimiento de partículas en una superficie seca existen cuatro fuerzas que definen la movilización de las partículas del suelo por el viento (Shao, 2008; Figura 6).

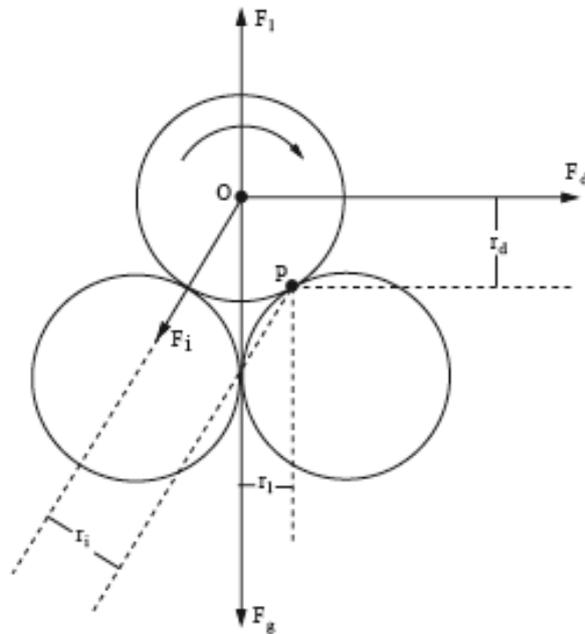


Figura 6. Fuerzas actuantes sobre una partícula apoyada en una superficie bajo la influencia de una corriente de aire: F_1 = fuerza de succión, F_d = fuerza de arrastre del viento, F_g = fuerza de la gravedad, F_i = fuerza de cohesión entre partículas; r_1 , r_i y r_g son momentos asociados a las fuerzas. Tomado de Shao (2008).

Dos de ellas son desestabilizadoras y son producto de la incidencia del viento sobre la partícula: una horizontal de tracción que es proporcional a una fuerza de resistencia y a la superficie expuesta de la partícula, y otra vertical ascendente a la superficie del suelo que es la de succión, producida por la diferencia de presión debajo y encima de la partícula. Las dos restantes son de carácter estabilizador: una es la producida por la gravedad (peso de la partícula), y otra es producto de la cohesión entre partículas. Esta última fuerza está compuesta por la sumatoria de las fuerzas de van der Waals, fuerzas capilares, fuerzas electroestáticas y enlaces químicos.

Los mecanismos que llevan a la incorporación al flujo de aire de partículas del tamaño de las arenas ($> 63 \mu\text{m}$) y del polvo ($< 63 \mu\text{m}$) difieren, ya que la importancia relativa de las fuerzas actuantes cambia con el tamaño de las partículas. Mientras que el despegue de las partículas de arena se encuentra

determinado principalmente por el balance entre las fuerzas aerodinámicas y la gravedad, para las partículas pequeñas la dominancia de la fuerza de gravedad disminuye, y las fuerzas de cohesión se vuelven más importantes (Shao, 2008).

La velocidad mínima de viento necesaria para iniciar el proceso de erosión eólica se denomina velocidad umbral (Chepil & Woodruff, 1963). Estudios de campo sobre un Haplustol Entico de la región han demostrado que esta velocidad es de aproximadamente 30 km h^{-1} durante los meses de mayor erosión, siendo variable entre estaciones del año en función de las condiciones edáficas y climáticas (de Oro & Buschiazzo, 2009).

1.4.2. Transporte.

Los materiales erosionados por el viento se mueven en tres modos: saltación, suspensión y rodadura (Figura 7).

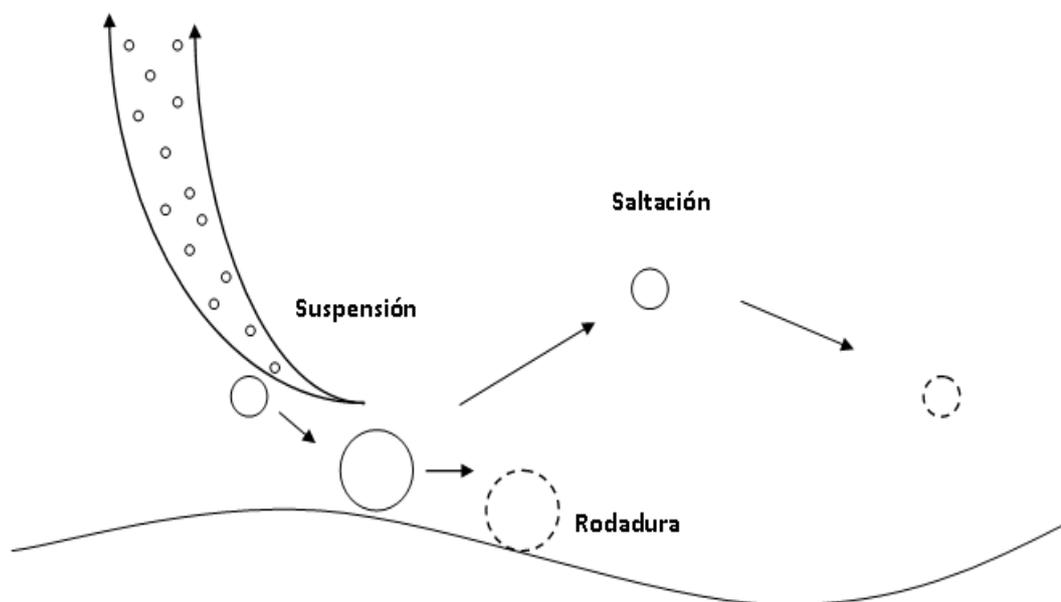


Figura 7. Modos de transporte eólico de partículas.

1.4.2.1. Saltación.

Es la forma de transporte de partículas más importante en el proceso de erosión. Por este proceso se moviliza el 50-80 % del total del material transportado por el viento (Lyles, 1988). Las partículas que se transportan por saltación poseen un diámetro de 100-500 μm (Chepil, 1945).

La saltación provoca, además, los movimientos de rodadura y suspensión. Las partículas son eyectadas desde el suelo al ser elevadas por la masa de aire, siguiendo diferentes trayectorias, dependiendo de la resistencia del aire y de su peso. En general, las partículas transportadas por saltación son elevadas con un ángulo de 75° a 90° . El gradiente de velocidad del aire hace que las partículas asciendan hasta una cierta distancia, a la cual alcanzan la máxima altura. A partir de la misma comienza el descenso con un recorrido casi lineal y un ángulo de 6° a 12° respecto de la superficie del suelo, dependiendo del tamaño de la partícula (Chepil, 1961). Se estima que el 60% del material se moviliza por saltación a una altura menor a 5 cm sobre la superficie del suelo, 90 % a una altura menor a 30 cm y solo 1 % supera el metro de altura (Chepil & Woodruff, 1963). La distancia recorrida (L) por las partículas en saltación varía entre 12 y 25 veces la altura máxima alcanzada (h) (Cooke et al., 1993), siendo la relación h/L una función inversa del diámetro de la partícula (White & Schulz, 1977). Una vez puestas en movimiento y transportada por el flujo de aire, las partículas impactan en la superficie del suelo pudiendo desintegrarse, desintegrar otras partículas presentes en la superficie del suelo, o rebotar y reiniciar el movimiento nuevamente (Lyles, 1988).

1.4.2.2. Rodadura.

La rodadura se refiere al proceso por el cual las partículas de arena o agregados cuyo diámetro oscila entre los 500 y los 1000 μm , tamaños demasiado grandes para dejar la superficie en eventos erosivos comunes, son empujados, rodados y llevados por las partículas de saltación (Lyles, 1988). Se ha reportado que la rodadura representa del 7 – 25% del transporte total (Chepil, 1945). Las partículas que se mueven en este modo no son transportadas grandes distancias.

1.4.2.3. Suspensión.

La suspensión se refiere al transporte vertical y horizontal de las partículas más pequeñas que generalmente son removidas desde una fuente local. Aproximadamente entre el 3 – 38% del material erosionado puede moverse en suspensión, lo cual depende de la textura del suelo. En general el transporte vertical es menor al 10% del transporte horizontal (Lyles, 1988).

El tamaño de las partículas que se mueven por suspensión varía entre 2 – 100 μm , con un diámetro medio de 50 μm (Chepil, 1957), aunque algunos autores como Shao (2008), consideran un límite superior cercano a 70 μm . Sin embargo, este autor afirma que la precisión de este límite es meramente conceptual, dependiendo el mismo de la intensidad de la turbulencia atmosférica.

Como el tiempo de residencia en la atmósfera de una partícula en suspensión depende de su velocidad terminal, la suspensión puede ser dividida en suspensión de corto y largo plazo. Los estudios muestran que solamente las partículas muy pequeñas ($< 20 \mu\text{m}$), pueden permanecer suspendidas por un

largo periodo de tiempo. Típicamente, este periodo puede ser de varios días, facilitando el transporte de estas partículas a grandes distancias (Gillete, 1977). Las partículas con un diámetro entre 20 – 70 μm permanecen suspendidas solamente por un corto periodo de tiempo, típicamente varias horas, por lo que difícilmente pueden ser transportadas más que unos cientos de kilómetros. Por lo tanto, la suspensión de las partículas entre 20 – 70 μm se refiere a suspensión de corto plazo (Shao, 2008). En cuanto a la relación entre tamaños de partículas y distancia recorrida desde la fuente, Rauspach (1993) afirma que partículas del orden de 90 μm pueden viajar aproximadamente 5 km, partículas del orden de 10 μm pueden hacerlo 400 km, y partículas del orden de 1 μm lo hacen a más de 1000 km.

Según Mirzamostafa et al. (1998) se pueden diferenciar tres fuentes de producción de polvo en suspensión (Figura 8). La primera fuente es la emisión de partículas de suelo que poseen un diámetro menor a 100 μm . La segunda fuente es la abrasión de agregados no erosionables o costras por el impacto de partículas en saltación, y por último, la tercera fuente proviene de la ruptura de agregados mientras se mueven en saltación.

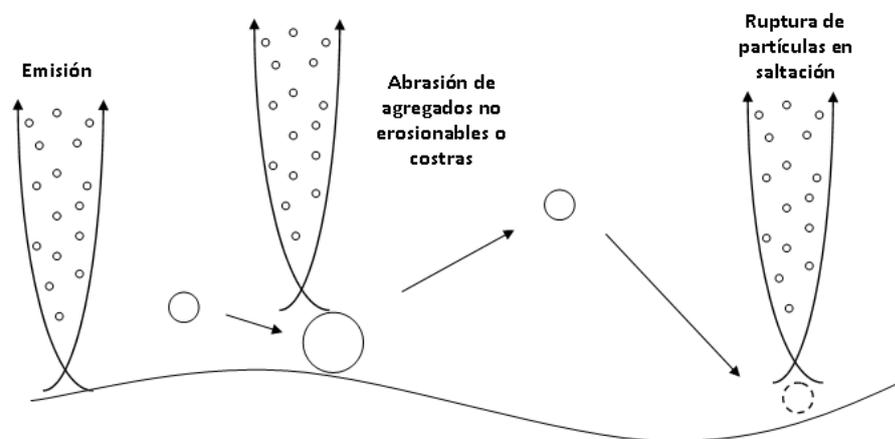


Figura 8. Fuentes de partículas en suspensión durante la erosión eólica. Adaptado de Mirzamostafa et al. (1998).

1.4.3. Abrasión.

Existen evidencias que muestran la ruptura por abrasión de agregados erosionables y no erosionables (Hagen, 1991). De hecho en grandes superficies erosionables, la cantidad de suelo que se pierde, es muchas veces mayor a la cantidad de material erosionable presente en el suelo inicialmente. Es por ello, que la resistencia a la abrasión es un aspecto importante en el proceso de erosión eólica. Debido a la abrasión, la estructura se destruye progresivamente a medida que la erosión eólica continúa. La cantidad de esta ruptura depende de la estabilidad en seco de las unidades estructurales (Chepil, 1958).

1.4.4. Selección.

A menos de que las partículas o agregados en la superficie del suelo sean homogéneos en cuanto a propiedades físicas (tamaño, forma, densidad), lo cual es altamente indeseable en suelos agrícolas, un proceso de selección ocurrirá durante la erosión. Este proceso de selección se refiere a la remoción selectiva que ocurre durante los eventos erosivos de agregados y partículas, que por sus diferentes tamaños y pesos, se mueven con tasas de flujo de masa diferenciales (Lyles, 1988). La selección es un proceso de degradación de suelos tan importante como la pérdida de masa total. Esto se debe a que este proceso ocasiona un cambio en la textura del suelo. Este cambio textural alteraría, entre otras características, a la capacidad del suelo para acumular materia orgánica, y disminuiría la proporción de varios elementos que tienden a acumularse en la fracciones más finas, siendo el P uno de los más afectados (Buschiazzo & Aimar, 2003).

1.4.5. Sedimentación.

Las partículas de polvo suspendidas en la atmósfera son eventualmente sedimentadas a la superficie por vía húmeda o seca. La sedimentación seca es la transferencia de las partículas de polvo atmosférico a la superficie a través de mecanismos de difusión (turbulenta y molecular) y de sedimentación gravitacional, mientras que la húmeda es a través de las precipitaciones (Shao, 2008). Las tasas medias de sedimentación varían ampliamente: aproximadamente $10 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para áreas desérticas sin disturbar, $10 - 100 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para superficies disturbadas y $> 100 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para lugares próximos a áreas de gran emisión de polvo, como el Sahara (Gillete, 2006). En general, el sedimento erosionado cae en ecosistemas marinos (Mc Tainsh & Strong, 2007) o en parches remanentes de vegetación nativa (Duncan et al., 2008).

1.5. Fracción erosionable por el viento y estabilidad estructural en seco como indicadores de la susceptibilidad a la erosión eólica.

El tamaño y la estabilidad de los agregados son factores primarios que afectan la susceptibilidad del suelo a la erosión eólica (Tatarko, 2001). Los agregados cuyo diámetro es menor a 0,84 mm son considerados erosionables por el viento (Chepil, 1953a). La proporción de estos agregados en los primeros 2,5 cm de la superficie del suelo definen la fracción erosionable por el viento (FE). Este parámetro ha sido extensamente utilizado como un índice de erodabilidad en los principales modelos de predicción de la erosión eólica como la WEQ (Woodruff & Siddoway, 1965) y la RWEQ (Fryrear et al., 2000).

Los agregados no erosionables pueden ser transformados en agregados erosionables por muchos procesos, como la abrasión durante el

transporte por el viento (Hagen, 1991) y la destrucción por las labranzas (Zobeck & Popham, 1990). La resistencia de estos agregados contra estas fuerzas disruptivas puede ser estimada por la estabilidad estructural en seco (EES), la cual puede ser considerada como un índice de la resistencia del suelo a ser erosionado por el viento (Chepil, 1958).

Son muchos los factores que afectan FE y EES, como las variaciones climáticas en el largo plazo (Merrill et al., 1999), cambios climáticos estacionales (Layton et al., 1993), la secuencia de cultivos (Skidmore et al., 1986), prácticas de labranzas (Hevia et al., 2007), el contenido de agua en el suelo al momento de las labranzas (Wagner et al., 1992) y varias propiedades de suelo (Zobeck, 1991). El contenido de carbono orgánico (CO) y arcilla son las principales propiedades de suelo que afectan FE y EES, ya que cementan partículas individuales incrementando la agregación (Skidmore & Layton, 1992; Fryrear et al., 1994). Este efecto ha sido demostrado para la región semiárida pampeana, en donde óxidos amorfos de Al, probablemente producidos por la meteorización de cenizas volcánicas, tienen un efecto positivo en EES (Buschiazzo et al., 1995).

La estabilidad estructural en húmedo ha sido ampliamente utilizada como un índice de resistencia contra la erosión hídrica, así como los factores que la afectan han sido estudiados en diversos ambientes (Lal, 1991; Amezketa, 1999; Nimmo & Perkins, 2002; Brosnick & Lal, 2005). Este no es el caso de EES, un índice de la resistencia contra la erosión eólica, que ha sido menos estudiado así como los factores que la afectan.

Buschiazzo (2006) afirma que EES depende de los contenidos de CO en suelos de la RSCA (Figura 9). Sin embargo Quiroga et al. (1998), quienes

estudiaron un amplio rango de suelos dentro de RSCA, no encontraron ninguna relación entre EES y CO. Las diferencias entre estos estudios probablemente fueron originadas en la manera en que las relaciones entre estas variables fueron desarrolladas en cada caso: Quiroga et al. (1998) solamente utilizaron regresiones lineales, mientras que Buschiazzo (2006) utilizó un modelo logarítmico. Dilucidar estas diferencias sería importante para la identificación de posibles contenidos críticos de CO u otras propiedades, en relaciones no lineales con EES.

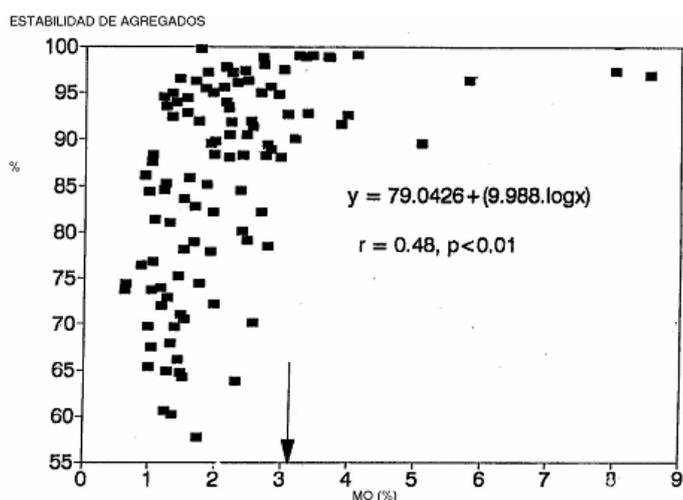


Figura 9. Estabilidad estructural en seco en función del contenido de materia orgánica (MO). Tomado de Buschiazzo (2006).

Los antecedentes que relacionan FE y EES con el manejo son contradictorios. Existen estudios que no encontraron diferencias entre sistemas de manejos en suelos de la RSCA abarcando un amplio gradiente textural (Buschiazzo et al., 1995, Quiroga et al., 1998). En cambio, Hevia et al. (2007) encontraron que la agregación en seco fue diferente en un Haplustol Entico sometido a diferentes prácticas de manejo, mientras que López et al. (2001) encontraron tendencias similares en un amplio rango de suelos con diferentes texturas y composición química, sin embargo estos autores observaron que la

precisión estadística de estas diferencias aumentó cuando los suelos fueron agrupados por textura y contenidos de CO y CaCO₃.

Los suelos de la RCSA poseen cierta cantidad de cenizas volcánicas que presentan una distribución espacial y estado de meteorización variables (Buschiazzo et al., 1998). La meteorización de estas cenizas produce distintas cantidades de óxidos de Al. Buschiazzo et al. (1995) demostró que estos óxidos contribuyen a la formación de agregados en la RCSA.

Estos resultados indicarían que la influencia de las propiedades de suelo sobre FE y EES debería ser analizada en base al manejo y al tipo de suelo, pensamos que esta interacción entre el manejo y el tipo de suelo es determinada por la textura y los contenidos de Al.

Para la determinación de la calidad de suelo se necesitan conocer valores críticos de propiedades edáficas que se relacionen con procesos asociados a un óptimo funcionamiento del suelo. Entre los principales enfoques utilizados para la identificación de estos valores se encuentra utilizar modelos matemáticos empíricos que relacionen propiedades edáficas con una función o proceso específico y que permitan detectar valores por debajo de los cuales los procesos son adversamente afectados (Carter, 2002).

Por lo tanto, especulamos que las relaciones de FE y EES con diferentes propiedades de suelo pueden ser usados como modelos empíricos para definir la tasa de resistencia del suelo a la erosión eólica. Estas relaciones serán útiles para definir valores críticos por debajo de los cuales se produce una degradación irreversible de los suelos. Este conocimiento puede contribuir como un indicador predictivo para el monitoreo de la sustentabilidad en la región de estudio.

Hipótesis 1a: La fracción erosionable y la estabilidad estructural de los suelos de la RSCA dependerán de los contenidos de CO, óxidos de Al y arcilla. La interacción de estas propiedades con el manejo determinará sus sensibilidades.

Hipótesis 1b: Los efectos del manejo sobre los contenidos de CO, óxidos de Al y arcilla permitirán desarrollar modelos predictivos de la variación de FE y EES, y definir valores críticos que permitan diferenciar estados irreversibles de degradación del suelo.

1.6. Cuantificación del estado de degradación por erosión eólica utilizando características morfológicas.

Las disminuciones producidas en el espesor del suelo por erosión eólica disminuyen la productividad de los cultivos, ya que reducen el volumen de exploración radicular y la capacidad del suelo para almacenar agua y nutrientes (Bakker et al., 2004), en especial, en suelos con características sub-superficiales como horizontes poco desarrollados y/o impedancias mecánicas para el crecimiento radicular, como muchos suelos de la región (INTA et al., 1980). Es por ello, que la inferencia o medición de esta pérdida ha sido propuesta como un indicador de calidad o sustentabilidad de suelos (Karlen et al., 1994; Warren, 2007).

La erosión acelerada puede ser diferenciada de la erosión natural en trabajos de reconocimiento teniendo en cuenta el truncamiento o desaparición del horizonte A (Etchevere, 1976). Los métodos de cuantificación incluyen la comparación de pedones erosionados con pedones no erosionados dentro de la misma serie de suelos y la misma ubicación en el paisaje (Trimble, 1975). La comparación de suelos cultivados y sin cultivar es el método más utilizado. Las limitaciones de este método son, entre otras, la falta de estudios de suelos de zonas representativas (Gil – Sotres et al., 2004), la dificultad para cuantificar la depositación de material fino en los suelos sin cultivar proveniente de las áreas aledañas cultivadas y la mezcla de horizontes por parte de las labranzas. Sin embargo, este no es el caso de la RSCA, en donde todavía pueden encontrarse pares de suelos cultivados y sin cultivar en las series más representativas de la región (Quiroga, 1994), muchos de los cuales se encuentran en relieves planos

lo que permite estudiar procesos erosivos exclusivamente eólicos (Buschiazzo et al., 1991).

Estudiando pares de suelos adyacentes con distintos grados de erosión en la RSCA, Buschiazzo & Taylor (1993) encontraron disminuciones en el espesor del horizonte A en dos suelos de granulometría contrastantes. Los suelos de la RSCA varían en su grado de evolución según la textura, suelos de texturas más finas poseen mayores contenidos de coloides orgánicos e inorgánicos, y por ende una mayor resistencia a la erosión (Buschiazzo, 2006). Es por ello, que pensamos que la disminución del espesor del horizonte superficial producto del incremento de las tasas de erosión eólica en suelos cultivados será variable en sitios con diferente granulometría y relacionada inversamente con el contenido de limo y arcilla.

En regiones semiáridas con suelos formados sobre materiales con calcáreo, las precipitaciones son insuficientes para lavar completamente el carbonato del perfil, dependiendo su profundidad de acumulación de los factores formadores de suelo (Jenny, 1941). Azpeteguía et al. (1987) encontraron una correlación entre la cantidad de suelo perdido por erosión hídrica y el cambio en la profundidad de acumulación de carbonatos secundarios, existiendo una relación lineal y positiva entre el rendimiento de soja (*Glicine max L.*) y el espesor de suelo por encima del horizonte cálcico. Una ventaja que posee la determinación de este parámetro sería que utilizando las herramientas adecuadas, como un barreno calado, su determinación es simple, no siendo necesaria la realización de una calicata y la experiencia de un reconocedor de suelos como en el caso de la determinación del horizonte A.

Sin embargo, aún existen discrepancias sobre su utilidad como indicador de intensidad de erosión eólica. Chepil et al. (1952) encontraron que en suelos con mayor historia agrícola, y por ende más erosionados por el viento, la profundidad hasta la acumulación de carbonatos era menor comparada con aquellos de historia agrícola más reciente. En cambio, Buschiazzo & Taylor (1993) encontraron en un suelo con mayor grado de erosión que la profundidad hasta la acumulación de carbonato era mayor, sugirieron que esto se debía una mayor infiltración en este suelo, producto de la pérdida de CO y de una textura superficial más gruesa en su horizonte superficial.

La profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario puede relacionarse con la intensidad de erosión eólica por dos procesos i) la reducción del espesor del horizonte superficial, y ii) la pérdida de partículas finas y CO del horizonte superficial, y por ende, la pérdida en la capacidad para retener agua en este, lo que aumentaría los procesos de lixiviación. Por lo tanto pensamos que la utilidad de este indicador para estimar la magnitud de la erosión eólica será variable entre suelos cultivados y sin cultivar.

Hipótesis 2: La labranza de los suelos al eliminar la cobertura vegetal natural, destruir los agregados gruesos y disminuir los contenidos de materia orgánica, aumentará la tasa de erosión eólica de los suelos. Esto producirá disminuciones del espesor del horizonte A de los suelos cultivados en relación a aquellos sin cultivar. La profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario, al estar influenciada principalmente por el balance de agua en el suelo, será, por el contrario, variable.

1.7. Cuantificación del estado de degradación de los suelos por selección de partículas.

El impacto de la selección de partículas por el viento en suelos agrícolas podría ser estudiado mediante la comparación de propiedades con distinto grado de estabilidad con respecto a las mismas propiedades en suelos de referencia. La comparación de estas situaciones permitirá dilucidar el estado de degradación producido por la erosión eólica en el largo plazo en estos suelos (Rostagno et al., 2004).

Es por ello que la utilización de partículas con diferentes grados de selección por parte del viento podría ser utilizado como potencial indicador para cuantificar los cambios producidos por la erosión acelerada en suelos agrícolas de la región semiárida pampeana. Esta metodología podría ser aplicada, desde agregados, las fracciones granulométricas y nutrientes minerales que se acumulen en agregados de diferentes tamaños.

1.7.1. Selección de partículas granulométricas y agregados.

La textura, especialmente el contenido de limo y arcilla juegan un rol muy importante en los ambientes semiáridos. Estas partículas contribuyen al desarrollo de una estructura resistente a procesos erosivos tanto por agua como por viento (Buschiazzo et al., 1995). Controlan la dinámica de acumulación de CO₂, ya que suelos de texturas más finas poseen mayor capacidad de retención de agua útil (Saxton & Rawls, 2006), lo que se traduce en una mayor productividad, y por ende, mayor ingreso de CO₂ al sistema (Buschiazzo et al., 1991). A su vez el mayor contenido de limo y arcilla favorece una mayor acumulación de CO₂ debido a la protección que brinda la estabilización química

por la formación de complejos órgano – minerales (Six et al., 2002; Galantini et al., 2005).

La erosión eólica es un proceso selectivo que el largo plazo produce cambios texturales en horizontes superficiales de suelos agrícolas (Chepil, 1957). Estos cambios texturales representan un proceso de degradación irreversible. Es por ello, que la medición de los cambios texturales es un indicador de la disminución de la calidad del suelo por erosión eólica (Leys, 2006).

La pérdida de estas partículas produce efectos negativos dentro del sitio erosionado (*in situ*) y fuera del mismo (*ex situ*). Entre estos últimos, se han reportado problemas a la salud por la inhalación de partículas menores a 10 μm (Norton & Gunner, 1999); inconvenientes en el tránsito vehicular debido a la baja visibilidad (Hagen & Skidmore 1977), y a nivel global, interferencias entre el intercambio de radiación solar y terrestre, que contribuyen al cambio climático (Alfaro, 2008).

El cambio en las fracciones texturales por erosión eólica ha sido estudiado mediante la comparación de pares de suelos con distintos grados de erosión (Buschiazzo & Taylor, 1993), en diferentes suelos remuestreando luego de un determinado período de tiempo (Lyles & Tatarko, 1986; Hennessy et al., 1986), o indirectamente, analizando la proporción granulométrica del sedimento recolectado en parcelas de medición (Aimar et al., 2000).

La mayoría de estos estudios coincide en que los limos son las partículas que en mayor proporción se pierden. Sin embargo, el análisis de pedones con diferentes grados de erosión en la RSCA sugiere que la erosión eólica remueve una proporción mayor de arcilla y limo en suelos arenoso

francos, mientras que en suelos franco arenosos los limos y las arenas finas son las partículas más removidas (Buschiazzo & Taylor, 1993). Probablemente, este efecto se deba a la acumulación de arcilla en agregados menos erosionables por el viento en suelos degradados de textura fina (Buschiazzo et al., 2000). Alfaro (2008) afirma que la textura no posee un efecto *per se* en la pérdida de partículas finas, sino que lo produce indirectamente a través de modificaciones en la estructura de agregados erosionables por el viento.

Son pocos los trabajos que han estimado la pérdida de agregados por erosión eólica (Méndez et al., 2006c). El análisis de partículas sin dispersar es un método empírico simple para determinar la agregación natural de los suelos seguida de una específica cantidad de disrupción luego de un rápido mojado y agitado manual, similar a la que originan las precipitaciones en condiciones de campo (Rosewell, 2002). Este análisis sería el adecuado para evaluar la pérdida de partículas por suspensión ya que durante los eventos erosivos en el suelo no se produce un proceso de dispersión química (Chandler et al., 2002). Chepil (1957) afirma que agregados o terrones con baja EES, se fragmentan en unidades estructurales estables en agua por la acción abrasiva del viento, y si no tienen un tamaño suficientemente fino, no son removidos por deflación.

La relación entre la distribución de partículas con dispersión mínima y total es un indicador de la agregación de las fracciones granulométricas (Martínez – Mena et al., 1999), esto podría servir para analizar la acumulación de arcilla en agregados de mayor tamaño, y de esta manera, evaluar el efecto de la agregación en la susceptibilidad de las arcillas a perderse en distintos tipos de suelos.

Hipótesis 3: Suelos de textura más fina, acumulan arcilla en agregados con menor susceptibilidad a la erosión eólica comparados con suelos de textura gruesa. Es por ello que al ser erosionados por el viento, suelos texturadamente más finos perderán una mayor proporción de limo y arenas finas, mientras que suelos de textura más gruesa perderán mayor proporción de arcilla y limo.

1.7.2. Pérdida diferencial de nutrientes asociada a erosión eólica.

La remoción de nutrientes por erosión eólica produce en el largo plazo pérdidas en la productividad (Leys, 2006), y daños ambientales como la eutrofización de cuerpos de agua (Godliski et al., 2008). Una estimación de las implicancias económicas de la erosión eólica en la provincia de La Pampa (Zanotti & Buschiazzo, 1997), indica que las pérdidas de N y P por este proceso durante el periodo 1911-1995 representarían nueve veces el equivalente a los ingresos obtenidos por la producción agropecuaria a lo largo de 9 años. La pérdida de estos nutrientes se encontraría agravada por la poca eficiencia de la fertilización ante la aleatoriedad climática de la región, lo que conllevaría a acentuar el riesgo de desertificación (Buschiazzo, 2000).

La pérdida de nutrientes por erosión eólica ha sido estudiada mediante mediciones a campo en distintos ambientes (Leys & Mc Tainsh, 1994; Larney et al., 1998; Visser et al., 2004). La cantidad y el tipo de nutrientes erosionados dependen de la altura de muestreo (Zobeck & Fryrear, 1986), el manejo (Zobeck et al., 1989) y el tipo de suelo (Young et al., 1986), entre otros. Sin embargo, la pérdida selectiva de nutrientes en función a la severidad de los eventos ha sido poco estudiada.

En suelos de esta región, Buschiazzo et al. (1999) encontraron una interacción entre la velocidad, la duración de las tormentas y la estructuración de los suelos que determina la cantidad de material erosionado. Comparando las pérdidas de N y P en años con vientos de diferentes intensidades, Buschiazzo et al. (2007) hallaron que las pérdidas de N fueron mayores durante el año con altas velocidades de viento, mientras que con eventos de menores velocidades, las pérdidas de P fueron más importantes. Estudios que relacionaron la

concentración de P en el sedimento erosionado y la duración de los eventos, encontraron asociaciones negativas (Aimar, 2002).

Posiblemente, estas asociaciones se deban a una interacción de la velocidad y duración de los eventos con la tendencia de estos elementos a acumularse en agregados de diferentes tamaños. Prüeß et al. (1992) determinaron que el P inorgánico se acumula en fracciones finas, principalmente arcilla. En el caso de N y CO, algunos autores han encontrado que los mismos se encuentran asociados a agregados de 50 μm en suelos de RSCA (Buschiazzo et al., 1991). Sin embargo, su acumulación dependería del manejo: en suelos con mayor intensidad de uso, estos elementos se acumularían en agregados más finos (<2 μm ; Méndez et al., 2006c), mientras que en situaciones con poco disturbio están asociados a agregados gruesos (>250 μm ; Six et al., 1998).

Conocer la dinámica de pérdida de estos nutrientes en función de la severidad de las tormentas sería importante para el estudio de los mecanismos que regulan la pérdida de nutrientes, y en especial para mejorar las predicciones de los modelos de erosión. Sin embargo con tormentas reales, variables como la intensidad y la dirección del viento, así como la duración de los eventos no pueden ser controladas. Es por ello, que para conocer con precisión estas relaciones es necesaria la utilización de un túnel de viento. Basándonos en estas hipótesis y utilizando un túnel de viento portátil determinamos la concentración de N total (NT), CO y P total (PT) en: el sedimento erosionado, la superficie del suelo antes y después de la simulación; y en sus tasas de enriquecimiento, según la velocidad y la duración de los eventos simulados.

Hipótesis 4: CO y NT se acumulan en agregados gruesos, que requieren una mayor velocidad de viento para ser erosionados, comparados con PT que se asocia a partículas finas. Tormentas de mayor velocidad pero corta duración erosionarán relativamente mayor proporción de CO y NT que de PT, mientras que tormentas de menor velocidad y larga duración tendrán un comportamiento inverso.

1.8. Objetivo General.

Seleccionar indicadores edáficos del estado y la tendencia de degradación del suelo por erosión eólica, y generar modelos predictivos y explicativos de este proceso de degradación para la Región Semiárida Central Argentina.

1.9. Objetivos Específicos.

1. Determinar la utilidad de la fracción erosionable y de la estabilidad estructural en seco como indicadores de la susceptibilidad a la degradación del suelo por erosión eólica.
2. Definir contenidos críticos de cementantes orgánicos e inorgánicos que determinen proporciones de agregados erosionables por el viento y estabilidades estructurales propios de suelos con altos riesgos de sufrir erosión eólica.
3. Establecer la validez de características morfológicas del suelo (espesor del horizonte A y profundidad hasta el carbonato secundario) como índices del estado de degradación del suelo por erosión eólica.
4. Evaluar la validez de relaciones entre fracciones granulométricas de horizontes superficiales de suelos cultivados y sin cultivar como índices de la magnitud de la selección producida por erosión eólica en suelos de diferente granulometría inicial.
5. Estimar el patrón de acumulación de arcilla en agregados de distinto tamaño en suelos con diferente grado de degradación por erosión eólica y texturas contrastantes.

6. Cuantificar las pérdidas diferenciales de C, N y P en función de la velocidad del viento y la duración de las tormentas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS.

2.1. Área de estudio.

El estudio fue conducido en la región semiárida central argentina (RSCA, Figura 10), caracterizada por presentar una temperatura media anual de 16 °C y precipitaciones medias anuales de 650 mm. La velocidad media anual del viento es de 15 km h⁻¹, siendo los meses más ventosos Agosto y Octubre con medias de 20 y 25 km h⁻¹ respectivamente y ráfagas de 60 km h⁻¹ (Casagrande & Vergara, 1996).

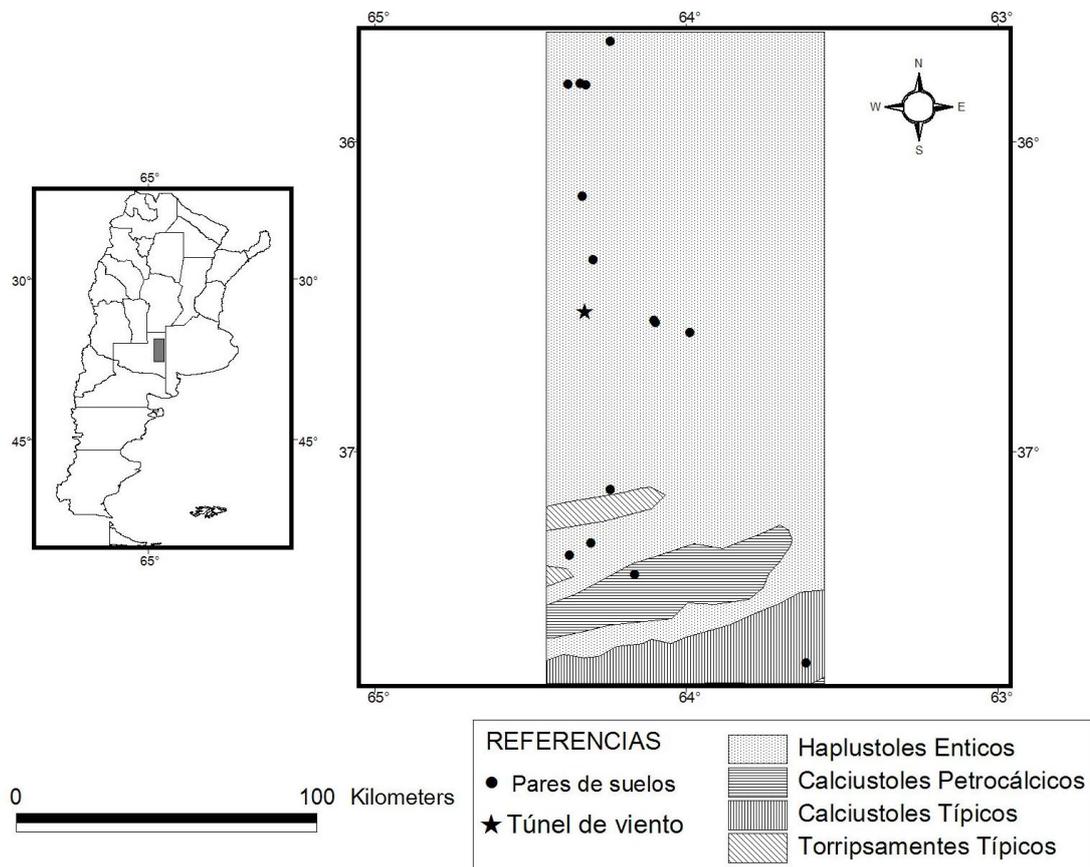


Figura 10. Ubicación de los sitios de muestreo. Pares de suelos se refiere a los sitios utilizados para validar las hipótesis 1,2 y 3, mientras que Túnel de viento se refiere al sitio utilizado para validar la hipótesis 4. Las unidades cartográficas fueron extraídas de INTA (2000).

En general, existe una asociación de suelos dominantes según la posición que ocupen en el paisaje, donde predominan Haplustoles Enticos (INTA, 2000; INTA et al., 1980). El material parental de los suelos es de origen eólico y edad cuaternaria, proveniente del desmenuzamiento de rocas de litología diversa por acción glacio - fluvial en la región andina. Existe una clara diferenciación granulométrica de estos depósitos en función de la distancia que alcanzaron desde su sitio de origen siendo más gruesos en el SW (Moscatelli & Puentes, 1996). Los minerales que predominan en la fracción liviana son las plagioclasas, los feldspatos potásicos y el cuarzo. Los dominantes en la fracción pesada son las hornblendas, piroxenos y opacos (Scoppa, 1976). En la fracción de las arcillas predominan la illita y la montmorillonita, existiendo en general muy altas proporciones de materiales amorfos (Buschiazzo et al., 2000). Estos materiales han sido transportados por el viento, provenientes de erupciones volcánicas ocurridas en los Andes desde el Pleistoceno (Buschiazzo et al., 1998).

2.2. Diseño experimental para validar las hipótesis 1, 2 y 3.

Seleccionamos catorce sitios planos con suelos representativos de la región que abarcaron un amplio gradiente textural (Figura 11). Cada sitio estuvo compuesto por un par de pedones sometidos a manejos contrastantes y separados por menos de 100 m (Figura 12); a) **Sin Cultivar (SC)**, ecosistema caracterizado por la presencia de un estrato arbóreo dominado por Caldén (*Prosopis caldenia* Burk.), en una condición de mínimo disturbio sometido ocasionalmente a ganadería extensiva y nunca labrado, por lo tanto este tratamiento representa el suelo original previo al laboreo y b) **Cultivado (C)**,

suelos cultivados con rastra de disco y arado rastra, generalmente a una profundidad de trabajo de 20 cm, por más de 50 años desde la deforestación del Caldén. Los sistemas de producción son predominantemente mixtos (agrícola – ganaderos), y los cultivos más comunes son trigo (*Triticum aestivum* L.), avena (*Avena sativa* L.), maíz (*Zea mays* L.) y girasol (*Helianthus annus* L.), siendo una rotación típica de la región: trigo – avena – cultivo de verano. Información estadística demuestra que el uso de la tierra ha sido homogéneo en toda la región de estudio (Viglizzo et al., 1997).

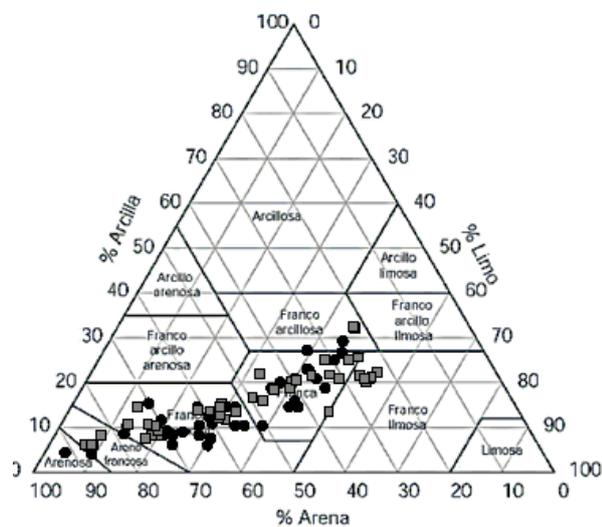


Figura 11. Textura superficial de los suelos estudiados. (■) Sin cultivar (n=42), (●) Cultivado (n=42).

En cada sitio se seleccionaron, al azar, tres áreas de 10 m². Dichas áreas fueron consideradas réplicas, a excepción de las determinaciones morfológicas.

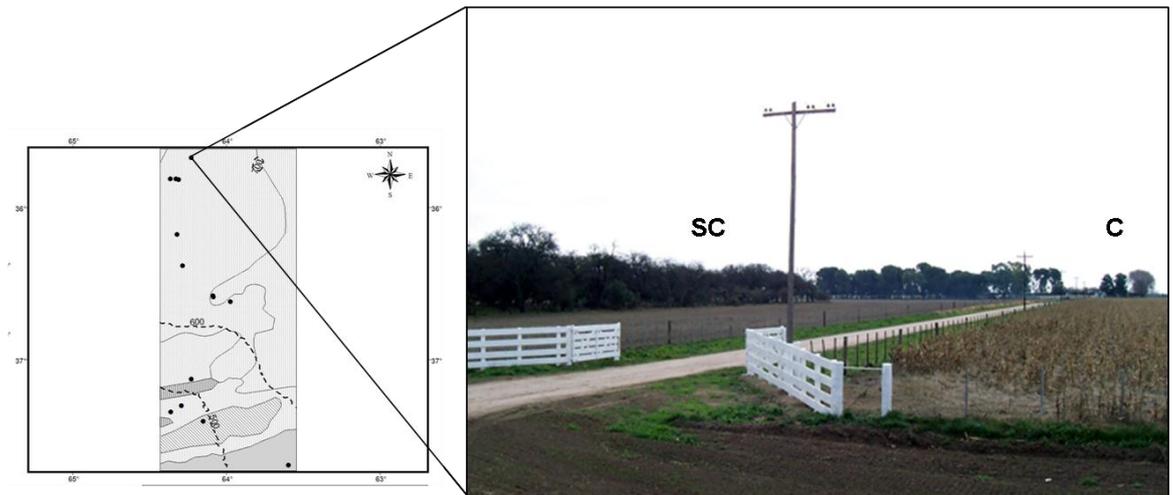


Figura 12. Vista del sitio 13 donde se aprecian ambos tratamientos: C (cultivado) y sin cultivar (SC).

2.3. Metodologías para validar la hipótesis 1.

En función de antecedentes sobre la variación espacial de la textura (Buschiazzo et al., 1991) y los contenidos de Al y Fe amorfos (Buschiazzo et al., 1998; Hepper et al., 2006), definimos tres grupos iniciales de suelos; suelos de Grupo 1: $L+A < 225 \text{ g kg}^{-1}$ con bajos contenidos de Alo y Feo (ubicados al sur de región); suelos del Grupo 2: contenidos de $L+A$ entre 225 y 500 g kg^{-1} con contenidos medios de Alo y Feo y suelos de grupo 3: contenidos de $L+A > 500 \text{ g kg}^{-1}$ con altos contenidos de Alo y Feo, ubicados al norte de la región (Tabla 1).

Tabla 1. Valores medios de arcilla, limo, carbono orgánico (CO), aluminio (Al) y hierro (Fe) extraíbles con oxalato, en cada suelo (n=3). C= Cultivados, SC= sin cultivar. Entre paréntesis se indica el desvío estándar.

Grupo de suelos	Sitio	Manejo	Arcilla (g kg ⁻¹)	Limo (g kg ⁻¹)	CO (g kg ⁻¹)	Al (mg kg ⁻¹)	Fe (mg kg ⁻¹)
1	1	C	55 (2)	65 (15)	4 (1)	398 (25)	874 (41)
		SC	57 (3)	70 (3)	5 (1)	397 (12)	699 (61)
	2	C	144 (13)	174 (12)	11 (1)	1947 (1105)	779 (8)
		SC	105 (22)	121 (32)	18 (4)	615 (109)	774 (102)
	3	C	89 (13)	236 (11)	12 (1)	1290 (176)	766 (35)
		SC	76 (3)	196 (9)	12 (4)	987 (88)	652 (59)
2	4	C	96 (9)	125 (2)	8 (2)	663 (65)	519 (43)
		SC	104 (13)	177 (14)	14 (2)	698 (98)	749 (74)
	5	C	93 (7)	238 (15)	17 (2)	847 (43)	662 (34)
		SC	138 (15)	306 (16)	36 (10)	1283 (107)	842 (47)
	6	C	101 (15)	281 (7)	18 (1)	1153 (60)	609 (19)
		SC	136 (12)	316 (13)	55 (12)	1333 (75)	802 (119)
7	C	59 (11)	314 (43)	15 (0)	1042 (65)	401 (24)	
	SC	158 (16)	295 (9)	50 (1)	1362 (27)	851 (67)	
8	C	108 (6)	370 (16)	14 (1)	800 (31)	702 (8)	
	SC	204 (14)	396 (15)	49 (17)	1452 (287)	1009 (186)	
9	C	204 (10)	405 (20)	11 (1)	1172 (390)	476 (32)	
	SC	209 (32)	442 (36)	41 (8)	2337 (827)	902 (70)	
10	C	172 (6)	451 (7)	17 (1)	1668 (245)	565 (43)	
	SC	233 (14)	428 (55)	48 (6)	1803 (104)	1080 (76)	
3	11	C	294 (12)	467 (32)	16 (1)	865 (53)	1429 (29)
		SC	192 (7)	500 (40)	20 (2)	1138 (124)	1687 (171)
12	C	215 (19)	464 (15)	14 (2)	875 (23)	367 (26)	
	SC	243 (61)	487 (60)	25 (17)	920 (206)	522 (134)	
13	C	166 (4)	335 (12)	9 (2)	1580 (205)	331 (88)	
	SC	228 (21)	535 (23)	68 (17)	2257 (388)	1071 (110)	
14	C	250 (8)	469 (25)	9 (21)	1587 (222)	1037 (165)	
	SC	276 (72)	563 (37)	85 (47)	1705 (342)	1162 (360)	

Determinaciones.

Se extrajeron muestras de suelo sin disturbar, de aproximadamente 2 kg, de los primeros 2,5 cm, las que fueron almacenadas en bandejas de plástico. Una vez secos al aire fueron fragmentados y tamizados con un tamiz rotativo. Este dispositivo es esencialmente un conjunto de tamices concéntricos cuyas aberturas son: 0,42; 0,84; 2; 6,4 y 19,2 mm (Chepil, 1962; Figura 13).



Figura 13. Vista lateral de un tamiz rotativo.

La proporción de partículas menores a 0,84 mm, que representan la fracción erosionable del suelo (FE), fue calculada utilizando la siguiente expresión:

$$FE = \frac{A < 0,84}{TA} \times 100 \quad \text{Ec. (1)}$$

Donde FE es la fracción erosionable por el viento [%], $A < 0,84$ es el peso [g] de los agregados menores a 0,84 mm, y TA es el peso total de la muestra [g].

Una limitante de esta metodología es que el tamiz rotativo es operado hasta la separación completa de agregados, lo que resulta en diferentes tiempos de tamizado, y por ende, en diferentes energías utilizadas. Sin embargo, la utilización de este aparato esta considerada como la técnica estándar para la determinación de la distribución de agregados en seco para estudios de erosión eólica (Díaz – Zorita et al., 2002).

La estabilidad estructural en seco (EES) fue calculada mediante un segundo tamizado de la muestra (Skidmore et al., 1994) como expresa la Ec. 2, donde $A < 0,84_2$ [g] es el peso de los agregados que pasaron a través de la

malla de 0,84 mm luego de un segundo tamizado, y $A > 0,84_1$ [g] es el peso de los agregados retenidos por la malla de 0,84 mm durante el primer tamizado.

$$EES = \left[1 - \frac{A < 0,84_2}{A > 0,84_1} \right] \times 100 \quad \text{Ec. (2)}$$

Muestras del horizonte A fueron secadas al aire y tamizadas a través de una malla de 2 mm. En ellas determinamos textura por el método combinado de la pipeta y el tamizado en húmedo (Gee & Bauder, 1986). El contenido de carbono orgánico fue determinado por el método de Walkley & Black (1934). La proporción de carbonato de calcio libre (CaCO_3) fue determinada por análisis volumétrico utilizando un aparato de Scheibler (Schlichting et al., 1995). Aluminio (Al) y hierro (Fe) amorfos fueron extraídos en oscuridad con ácido oxálico, y determinados por espectroscopia de absorción atómica.

Análisis estadístico.

Los efectos medios de los tratamientos en FE y EES fueron analizados con un ANOVA doble, con sitio y manejo como factores principales. Cuando existió interacción, la analizamos con contrastes ortogonales de Scheffé (Sokal & Rolf, 1981), utilizando los algoritmos desarrollados por Winzer & Camina (2007a)¹. Esta técnica iterativa, descompone la variabilidad de la interacción permitiendo generar conjuntos, dentro de los cuales se puede comparar un factor sin la influencia del restante. Esto permite comprobar la validez de los grupos de sitios formados inicialmente. Una vez que la técnica redefinió los grupos, las medias de los manejos fueron comparadas mediante pruebas t de

¹ Planilla de cálculo: Interacción.xls, desarrollada utilizando Microsoft Excel ©.

Student utilizando el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2002). Estas pruebas fueron desarrolladas utilizando un nivel de significación del 5%.

Las relaciones entre FE y EES con propiedades del suelo fueron estudiadas mediante modelos de regresión lineal y no lineal utilizando el algoritmo de Marquardt - Levenberg (Marquardt, 1963). Los posibles valores críticos en los modelos no lineales fueron definidos en el punto donde la primera derivada fue inferior a 0,01. Este valor fue seleccionado ya que se encuentra próximo a cero, valor matemático que corresponde a un punto crítico de la función (Goldstein et al., 1980). Estos procedimientos fueron realizados utilizando el software CurveExpert 1.38 (Hyams, 2005).

2.4. Metodologías para validar la hipótesis 2.

Determinaciones.

En cada sitio se determinó el espesor del horizonte A y la profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario, determinada mediante la reacción con ácido clorhídrico (2,78 N) según las normas de reconocimiento de campo (Etchevere, 1976). Para la determinación del espesor del horizonte A realizamos una calicata, y para la determinación de la profundidad hasta la acumulación de carbonato se utilizó un barreno calado de acero inoxidable de 1 m de largo (Figura 14).



Figura 14. Elementos utilizados para la determinación de la profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario.

Análisis estadístico.

Los efectos medios del espesor del horizonte A y la profundidad hasta el carbonato fueron comparados entre manejos mediante una prueba t de Student con un nivel de significación del 5% utilizando los sitios como repeticiones. Se relacionó el espesor del horizonte A y la profundidad hasta el carbonato con propiedades de suelos a través de modelos lineales y no lineales utilizando una metodología similar a la descrita para la hipótesis 1.

2.5. Metodologías para validar la hipótesis 3.

Determinaciones.

Muestras del horizonte A fueron secadas al aire y tamizadas a través de una malla de 2 mm. En ellas, determinamos la distribución de tamaños de partículas (DTP) por el método combinado de la pipeta y el tamizado en húmedo

(Gee & Bauder, 1986). En un primer lugar, determinamos la DTP con dispersión química y con ultrasonido, a la que denominamos con dispersión total (DTP_T). En función de la DTP_T seleccionamos tres sitios contrastantes: sitio 1, 8 y 11 (Tabla 1). En estos, se determinó la distribución de partículas con dispersión mínima (DTP_{MIN}). Para ello, procedimos a pesar 20 g de suelo tamizado por 2 mm, lo colocamos en una botella de vidrio que fue agitada mecánicamente a 180 golpes por minuto durante 2 h y luego trasvasada a una probeta de 1 L.

Análisis estadístico.

La DTP_T fue analizada según las clases establecidas por el USDA (Steinhardt, 2008): Arcilla: $\emptyset < 2 \mu\text{m}$, Limo: $2 \mu\text{m} < \emptyset < 50 \mu\text{m}$, Arena muy fina I: $50 \mu\text{m} < \emptyset < 73 \mu\text{m}$, Arena muy fina II: $73 \mu\text{m} < \emptyset < 100 \mu\text{m}$, Arena fina: $100 \mu\text{m} < \emptyset < 250 \mu\text{m}$ y Arena media, gruesa y muy gruesa: $\emptyset > 250 \mu\text{m}$. Los efectos medios de los tratamientos en estas clases fueron analizados con un ANOVA doble con sitio y manejo como factores principales. Cuando existió interacción los manejos fueron comparados dentro del sitio mediante pruebas t. Estas pruebas fueron desarrolladas utilizando un nivel de significación del 5%.

Para analizar el cambio en las clases estudiadas se utilizó el cociente entre el contenido de cada fracción en C (X_c) y en SC (X_{sc}) (Ec. 3).

$$X_{c / sc} = \frac{X_c}{X_{sc}} \quad \text{Ec. (3)}$$

Para estudiar el cambio en función de la textura original del suelo, este cociente fue relacionado con el contenido de arena ($\emptyset > 50 \mu\text{m}$) del tratamiento SC correspondiente al par, mediante regresiones lineales y no lineales. Cuando

comparamos las pendientes de dos relaciones lineales utilizamos los algoritmos desarrollados por Winzer & Camina (2007b).²

La DTP_{MIN} fue analizada según las siguientes clases: a: $\emptyset < 2 \mu\text{m}$, b: $2 \mu\text{m} < \emptyset < 50 \mu\text{m}$, c: $50 \mu\text{m} < \emptyset < 250 \mu\text{m}$ y d: $\emptyset > 250 \mu\text{m}$. El efecto del manejo en cada una de estas clases fue comparado dentro del sitio mediante pruebas t al 5%.

Para estimar la proporción de partículas formando agregados utilizamos la relación entre DTP_{MIN} y DTP_T , ($DTP_{MIN/T}$). Para partículas del tamaño de las arcillas esta relación toma valores entre 0 y 1, cuanto menor es el valor, una mayor proporción de arcilla se encuentra formando agregados de mayor tamaño y una menor proporción dispersa. Para tamaños de partículas entre 2 y 50 μm , y 50-250 μm ; esta relación puede tomar valores menores a 1, indicando que el aporte de partículas menores a estas fracciones ($x < X$) a la misma (X) es menor al aporte de partículas de la fracción X a fracciones de tamaño superior ($X <$), o valores mayores a 1 indicando el comportamiento inverso. Por último para partículas mayores a 250 μm , esta relación toma valores mayores o iguales a 1, siendo mayor este valor a medida que es mayor el aporte de partículas más finas a la formación de agregados de dicho tamaño.

2.6. Metodología para validar la hipótesis 4.

Descripción del sitio experimental.

El estudio se realizó en el campo de la facultad de agronomía de la UNLPam ubicado 8 km al N de la ciudad de Santa Rosa ($64^{\circ}30'W$ y $36^{\circ}30'S$). El suelo se clasifica como un Haplustol Entico franco fino térmico. El contenido de

² Planilla de cálculo: Reg_2.xls, desarrollada utilizando Microsoft Excel ©.

materia orgánica de los primeros 20 cm es de 16 g kg^{-1} y la proporción granulométrica es de 700 g kg^{-1} de arena, 190 g kg^{-1} de limo y 110 g kg^{-1} de arcilla.

Descripción del túnel de viento.

Para simular eventos erosivos se utilizó un túnel de viento portátil (Méndez et al., 2006a; Figura 15).



Figura 15. Vista frontal del túnel de viento portátil utilizado en este estudio.

Los principales componentes del mismo son: 1) un chasis, 2) un motor a explosión, 3) una hélice, 4) una sección curva, 5) una placa cribada y 6) las secciones del túnel propiamente dicho.

El chasis posee 3,8 m de largo; 2,3 m de ancho; 2,3 m de alto y está construido de hierro de sección cuadrada de 5 mm de espesor. En la parte delantera posee una lanza para el transporte del mismo y un bastidor sobre el cual se realiza la nivelación del túnel por medio de elevadores mecánicos.

El motor, ubicado en la parte superior del chasis, posee una potencia de 24 HP. Por medio de una correa y poleas reductoras (relación 2,5:1) se acciona la hélice que se encuentra por debajo. Esta, tiene 1 m de diámetro y está compuesta por 8 palas de 35 cm de largo, 12 cm de ancho y un ángulo de 40°.

El aire impulsado por la hélice es conducido hacia la sección curva de chapa galvanizada de 1 mm de espesor que desciende 50 cm el flujo de aire, llevándolo a un movimiento horizontal a la altura del suelo. El aire circula luego a través de una placa cribada de 1 m de alto; 0,5 m de ancho; 0,5 m de largo y que posee ciento noventa y seis orificios de chapa moldeada, de 35 mm de ancho por 58 mm de alto cada uno. La función de la misma es homogeneizar el flujo de viento.

El flujo atraviesa posteriormente la sección del túnel propiamente dicha formada por tres secciones equidimensionales de chapa galvanizada, cada una de 2 m de largo; 0,5 m de ancho y 1 m de alto. La primera sección es totalmente recubierta y a la entrada de la misma se ubica un conjunto de placas deflectoras que se encargan de orientar el flujo y de esta manera generar un flujo logarítmico similar al que ocurre en la naturaleza (Shao, 2008). Por último, se encuentran la zona de medición formada por dos secciones sin piso y ventanas a ambos lados que permiten realizar modificaciones sin necesidad de desacoplar los mismos.

Al final de la zona de medición se coloca un colector especialmente diseñado para el túnel. El mismo posee una abertura de 1 m de alto por 0,01 m de ancho y en la parte inferior cuenta con una bandeja para la recolección de material.

La velocidad del motor se regula con un acelerador manual. El mismo puede colocarse en diferentes posiciones generando velocidades desde los 8 m s⁻¹ hasta los 22,5 m s⁻¹. Esta se mide con un anemómetro digital en la parte final del túnel, a unos 60 cm de altura sobre la parte central. Una vez obtenida la relación entre las rpm del motor y la velocidad, la misma se utiliza para regular la velocidad mediante de un tacómetro digital acoplado al motor.

Muestreo, diseño experimental y determinaciones.

Se utilizó un diseño factorial doble con velocidad y duración como factores principales. Las velocidades seleccionadas fueron 20 m s⁻¹ y 10 m s⁻¹ para simular eventos de alta velocidad y baja velocidad respectivamente. Estas velocidades se seleccionaron ya que reflejan condiciones naturales durante eventos erosivos en la región de estudio (Casagrande & Vergara, 1996) y teniendo en cuenta la velocidad umbral encontrada para suelos de la región (de Oro & Buschiazzi, 2009). Los intervalos de tiempo seleccionados fueron de 1 y 3 min. Estos fueron seleccionados en función de la dinámica temporal de la pérdida de sedimentos (Liu et al., 2003).

Muestras superficiales (1 cm) de suelo fueron tomadas de la zona de medición antes y después de cada simulación. El material erosionado fue recogido en un colector al final del túnel y pesado en balanza analítica.

Las muestras fueron almacenadas en recipientes plásticos a temperatura ambiente. En cada una de las muestras fue determinado el contenido de carbono orgánico por combustión seca utilizando un analizador LECO, el contenido de nitrógeno total por el método de Kjendahl y el contenido de fósforo total por digestión ácida y lectura por espectrometría de emisión por

plasma inducido (Sparks, 1996). Estas determinaciones fueron realizadas en el LANAIS-15 (CONICET-UNS).

Calculamos el flujo de masa horizontal (q) para cada uno de los elementos según la Ec. 4, donde P_s [g] es el peso del sedimento recolectado, S [m^2] la superficie de medición, T [min] el tiempo de medición y C [$g\ kg^{-1}$] la concentración de cada una de los elementos en el sedimento.

$$q = \frac{P_s}{S \times T} \times C \quad \text{Ec. (4)}$$

La tasa relativa de enriquecimiento (TRE; Zobeck et al., 1986) fue calculada como la relación entre la concentración del elemento en el sedimento y aquella en la superficie del suelo previa a la simulación. También se cuantificó el cambio producido en la superficie antes y después de cada simulación.

Análisis estadístico.

Los efectos medios de los tratamientos en la concentración en el sedimento erosionado, el flujo de masa horizontal, la tasa relativa de enriquecimiento; y el cambio en la concentración superficial de CO, NT y PT fueron analizados con un ANOVA doble con velocidad y duración como factores principales. Cuando existió interacción, las velocidades fueron analizadas dentro de cada duración mediante pruebas t de Student. Estas pruebas fueron desarrolladas utilizando un nivel de significación del 5%.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

3.1. Resultados obtenidos para validar la hipótesis 1.³

Hipótesis 1a: La fracción erosionable y la estabilidad estructural de los suelos de la RSCA dependerán de los contenidos de CO, óxidos de Al y arcilla. La interacción de estas propiedades con el manejo determinará sus sensibilidades.

Hipótesis 1b: Los efectos del manejo sobre los contenidos de CO, óxidos de Al y arcilla permitirán desarrollar modelos predictivos de la variación de FE y EES, y definir valores críticos que permitan diferenciar estados irreversibles de degradación del suelo.

3.1.1. Fracción erosionable (FE).

El análisis de varianza detectó interacción *sitio x manejo* para FE ($P < 0,001$). El único contraste que explicó la interacción ($P < 0,05$) fue la combinación de los sitios 3, 4, 5, 6 y 7 (suelos de grupo 2) *versus* la combinación de los sitios restantes (suelos del grupo 1 y 3). Como no existió interacción en los suelos del grupo 1 y 3, estos fueron agrupados para ser analizados en conjunto. Los suelos del grupo 2 estuvieron compuestos por suelos de textura media, con un contenido de limo y arcilla (L+A) en SC que varió entre 215 – 500 g kg⁻¹. Los suelos del grupo 1 poseen menos de 215 g kg⁻¹ de L+A, y los suelos del grupo 3 más de 500 g kg⁻¹ de L+A. La Figura 16 muestra que FE disminuyó desde suelos del grupo 1 al 3, de acuerdo con el incremento de arcilla, CO y Alo.

³ Estos resultados fueron publicados en: Colazo J.C. & D.E. Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma* 159: 228-236.

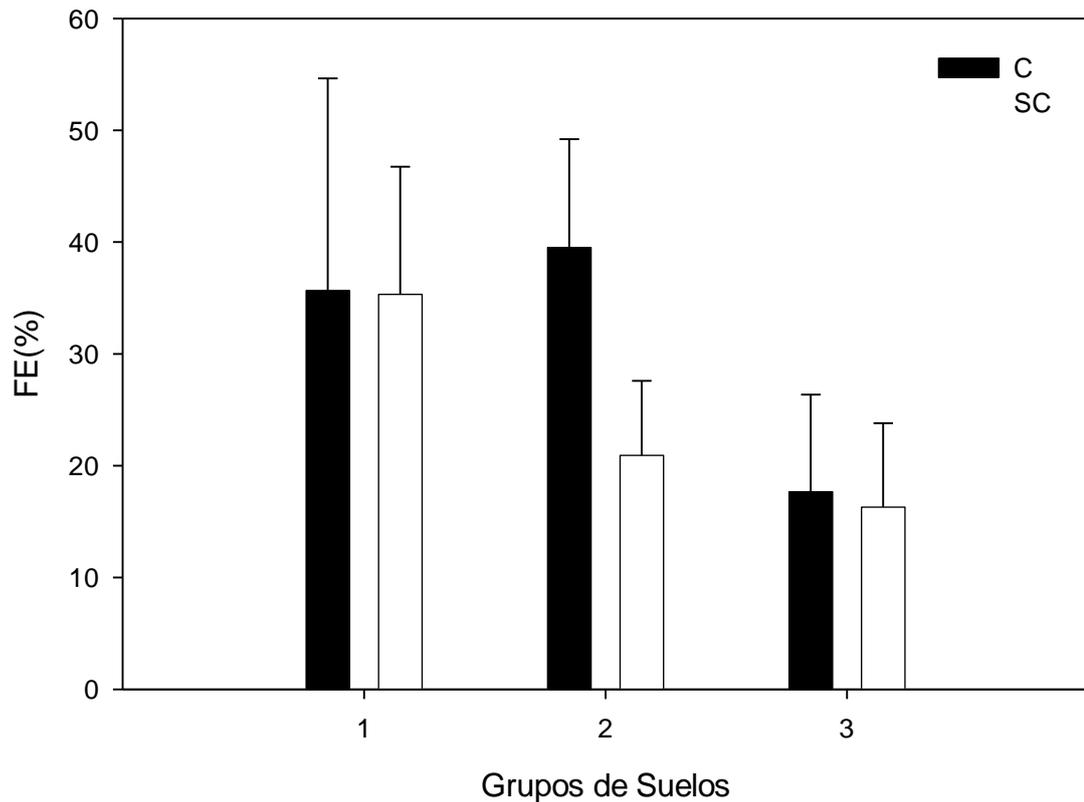


Figura 16. Fracción erosionable (FE) de cada grupo de suelos y manejo. C = Cultivado y SC = Sin cultivar. Las barras representan el desvío estándar.

En los suelos del grupo 2, FE fue mayor en C (39,5 %) que en SC (21%), indicando un incremento del 18,5% por actividades antropogénicas ($P < 0,001$). Resultados similares fueron reportados por Bravo & Silenzi (2000), quienes encontraron que FE en labranza convencional fue mayor comparada con una condición sin cultivar en un Paleustol Petrocálcico. Estos autores atribuyen estos resultados a la destrucción de los agregados gruesos y a su transformación en agregados más finos por las prácticas de labranzas. Un tercio de los suelos C del grupo 2 presentaron valores de FE mayores al 40%, un valor de referencia para FE, considerado como el equivalente necesario para mantener la erosión eólica por debajo de valores tolerables (Woodruff & Siddoway, 1965; Leys et al., 1996). Ninguno de los suelos SC del grupo 2 presentó valores por encima de este umbral, indicando que estos suelos

naturalmente son poco erosionables por el viento. Esto concuerda con los resultados encontrados por López et al. (2007) para suelos de esta región.

FE fue similar entre manejos cuando los suelos del grupo 1 y 3 fueron considerados juntos ($P= 0,7$), indicando que FE no fue un indicador sensible en estos tipos de suelos. FE en los suelos de textura gruesa (grupo 1) fue de 35,6% en C y de 35,3 en SC. La falta de diferencias entre manejos, y los valores por encima del 40% en la mitad de los suelos SC, sugiere que estos suelos probablemente son incapaces de generar una estructura resistente a la erosión eólica (Tatarko, 2001). En los suelos de textura más fina (suelos del grupo 3), FE varió entre 4 y 35% en ambos manejos. Este resultado concuerda con el reportado por Skidmore et al. (1975), quienes no encontraron diferencias de FE entre un suelo sin cultivar y otro adyacente cultivado, ambos de textura franco limosa en Kansas. Estos autores atribuyen estos resultados a los altos contenidos de limo y arcilla de estos suelos, los cuales aseguran la formación de una buena estructura y no producen diferencias entre manejos.

Estos resultados demuestran que FE es un indicador útil para la determinación de la tasa de degradación de suelos de textura media, ya que es sensible a las prácticas de manejo y su cambio tiene un significado físico. En los suelos de textura fina, los contenidos de arcilla juegan un rol importante en la formación de la estructura, y el manejo queda subordinado a estos. A pesar de que estos suelos han perdido CO debido a las prácticas de labranzas (Buschiazzo et al., 1991), ellos poseen suficientes contenidos de arcilla para formar agregados no erosionables. Los suelos arenosos por otra parte, parecen no contener la suficiente cantidad de agentes cementantes (orgánicos e inorgánicos) para formar la suficiente cantidad de agregados resistentes a la

erosión eólica. Sin embargo, los resultados en estos suelos están basados solamente en dos sitios por lo que deben considerarse preliminares, siendo investigaciones futuras necesarias para alcanzar un mejor entendimiento de los mecanismos involucrados en la agregación en seco de los mismos.

3.1.2. Estabilidad estructural en seco (EES).

El ANOVA doble mostró una fuerte interacción entre *sitio x manejo* para EES ($P < 0,001$). Como sucedió con FE, solamente los sitios del grupo 2 determinaron el efecto de la interacción. La Figura 17 muestra que los valores de EES aumentaron desde el sitio 1 al sitio 3, de acuerdo a los incrementos en los contenidos de L+A, Alo y CO.

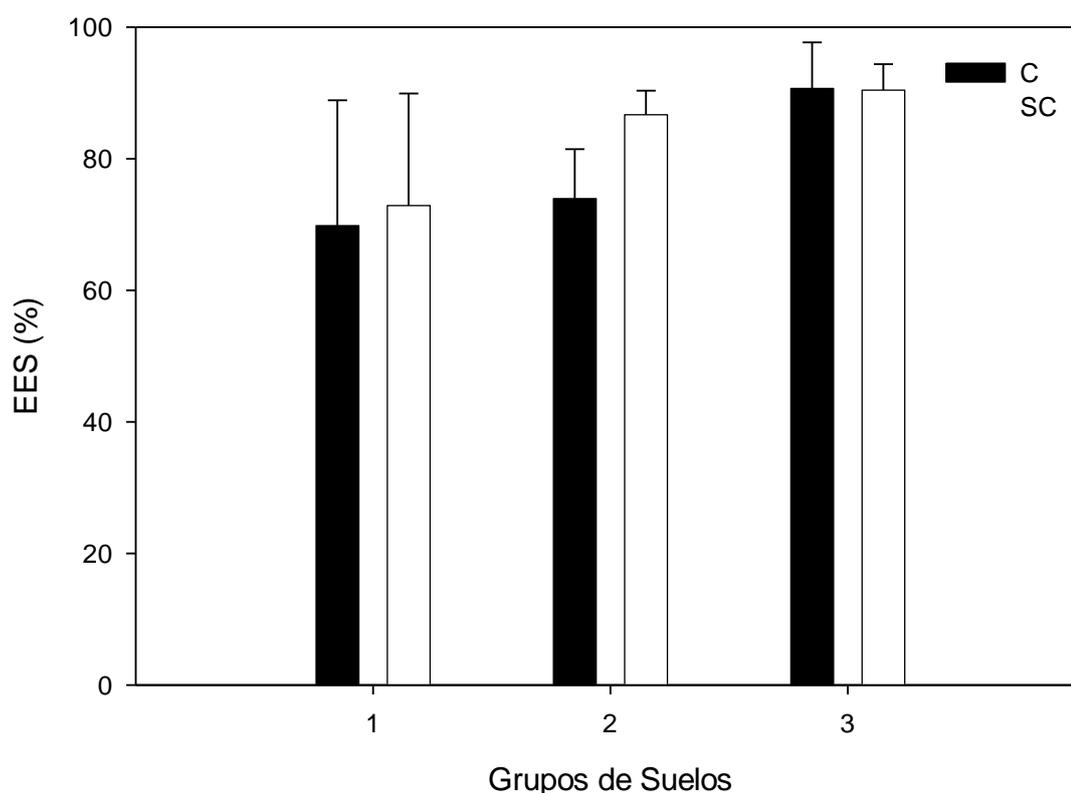


Figura 17. Estabilidad estructural en seco (EES) de cada grupo de suelos y manejo. C = Cultivados y SC = Sin cultivar. Las barras representan el desvío estándar.

Los suelos del grupo 2 tuvieron menor EES ($P < 0,001$) en C (74,5%) que en SC (86,5%), indicando que los suelos cultivados han reducido su capacidad para resistir la erosión eólica. Estos resultados concuerdan con Bravo & Silenzi (2000) quienes encontraron que EES disminuía con la intensidad de laboreo, asociada a pérdidas de CO. Zobeck et al. (1995), utilizando el método de aplastado de agregados⁴, no encontraron diferencias entre un suelo franco arenoso cultivado y otro sin cultivar de Texas. Estos autores atribuyen la falta de diferenciación entre manejos al alto grado de variabilidad del método, ya que los coeficientes de variación (cv), variaron entre 50% y 105%. En nuestro estudio el cv de EES fue: 13% en SC y 16% en C.

EES fue similar entre manejos en suelos del grupo 1 y 3 ($P = 0,72$). Esto concuerda con los resultados de Buschiazzo et al. (1995) quienes no encontraron diferencias de EES entre tres manejos: agrícola, rotación y virgen, en suelos con contenidos de L+A entre 100 y 840 g kg⁻¹. Estas diferencias con respecto a nuestros resultados en suelos del grupo 2 podrían deberse al uso de una población de suelos más finos (70% > 500 g kg⁻¹ de L+A) en dicho estudio.

Los bajos y similares valores de EES entre SC y C en suelos de textura gruesa (grupo 1) probablemente fueron producto de los bajos contenidos de cementantes orgánicos e inorgánicos, que no aseguraron la producción de agregados estables. Sin embargo, estos resultados deben considerarse como preliminares debido a que están basados en una pequeña población de suelos.

Los suelos del grupo 3 presentaron valores altos y similares de EES en ambas condiciones de manejo. Probablemente, los altos valores de EES en C fueron producto de los altos contenidos de arcilla, la cual es una sustancia

⁴ Traducción del inglés del término "crushing method". Para más detalle ver: Boyd, D.W., E.L. Skidmore & J.G. Thompson. 1983. A soil-aggregate crushing-energy meter. Soil Sci. Soc. Am. J. 47(2):313-316.

cementante muy efectiva en los suelos estudiados (Buschiazzo et al., 1995). Otro proceso a considerar es la formación de terrones (clods⁵) por la compactación producida por las prácticas de labranza. Este proceso es muy común en suelos de textura fina y con bajos contenidos de CO (Quiroga et al., 1999). Bajo estas condiciones, EES puede incrementarse por un efecto de compresión, el cual fuerza a las partículas a acercarse, creando una unidad más compacta y resistente en el estado seco (Powers & Skidmore, 1984).

Este efecto diferencial de EES en suelos de diferente textura sometidos a manejos contrastantes fue descrito por Eynard et al. (2004), quienes reportaron mayores EES en suelos con pasturas comparados con suelos cultivados en Ustoles, pero no en Ustersts.

3.1.3. Relación de FE y EES con propiedades de suelo seleccionadas.

La Figura 18a muestra que FE se relacionó de manera logarítmica y negativa con CO en SC. Un valor de FE del 40% fue alcanzado a partir de contenidos de CO mayores a 6 g kg^{-1} . Por debajo de este valor de CO, la FE se incrementó marcadamente, mientras que a contenidos superiores de CO, la FE disminuyó a tasas menores, alcanzando CO un valor crítico en 90 g kg^{-1} . En este valor, la primera derivada de la función ($\Delta \text{FE} / \Delta \text{CO}$) comienza a ser menor que 0,01. Este valor elevado de CO es infrecuente en suelos inorgánicos de regiones templadas, siendo solamente encontrado en pocos suelos vírgenes (Buschiazzo et al., 1991). Esto significa, que aunque la pendiente de la relación disminuya

⁵ Clod: Masa de suelo cohesiva y compacta de tamaño variable, producida por operaciones de labranza, especialmente cuando éstas son realizadas en condiciones de suelo demasiado húmedo o seco, y por medio de mecanismos de compresión o destrucción de unidades de mayor tamaño, y por lo tanto diferentes a los mecanismos de construcción característicos de procesos de formación de agregados. Soil Sci. Soc. Am. 2008. Glossary of Soil Science Terms. Soc. Sci. Soc. Am. Madison, WI. 92 pp

con incrementos en los contenidos de CO, FE no permanecerá baja y constante con los contenidos normales de CO en estos suelos.

Solamente relaciones lineales han sido descritas en la bibliografía para el ajuste entre FE y CO (Fryrear et al., 1994; López et al., 2007). Las relaciones no lineales tienen diferentes tasas de cambio, y cuando tienen una dinámica de saturación es posible identificar un valor en el dominio de la función a partir del cual la variable dependiente permanece casi sin cambios. Esto hace posible la identificación de valores críticos en relaciones empíricas entre propiedades y funciones del suelo (Carter, 2002).

En C no existió una relación significativa entre CO y FE. Unger (1997) encontró que el contenido de CO no estaba relacionado con la proporción total de agregados mayores a 0,84 mm (inversa de FE) en un Paleustol. Sin embargo, este autor comprobó una asociación positiva entre la proporción de agregados de 0,84 – 2 mm y su concentración de CO, y la tendencia opuesta en agregados mayores a 18,3 mm. Este autor sugiere que el CO juega un rol importante en el desarrollo y la estabilidad de los agregados de 0,84 – 2 mm de diámetro, pero no tiene efecto en la formación de agregados mayores a 18,3 mm, ya que los mismos son producto de las operaciones de labranza (clods). Esto explicaría la relación negativa en SC, donde el contenido de CO mejora la estructura a través de procesos de agregación, aún en agregados de gran tamaño (Yang & Wander, 1998). En cambio en C, los datos exhibieron una gran variabilidad debido a la combinación de dos procesos opuestos: un efecto positivo de CO en agregados mayores a 0,84 mm, y un efecto negativo de CO, ya que su pérdida en suelos de textura fina incrementaría la compactación, y por ende, favorecería la formación de terrones (clods).

La Figura 19a muestra que EES se correlacionó positivamente con el contenido de CO en C y en SC. Este resultado concuerda con los encontrados por Buschiazzo et al. (1995) quienes encontraron una relación logarítmica y positiva entre EES y CO, indicando que los cementantes orgánicos contribuyen a formar estructuras estables en seco, debido a un efecto de pegado entre las partículas (Powers & Skidmore, 1984). Un modelo logístico ajustó mejor la relación entre EES y CO, exhibiendo un valor máximo de EES de 85% a un contenido crítico de CO de 10 g kg^{-1} en C, y un 90 % de EES en 29 g kg^{-1} de CO en SC. Por encima de este valor, EES permanece alta y constante. Estos resultados concuerdan con los encontrados por Buschiazzo (2006), quien sugiere que existe un contenido crítico de materia orgánica de 30 g kg^{-1} para EES en suelos de RSCA. Bravo (1994) reporta resultados similares en un Paleustol Petrocálcico, donde EES permaneció constante por encima de 20 g kg^{-1} de CO. Loveland & Webb (2003) concluyen que no existen evidencias cuantitativas para un valor umbral de CO relacionado con parámetros físicos en suelos de regiones templadas. Sin embargo, la mayoría de las relaciones analizadas por estos autores fueron lineales. Los resultados muestran que los suelos arenosos nunca alcanzarían este valor crítico, ya que los contenidos de CO, aún en los suelos sin cultivar son menores a 20 g kg^{-1} . Otro aspecto que muestra el modelo es que ciertos suelos cultivados de textura fina tienden a desviarse de la relación, presentando altos valores de EES por debajo de este valor umbral. Probablemente, el laboreo en suelos con altos contenidos de limo y arcilla, pero bajos contenidos de CO, inducen a la formación de agregados más densos y resistentes a la abrasión producto de procesos de compresión (Powers & Skidmore, 1984).

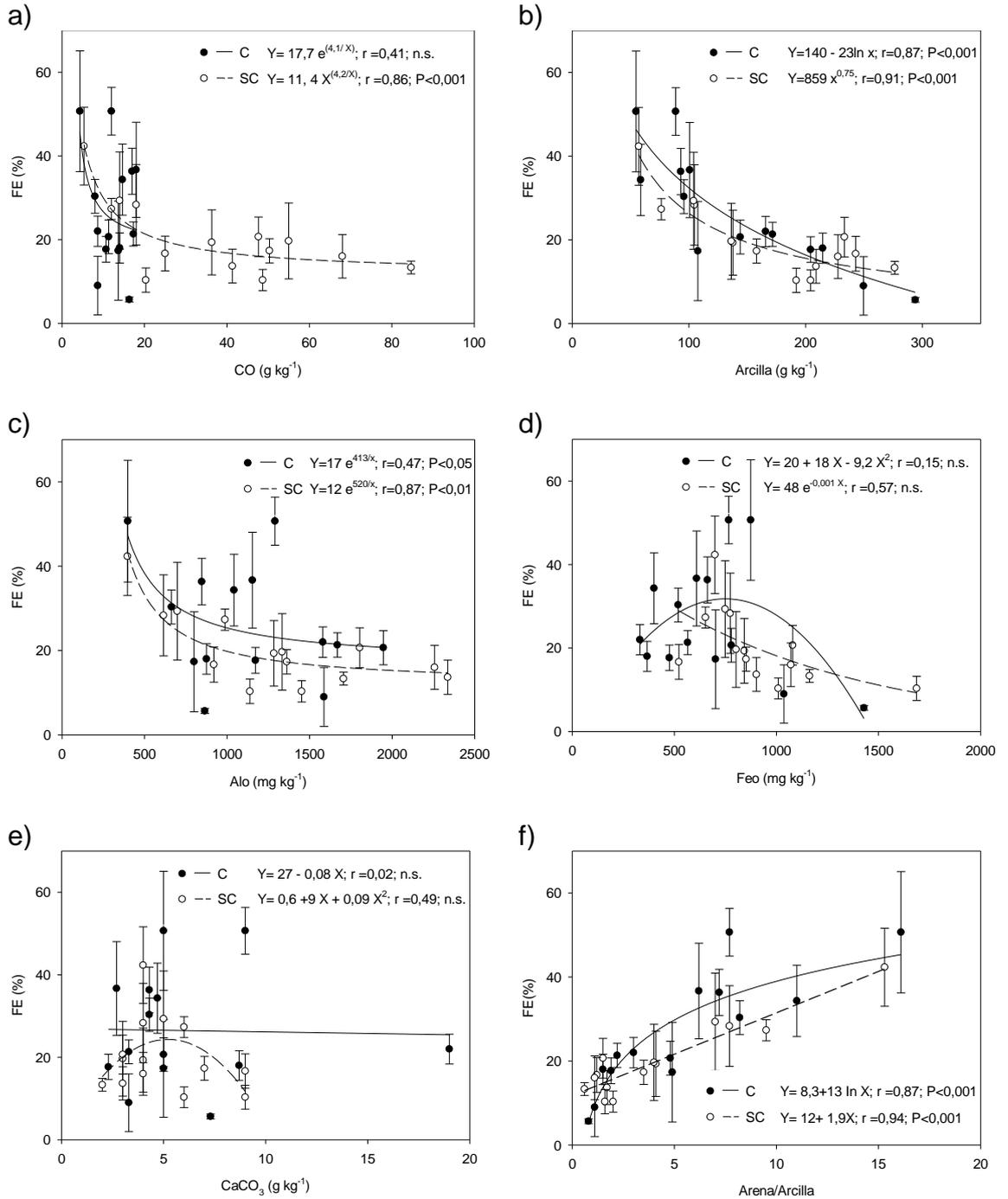


Figura 18. Relaciones entre la fracción erosionable por el viento (FE) y a) el contenido de carbono orgánico (CO), b) arcilla, c) óxidos de aluminio amorfos (Alo), d) óxidos de hierro amorfos (Feo), e) carbonato de calcio (CaCO₃) y f) cociente entre el contenido de arena total y arcilla (Arena/Arcilla). Las barras indican el desvío estándar (n=3).

FE se relacionó negativamente con los contenidos de arcilla (Figura 18b). Una ecuación potencial fue la que ajustó ambas variables en SC mientras que una logarítmica lo hizo en C. Resultados similares fueron encontrados por

López et al. (2001) para suelos de un ambiente semiárido en España, y por Chepil (1953b) para suelos de Estados Unidos. Este último autor encontró una relación inversa válida solamente hasta un contenido inferior de arcilla de 270 g kg⁻¹, por encima del cual incrementos de arcilla producían incrementos de FE. Probablemente, la diferencia con nuestros resultados se deba a la ausencia de ciclos de congelamiento – descongelamiento en nuestros suelos (Leys et al., 1996).

EES se relacionó positivamente con el contenido de arcilla (Figura 19b). Un modelo exponencial fue el que mejor ajustó esta relación. El contenido crítico de arcilla fue de 100 g kg⁻¹ en SC, mientras que en C el modelo no alcanzó un valor crítico en el rango de valores de arcilla utilizados. Skidmore & Layton (1992), utilizando el método de aplastado, encontraron que EES fue sensible al contenido de arcilla hasta los 250 g kg⁻¹, utilizando diferentes suelos de Kansas.

Los contenidos de Alo variaron entre 370 y 3920 mg kg⁻¹. Estos altos contenidos de Alo probablemente se encuentran relacionados con la meteorización química de cenizas volcánicas (Wada, 1977; Buschiazzo et al., 1998). Estas cenizas sedimentaron durante varias erupciones volcánicas ocurridas en los Andes desde el Pleistoceno. La meteorización de estas cenizas puede incrementar los contenidos de óxidos amorfos de Al en los suelos estudiados (Buschiazzo et al., 1998). FE se relacionó negativamente con los contenidos de Alo (Figura 18c). Un modelo exponencial fue el que mejor ajustó esta relación en ambos manejos. FE presentó un valor crítico de Alo en aproximadamente 1000 mg kg⁻¹.

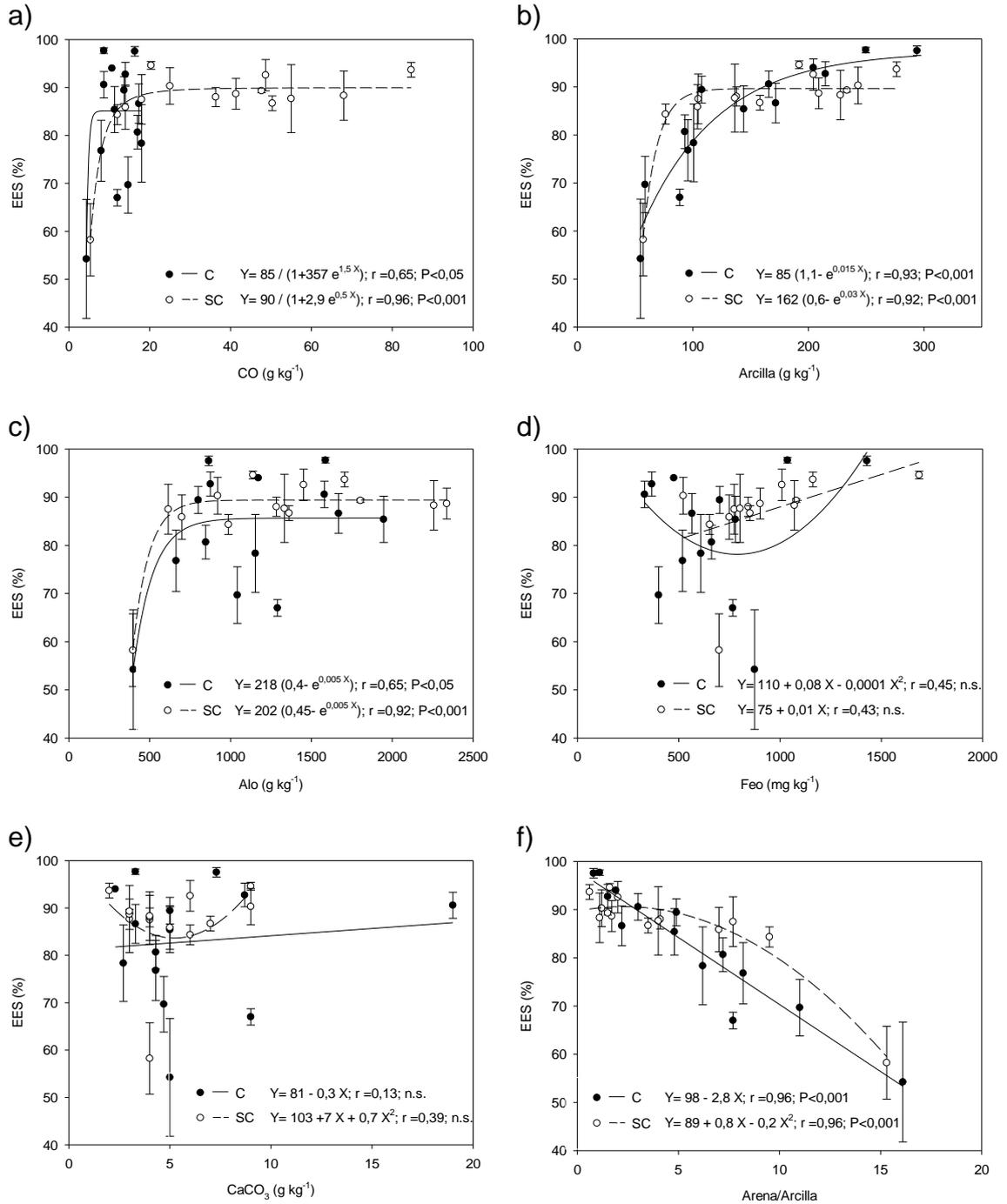


Figura 19. Relaciones entre la estabilidad estructural en seco (EES) y a) el contenido de carbono orgánico (CO), b) arcilla, c) óxidos de aluminio amorfos (Alo), d) óxidos de hierro amorfos (Feo), e) carbonato de calcio (CaCO₃) y f) cociente entre el contenido de arena total y arcilla (Arena/Arcilla). Las barras indican el desvío estándar (n=3).

EES se relacionó positiva y exponencialmente con Alo en ambos manejos (Figura 19c). EES comenzó a ser insensible con contenidos de Alo mayores a 1000 mg kg⁻¹. Diversos estudios han demostrado la mejora de los

contenidos de óxidos de Al en la agregación en húmedo, especialmente en micro agregados (Amezqueta, 1999). Buschiazzo et al. (1995) encontraron una correlación positiva entre la EES con formas cristalinas y amorfas de Al, e identificaron compuestos amorfos como sustancias cementantes del tamaño del limo. A su vez, Hepper et al. (2006) encontraron mayores concentraciones de montmorillonita en suelos enriquecidos con ceniza volcánica comparados con suelos de bajo contenido de cenizas. Ha sido demostrado que suelos con arcillas de mineralogía mixta (1:1-2:1) presentan agregados más estables comparados con suelos de mineralogía simple (Denef et al., 2002).

Los contenidos de Feo no afectaron ni FE ni EES (Figura 18d y 19d). Resultados similares fueron encontrados por Buschiazzo et al. (1995), y pueden ser el resultado de la predominancia de iones de Al sobre iones de Fe en una primera etapa de meteorización. Bajo estas condiciones los óxidos de Al predominan sobre los de Fe en la formación de agregados (Huygens et al., 2005). Amezqueta (1999) afirma que los polímeros de Al son más eficientes para formar agregados que los polímeros de Fe debido a su mayor superficie y a su mayor densidad de cargas, que producen mayores fuerzas de atracción entre los polímeros y las arcillas.

Tanto FE como EES no fueron afectados por el contenido de CaCO_3 en los suelos bajo estudio (Figura 18e y 19e). Estos resultados concuerdan con los encontrados por López et al. (2001; 2007), y difieren con los encontrados por Chepil (1954). Probablemente, las diferencias entre estos resultados se deban a la población de suelos analizados en cada caso: López et al. (2001; 2007) analizaron conjuntamente suelos con un amplio rango de texturas. Chepil (1954) en cambio, analizó los suelos por clase textural. Este autor demostró que el

carbonato de calcio mejora la agregación solamente en suelos arenosos y arenoso-francos. En los suelos estudiados no encontramos relaciones entre FE o EES con el contenido de CaCO_3 , aún cuando fueron analizados por separado los suelos arenosos y arenoso-francos del grupo 1 ($r < 0,25$; $P > 0,05$). Estos resultados pueden ser atribuidos a la baja concentración de CaCO_3 en estos suelos, ya que en el 90% de las muestras los contenidos de carbonato fueron inferiores a 10 g kg^{-1} . Es por ello que pensamos que CaCO_3 no es un agente de importancia para la agregación en seco en los suelos estudiados.

FE se relacionó lineal y positivamente con el cociente entre el contenido de arena total y arcilla (Arena/Arcilla) en SC, mientras que un modelo cuadrático explicó mejor esta relación en C (Figura 18f). Esto significa que la relación entre FE y la textura depende del manejo, apoyando el concepto del efecto de interacción entre textura y manejo mencionado anteriormente. Estos resultados concuerdan con aquellos encontrados por López et al. (2001) en suelos cultivados de España, donde una relación cuadrática explicó la variación de FE en función de la variación de la relación Arena / (Limo + Arcilla), y con aquellos encontrados por López et al. (2007) quienes relacionan linealmente FE y el índice Arena/Arcilla, analizando en conjunto suelos cultivados y sin cultivar de Argentina y España. Los modelos entre FE y Arena/Arcilla para C y SC producen diferencias máximas de FE entre manejos en un rango de Arena/Arcilla de 5 a 10 unidades. Esto indicaría, que estos suelos son los más susceptibles a perder su capacidad para resistir la erosión eólica cuando son cultivados.

EES se correlacionó negativamente con Arena/Arcilla. Un modelo cuadrático fue el que mejor ajustó esta relación en SC, mientras que un modelo lineal lo hizo en C (Figura 19f). Las máximas diferencias entre manejos se

produjeron en un rango de 5 a 10 unidades de Arena/Arcilla. Probablemente, estas diferencias fueron producto de la pérdida de CO asociada a prácticas de labranza en suelos agrícolas (Hevia et al., 2007), que en estas texturas juegan un rol importante como agentes de agregación. En suelos de textura más finas (Arena/Arcilla<5), a pesar de las pérdidas de CO ocurridas, los contenidos de arcilla y limo permiten un incremento de EES por compactación, mientras que en suelos de textura gruesa (Arena/Arcilla>10), EES similares entre C y SC se explicarían por los bajos contenidos de arcilla y niveles semejantes de CO entre manejos (Buschiazzo et al., 1991). Sin embargo como solamente se cuenta con tres suelos que poseen Arena/Arcilla > 10, es necesaria una mayor investigación en estos suelos.

3.2. Resultados obtenidos para validar la hipótesis 2.

Hipótesis 2: La labranza de los suelos al eliminar la cobertura vegetal natural, destruir los agregados gruesos y disminuir los contenidos de materia orgánica, aumentará la tasa de erosión eólica de los suelos. Esto producirá disminuciones del espesor del horizonte A de los suelos cultivados en relación a aquellos sin cultivar. La profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario, al estar influenciada principalmente por el balance de agua en el suelo, será, por el contrario, variable.

3.2.1. Espesor del horizonte A en función del manejo.

El espesor del horizonte A varió entre 14 y 30 cm en SC con un valor promedio de 23 cm, mientras que en C varió entre 7 y 25 cm con un promedio de 16 cm (Figura 20; $P < 0,01$). Valores similares fueron encontrados por Buschiazzo et al. (1991), quienes hallaron una reducción promedio de aproximadamente 7 cm de espesor entre suelos cultivados y suelos sin cultivar en un paisaje plano, atribuibles a procesos de erosión eólica en la RSCA, y por Buschiazzo & Taylor (1993) quienes encontraron una reducción de 10 cm en un suelo franco arenoso y de 11 cm en un suelo arenoso franco de la RSCA.

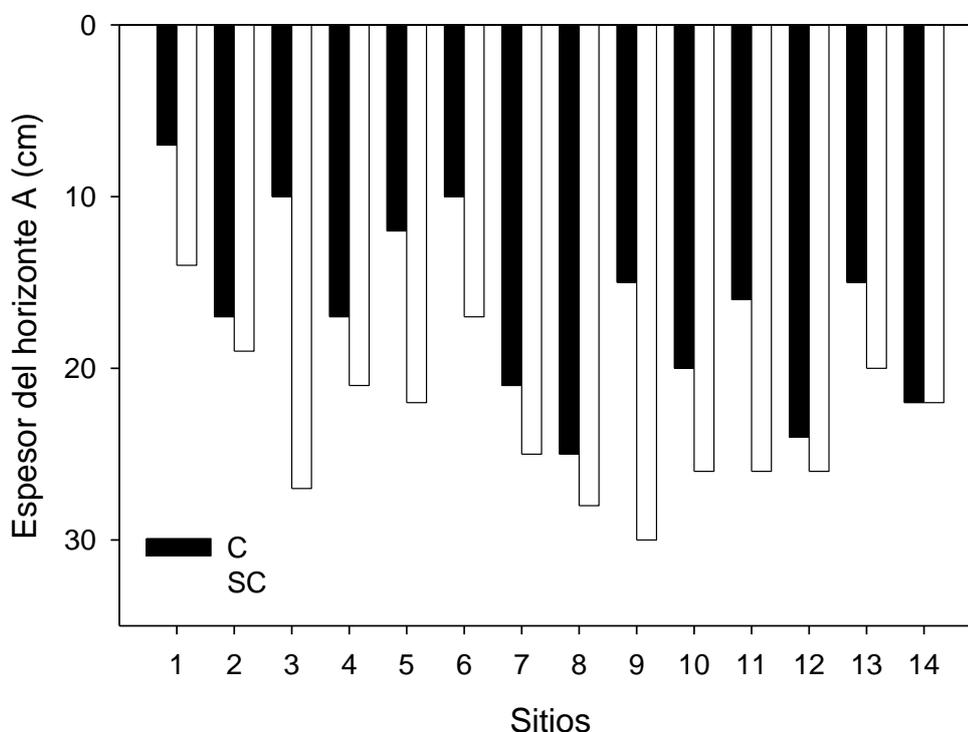


Figura 20. Espesor del horizonte A en suelos adyacentes: Cultivado (C) y sin cultivar (SC), en catorce sitios de estudio.

Las disminuciones variaron entre 0 cm en el sitio catorce y 17 cm en el sitio tres. Silenzi et al. (1993) estimaron que las pérdidas de productividad por la pérdida de 1 cm de suelo era equivalente a 22 kg ha⁻¹ de grano de trigo (*Triticum aestivum* L.) en la región. Esto representaría una pérdida promedio equivalente a aproximadamente 150 kg ha⁻¹, y de hasta 374 kg ha⁻¹ de grano de trigo en el sitio más erosionado. Estimaciones realizadas con el modelo WEQ (Wind Erosion Equation), han arrojado que la reducción de rendimiento en grano por la disminución de 1 cm de suelo era de aproximadamente 2,5% en maíz (*Zea mays* L.) y 2 % en sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench), en suelos franco limosos del oeste de Estados Unidos (Lyles, 1975). Utilizando estas aproximaciones y en base a rendimientos promedios de la zona (RIAN, 2011), estas pérdidas de espesor representarían, en promedio, una disminución de aproximadamente 875 kg ha⁻¹ de maíz y 800 kg ha⁻¹ de sorgo. Bakker et al. (2004) son más conservadores al respecto e indican que en promedio la reducción es de un 0,4% de productividad de cultivos de grano por cm de suelo perdido, por lo que el material erosionado representaría una pérdida promedio de productividad del 2,8% en estos suelos.

3.2.2. Relación entre la pérdida de espesor del horizonte A y la textura inicial de los suelos.

La Figura 21 muestra la relación entre el espesor del horizonte A y el contenido de arena en los primeros 20 cm. Un modelo lineal ajustó mejor la relación en C, mientras que uno cuadrático lo hizo en SC. En ambos manejos la relación es negativa, indicando que mayores contenidos de arena disminuyen el espesor del horizonte A, esto se debería a la menor capacidad para almacenar

agua de suelos de textura más gruesa, y por lo tanto a una menor capacidad para acumular materia orgánica (Buschiazzo et al., 1991).

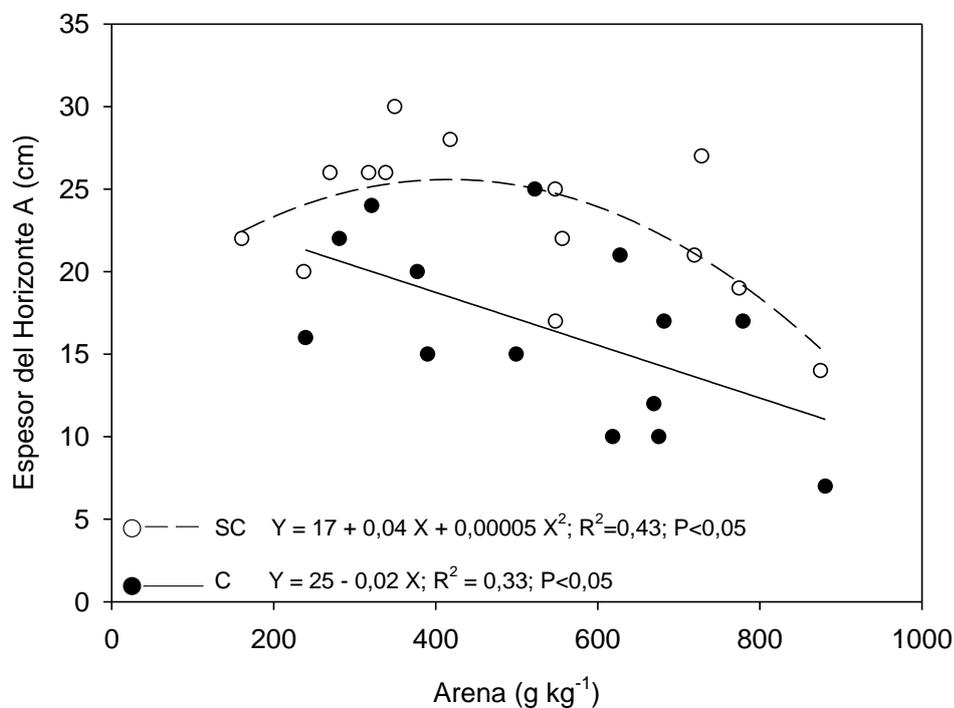


Figura 21. Espesor del horizonte A de suelos sin cultivar (SC) y cultivados (C) en función del contenido de arena total en los primeros 20 cm.

Según los modelos, ante un mismo contenido de arena siempre fue mayor el espesor del horizonte A en los suelos SC. Schaetzl & Anderson (2005), afirman que el espesor del horizonte A varía espacial y temporalmente, siendo más oscuro y profundo en bosques y pastizales debido a un mayor aporte de CO por parte de las raíces y un balance de CO más positivo, que en estos suelos se encuentra íntimamente relacionado con la textura (Buschiazzo, 2006).

Cuando analizamos la diferencia de espesor del horizonte A entre pares de suelos C y SC en función del contenido de arena del suelo SC se observa una tendencia cuadrática (Figura 22). Aunque esta relación no es significativa,

se manifiesta una tendencia que indica que las máximas pérdidas de espesor del horizonte A se produjeron en suelos de textura intermedia.

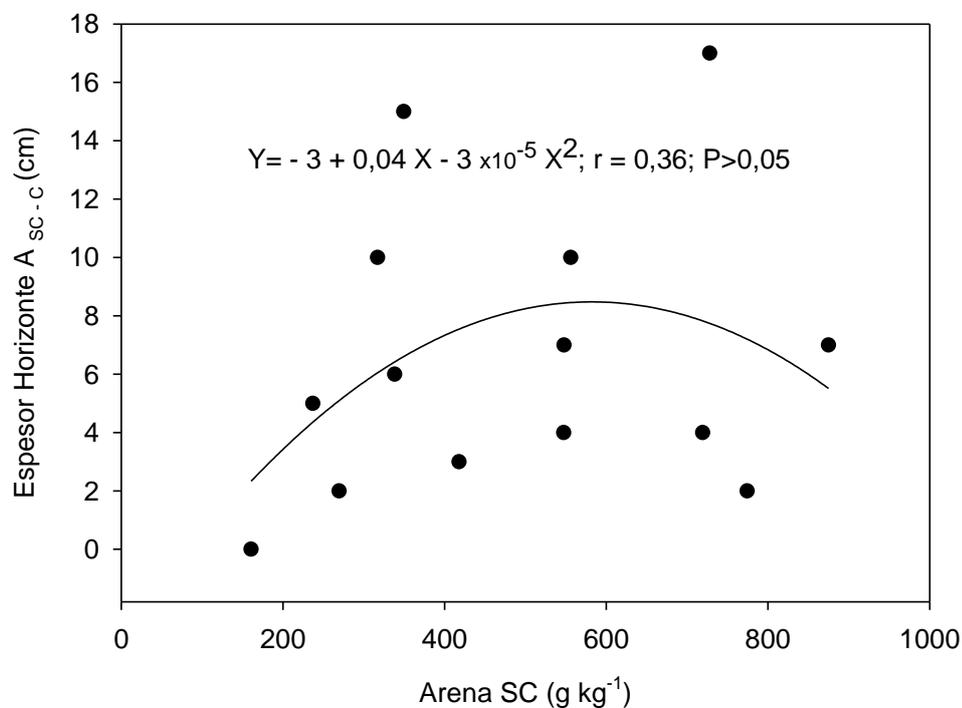


Figura 22. Diferencia de espesor del horizonte A entre suelos sin cultivar y cultivados en cada uno de los sitios de estudio, en función del contenido de arena total del suelo sin cultivar (Arena SC) en los primeros 20 cm.

Siendo homogéneo el uso en todos los suelos, esta diferencia podría deberse a pérdidas en la capacidad para resistir erosión, expresada como fracción erosionable por el viento y estabilidad estructural, que en suelos de textura intermedia sería más sensible a las prácticas de labranzas convencionales (Colazo & Buschiazzi, 2010).

3.2.3. Profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario en función del manejo.

La Figura 23 muestra la profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario. Ésta, fue de 50 cm en C, mientras que en SC fue de 53 cm

($P > 0,05$). Buschiazzo & Taylor (1993) reportaron valores de 58 y 77 cm para un suelo franco arenoso leve y severamente erosionado en la RSCA.

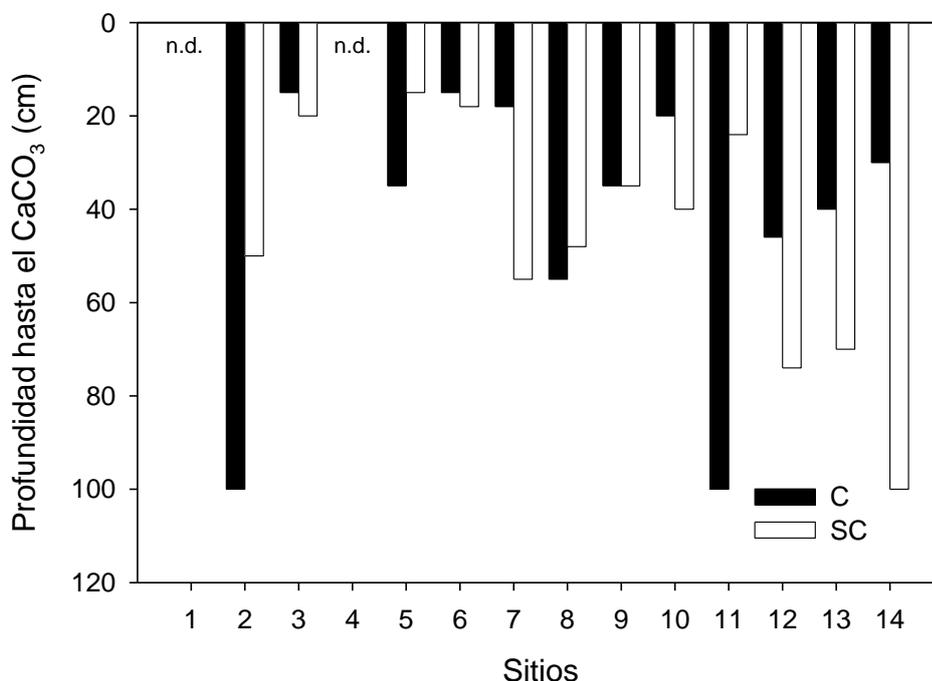


Figura 23. Profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario (CaCO_3) en suelos adyacentes: Cultivado (C) y sin cultivar (SC) en catorce sitios de estudio. n. d. = No detectado en los primeros 100 cm.

En los sitios 1 y 4 no detectamos carbonato en los primeros 100 cm del perfil, tanto en C como en SC. Estos resultados concuerdan con Buschiazzo (1990) quien afirma que la ausencia de carbonato en estos suelos arenosos se debería a sus menores contenidos iniciales, ya que el transporte de sedimentos más gruesos requiere de vientos más fuertes que destruyen los agregados de CaCO_3 , y por ende poseen un menor contenido total de calcáreo. Los resultados son variables, en siete de los sitios (3, 6, 7, 10, 12, 13 y 14) la acumulación carbonato fue encontrada a profundidades mayores en SC con respecto a C, mientras que en tres (1, 4 y 9) no existieron diferencias, y en los restantes (2, 5, 8 y 11) fue menor la profundidad en SC.

3.2.4. Relación entre el cambio en la profundidad hasta el carbonato secundario y el cambio en la textura y el espesor del horizonte A.

La relación entre el cambio de la profundidad de acumulación de carbonato (SC-C) y el cambio en el contenido de arenas en el horizonte A (SC-C) se observa en la Figura 24.

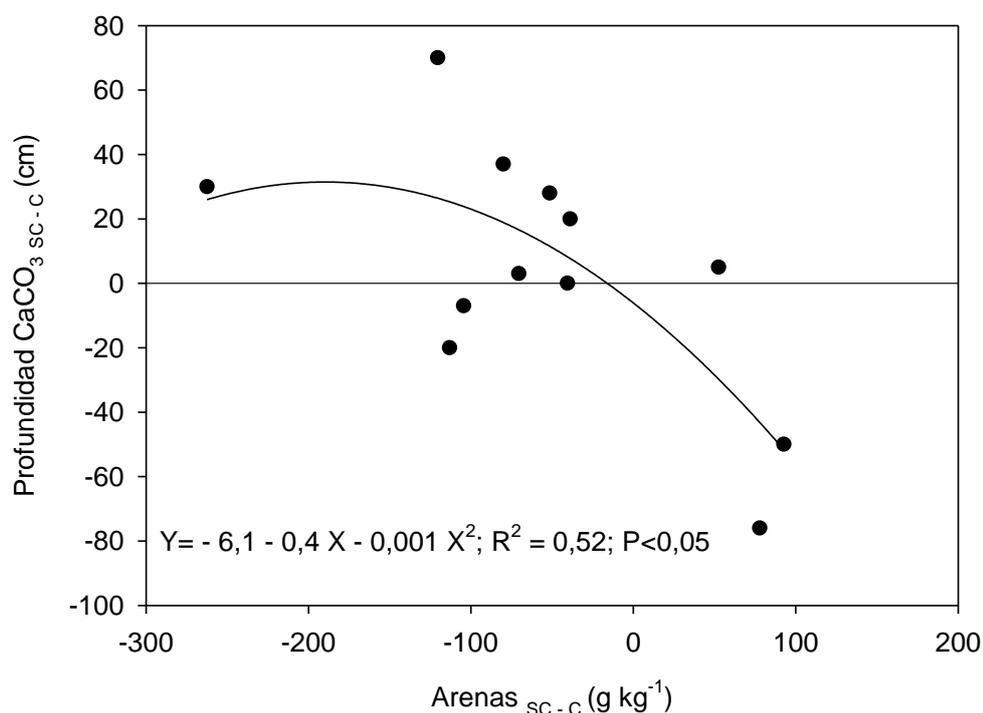


Figura 24. Diferencia entre la profundidad de acumulación de carbonato secundario entre suelos sin cultivar y cultivados (Profundidad CaCO₃_{SC-C}) en función de la diferencia en el contenido de arenas del horizonte superficial entre suelos sin cultivar y cultivados (Arenas_{SC-C}).

Una función cuadrática es la que mejor ajustó la relación, donde a medida que el contenido de arena es mayor en C (< Arena_{SC-C}), el cambio en la profundidad de acumulación de carbonato tiende a valores más positivos, o sea a que el cambio de profundidad de carbonato entre manejos, cuando los carbonatos están más profundos en C se reduce, y cuando están más profundos en SC aumenta. Esta relación podría deberse a un efecto indirecto, producto del

cambio en la textura superficial por erosión y la mezcla de horizontes sub-superficiales, texturalmente más gruesos, por prácticas de labranzas.

La variación en el cambio de la profundidad de carbonato secundario en función del cambio en el espesor del horizonte A presentó una tendencia cuadrática, aunque no significativa (Figura 25).

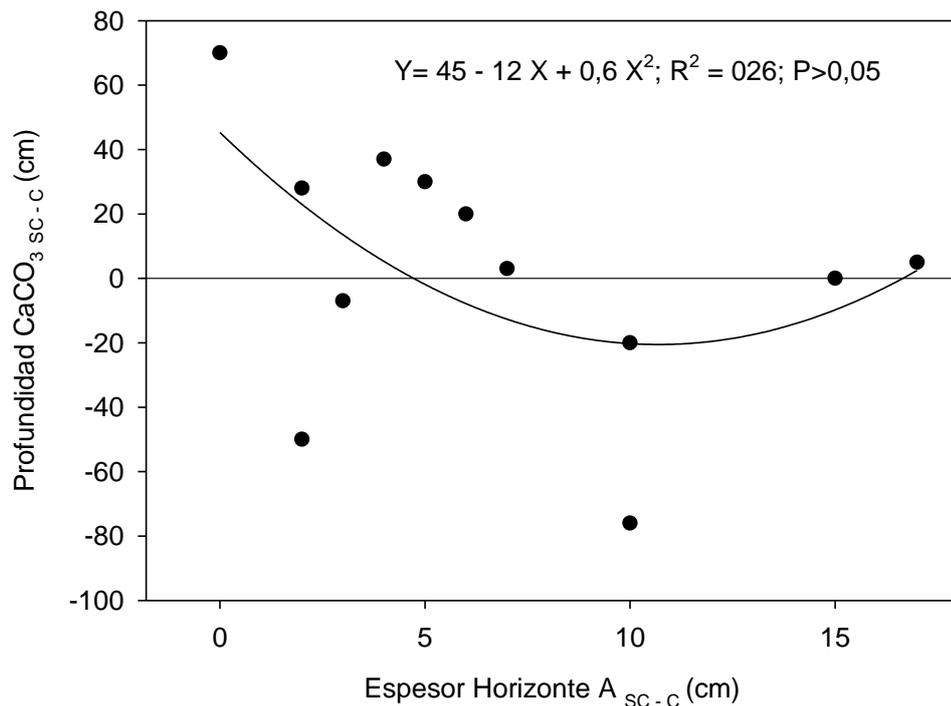


Figura 25. Diferencia entre la profundidad de acumulación de carbonato secundario entre suelos sin cultivar y cultivados (Profundidad $\text{CaCO}_3_{\text{sc-c}}$) en función de la diferencia en el espesor del horizonte A entre suelos sin cultivar y cultivados (Horizonte A $_{\text{sc-c}}$).

Esta relación muestra valores de cambio de profundidad de carbonato positivos, negativos e iguales a 0 a medida que disminuye el espesor del horizonte A en C ($>$ Espesor Horizonte A $_{\text{sc-c}}$). Si el proceso fuera exclusivamente la remoción del horizonte superficial por erosión, la reducción del espesor del horizonte A debería ser igual a la reducción de la profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario, y por lo tanto esta relación debería ser lineal y con pendiente cercana a 1. La tendencia encontrada indica que existen

otros factores diferentes a la erosión eólica que han influido en la profundidad de acumulación de carbonato secundario entre manejos.

Yaalon (1983) define a la humedad disponible para el lixiviado de sales solubles como a la precipitación efectiva (precipitaciones – evapotranspiración) que excede la capacidad de retención de agua del suelo. La misma determina la profundidad de acumulación de carbonatos secundarios. Existen evidencias que indican que la erosión eólica ha producido incrementos en el contenido de arenas y disminuciones de CO en suelos cultivados comparados con suelos de referencia (Buschiazzo & Taylor, 1993), y por lo tanto ha disminuido la capacidad de los horizontes superficiales para almacenar agua (Saxton & Rawls, 2006). Sin embargo, existen evidencias que indican que en bosques como el Caldenal, la precipitación efectiva es menor comparada con un cultivo agrícola debido a una mayor intercepción de las precipitaciones y una mayor evapotranspiración (Jackson et al., 2007). Rubio & Escudero (2005) afirman que a diferencia de suelos agrícolas, los suelos forestales presentan una menor intensidad de uso, la canopia forestal reduce la variaciones micro climáticas, y a su vez los árboles tienen un sistema radicular más extenso, lo que les permite extraer agua a profundidades mayores que cultivos agrícolas. Estas propiedades afectan el balance de agua en el perfil de suelo, y por ende, la profundidad de acumulación de carbonato. A su vez existen mayores valores de CO y menores de pH en suelos del Caldenal que en suelos agrícolas (Colazo et al., 2008a), lo que favorecería procesos de solubilización de CaCO_3 (Imbellone et al., 2010).

Al depender la profundidad acumulación de carbonato del balance de agua, y al no poder diferenciar claramente los procesos de erosión y el cambio en el balance de agua entre suelos cultivados y sin cultivar, los resultados no

muestran un patrón claro de asociación con el grado de erosión. Es por ello, que probablemente la profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario sea un indicador aceptable del efecto de la erosión eólica cuando se comparan solamente suelos cultivados a lo largo del tiempo (Bowman et al., 1990), sin embargo es variable cuando se comparan pares de suelos cultivados y sin cultivar empleando la metodología propuesta, cuando la vegetación original corresponde a una densa canopia vegetal que es reemplazada por una de cultivos agrícolas.

3.3. Resultados obtenidos para validar la hipótesis 3.

Hipótesis 3: Suelos de textura más fina, acumulan arcilla en agregados con menor susceptibilidad a la erosión eólica comparados con suelos de textura gruesa. Es por ello que al ser erosionados por el viento, suelos texturadamente más finos perderán una mayor proporción de limo y arenas finas, mientras que suelos de textura más gruesa perderán mayor proporción de arcilla y limo.

3.3.1. Distribución de tamaño de partículas con dispersión total.

3.3.1.1. Limo + Arcilla (L+A).

El análisis de ANOVA detectó interacción sitio x manejo para L+A (Limo + arcilla; $P < 0,001$), por lo que comparamos manejos dentro de cada sitio para esta fracción. El contenido de L+A varió entre 100 y 785 g kg^{-1} en C con un valor medio de 460 g kg^{-1} , y entre 124 y 881 g kg^{-1} en SC, con un valor medio de 514 g kg^{-1} . El contenido de L+A fue menor en C en los sitios 4 – 8 y 12 – 14, y se incrementó en el sitio 3 y 11 (Figura 26a; $P < 0,05$).

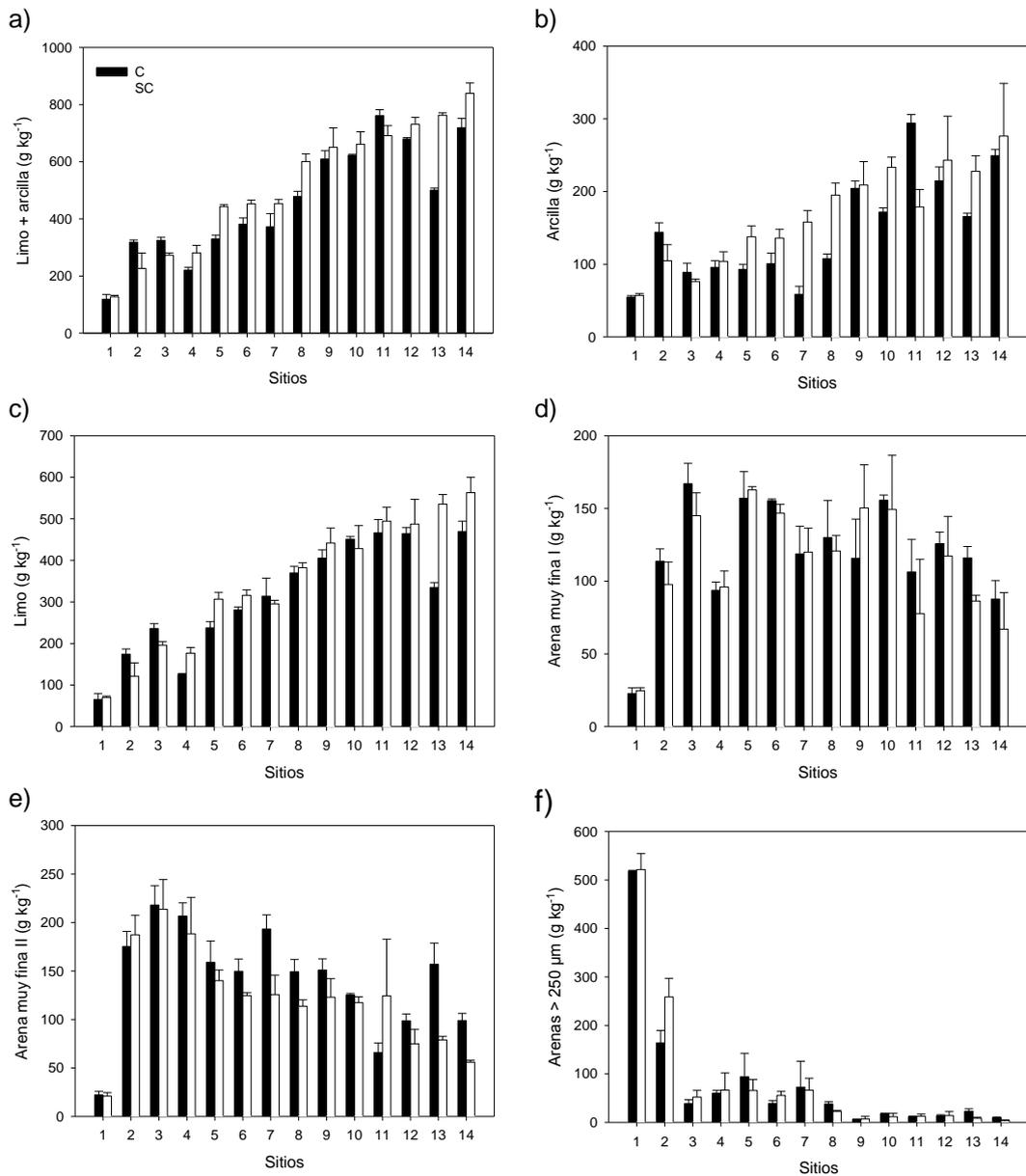


Figura 26. Proporción de a) Limo + arcilla, b) arcilla, c) limo, d) arena muy fina I, e) arena muy fina II, y f) Arenas medias, gruesas y muy gruesas (> 250 µm) en suelos cultivados (C) y sin cultivar (SC), en los primeros 20 cm de espesor en los distintos sitios de estudio. Las barras indican el desvío estándar (n=3).

Estos resultados coinciden con Lyles & Tatarko (1986) quienes comprobaron disminuciones en el contenido de L+A en suelos cultivados de Kansas sometidos a erosión eólica por más de 30 años.

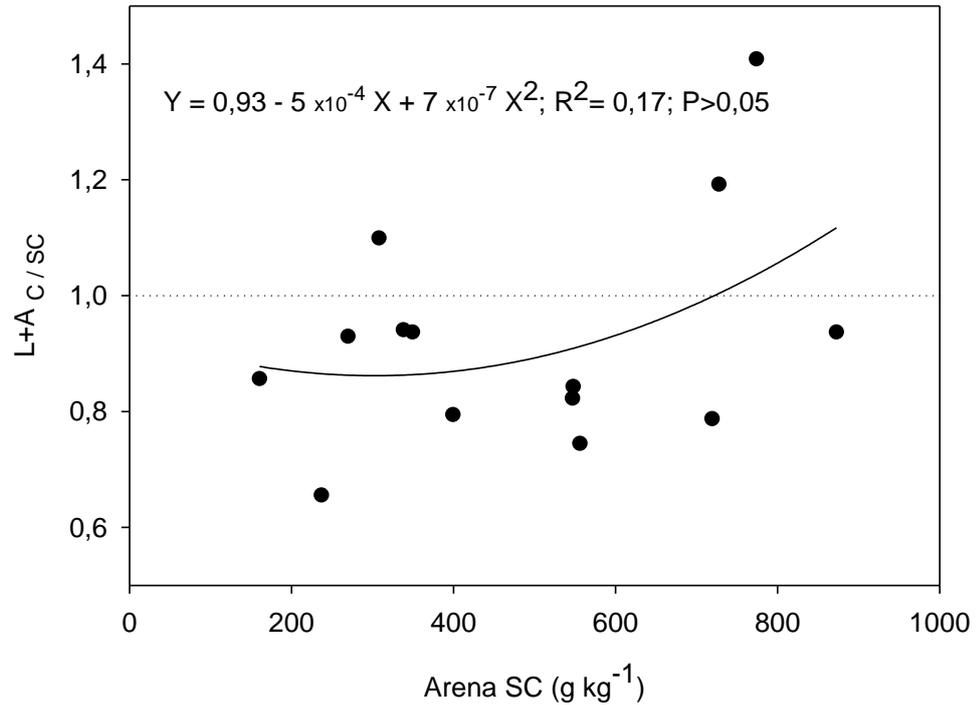


Figura 27. Variación del índice $L+A_{c/sc}$ (cociente entre el contenido de limo + arcilla en el suelo cultivado y sin cultivar) en función del contenido de arena total en el suelo sin cultivar (Arena SC) en los primeros 20 cm de espesor.

La Figura 27 muestra la variación del índice $L+A_{c/sc}$ en función del contenido de arena en SC. Un valor menor a 1 en esta relación indica una pérdida de partículas menores a $50 \mu m$ en el suelo cultivado comparado al mismo suelo sin cultivar. El valor de este índice varió entre 0,66 y 1,41; siendo la mayoría (once) de los valores menores a 1. Si bien la relación entre $L+A_{c/sc}$ vs Arena SC no fue significativa, se muestra una tendencia cuadrática con valores máximos de pérdida de $L+A$ entre 200-400 $g\ kg^{-1}$ de arena en SC, con una región de disminución progresiva entre 400-600 $g\ kg^{-1}$, y acercándose a 1 en aproximadamente 750 $g\ kg^{-1}$ de arena en SC. Esta mayor disminución en suelos de esta textura coincide con los resultados hallados por Goossen & Gross (2002) quienes encontraron que las mayores pérdidas de partículas por suspensión se

encontraban en suelos de textura arenosa franca y franca arenosa comparadas con texturas más finas o gruesas.

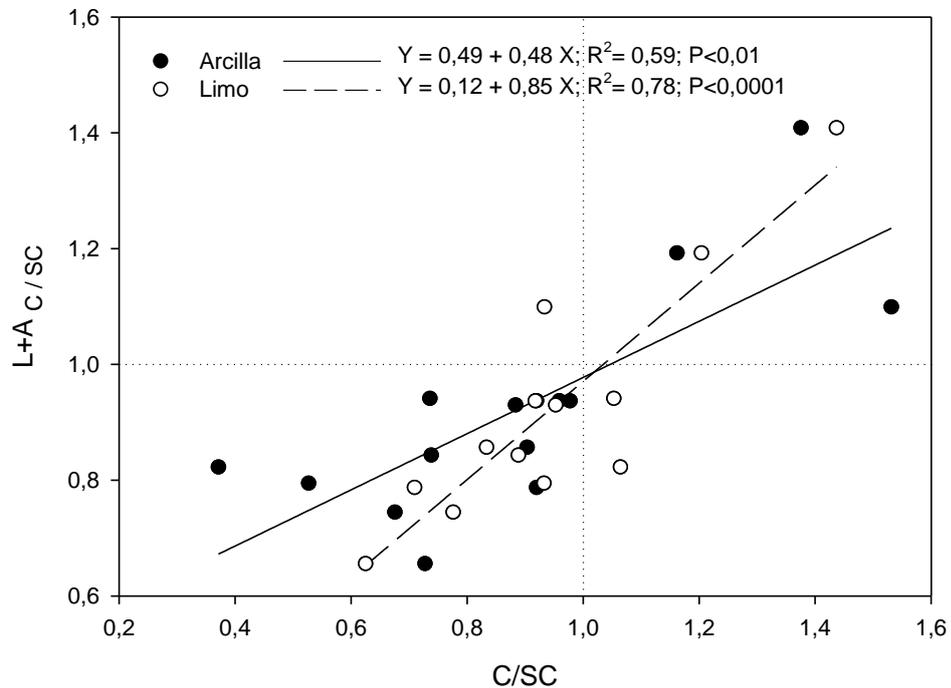


Figura 28. Variación del índice $L+A_{C/SC}$ (cociente entre el contenido de limo + arcilla en el suelo cultivado y sin cultivar) en función del cociente entre cultivado y sin cultivar (C/SC) para las fracciones arcilla y limo individualmente.

La Figura 28 muestra la variación del cociente entre los contenidos de $L+A$ de C y SC en cada sitio, con la correspondiente variación de las fracciones de arcilla y limo individualmente entre ambos tipos de manejo. El cambio en los contenidos de $L+A$ fue mejor explicado ($>R^2$) por el cambio de los contenidos de limo. Estos resultados concuerdan con Hennessy et al. (1986) y con Lyles & Tartako (1986), quienes encontraron que los cambios texturales producidos por erosión eólica se asociaban principalmente a los cambios en el contenido de esta fracción. El análisis de pendientes revela que la pendiente de la relación con arcilla es menor a la del limo ($P < 0,05$). Esto puede interpretarse como una mayor estabilidad de la arcilla frente al limo en relación a los cambios en el

contenido total de partículas menores a 50 μm . Probablemente, esto se deba a una mayor capacidad de la arcilla para formar agregados estables, resistentes a la erosión por el viento (Chepil, 1957).

3.3.1.2. Arcilla.

Existió interacción *sitio x manejo* para el contenido de arcilla ($P < 0,001$). La Figura 26b muestra que el contenido de arcilla varió de 50 a 307 g kg^{-1} , con un valor medio de 146 g kg^{-1} en C y de 54 a 360 g kg^{-1} , con un valor medio de 169 g kg^{-1} en SC. El mismo fue mayor en SC comparado con C en los sitios 5 – 8 y 13; y menor en el sitio 11 ($P < 0,05$). Buschiazzo & Taylor (1993) reportaron pérdidas en un suelo arenoso-franco y ganancias en uno franco arenoso de la RSCA. En los suelos de textura más gruesa (sitios 1 – 4), el contenido de arcilla fue similar entre manejos. Estos resultados coinciden con Hennessy et al. (1986), quienes no encontraron diferencias entre los contenidos de arcilla en un suelo arenoso erosionado y no erosionado de Nuevo México.

En suelos de textura intermedia (5-8,10) esta disminución representó una pérdida de arcilla del orden de un 32 – 68% del contenido en el suelo original (SC). Estas pérdidas deben atribuirse solamente a aumentos en las tasas de erosión eólica en suelos cultivados, dado que los suelos estudiados corresponden a ambientes planos, donde no se ha podido manifestar la erosión hídrica.

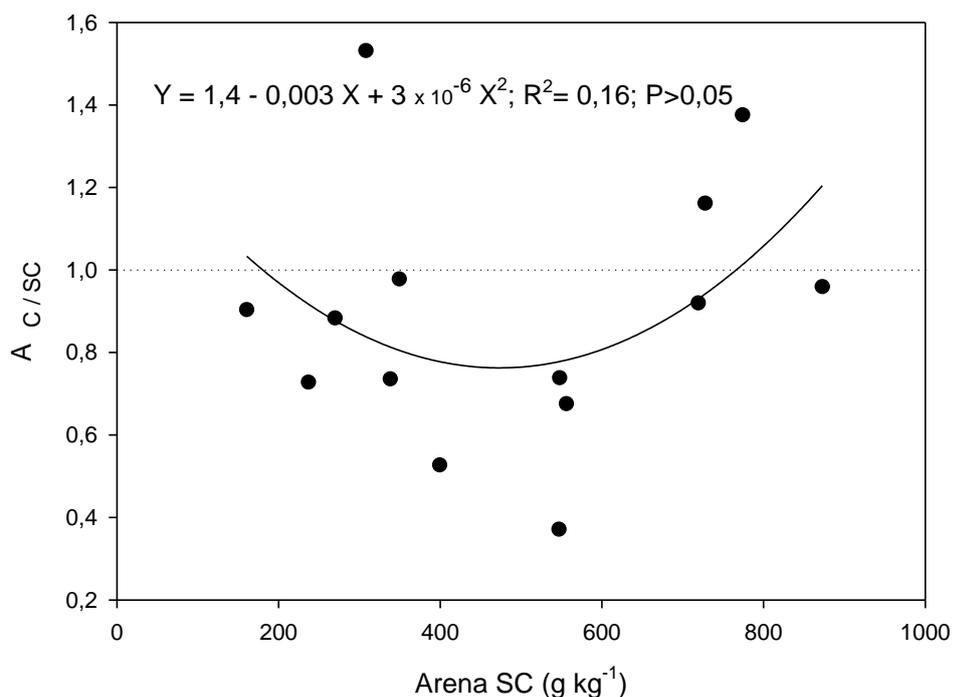


Figura 29. Variación del índice $A_{C/SC}$ (cociente entre el contenido de arcilla en el suelo cultivado y sin cultivar) en función del contenido de arena total en el suelo sin cultivar (Arena SC).

La Figura 29 muestra que en suelos con un contenido intermedio de arenas (400 – 600 g kg⁻¹) existe una tendencia de los suelos cultivados a poseer menores contenidos de arcilla en los sin cultivar. Buschiazzo et al. (2000), comparando suelos adyacentes con diferente grado de erosión en diversos sitios de Argentina, encontraron que los cambios en la proporción de arcilla fueron variables, proponiendo un valor umbral de 40% de arena, por debajo del cual los suelos finos, al degradarse, aumentan la proporción de arcilla, y en los suelos gruesos disminuye, siguiendo una tendencia lineal. En nuestro caso esta tendencia fue cuadrática. Probablemente esto se deba a que en suelos de textura más fina las arcillas se encuentren formando parte de agregados con mayor resistencia a la erosión (Chepil, 1957; Buschiazzo & Taylor, 1993) y a medida que el contenido de arena aumenta la proporción de estos agregados disminuya o se vuelvan menos estables. Hagen (2003) afirma que cuando la

relación entre el contenido de arenas mayores a 100 μm (arenas que se mueven por saltación) y el de arcilla es alta, la cantidad de arcilla disponible en los agregados para ser destruidos por la abrasión de los granos de arena y luego transportada en forma de suspensión es baja, mientras que cuando la relación es baja, existen fuerzas de cohesión entre partículas que reducen este proceso. Este autor afirma que las máximas tasas de ruptura de agregados se producen con valores de arena $> 100 \mu\text{m}$ / arcilla del orden de 0,1 – 10, lo que coincide con el equivalente a valores de arenas totales donde se produjeron las mayores pérdidas.

3.3.1.3. Limo.

Existió interacción sitio x manejo para el contenido de limo ($P < 0,01$). La Figura 26c muestra que el contenido de limo varió entre 48 y 502 g kg^{-1} , con un valor medio de 314 g kg^{-1} en C; y entre 67 y 588 g kg^{-1} , con un valor medio de 345 g kg^{-1} en SC. El contenido de limo fue menor en C comparado con SC en los sitios 4 – 6, 13, 14 y mayor en el sitio 3 ($P < 0,05$). Las pérdidas de limo representaron desde un 5% a un 37% del limo en el suelo original (SC).

Aimar et al. (2000) encontraron que la tasa de enriquecimiento del sedimento (relación entre la concentración de una sustancia en el sedimento y su concentración en el suelo original) fue mayor para el limo, tanto en un suelo arenoso como en uno franco arenoso de RSCA. Zobeck et al. (1995) comparando un suelo cultivado con otro adyacente bajo pastura natural en Texas, encontraron un mayor contenido de limo en este último tratamiento. Estos autores atribuyeron los mayores contenidos a la sedimentación de limo por eventos pasados de erosión eólica.

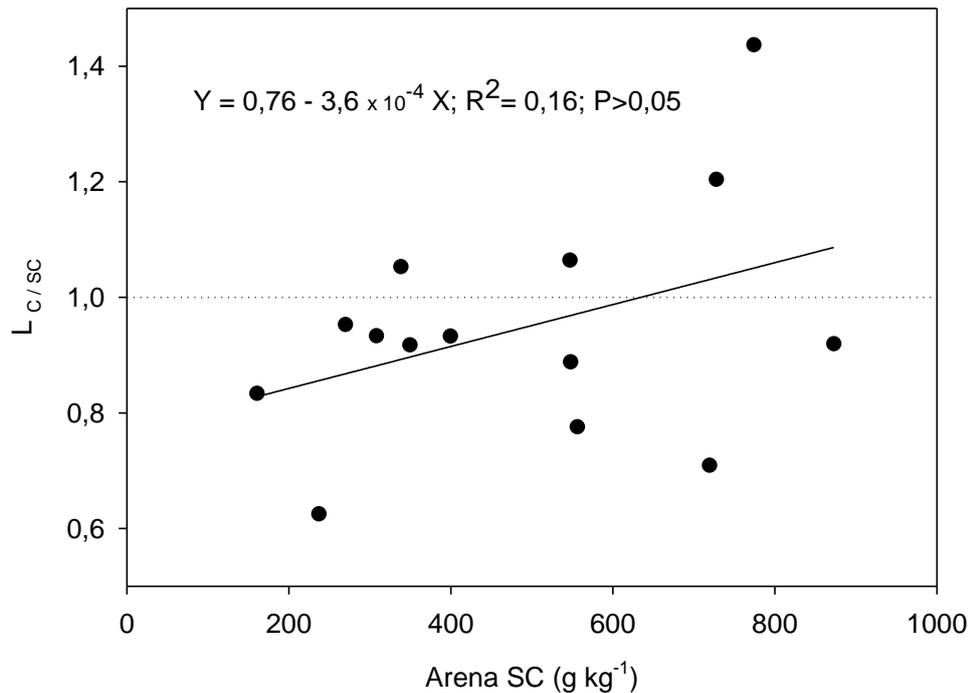


Figura 30. Variación del índice $L_{C/SC}$ (cociente entre el contenido de limo en el suelo cultivado y sin cultivar) en función del contenido de arena total en el suelo sin cultivar (Arena SC).

Lyles & Tartako (1986) comparando suelos con diferente contenido de limo encontraron que las pérdidas de esta fracción eran mayores en suelos con un contenido de limo menor al 40%. En nuestro estudio la tendencia fue inversa (Figura 30). Se observa que las pérdidas tendieron a ser mayores en suelos con bajo contenido de arena y alto de limo. Aimar et al. (2012) comprobaron que las pérdidas por suspensión de material menor a 10 μm , material formado en parte por limos finos, se correlacionaban directamente con el contenido de limo e inversamente con el contenido de materia orgánica. Esto se debe a que los agregados de limo son menos estables y más susceptibles a ser transportados por el viento (Chepil, 1957).

3.3.1.4. Arenas.

No existió interacción entre *sitio x manejo* para el contenido de arenas muy finas I (AMF I, 50 – 73 μm). El valor medio de AMF I en C fue de 119 g kg^{-1} , mientras que el SC fue de 111 g kg^{-1} ($P < 0,05$). En cambio si existió una fuerte interacción entre sitio x manejo ($P < 0,001$) en el contenido de arenas muy finas II (AMF II, 73 – 100 μm), arenas finas (AF, 100 – 250 μm), y arenas mayores a 250 μm . En contenido de AMF II fue mayor en C que en SC ($P < 0,05$) en los sitios 6-8, 13 y 14 (Figura 26e). El contenido de AF fue mayor en C en los sitios 3-11, 13 y 14, mientras que fue menor en los sitios 3 y 11. El contenido de arenas mayores a 250 μm fue mayor en C en los sitios 13 y 14; mientras que fue menor en los sitios 2 y 3 (Figura 26f).

Estos resultados concuerdan parcialmente con Buschiazzo & Taylor (1993), quienes comparando pedones adyacentes con diferentes grados de erosión eólica reportaron un mayor contenido de AMF I en el suelo más erosionado de textura franca arenosa. Estos autores también encontraron un mayor contenido de AF en el suelo cultivado pero solamente cuando el contenido de arena total fue menor a 60%. Blank & Fosberg (1989), comparando seis pares de suelos cultivados y sin cultivar, encontraron un mayor contenido de arenas muy finas en los suelos cultivados, concluyendo que existen mecanismos diferentes al transporte eólico de estos materiales. Sin embargo, estos resultados podrían deberse a la acumulación de estas partículas, aún en suelos cultivados, producto de sitios dentro del lote con mayores tasas de erosión, ya que la erosión provoca una importante redistribución interna dentro de lotes erosionados (Goossens & Gross, 2002) debido a los modos de transporte de estas partículas (suspensión de corto plazo y saltación).

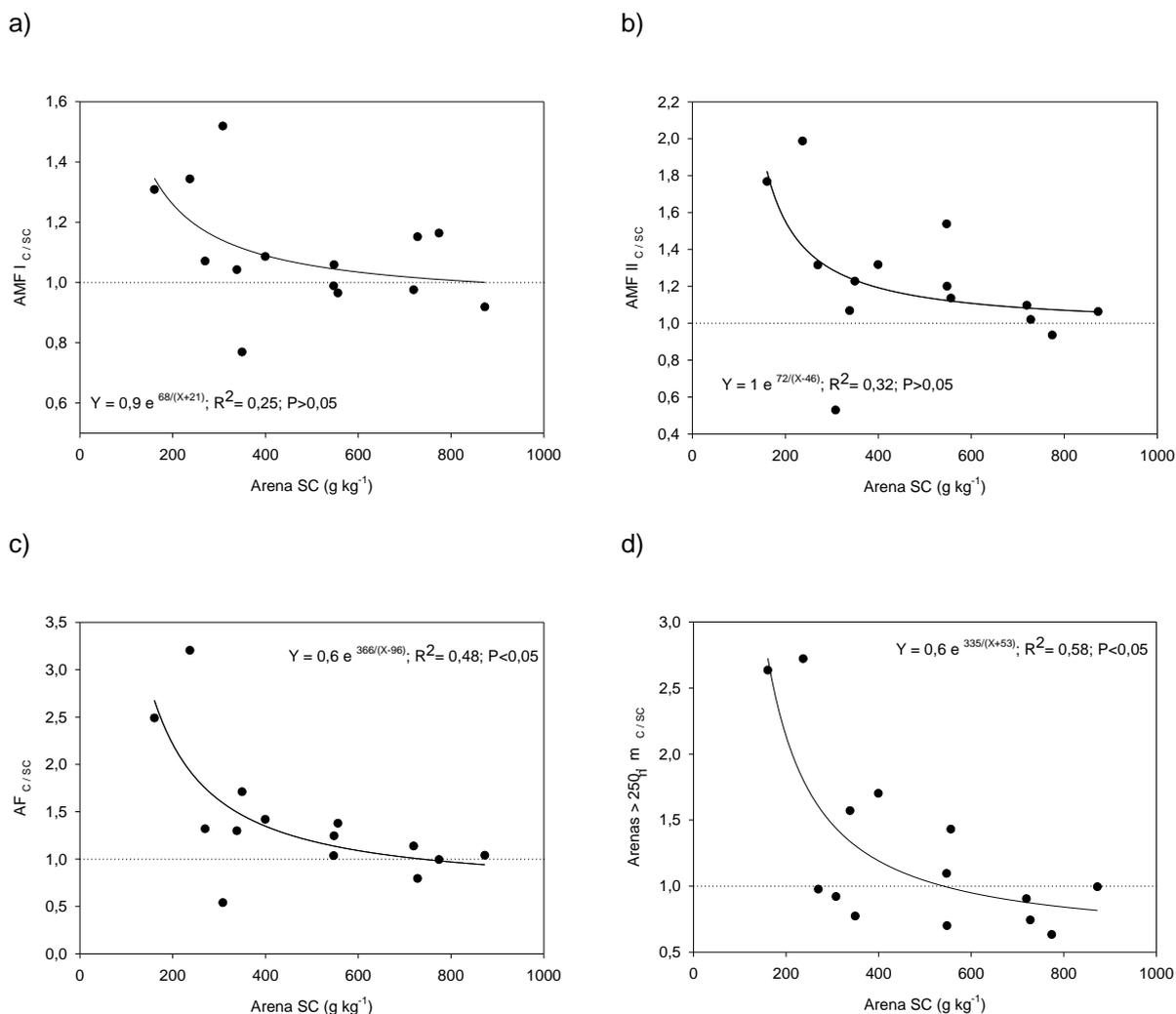


Figura 31. Variación del cociente entre el contenido de partículas en el suelo cultivado y sin cultivar en función del contenido de arena total en el suelo sin cultivar (Arena SC) para el tamaño de a) Arena muy fina I (AMF I), b) Arena muy fina II (AMF II), c) Arena fina (AF) y d) Arenas mayores a 250 μm (Arenas > 250 μm).

La Figura 31 muestra la variación del índice C/SC para las distintas fracciones de arena analizadas en función del contenido de arena total en SC. La misma siguió una tendencia exponencial en todas las fracciones analizadas. Esto indicaría que el aumento de la proporción de arenas sería mayor en suelos con bajos contenidos iniciales de arena total. Esto se correspondería a un efecto de acumulación por pérdida de partículas menores a 50 μm por procesos de suspensión (Figura 29a).

El mejor ajuste en las fracciones mayores a 100 μm se debería a sus modos de transporte: saltación y rodadura, que reflejan en mayor medida los procesos de acumulación, y en menor medida de redistribución interna entre sitios con diferentes tasas de erosión dentro del lote.

3.3.2. Distribución de tamaño de partículas con dispersión mínima en suelos de textura contrastantes.

La Figura 32 muestra la distribución acumulada de partículas sin dispersar formada por agregados y partículas primarias (DTP_{MIN}). Shao (2008) afirma que durante eventos de erosión eólica los agregados con arcilla y limo se comportan de la misma manera que las partículas de arena, siendo las DTP_{MIN} de la superficie de los suelos parámetros importantes para la cuantificación del transporte de partículas y los esquemas de emisión de estas partículas.

En el suelo arenoso (sitio 1) predominaron las partículas de 250 – 2000 μm que representan más de un 50% tanto en C como en SC. En suelos cultivados se incrementó la fracción 250 – 2000 μm y disminuyó la de 50 – 250 μm ($P < 0,05$). Este cambio se correspondió con un incremento de partículas mayores a 250 μm (Figura 26e).

En el sitio 8 (suelo franco) predominaron las partículas entre 50 – 250 μm . En C aumentó el contenido de partículas $< 2 \mu\text{m}$ y disminuyó la de 250 – 2000 μm ($P < 0,05$). Este cambio no fue generado por aumentos en la proporción de partículas primarias de arcilla (Figura 26a), sino por una mayor agregación de las arcillas en agregados de mayor tamaño en SC.

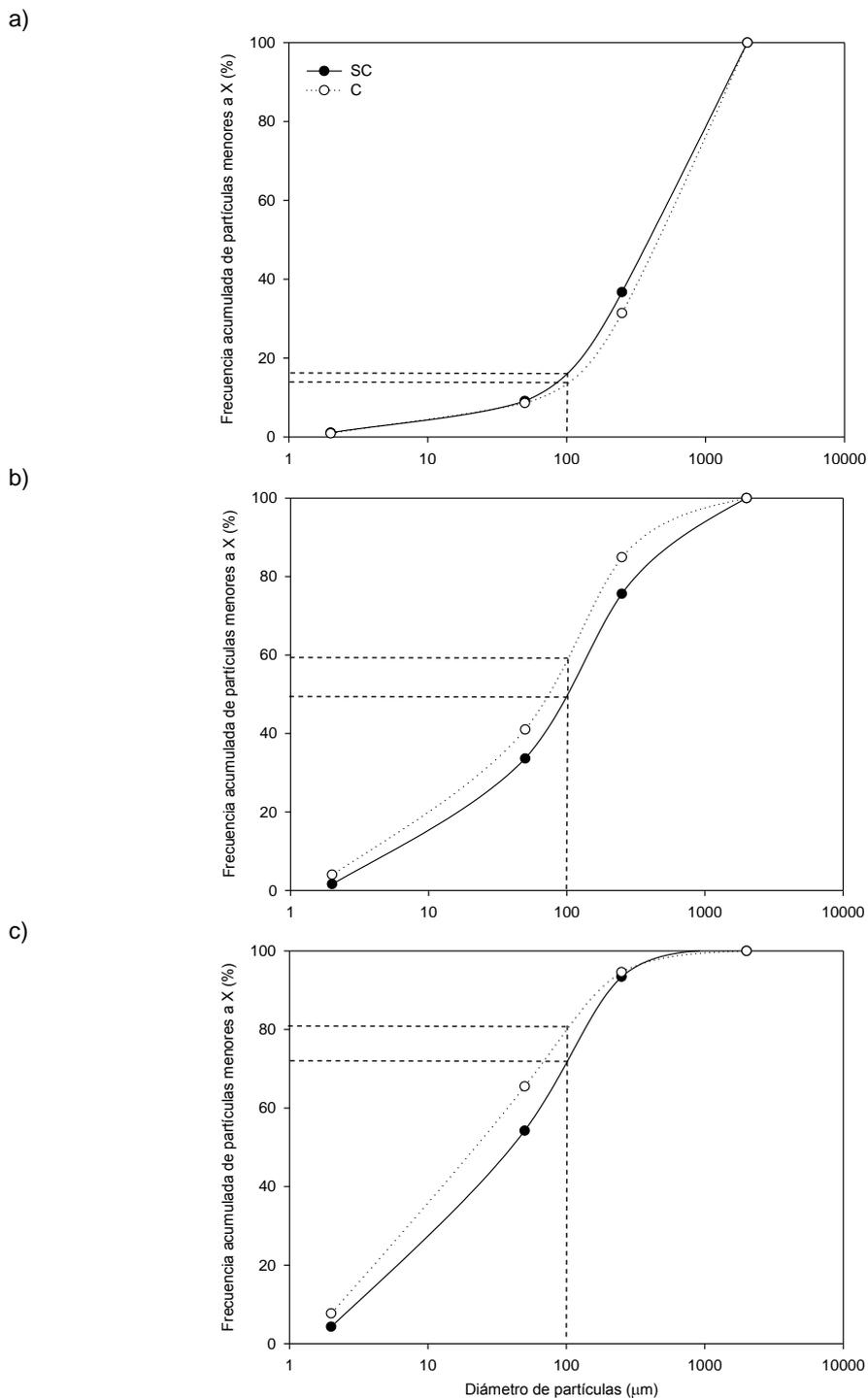


Figura 32. Distribución acumulada de partículas (agregados + partículas primarias) en función del diámetro de partículas, en un par de suelos adyacentes cultivados (C) y sin cultivar (SC), en un sitio de textura a) Arenosa, b) Franca y c) Franco - limosa. Las líneas punteadas indican la frecuencia acumulada de partículas menores a 100 µm, valor considerado como límite entre partículas que se mueven por suspensión y saltación.

En el sitio 11 (suelo franco - limoso) predominaron las partículas de 2 – 50 µm. La proporción de partículas < 2 µm y de 2 – 50 µm fue mayor en C que en

SC, mientras que las de 50 – 250 μm fueron menores ($P < 0,05$), no existiendo cambios en la fracción 250 – 2000 μm .

Esto representa un incremento en el potencial de emisión de partículas $< 2 \mu\text{m}$ en el suelo franco y de partículas $< 50 \mu\text{m}$ en el suelo franco - limoso por el laboreo de los mismos.

3.3.3. Distribución de tamaño de partículas (DTP) en suelos de textura contrastante.

La Tabla 2 muestra los valores del cociente entre la DTP de suelos con dispersión mínima y con dispersión total ($DTP_{\text{MIN} / \text{T}}$). Para la fracción arcilla ($< 2 \mu\text{m}$) los valores de esta relación son inferiores a 1 en todos los suelos y manejos. Esto significa que parte de la arcilla se encuentra formando partículas de mayor tamaño (Martinez – Mena et al., 1999). Esta arcilla, en suelos arenosos, puede encontrarse adherida a granos de arena y en suelos de textura más finas formando agregados (Shao, 2008). $DTP_{\text{MIN} / \text{T}}$ solamente aumentó en C con respecto a SC en el suelo franco. Esto significa una reducción en la acumulación de arcilla en agregados de mayor tamaño por el manejo en estos suelos, lo que indica un aumento del riesgo de pérdida de estas partículas por suspensión. Probablemente, esto se asocia a los menores contenidos de CO en C (Tabla 1). Dexter et al. (2008) demostraron que existe un fuerte efecto de la formación de complejos entre CO y arcilla, en la cantidad de arcilla que se dispersa en agua.

En estos suelos, con contenidos intermedios de arcilla y arena, los mecanismos de desagregación de arcillas pueden estar relacionados con una mayor importancia relativa del proceso denominado bombardeo de granos de

arena en eventos de erosión eólica (Shao et al., 1993), el cual es responsable de una mayor emisión de partículas <2 μm en suelos de textura intermedia, pero no es tan importante en suelos más arenosos (Gillete & Walker, 1977).

Tabla 2. Relación entre la proporción de partículas obtenidas con dispersión mínima y total ($DTP_{\text{MIN}/T}$), en suelos cultivados (C) y sin cultivar (SC) en tres sitios de texturas contrastantes. (P indica el nivel de probabilidad de la prueba t entre manejos. Entre paréntesis se muestra el desvío estándar, n=3).

Sitios	$DTP_{\text{MIN}/T}$	C	SC	P
	(μm)			
1	< 2	0,17 (0,01)	0,18 (0,02)	0,15
	2 – 50	1,22 (0,21)	1,15 (0,11)	0,63
	50 – 250	0,63 (0,05)	0,79 (0,12)	0,09
	250 – 2000	1,33 (0,04)	1,22 (0,09)	0,12
8	< 2	0,38 (0,09)	0,08 (0,02)	0,01
	2 – 50	1,00 (0,13)	0,81 (0,05)	0,07
	50 – 250	0,91 (0,07)	1,12 (0,08)	0,03
	250 – 2000	3,98 (0,43)	11,04 (1,73)	0,01
11	< 2	0,26 (0,02)	0,22 (0,05)	0,29
	2 – 50	1,24 (0,13)	1,00 (0,09)	0,06
	50 – 250	1,30 (0,25)	1,34 (0,18)	0,83
	250 – 2000	4,65 (0,34)	5,48 (1,19)	0,30

$DTP_{\text{MIN}/T}$ para las partículas entre 2 – 50 μm fue mayor o igual a 1 en todos los suelos y manejos, indicando que el aporte de arcilla a agregados del tamaño de los limos fue mayor que el de limos a agregados de mayor tamaño (arenas), a excepción de SC en el suelo franco. No existieron diferencias de $DTP_{\text{MIN}/T}$ entre manejos para esta fracción, sin embargo existió una tendencia al aumento de la relación en C en el suelo franco y franco limoso, en especial en este último ($P \approx 0,05$).

Para partículas entre 50 – 250 μm , $\text{DTP}_{\text{MIN/T}}$ fue similar entre manejos y menor a 1 en el sitio 1, disminuyó en el sitio 8, y fue similar entre manejos y mayor a 1 en el sitio 11. Esto indica que en el suelo arenoso el aporte de arenas muy finas a finas a la formación de agregados de mayor tamaño es superior al aporte de limos y arcillas a la formación de agregados del tamaño de esta fracción (50 – 250 μm). Probablemente, esto se deba al escaso contenido de limo y arcilla en estos suelos. En el suelo franco, es probable que la destrucción de estos agregados por parte de las labranzas y el aumento de las tasas de bombardeo de granos de arena a agregados de este tamaño durante eventos de erosión eólica hayan sido los responsables de la disminución de esta relación. Por último, en el sitio 11 la relación fue mayor a 1, indicando que el aporte de limo y arcilla a la formación de agregados de 50 – 250 μm fue mayor al de AMF y AF a la formación de agregados de mayor tamaño.

Para la fracción de partículas entre 250-2000 μm , $\text{DTP}_{\text{MIN/T}}$ fue mayor a 1 en todos los sitios y manejos, lo que indicaría la presencia de agregados mayores a 250 μm . $\text{DTP}_{\text{MIN/T}}$ fue menor en C comparado con SC solamente en el suelo franco. Este cambio probablemente se deba a la destrucción de macro agregados (>250 μm) por las prácticas de labranza (Oades, 1984) y del bombardeo de granos de arena producto de la erosión eólica (Shao et al., 1993).

3.3.4. Discusión.

En suelos con más de 60% de arena no existieron diferencias significativas en la proporción de arcilla entre suelos cultivados y no cultivados. En el sitio con mayor contenido de arenas (>80%, sitio 1), no se observaron diferencias en ninguna de las fracciones menores a 50 μm . En los suelos de

textura arenosa, predominan las partículas mayores a 250 μm , las que cuando son erosionadas, son movilizadas por saltación o rodadura por el viento. El contenido de partículas menores a 100 μm , partículas potencialmente transportables por suspensión, fue menor al 20%. En estos suelos el manejo no modificó $\text{DTP}_{\text{MIN} / \text{T}}$ de limo ni arcilla, lo que implica que el manejo no ha modificado su acumulación en agregados de mayor tamaño y por ende con mayor resistencia a ser erosionados por el viento.

En general, en los suelos en los cuales el contenido de arena se encuentra entre 60-20% se produjeron las mayores pérdidas relativas de partículas menores a 50 μm (L+A). Por otro lado, los suelos con 60-40% de arena perdieron mayormente arcilla y en menor medida limo. En estos suelos de textura intermedia, el contenido de partículas < 100 μm fue de aproximadamente 60% en suelos C y de 50% en SC. En suelos sin cultivar la mayor parte de la arcilla se encuentra formando agregados de mayor tamaño, presumiblemente mayores a 250 μm . Cuando esta relación para el tamaño de partículas de arcilla es comparada con suelos cultivados su valor aumenta, indicando un proceso de desagregación, probablemente debido a un efecto combinado de la destrucción por labranzas, al bombardeo de granos de arena en saltación y a la pérdida de CO, que aumenta el riesgo de perder esta fracción por mecanismos de suspensión.

En los suelos de textura más fina (arenas < 40%) solamente en los sitios 10 y 13 se produjeron pérdidas de arcilla, y en un sitio aumentó en suelos cultivados con respecto a su contraparte sin cultivar. En estos suelos las diferencias de partículas menores a 50 μm entre ambos sistemas de manejo se debieron principalmente a la reducción del limo y en menor medida de arcilla. La

acumulación de arcilla en agregados de mayor tamaño, estimada mediante $DTP_{MIN/T}$, no fue modificada por el manejo. En estos suelos existe una alta proporción de partículas del tamaño de los limos (~60%) y las partículas menores a 100 μm representan cerca del 80% en C y 70% en SC, lo que indica la alta susceptibilidad de estos suelos a perder estas partículas por suspensión, lo que probablemente explique la alta pérdida de partículas primarias de limo.

Estos resultados indican que en la RSCA la erosión eólica ha producido cambios en la textura superficial de los suelos. La relación entre partículas granulométricas de suelos con diferente grado de erosión fue efectiva para estimar el grado de selección producida por erosión eólica. La relación entre el contenido de partículas menores a 50 μm , partículas que se pierden por suspensión y son llevadas fuera del sitio erosionado, fue variable en función del contenido de arena inicial de los suelos. En general, estos cambios se produjeron a expensas del limo. Sin embargo, suelos de textura más fina perdieron mayor proporción de limo y suelos de textura intermedia mayor proporción de arcilla, mientras que los cambios en la proporción de AMF I fueron similares entre sitios con diferente contenido de arena, siendo mayor en los lotes más erosionados. Estas diferencias pueden estar asociadas a los diferentes patrones de acumulación de arcilla en diferentes tipos de suelos y a los contenidos de partículas del tamaño del limo en los suelos de textura más fina.

3.4. Resultados obtenidos para validar la hipótesis 4.

Hipótesis 4: CO y NT se acumulan en agregados gruesos, que requieren una mayor velocidad de viento para ser erosionados, comparados con PT que se asocia a partículas finas. Tormentas de mayor velocidad pero corta duración erosionarán relativamente mayor proporción de CO y NT que de PT, mientras que tormentas de menor velocidad y larga duración tendrán un comportamiento inverso.

3.4.1. Concentración de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) en el sedimento erosionado.

La Figura 33 muestra la concentración de CO, NT y PT en el sedimento erosionado en función de la combinación de dos velocidades y dos tiempos de simulación.

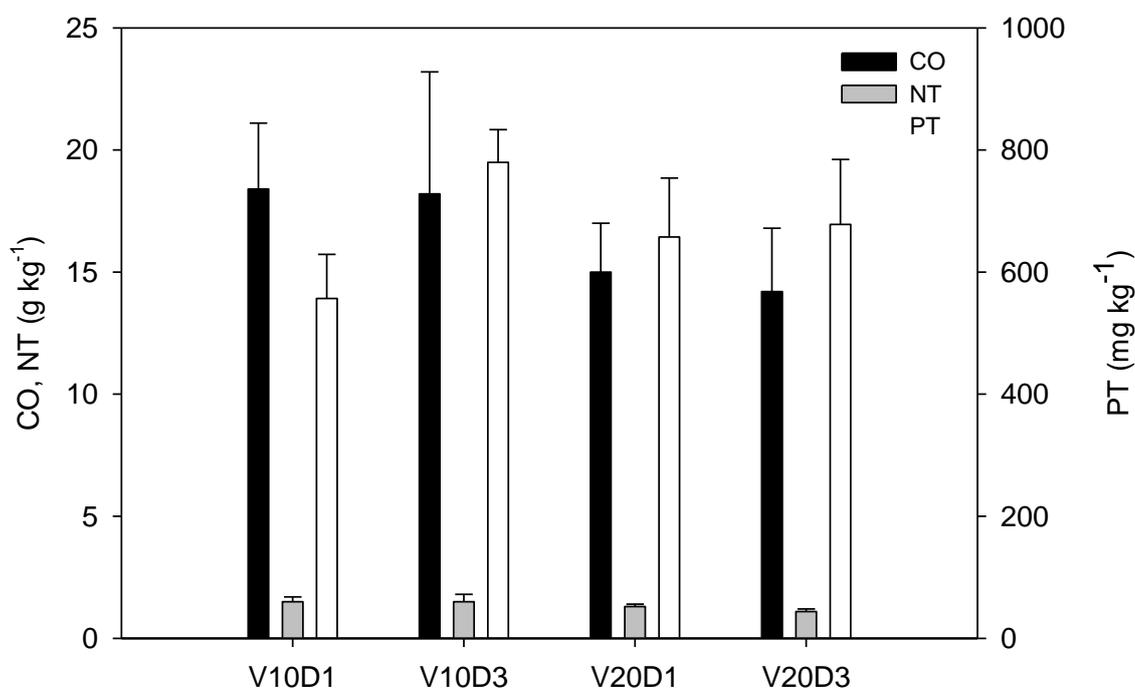


Figura 33. Concentración de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) en el sedimento erosionado en función de la combinación de dos velocidades: 10 m s⁻¹ (V10), 20 m s⁻¹ (V20); y dos tiempos de simulación: 1 min (D1) y 3 min (D3). Las barras indican el desvío estándar (n = 3).

No existió interacción velocidad x tiempo para la concentración en el sedimento de CO y NT (P>0,05). Esto significa que estos factores pueden ser analizados independientemente en el rango de valores testeados. No existió

efecto de la velocidad ni de la duración en la concentración de CO ($P > 0,05$). El valor medio de la concentración de CO en el sedimento fue de $16,7 \pm 3,4 \text{ g kg}^{-1}$. Estos resultados no coinciden con los hallados por Aimar (2002) quien encontró una relación negativa entre la concentración de CO en el sedimento recolectado por encima de los 50 cm en distintos eventos erosivos, ni con los encontrados por Méndez et al. (2006b), quienes hallaron una asociación positiva entre la concentración de CO en el sedimento y la duración de los eventos. Probablemente estas diferencias se deban a la metodología utilizada por estos autores, quienes utilizando colectores a diferentes alturas, encontraron estas relaciones en partículas moviéndose exclusivamente por suspensión (1,5 m) o con una pequeña fracción por saltación (0,5 m), mientras que el colector utilizado en nuestro estudio recogió partículas que se movieron desde la superficie hasta el primer metro de altura, y por lo tanto que se mueven en los tres modos de transporte.

La concentración de NT en el sedimento fue de $1,5 \pm 0,2 \text{ g kg}^{-1}$ en V10 y de $1,2 \pm 0,1 \text{ g kg}^{-1}$ en V20 ($P < 0,05$). Estos resultados no coinciden con los encontrados por Buschiazzo et al. (2007), quienes encontraron un incremento en la concentración media de NT en el sedimento erosionado a medida que aumentaba la velocidad media de los eventos analizados. Esto podría deberse a que estos autores utilizaron datos provenientes de diferentes sistemas de labranza, mientras que nosotros trabajamos en un solo manejo. Ha sido demostrado que la acumulación de NT en estos suelos es dependiente del manejo, estando más concentrados los agregados más gruesos ($>250 \text{ um}$) en suelos no cultivados, siendo mayor la concentración de agregados finos a medida que aumenta la intensidad de uso (Méndez et al., 2006c). Esto indicaría

que en esta superficie, NT estaría asociado más a agregados finos que a gruesos. No existió efecto de la duración de los eventos ($P < 0,05$).

Existió interacción velocidad x tiempo para la concentración de PT ($P \approx 0,05$). No existió efecto de la velocidad en la concentración de PT en el sedimento ($P > 0,05$), en cambio si hubo diferencias en las duraciones. La concentración de PT fue mayor en D3 en V10 ($P < 0,05$), mientras que fue similar entre duraciones en V20. Estos resultados coinciden con los encontrados por Méndez et al. (2006b) pero no coinciden con los encontrados por Aimar (2002). Este último autor explica que la asociación negativa entre la concentración de PT y la velocidad del viento, se debería a que la selección del viento produce que los agregados más pequeños sean transportados al comienzo del evento quedando consecuentemente agregados de mayor tamaño y concentraciones más bajas de PT. Probablemente estas diferencias se deban a que el aumento de duración a esta velocidad produzca la energía necesaria para que se inicie la emisión de partículas finas, con mayor concentración de PT, por abrasión (Gillete & Walker, 1977) pero no la necesaria para la movilización de partículas más gruesas, con menor concentración de PT.

3.4.2. Flujo horizontal de masa de carbono orgánico (q_{CO}), nitrógeno total (q_{NT}) y fósforo total (q_{PT}).

La pérdida de suelo por unidad de superficie (Q), el flujo de masa horizontal total (q) y de los compuestos analizados se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Pérdida de suelo (Q); flujo de masa horizontal: total (q), de carbono orgánico (q CO), de nitrógeno total (q NT) y de fósforo total (q PT); en función de la velocidad (V) y la duración de los eventos simulados (D). n = 3.

V (m s ⁻¹)	D (min)	Q (g m ⁻²)	q	q CO	q NT	q PT
			(g m ⁻² min ⁻¹)			
10	1	1,5	1,5	0,027	0,002	0,008
	3	2,4	0,8	0,012	0,001	0,006
20	1	25,2	25,2	0,374	0,033	0,163
	3	38,3	12,8	0,183	0,015	0,089

Existió interacción velocidad x tiempo para q (P<0,05). Esto significa que el cambio en el nivel de un factor va a depender del nivel del otro factor involucrado. Para analizar la evolución de la deflación de partículas en función del periodo de tiempo analizado, comparamos los niveles de duración en cada nivel de velocidad. Solamente existieron diferencias entre duraciones en V20, donde q en D3 se redujo un 50% (P<0,05). Disminuciones similares en q al aumentar el periodo de simulación fueron encontradas por Liu et al. (2003), quienes explican este fenómeno por la acumulación residual de partículas más gruesas que se produce a medida que la deflación avanza durante el evento erosivo. Esto significa que si bien q tiende a disminuir en V10, el aumento en la duración a esta velocidad no sería suficiente para limitar el flujo de masa, lo que supondría que todavía existe material disponible para continuar erosionándose y por lo tanto aún no existe una acumulación residual importante de partículas gruesas.

Existió interacción *velocidad x tiempo* para q CO, q NT y q PT (P< 0,05). q CO fue mayor en D1 en ambas velocidades, q NT fue mayor en D1 en V20 y q PT fue similar entre duraciones en ambas velocidades. Los efectos de la velocidad y la duración sobre estos parámetros son productos de la combinación de estos factores sobre q y sobre la concentración de estos compuestos en el

sedimento. El efecto de la duración en q_{CO} es explicado por q , el efecto sobre q_{NT} es explicado por un aumento de q y una mayor concentración de NT en el sedimento, mientras la falta de diferencias en q_{PT} , se explica ya que a mayor D , existe un menor q , pero una mayor concentración de PT en el sedimento.

3.4.3. Tasa relativa de enriquecimiento (TRE).

La Figura 34 muestra la tasa relativa de enriquecimiento para CO (TRE CO). Para TRE CO no existió interacción velocidad x tiempo ($P > 0,05$), lo que significa que el efecto de la duración y la intensidad del evento son independientes entre sí en el rango de valores testeado.

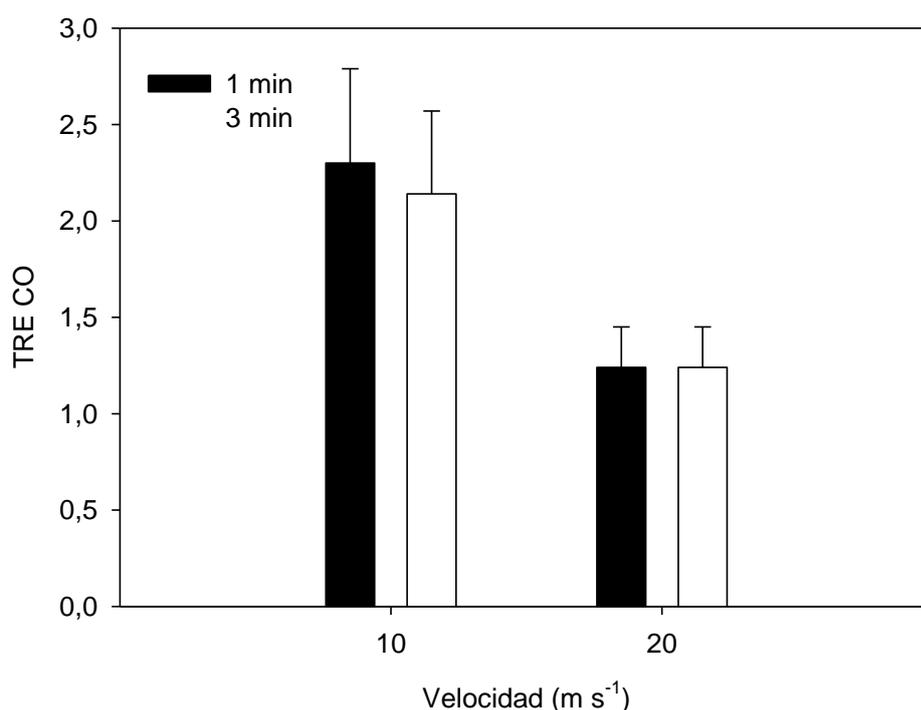


Figura 34. Tasa relativa de enriquecimiento de Carbono Orgánico (TRE CO) en función de dos velocidades y dos tiempos de simulación. Las barras indican el desvío estándar ($n = 3$).

El valor medio de TRE CO en los eventos de alta velocidad fue 1,2 y el valor medio de los eventos de baja velocidad fue de 2,2 ($P < 0,05$). Estos valores son próximos a los hallados por Aimar (2002) quien encontró valores de 1,4 y

3,1 muestreando entre alturas de 0,135 a 1,5 m en mediciones de campo. No existieron diferencias debido al efecto de la duración de simulación ($P>0,05$). Estos valores indicarían que el sedimento se encuentra enriquecido, siendo este enriquecimiento mayor a bajas velocidades. Esto podría deberse a que con velocidades menores existe una mayor remoción de agregados finos, que en estos suelos y manejo poseen una mayor concentración de CO (Aimar, 2002; Méndez et al., 2006c).

La Figura 35 muestra la tasa relativa de enriquecimiento para nitrógeno total (TRE NT). Para TRE NT tampoco existió interacción velocidad x tiempo ($P>0,05$).

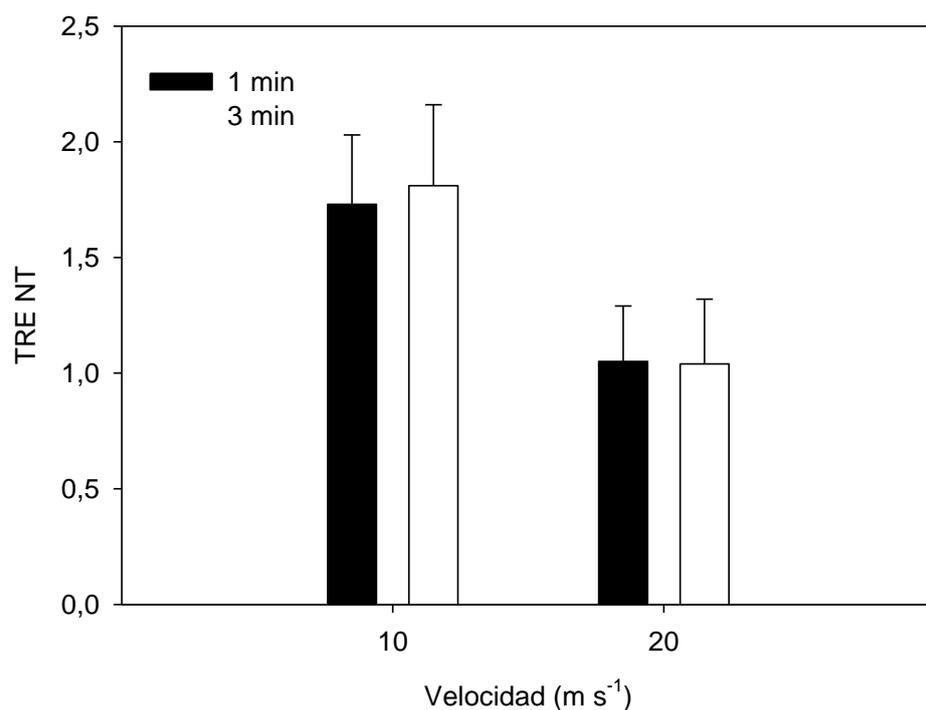


Figura 35. Tasa relativa de enriquecimiento de Nitrógeno Total (TRE NT) en función de dos velocidades y dos tiempos de simulación. Las barras indican el desvío estándar ($n = 3$).

El valor medio de TRE NT en los eventos de alta velocidad fue 1,03 y el valor medio de los eventos de baja velocidad fue de 1,8 ($P<0,05$). Estos valores son similares a los reportados por Van Pelt & Zobeck (2007) y por Larney et al.

(1998), e inferiores a los encontrados por Buschiazzo et al. (2007) quienes encontraron valores de TRE NT de 2 a 5, utilizando colectores ubicados por encima del metro de altura.

La Figura 36 muestra la tasa relativa de enriquecimiento para fósforo total (TRE PT). Para TRE PT tampoco existió interacción velocidad x tiempo ($P > 0,05$).

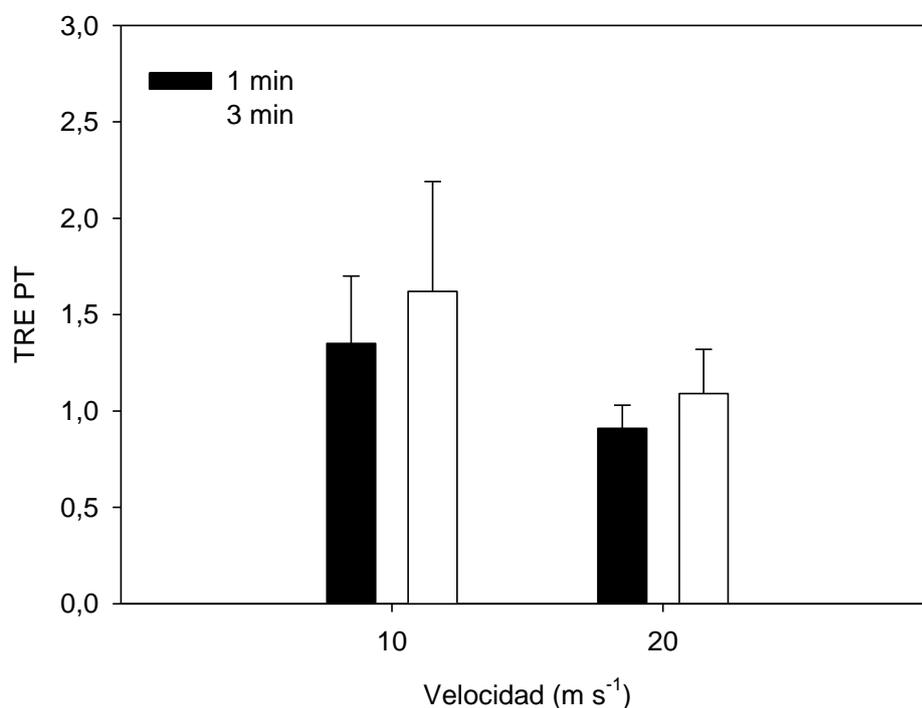


Figura 36. Tasa relativa de enriquecimiento de Fósforo Total (TRE PT) en función de dos velocidades y dos tiempos de simulación. Las barras indican el desvío estándar ($n = 3$).

El valor medio de TRE PT en V20 fue 1 y el valor medio en V10 fue 1,5 ($P < 0,05$). Los valores son inferiores a los encontrados por Buschiazzo et al. (2007) quienes encontraron valores de enriquecimiento entre 1,5 y 8. Estos autores también reportaron una disminución de TRE PT en función del aumento de la velocidad. No hubo efecto de la duración en TRE PT ($P > 0,05$).

3.4.4. Cambio en la concentración de CO, NT y PT luego de la simulación de un evento erosivo.

La Figura 37 muestra la relación del contenido de CO en el primer centímetro de suelo tomado luego (P) y antes (A) de las simulaciones con el túnel de viento, en función de la combinación de dos velocidades y dos tiempos de simulación. No existió efecto ni de la velocidad ni del tiempo en este cociente ($P > 0,05$). El valor medio de este cociente fue $1,02 \pm 0,11$. Los valores de este cociente fueron mayores a 1 en todas las situaciones excepto en el tratamiento de menor intensidad y menor velocidad. Probablemente estos resultados indiquen que CO, en este tipo de suelo y manejo, se encuentra acumulado en agregados intermedios de suelo.

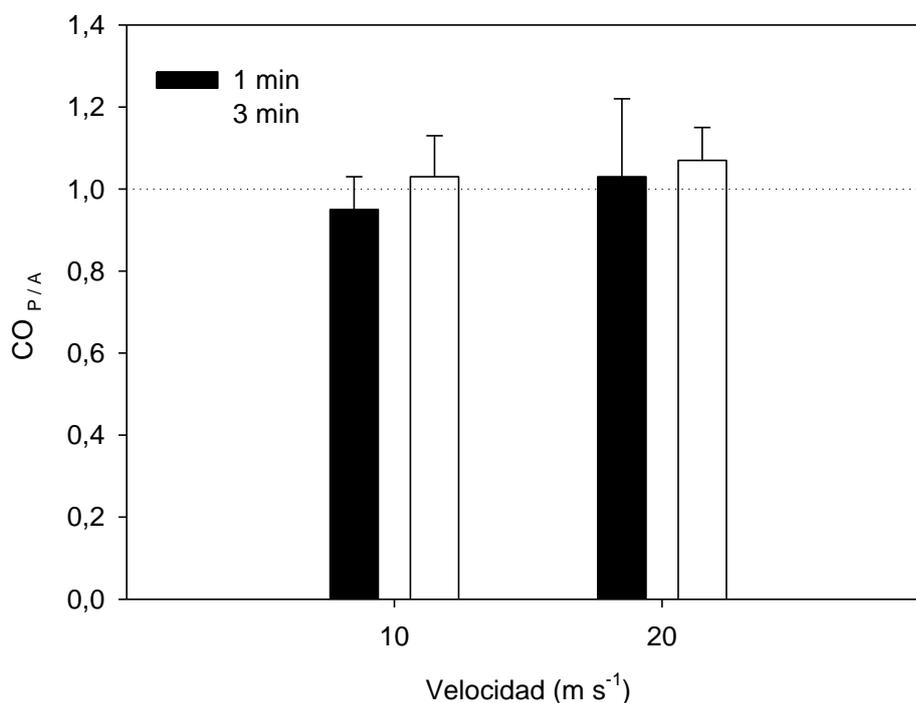


Figura 37. Relación entre el contenido de carbono orgánico en el primer centímetro de suelo posterior y anterior a la simulación ($CO_{P/A}$) a dos velocidades y dos tiempos de simulación. Las barras indican el desvío estándar ($n = 3$).

El cociente para NT no es afectado ni por la velocidad ni por la duración de las tormentas ($P>0,05$) y sigue una tendencia similar a la de CO (Figura 38). Esto podría deberse a la asociación de estos nutrientes en agregados de tamaños similares a CO. El valor medio de este cociente fue de $0,99 \pm 0,16$.

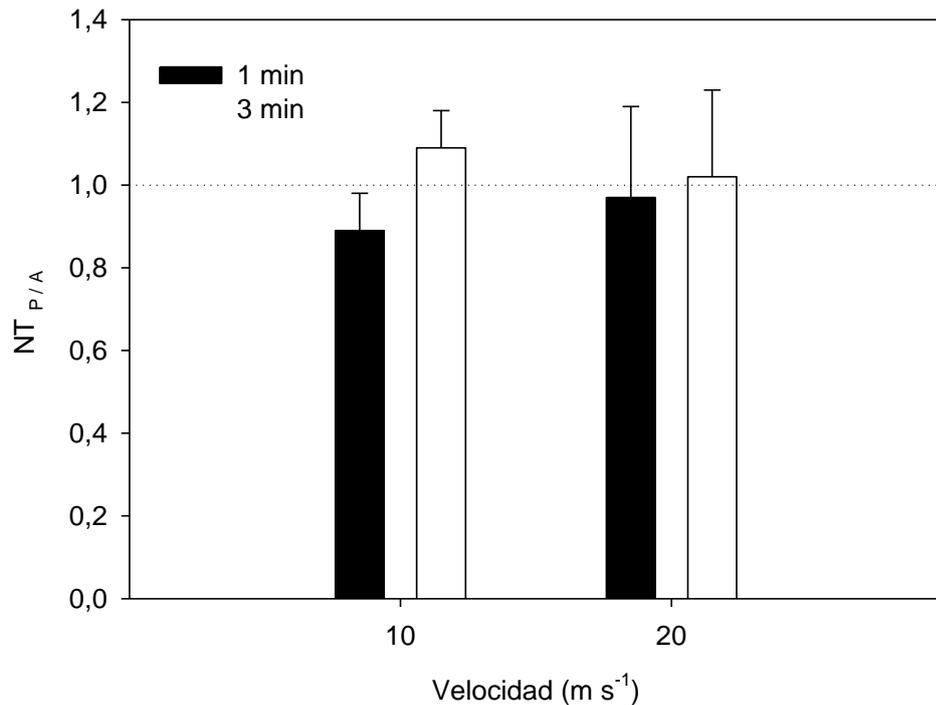


Figura 38. Relación entre el contenido de nitrógeno total en el primer centímetro de suelo posterior y anterior a la simulación ($NT_{P/A}$) a dos velocidades y dos tiempos. Las barras indican el desvío estándar ($n = 3$).

El cociente para PT no es afectado ni por la velocidad ni por la duración de las simulaciones ($P>0,05$), sin embargo muestra una tendencia diferente a CO y NT (Figura 39). El valor medio de este cociente fue de $1,3 \pm 0,4$. En todas las situaciones muestra valores mayores a 1, y valores superiores en la menor duración. Esto podría estar indicando una acumulación de PT en agregados remanentes luego de erosión. Estas interpretaciones no coinciden con los resultados encontrados por Prueß et al. (1992) ni con Aimar (2002), quienes encontraron que el P se encontraba asociado a agregados finos en especial a

aquellos del tamaño de la arcilla. Probablemente las diferencias se deban a que estos autores dispersaron la muestra al realizar el análisis. Existen evidencias que indicarían la posibilidad de la arcilla de agregarse en tamaños más gruesos (Buschiazzo et al., 2000).

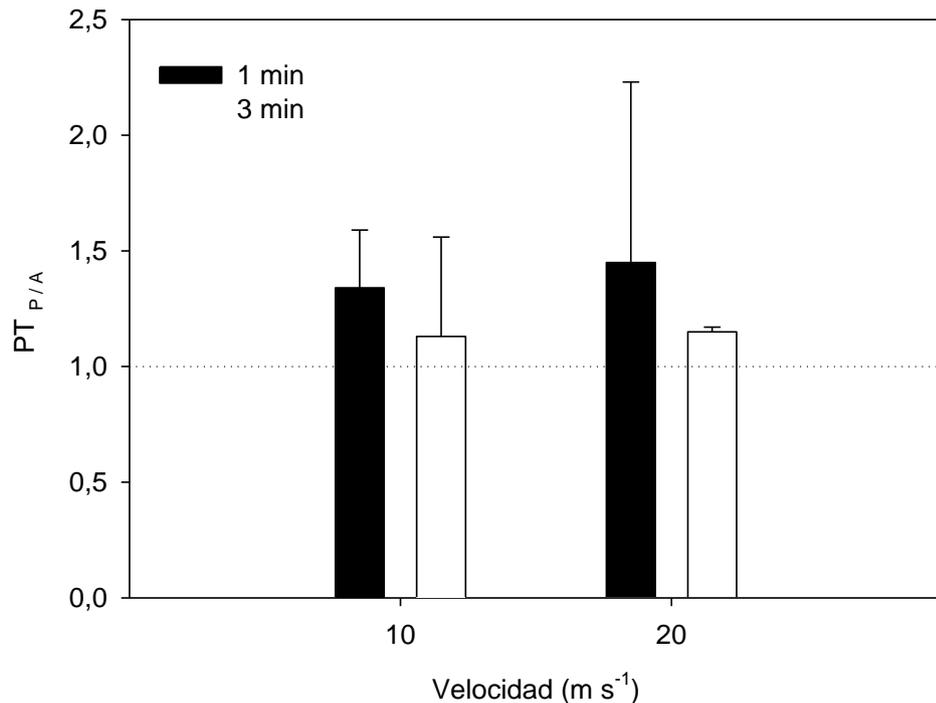


Figura 39. Relación entre el contenido de fósforo total en el primer centímetro de suelo posterior y anterior a la simulación ($PT_{P/A}$) a dos velocidades y dos tiempos. Las barras indican el desvío estándar ($n = 3$).

3.4.5. Discusión.

La Figura 40 muestra a TRE y el cociente entre la concentración del material superficial posterior y anterior a la simulación ($X_{P/A}$) para CO, NT y PT en función de las dos combinaciones contrastantes de velocidad y duración de la simulación. Analizando TRE y $X_{P/A}$ no observamos un patrón de pérdida diferencial de nutrientes de CO, NT y PT entre eventos de alta velocidad y corta duración con respecto a eventos de baja velocidad y larga duración. Estos resultados no coinciden con los encontrados por Buschiazzo et al. (2007).

Probablemente esto se deba a que estos autores analizaron aisladamente las partículas que se mueven por suspensión, siendo este efecto sensible sólo trabajando con partículas que se mueven en este modo. Ensayos en túnel de viento han mostrado que el contenido de nutrientes y el tamaño de partícula de los sedimentos recolectados en los primeros 0,5 m de altura son similares a los del material parental (Leys, 2006).

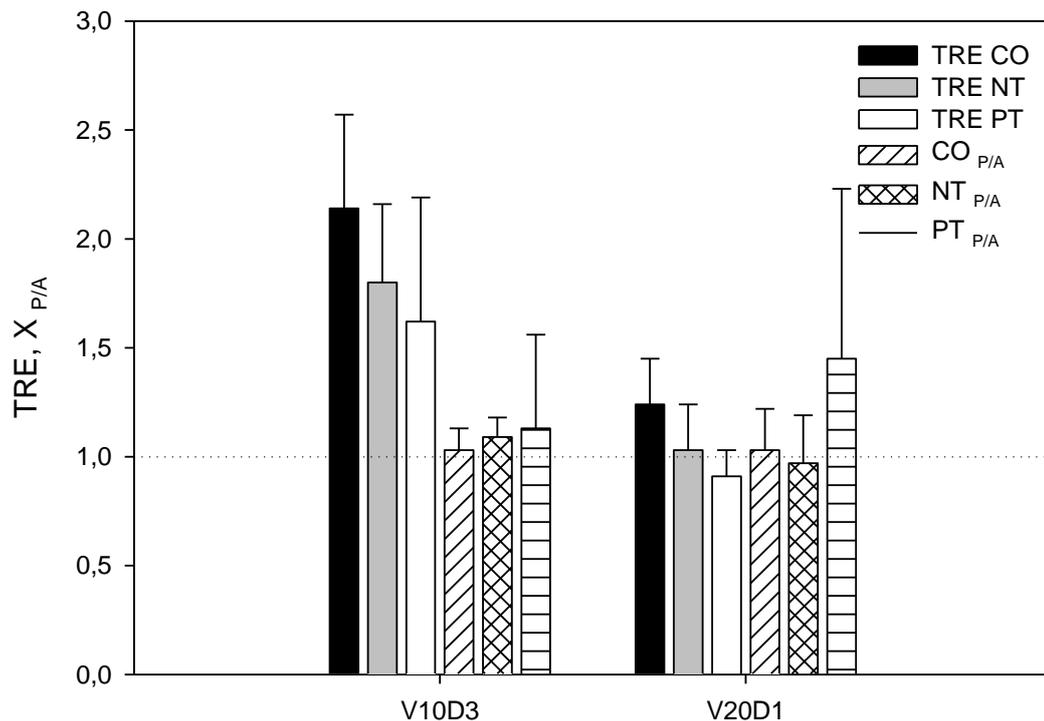


Figura 40. Tasa relativa de enriquecimiento (TRE) y relación entre la concentración en la superficie luego y antes de la simulación del evento ($X_{P/A}$) de carbono orgánico (TRE CO, $CO_{P/A}$), nitrógeno total (TRE NT, $NT_{P/A}$) y fósforo total (TRE PT, $PT_{P/A}$) en función de la simulación de un evento con una velocidad de 10 m s^{-1} durante 3 minutos (V10D3) y otro con una velocidad de 20 m s^{-1} durante 1 minuto (V20D1). Las barras indican el desvío estándar ($n=3$).

Observamos que los valores medios $CO_{P/A}$ y $NT_{P/A}$ son ≈ 1 a diferencia de PT. $PT_{P/A}$ fue mayor a 1, en particular en V20D1 donde se corresponde con una $TRE < 1$. El valor de TRE inferior a 1 puede interpretarse por la remoción de partículas o agregados más gruesos producto de alta velocidades, con una concentración más baja de PT que la de la superficie antes de producirse la

simulación. Posteriormente a la deflación de partículas con baja concentración de PT, la concentración de la superficie aumentaría, lo que se refleja en valores mayores a 1 en $PT_{P/A}$. Probablemente esto se deba, en primer lugar, a que una gran proporción del sedimento se erosione por saltación y rodadura, transportando material del tamaño de las arenas, y por lo tanto pobre en PT. En segundo lugar, que partículas del tamaño de las arcillas, con altos contenidos de PT hayan quedado remanentes en la superficie luego de la simulación del evento erosivo, indicaría la acumulación de estas partículas en agregados con mayor resistencia a ser erosionados por el viento y por lo tanto de mayor tamaño.

4. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES.

4.1. Discusión General

Los primeros objetivos de esta tesis fueron: determinar la utilidad de la fracción erosionable y de la estabilidad estructural en seco como indicadores de la susceptibilidad a la degradación de suelos por erosión eólica y definir contenidos críticos de cementantes orgánicos e inorgánicos que determinen proporciones de agregados erosionables por el viento (FE) y estabilidades estructurales propios de suelos con altos riesgos de sufrir erosión eólica.

En relación a estos objetivos los resultados obtenidos permiten concluir que ambos FE y EES, muestran interacción entre el manejo y el tipo de suelo, especialmente con la textura. Esto indica que el efecto del manejo en estos parámetros dependerá de la textura, principalmente. FE y EES fueron sensibles solamente en suelos de textura media, excediendo valores umbrales en algunos suelos cultivados.

Los suelos de textura media, con contenidos de limo y arcilla entre 215 y 500 g kg⁻¹, son capaces de formar agregados no erosionables y estables que son eficientes para controlar la erosión en condiciones naturales. Este no es el caso de los suelos cultivados, que muestran agregados pequeños y débiles debido a la pérdida de cementantes orgánicos e inorgánicos. Aquellas prácticas de manejo que tiendan a incrementar los contenidos de CO y producir grandes agregados pueden ser eficientes en controlar la erosión eólica en estos suelos.

Los suelos de textura fina, con contenidos de limo y arcilla mayores a 500 g kg⁻¹, presentan grandes cantidades de agregados no erosionables y estables. No existen diferencias de manejo en estos suelos, a pesar de las pérdidas de CO debido a las prácticas de labranza. Esta falta de diferenciación

fue atribuida a la alta presencia de cementantes orgánicos e inorgánicos en suelos vírgenes, y a la formación de terrones (“clods”) gruesos y estables en suelos cultivados.

En los suelos arenosos, aquellos con contenidos de limo y arcilla menores a 215 g kg^{-1} , la falta de cementantes orgánicos e inorgánicos no favorece la formación de agregados resistentes al viento, aún en condiciones naturales. Probablemente, las tecnologías que tiendan a incrementar los contenidos de CO por sí solas no serán efectivas en controlar la erosión eólica. Este objetivo debe ser logrado por el uso de tecnologías que tiendan a incrementar el uso de la cobertura en la superficie del suelo. Sin embargo, como los resultados de este estudio están basados en solamente dos suelos arenosos, una mayor investigación es necesaria para el mejor entendimiento de los mecanismos que involucran la agregación en seco en estos suelos.

En suelos de textura media (aquellos con Arena/Arcilla entre 5 y 10), el contenido de arcilla, óxidos de aluminio y CO contribuyen a formar una estructura resistente a la erosión eólica. En condiciones de bajos contenidos de Alo ($<1000 \text{ mg kg}^{-1}$) y CO ($<10 \text{ g kg}^{-1}$), la capacidad del suelo para mantener estructuras resistentes a la erosión eólica comienza a declinar drásticamente, siendo los valores de FE altos, y por ende la resistencia a la erosión muy baja. Estos valores críticos deben interpretarse como rangos en vez de valores únicos. A contenidos de arcilla menores a 100 g kg^{-1} , los contenidos de CO y Alo regulan la formación de agregados grandes y resistentes, manteniendo la resistencia del suelo a ser erosionado por el viento.

Para estimar el estado de degradación por erosión eólica se planteó el uso de indicadores morfológicos de suelos, es por ello que se propuso:

establecer la validez del espesor del horizonte A y la profundidad hasta el carbonato secundario como índices del estado de degradación por erosión eólica.

La variación del espesor del horizonte A fue un indicador aceptable de la intensidad de erosión eólica. En promedio, el espesor del horizonte A de suelos cultivados disminuyó 7 cm comparado con suelos de referencia, estando esta variación comprendida entre 0 y 17 cm. Esta variación en suelos de paisaje plano pueden ser atribuida principalmente al aumento de las tasas de erosión eólica en suelos cultivados, aunque probablemente también exista un engrosamiento del horizonte superficial de los suelos sin cultivar por la depositación de material eólico (Duncan et al., 2008). Esta pérdida, según estimaciones teóricas, representaría valores promedios de 800 kg ha⁻¹ de maíz y sorgo y de hasta 300 kg ha⁻¹ en trigo. Existe una tendencia a una mayor pérdida en suelos de textura intermedia, probablemente relacionada con la pérdida de resistencia a procesos de erosión eólica.

La profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario no fue un indicador aceptable de la intensidad de erosión eólica ya que mostró resultados variables. Existió una relación cuadrática entre el cambio en la profundidad de acumulación de carbonato y el cambio en el contenido de arena del horizonte superficial, probablemente asociado a la intensidad de mezclado del horizonte AC. Existió una tendencia con relación al cambio en el espesor del horizonte A, aunque no fue la esperada. Pensamos que la causa de la variabilidad de los resultados fue la diferencia entre la cobertura vegetal del tratamiento cultivado y sin cultivar, los cuales poseen diferentes características que afectan el balance de agua en el suelo y los procesos químicos de solubilización de carbonatos.

Otro problema que presenta este indicador es la ausencia de carbonato en suelos de textura arenosa. Probablemente, la profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario sea útil solamente cuando se comparan suelos cultivados erosionados por el viento a lo largo de una secuencia de tiempo.

Para estimar la magnitud de la selección producida por erosión eólica en suelos de diferente granulometría inicial se evaluó la validez de relaciones entre fracciones granulométricas de horizontes superficiales de suelos cultivados y sin cultivar como índices de la magnitud de la selección producida por erosión eólica en suelos de diferente granulometría inicial, y se estimó el patrón de acumulación de arcilla en agregados de distinto tamaño en suelos con diferente grado de degradación por erosión eólica y texturas contrastantes.

La relación entre partículas granulométricas de suelos con diferente grado de erosión fue efectiva para estimar el grado de selección producida por erosión eólica. La relación entre el contenido de partículas menores a 50 μm , partículas que se pierden por suspensión y son llevadas fuera del sitio, fue variable en función del contenido de arena inicial de los suelos. En general, estos cambios se producen a expensas del limo. Sin embargo, suelos de textura más fina pierden mayor proporción de limo y suelos de textura intermedia mayor proporción de arcilla, mientras que los cambios en la proporción de AMF I fueron similares entre sitios con diferente contenido de arena, siendo mayor en los lotes más erosionados.

Estos resultados implican un cambio en la capacidad de los suelos para almacenar agua útil para los cultivos. Tomando los primeros 20 cm de suelo, estos cambios implicarían una disminución media de 2 mm y de hasta 10 mm de agua útil en los sitios más erosionados (Saxton & Rawls, 2006). Teniendo en

cuenta la relación de los niveles de CO asociado a L+A en suelos de referencia de la región ($\text{CO} [\%] = a + 0,057 \text{ L+A} [\%]$; Buschiazzo et al., 1991), los resultados obtenidos implicarían una reducción media en la capacidad para acumular CO de $2,3 \text{ g kg}^{-1}$, y en el sitio de mayor pérdida de L+A esta reducción sería de 15 g kg^{-1} de CO en los primeros 20 cm. Por lo tanto, estas pérdidas implican un proceso de degradación irreversible de los suelos. A su vez, estos procesos tenderían a acelerarse debido a que las pérdidas de arcilla aumentarían la susceptibilidad de suelo a continuar erosionándose por el viento debido al aumento de la fracción erosionable y a la disminución de la estabilidad estructural en seco (Colazo & Buschiazzo, 2010).

Si bien la metodología utilizada refleja las pérdidas de partículas finas y es adecuada para dilucidar la dinámica de cambio entre suelos cultivados y suelos sin cultivar en distintos tipos de suelos, estos resultados podrían estar sobreestimando las pérdidas reales de partículas. Esto se debe a que los parches de vegetación natural (Tratamiento SC) actuarían como destino para la sedimentación de partículas de fuentes exógenas al pedón analizado (Duncan et al., 2008). Si bien no existen antecedentes que estudien la dinámica de sedimentación de partículas granulométricas o el cambio en la textura superficial de suelos en parches de vegetación natural a lo largo de una secuencia de tiempo, existen evidencias que muestran que la sedimentación en los suelos del Caldenal sería mayor a la tasa de formación citada en la bibliografía para este tipo de suelos (Gabel, 1993).

Es por ello que será necesario, en estudios futuros, analizar la dinámica de cambio de partículas granulométricas a lo largo de una secuencia de tiempo en suelos cultivados y también en suelos sin cultivar, utilizando tecnología de

geo-posicionamiento para poder estimar con mayor precisión los cambios producidos. También son necesarios estudios que permitan cuantificar con mayor precisión la cantidad de arcilla que se acumula en agregados de mayor tamaño, en especial si estos tamaños permiten diferenciar entre agregados erosionables y no erosionables por el viento, como aquellas clases obtenidas con un tamiz rotativo.

Por último, para evaluar el efecto de selección de nutrientes debido a las características de eventos erosivos se cuantificó las pérdidas de CO, NT y PT en función de la velocidad del viento y la duración de las tormentas. No existió efecto ni de la velocidad ni de la duración en la concentración de CO en el sedimento erosionado. La concentración de NT en el sedimento fue mayor en V10, mientras que la concentración de PT fue mayor en D3 solamente en la V10. Estas diferencias podrían estar explicadas por la acumulación de estos nutrientes en agregado de diferente tamaño y por mecanismos como la abrasión de agregados

El flujo de masa (q) fue mayor en D1 solamente en V20, esto indicaría que en el resto de los tratamientos no hay una acumulación residual de partículas gruesas que limiten el flujo. No existió efecto ni de la velocidad ni de la duración en el cambio de concentraciones superficiales de CO, NT y PT anterior y posterior a las simulaciones. Observamos un incremento en la concentración de PT posterior a la simulación que indicaría la acumulación de este elemento en agregados con mayor resistencia a ser erosionados por el viento. Las tasas relativas de enriquecimiento de CO, NT y PT fueron mayores en el tratamiento de menor velocidad y no presentaron efectos de la duración de los eventos.

Eventos erosivos con diferentes intensidades y duración determinaron diferencias en las concentraciones en el sedimento erosionado de CO, NT y PT. Sin embargo el efecto de la velocidad y la duración de los eventos sobre TRE y la relación de concentración superficial antes y después de las simulaciones no determinaron pérdidas diferenciales de estos nutrientes, lo cual difiere de la hipótesis planteada. Probablemente, las diferencias se deban a que la metodología utilizada es poco sensible al utilizar un colector que no separa las partículas que se mueven por saltación y rodadura de aquellas que se mueven por suspensión.

El objetivo general de esta tesis fue seleccionar indicadores edáficos del estado y la tendencia de degradación del suelo por erosión eólica y generar modelos predictivos y explicativos del proceso de degradación para la Región Semiárida Central Argentina.

Los criterios empleados para seleccionar los indicadores fueron la escala de trabajo, su relación con los procesos y funciones de suelo predominantes, la posibilidad de emplear valores de referencia y valores críticos, y la sensibilidad al manejo.

En las tres primeras hipótesis, la escala espacial utilizada fue la de potrero⁶ y la temporal fue > 10 años. Los procesos definidos fueron la remoción total y selectiva de suelo por erosión eólica y la función del suelo la resistencia a la erosión eólica. Mientras que en la última hipótesis, para cuantificar las pérdidas de nutrientes, la escala utilizada fue la de parcela y temporalmente la de minutos en función de poder controlar las variables velocidad y duración de eventos erosivos mediante un túnel de viento.

⁶ Equivalente al término inglés "field scale".

En cuanto a los indicadores relacionados con la resistencia del suelo a la erosión eólica fue posible identificar valores críticos en relaciones no lineales con parámetros de suelos. Estos indicadores fueron adecuados en determinados tipos de suelo debido a la sensibilidad al manejo y niveles por encima de valores considerados como perjudiciales. En aquellas situaciones donde no fueron adecuados se plantearon indicadores y tecnologías alternativas.

En relación al estado de degradación de los suelos, el espesor del horizonte A demostró ser un indicador adecuado para estimar erosión eólica. La relación entre el contenido de partículas finas fue indicador aceptable para relacionar la selección producida por la erosión eólica. Si bien en estos indicadores no fue posible identificar valores umbrales, en este caso cualquier valor de pérdida es importante debido que estos procesos representan una degradación de tipo irreversible (Hopkins et al., 2001). En cuanto a las pérdidas de nutrientes no fue posible determinar pérdidas diferenciales en función de la intensidad y duración de eventos simulados, debido a la imposibilidad de aislar el componente en suspensión.

Warren (2010) afirma que concepto de sustentabilidad definido en el contexto de sistemas con predominio de procesos eólicos, como en nuestros suelos, puede resumirse como un balance neutro de la cantidad de suelo que ingresa y sale del sistema. En este sentido, los indicadores que analizamos muestran que la erosión eólica ha disminuido la sustentabilidad de los sistemas de producción de la RSCA en un periodo en el largo plazo, complementando la información obtenida a través del uso de los modelos y las mediciones en parcelas, que llevadas a esta escala espacio-temporal pueden sobrestimar las pérdidas reales (Trimble & Crosson, 2002; Boardman, 2008).

Si bien son escasos los estudios que relacionan el concepto de sustentabilidad con erosión eólica, la pérdida de sustentabilidad sería mayor a la estimada en otros ambiente con predominio de erosión eólica, como en los suelos agrícolas del Sahel donde predominan suelos profundos y arenosos, y por ende, con una mayor cantidad de partículas que se mueven por saltación (Warren, 2007). Esto se debe a la existencia en nuestros ambientes de suelos someros de textura intermedia, a la importancia relativa de las pérdidas que se producen por suspensión (partículas de limo y arcilla) y a la presencia de parches de vegetación natural que probablemente actuarían como sumideros de partículas finas y nutrientes en lugar de redistribuirse en campos agrícolas de la región.

Sin embargo una limitante de estas conclusiones es que la reducción de producción calculada con los indicadores ha sido estimada mediante modelos desarrollados en otras regiones. Fryrear (1990) afirma que la tasa de disminución de productividad está relacionada con características del perfil de suelo y el clima de la región. Es por ello que investigaciones futuras sobre la relación entre la productividad y estos indicadores de erosión es necesaria para estimar mejor el impacto de la erosión eólica.

Si bien con el reemplazo de sistemas de labranza convencionales por planteos de siembra directa el riesgo de erosión eólica han disminuido (Viglizzo & Frank, 2010), las proyecciones indican que los niveles de erosión eólica potencial continuarán estables al año 2020 (Colazo et al., 2010), por lo que estos indicadores deberán ser tenidos en cuenta para monitorear la sustentabilidad edáfica en ambientes semiáridos similares a los de este estudio.

4.2. Conclusiones.

- FE y EES fueron indicadores de degradación útiles solo en suelos de textura intermedia, donde fueron sensibles al manejo, excediendo valores umbrales en algunos suelos cultivados.
- FE y EES se relacionaron con CO, Alo y los contenidos de arcilla en base a modelos logarítmicos o exponenciales. Estas relaciones permitieron la identificación de valores críticos de CO, Alo y arcilla por debajo de los cuales la resistencia del suelo contra la erosión se reduce drásticamente. EES muestra valores críticos de CO de 10 g kg^{-1} en C y de 29 g kg^{-1} en SC y de arcilla de 100 g kg^{-1} en SC. Los contenidos críticos de Alo fueron de 1000 mg kg^{-1} para FE y EES en ambos manejos.
- El espesor del horizonte A fue un indicador válido del estado de degradación por erosión eólica. La profundidad hasta la acumulación de carbonato secundario no fue un indicador aceptable de la intensidad de erosión eólica.
- La relación entre partículas granulométricas fue efectiva para estimar el grado de selección producida por erosión eólica. El cambio, la proporción de partículas menores a $50 \mu\text{m}$ en suelos cultivados fue variable en función del contenido inicial de arena. Suelos de textura fina pierden mayor proporción de limo mientras suelos de textura intermedia pierden arcilla.
- La relación de partículas menores a $2 \mu\text{m}$ entre suelos con dispersión mínima y total fue mayor en C que en SC solamente en suelos de textura intermedia, indicando una pérdida en la capacidad para preservar arcillas en agregados.

- Eventos erosivos con diferentes intensidades y duraciones determinaron diferencias en las concentraciones de CO, NT y PT en el sedimento erosionado. Sin embargo, el efecto de la velocidad y la duración de los eventos sobre TRE y la relación de concentración superficial, antes y después de las simulaciones, no determinaron pérdidas diferenciales de estos nutrientes, lo cual difiere de la hipótesis planteada.

4.3. Recomendaciones prácticas.

- En suelos arenosos, las tecnologías que tiendan a incrementar los contenidos de CO no serán efectivas para controlar la erosión eólica, siendo fundamental para ello prácticas de manejo que aseguren la presencia de cobertura, como pasturas perennes o siembra directa.
- En suelos de textura media, las tecnologías que incrementen los contenidos de CO serán efectivas para controlar la erosión eólica, siendo adecuadas labranzas conservacionistas, como la siembra directa y labranza vertical, ya que producen menor destrucción de agregados y permiten conservar adecuados niveles de CO.
- En suelos de textura fina, las labranzas convencionales, a pesar de las pérdidas de CO, fueron efectivas para producir niveles tolerables de fracción erosionable por la formación de terrones con alta estabilidad en seco. En estas condiciones se debe cuidar de no alcanzar valores críticos de compactación de suelo.

4.4. Recomendaciones metodológicas y futuras líneas de investigación.

- Profundizar la investigación de los mecanismos de agregación en seco de suelos arenosos, que confirmaría nuestros resultados preliminares en estos suelos.
- Estudiar los mecanismos de formación de terrones por labranzas en suelos de textura fina y analizar la resistencia de estas estructuras a procesos disruptivos asociados a precipitaciones, en situaciones con distintos niveles de materia orgánica y de humedad edáfica al momento de la labor.
- Estudiar el efecto de la erosión eólica en la profundidad hasta el carbonato secundario de suelos cultivados, pero en una crono - secuencia, ya que de esta forma se eliminaría la interferencia producida al comparar situaciones con diferencias en los componentes del balance de agua en el suelo.
- Estimar el cambio en la textura superficial de suelos en parches remanentes de vegetación natural, en los cuales la textura probablemente será más fina que en suelos cultivados, producto de mayores tasas de sedimentación.
- Estudiar el efecto de la duración y velocidad del viento sobre las pérdidas de nutrientes, en ensayos controlados y analizando solamente el componente erosionado por suspensión, el cual permitirá detectar pérdidas diferenciales de nutrientes que se acumulan en agregados de diferente tamaño.

5. BIBLIOGRAFIA.

- Aimar, S.B. 2002. Estimaciones Cualitativas y Cuantitativas de Pérdidas por erosión eólica en suelos de la Región Semiárida Pampeana Central. Tesis MSc. Universidad Nacional del Sur (UNS). Bahía Blanca. 143 pp.
- Aimar, S.B., D.E. Buschiazzo & N. Peinemann. 2000. Cambios texturales producidos por erosión eólica en suelos de la Región Semiárida Argentina. Actas del XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (en CD). Mar del Plata.
- Aimar, S.B., M.J. Méndez, R. Funk & D.E. Buschiazzo. 2012. Soil properties related to potential particulate matter emissions (PM10) of sandy soils. *Aeolian Res.* 3 (4): 437-443.
- Alfaro, S.C. 2008. Influence of soil texture on the binding energies of fine mineral dust particles potentially released by wind erosion. *Geomorphology* 93: 157-167.
- Amezqueta, E. 1999. Soil Aggregate Stability: A Review. *J. Sustain. Agric.* 14: 83-151.
- Arshad, M.A. & S. Martin. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agric. Eco. & Environ.* 88: 153-160.
- Azpeteguía, H.P., H. Amaya & L. Crusta. Medición de pérdidas de suelo y disminución de los rendimientos de soja debidos a la erosión hídrica en la región semiárida central de Córdoba. *Ci. Suelo (Argentina)* 5(1): 51-55.
- Bakker, M.M., G. Govers & M.D.A. Rounsevell. 2004. The crop productivity – erosion relationship: an analysis based on experimental work. *Catena* 57: 55-76.

- Blank, R.R. & M.A. Fosberg. 1989. Cultivated and adjacent virgin soils in north central South Dakota. I. Chemical and Physical Comparisons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 1484-1490.
- Boardman, J. 2008. Soil erosion science: reflections on the limitations of current approaches. *Catena* 68: 73-86.
- Bowman, R.A., J.D. Reeder & R.W. Lober. 1990. Changes in soil properties in a central plains rangeland soil after 3, 20 and 60 years of cultivation. *Soil Sci.* 150(6): 851-857.
- Bravo, O.A. 1994. Control de la erosión eólica en el sur de la provincia de Buenos Aires por franjas de cultivo dimensionadas con la ecuación de la erosión eólica. Tesis MSc., UNS. Bahía Blanca. 152 pp.
- Bravo, O.A. & J.C. Silenzi. 2000. Uso del índice de estabilidad mecánica para evaluar la resistencia a la erosión eólica de suelos de la región Semiárida Bonaerense. Actas del XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (En CD). Mar del Plata.
- Brosnick, C.J. & R. Lal. 2005. Soil structure and management: A review. *Geoderma* 124: 3-22.
- Brown, B., M. Hanson, D. Liverman & R. Merideth. 1987. Global sustainability: toward definition. *Environ. Manag.* 11: 713-719.
- Busacca, A. & D. Chandler. 2006. Erosion by wind: Climate Change. Pp 592-597. In: Lal, R. (Ed.). *Encyclopedia of Soil Science*. 2nd Edition. Taylor & Francis. 2060 pp.
- Buschiazzo, D.E. 1990. Calcrete formation in soils of the Argentinian Pampas. *Hohenheimer Arbeiten*: 92-106.

- Buschiazzo, D.E. 1999. Indicadores de Sostenibilidad en la Región Semiárida-Subhúmeda Argentina. Actas del XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo (en CD). Pucón, Chile.
- Buschiazzo, D.E. 2002. Desertificación en la Región Semiárida Pampeana Central Argentina: Estado actual y tendencias futuras. Actas del XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (en CD). Puerto Madryn.
- Buschiazzo, D.E. 2006. Management Systems in Southern South America. Pp. 395-425. In: Peterson, G.A., P.W. Unger & W.A. Payne (Eds.). Dryland Agriculture. 2nd Edition. Agron. Monogr. 23. ASA, CSSA & SSSA, Madison, USA. 1026 pp.
- Buschiazzo, D.E., A.R. Quiroga & K. Stahr. 1991. Patterns of Organic Matter Accumulation in Soils of the Semiarid Argentinian Pampas. *Zeitschr. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 154: 437-441.
- Buschiazzo, D.E. & V. Taylor. 1993. Efecto de la erosión eólica sobre algunas propiedades de suelos de la región semiárida pampeana central. *Ci. Suelo (Argentina)* 10|11: 46-53.
- Buschiazzo, D.E., S.B. Aimar & K. Stahr. 1995. Factores que afectan la estabilidad estructural de suelos de la Región Semiárida Pampeana Central (Argentina). *Ci. Suelo (Argentina)* 13: 66-69.
- Buschiazzo, D.E., G.G. Hevia, E.N. Hepper, K. Stahr & B. Papenfuß. 1998. Contents and weathering state of volcanic ashes and their effects on phosphate sorption in soils of the semiarid pampa of Argentina. *Arid Soil Res. & Rehab.* 12: 15-27.
- Buschiazzo, D.E., T.M. Zobeck & S.B. Aimar. 1999. Wind erosion in loess soils of the Semiarid Argentinian Pampas. *Soil Sci.* 164(2): 133-138.

- Buschiazzo D.E., G.G. Hevia, A. Urioste & E. Hepper. 2000. Arcillas de suelos sometidos a manejos contrastantes en la Región Semiárida Pampeana Central. Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (en CD). Mar del Plata.
- Buschiazzo, D.E. & S.B. Aimar. 2003. Erosión eólica: Procesos y Predicción. Pp 21-32. En: Goldberg, A.D. & A.G. Kin (Eds.). Viento, Suelo y Plantas. Ediciones INTA. Bs. As. 130 pp.
- Buschiazzo, D.E., H.M. Martinez, E. Fiorucci & C. Guiotto. 2004. Mapas de erosión eólica potencial y actual de la región semiárida y subhúmeda pampeana argentina. Actas del XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (en CD). Paraná.
- Buschiazzo, D.E., T.M. Zobeck & S.A. Abascal. 2007. Wind erosion quantity and quality of an Entic Haplustoll of the semi-arid pampas of Argentina. *J. Arid Environ.* 69: 29-39.
- Carter, M.R. 2002. Soil Quality for Sustainable Land Management: Organic Matter and Aggregation Interactions that Maintains Soil Functions. *Agron. J.* 94: 38-47.
- Casagrande, G. & G. Vergara. 1996. Caracterización climática de la región. Pp 11-17. En: Buschiazzo D.E., J.L. Panigatti & F.J. Babinec (Eds.). Labranzas en la región pampeana. INTA. 126 pp.
- Chandler, D.G., K.E. Saxton, J. Kjelgaard & A.J. Busacca. 2002. A technique to measure fine dust emission potentials during wind erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1127-1133.
- Chepil, W.S. 1945. Dynamics of wind erosion: I. Nature of movement of soil by wind. *Soil Sci.* 60: 305-332.

- Chepil, W.S. 1953a. Field structure of cultivated soils with special reference to erodibility by wind. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 17: 185-190.
- Chepil, W.S. 1953b. Factors that influence clod structure and erodibility of soil by wind: I. Soil texture. *Soil Sci.* 75: 473-483.
- Chepil, W.S. 1954. Factors that influence clod structure and erodibility of soil by wind: III. Calcium carbonate and decomposed organic matter. *Soil Sci.* 77: 473-480.
- Chepil, W.S. 1957. Sedimentary characteristics of dust storms: I. Sorting of wind-eroded soil material. *Am. J. Sci.* 255: 12-22.
- Chepil, W.S. 1958. Soil conditions that influence wind erosion. USDA. Tech. Bull. 1185. 28 pp.
- Chepil, W.S. 1961. The use of spheres to measure lift and drag on wind-eroded soil grains. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 25: 243-245.
- Chepil, W.S. 1962. A Compact Rotary Sieve and the Importance of Dry Sieving in Physical Soil Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 26: 4-6.
- Chepil, W.S., C.L. Englehorn & A.W. Zingg. 1952. The Effect of Cultivation on Erodibility of Soils by wind. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 16: 19-21.
- Chepil, W.S. & N.P. Woodruff. 1963. The physics of wind erosion and its control. *Adv. Agron.* 15: 211-302.
- Colazo J.C., J. de Dios Herrero & D.E. Buschiazzo. 2008a. Estudio de Caso La Pampa. Planicies y Valles. Pp 131-146. En: Cantú M.P., A.R. Becker & J.C. Bedano (Eds.) Evaluación de la Sustentabilidad Ambiental en Sistemas Agropecuarios. EFUNARC. 184 pp.
- Colazo J.C., J.E. Panebianco, H.F. del Valle, R. Godagnone & D.E. Buschiazzo. 2008b. Erosión eólica potencial de suelos de Argentina. Efectos de

- registros climáticos de distintos periodos. Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (en CD). Potrero de los Funes.
- Colazo, J.C. & D.E. Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma* 159: 228-236.
- Colazo J.C., H.F. del Valle & D.E. Buschiazzo. 2010. Wind erosion in Argentina. Effect of Climate Change. In Abstracts Volume of ICAR (International Conference on Aeolian Research) VII. Santa Rosa, Argentina.
- Cooke, R., A. Warren & A. Goudir. 1993. Desert Geomorphology. UCL Press, UK. 526 pp.
- Covas, G. & A. Glave. 1988. Erosión. Provincia de La Pampa. Pp 109-114. En: El deterioro del ambiente en la Argentina. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Buenos Aires. 497 pp.
- de Oro, L.A. & D.E. Buschiazzo. 2009. Threshold wind velocity as an index of soil susceptibility to wind erosion under variable climatic conditions. *Land Degrad. & Develop.* 20: 14-21.
- Denef, K., J. Six, R. Merckx & K. Paustian. 2002. Short-terms effects of biological and physical forces on aggregate formation in soils with different clay mineralogy. *Plant & Soil* 246: 185-200.
- Dexter, A.R., G. Richard, A. Arrouays, E.A. Czyz, C. Jolivet & O. Duval. 2008. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma* 144: 620-627.
- Díaz-Zorita, M., E. Perfect & J. Grove. 2002. Disruptive methods for assessing soil structure. *Soil Till. & Res.* 64: 3-22.

- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, C.W. Robledo. 2002. InfoStat versión 1.1. FCA, UNCor.
- Doran, J.W. & M.R. Zeiss. 2000. Soil Health and Sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl. Soil Eco.* 15: 3-11.
- Dregne, H.E. 1986. Desertification of arid lands. Pp 4-34. In: El Baz, F. & M.H.A. Hassan (Eds.). Physics of desertification. Martinus Nijhoff. 492 pp.
- Duncan, D.H., J. Dorrough, M. White & C. Moxham. 2008. Blowing in the wind? Nutrient enrichment of remnant woodlands in an agricultural landscape. *Landscape Ecol.* 23: 107-119.
- Etchevere, P. 1976. Normas de Reconocimiento de Suelos. INTA, Departamento Suelos. Publicación 152. 211 pp.
- Eynard, A., T.E. Schumacher, M.J. Lindstrom & D.D. Malo. 2004. Aggregates sizes and stability in cultivated South Dakota prairie Ustolls and Usterts. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1360-1365.
- Fryrear, D.W. 1990. Wind Erosion: Mechanics, Prediction, and Control. In: Singh, R.P., J.F. Parr & B.A. Stewart (Eds.). Dryland agriculture: Strategies for sustainability. *Adv. Soil Sci.* 13: 187-198.
- Fryrear, D.W., C.A. Krammes, C.M. Williamson & T.M. Zobeck. 1994. Computing the wind erodible fraction of soils. *J. Soil & W. Cons.* 49: 183-188.
- Fryrear, D.W., J.D. Bilbro, A. Saleh, H. Schomberg, J.E. Stout & T.M. Zobeck. 2000. RWEQ: improved wind erosion technology. *J. Soil & W. Cons.* 55: 183-189.
- Gabel, D. 1993. Einfluss vulkanischer asche und nutzung auf die böden der semiariden pampa argentinien (Influencia de la ceniza volcánica y el

- uso de los suelos de la pampa semiárida de la Argentina). Tesis Diplom. Universidad de Hohenheim, Alemania. 99 pp.
- Galantini, J.A., N. Senesi, G. Brunetti & R. Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils of Argentina. *Geoderma* 123:143-152.
- Gallopin, G.C. 1997. Indicators and their use: Information for Decision – making. Part One – Introduction. Pp 13-27. In: Moldan, B. & S. Bilharz (Eds.). Sustainability Indicators. A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development. SCOPE 58. Wiley. 438 pp.
- Gee, G.W. & J.W. Bauder. 1986. Particle-size Analysis. Pp 383-409. In: Klute, A. (Ed.). Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. 2nd Edition. Agron. Monogr. 9. ASA & SSSA. Madison, USA. 1358 pp.
- Gillete, D.A. 1977. Fine particulate emissions due to wind erosion. *Trans. ASAE* 20: 890-897.
- Gillete, D.A. 2006. Windblown Dust. Pp 1912-1914. In: Lal, R. (Ed.). Encyclopedia of Soil Science. 2nd Edition. Taylor & Francis. 2060 pp.
- Gillete, D.A. & T. Walker. 1977. Characteristics of airborne particles produced by wind erosion of sandy soil, high plains of west Texas. *Soil Sci.* 123: 97-110.
- Gil-Sotres, F., C. Trasar-Cepeda, M.C. Leirós & S. Seoane. 2004. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 877-887.

- Godliski, F., X. Hao, C. Chang & J. Lindeman. 2008. Nutrient supply to soil and surface water from deposition of wind-erodible-sized soil aggregates. *Soil Sci.* 173(3): 214-222.
- Goldstein, L.J., D.C. Lay & D.I. Schneider. 1980. Calculus and its application. Brief edition. Prentice-Hall. New Jersey. 373 pp.
- Goossen, D. & J. Gross. 2002. Similarities and dissimilarities between the dynamics of sand and dust during wind erosion of loamy sandy soil. *Catena* 47: 269-289.
- Greenland, D.J. & I. Szabolcs. 1994. Preface. Pp ix-xi. In: Greenland, D.J. & I. Szabolcs (Eds.). Soil resilience and sustainable land use. CAB International. UK. 561 pp.
- Hagen, L.J. 1991. Wind erosion mechanics: Abrasion of aggregated soil. *Trans. ASAE* 34(3): 831 – 837.
- Hagen, L.J. 2004. Fine particulates (PM10 and PM2.5) generated by breakage of mobile aggregates during simulated wind erosion. *Trans. ASAE* 47(1): 107-11.
- Hagen, L.J. & E.L. Skidmore. 1977. Wind erosion and visibility problems. *Trans. ASAE* 20(5): 898-903.
- Hennessy, J.T., B. Kies, R.P. Gibbens & J.M. Tromble. 1986. Soil sorting by forty-five years of wind erosion on a southern new mexico range. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50(2): 391-394.
- Hepper, E.N., D.E. Buschiazzo, G.G. Hevia, A. Urioste & L. Antón. 2006. Clay mineralogy, cation exchange capacity, and specific surface area of loess soils with different volcanic ash content. *Geoderma* 135: 216-235.

- Hevia, G.G., M.J. Mendéz & D.E. Buschiazso. 2007. Tillage affects soil aggregation parameters linked with wind erosion. *Geoderma* 140: 90-96.
- Hopkins, J.W., R. Lal, K.D. Wiebe & L.G. Tweeten. 2001. Dynamic economic management of soil erosion, nutrient depletion, and productivity in the north central USA. *Land Degrad. & Develop.* 12(4): 305-318
- Hornick, S.B. & J.F. Parr. 1987. Restoring the productivity of marginal soils with organic amendments. *Am. J. Alt. Agric.* 2: 64 – 68.
- Huygens, D., P. Boeckx, O. Van Cleemput, R. Godoy & C. Oyarzum. 2005. Aggregate structure and stability linked to carbon dynamics in a south andisol. *Biogeosciences Discuss.* 2: 203-238.
- Hyams, D.G. 2005. Curve Expert 1.38. A compressive Curve Fitting Package for Windows. Hixson, USA.
- Imbellone, P.A., J.E. Giménez & J.L. Panigatti. 2010. Suelos de la región pampeana: Procesos de formación. Ediciones INTA. 320 pp.
- INTA. 2000. Atlas Digital de Suelos de la República Argentina. (En CD).
- INTA, Gob. de La Pampa, UNLPam. 1980. Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa. 493 pp.
- Jackson, R.B., K.A. Farley, W.A. Hoffman, E.G. Jobbágy & R.L. McCulley. 2007. Carbon and water tradeoffs in conversions to forests and shrublands. Pp 237-246. In: Canadell, J.G., D.E. Pataki & L.F. Pitelka (Eds.). *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. Springer. 336 pp.
- Jenny, H. 1941. Factors of soil formation. A system of quantitative pedology. Dover Publications. 191 pp.

- Karlen, D.L., M.J. Mausbach, J.W. Doran, R.G. Cline, R.F. Harris & G.E. Schuman. 1997. Soil Quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 4 – 10.
- Koohafkan, P. 1998. The Challenges of Soil Science and Sustainable Development. Conferencias y Debates Introdutorios del XVI Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo. Montpellier, Francia.
- Lal, R. 1990. Soil Erosion and Land Degradation: The Global Risks. In: Lal, R. & B.A. Stewart (Eds.). *Soil Degradation. Adv. Soil Sci.* 11: 129-172.
- Lal, R. 1991. Soil structure and Sustainability. *J. Sustain. Agric.* 1: 67-92.
- Lal, R. 2006. Degradation & Quality. Pp 389-394. In: Lal, R. (Ed.). *Encyclopedia of Soil Science. 2nd Edition.* Taylor & Francis. 2060 pp.
- Lal, R. & B.A. Stewart. 1990. Soil degradation: A global threat. In: Lal, R. & B. A. Stewart (Eds.). *Soil Degradation. Adv. Soil Sci.* 11: 13 – 17.
- Larney, F.J., M.S. Bullock, H.H. Janzen, B.H. Ellert & E.C.S. Olson. 1998. Wind erosion effects on nutrient redistribution and soil productivity. *J. Soil W. Cons.* 53(2): 133-140.
- Layton, J.B., E.L. Skidmore & C.A. Thompson. 1993. Winter associated changes in dry soil aggregation as influenced by management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 1568-1572.
- Leys, J. 2006. Erosion by wind, effects on soil quality and productivity. Pp 499-502. In: Lal, R. (Ed.). *Encyclopedia of Soil Science. 2nd Edition.* Taylor & Francis. 2060 pp.
- Leys, J. & G. Mc Tainsh. 1994. Soil loss and nutrient decline by wind erosion. Cause for concern. *Aust. J. Soil & W. Cons.* 7(3): 30-35.

- Leys, J., T. Koen & G. Mc Tainsh. 1996. The effects of dry aggregation and percentage of clay on sediment flux and measured by a portable field wind tunnel. *Aust. J. Soil Res.* 34: 849-861.
- Liu, L.Y., P.J. Shi, X.Y. Zou, S.Y. Gao, H. Erdon, P. Yan, X.Y. Li, Z.B. Dong & J.H. Wang. 2003. Short-term dynamics of wind erosion of three newly cultivated grassland soils in northern China. *Geoderma* 115: 55-64.
- López, M.V., R. Gracia & J.L. Arrúe. 2001. An evaluation of wind erosion hazard in fallow lands of semiarid Aragon (NE Spain). *J. Soil & W. Cons.* 56(3): 212-219.
- López, M.V., J.M. de Dios Herrero, G.G. Hevia, R. Gracia & D.E. Buschiazzo. 2007. Determination of the wind-erodible fraction of soil using different methodology. *Geoderma* 139: 407-411.
- Loveland, P. & J. Webb. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Till. Res.* 70: 1-18.
- Lowrance, R., P.F. Hendrix & E.P. Odum. 1986. A hierarchical approach to sustainable agriculture. *J. Alt. Agric.* 1(4): 169 – 173.
- Lyles, L.E. 1975. Possible effects of wind erosion on soil productivity. *J. Soil & W. Cons.* 30(6): 279-283.
- Lyles, L.E. 1988. Basic Wind Erosion Processes. *Agr. Eco. & Environ.* 22: 91-101.
- Lyles, L.E. & J. Tatarko. 1986. Wind erosion effects on soil texture and organic matter. *J. Soil & W. Cons.* 41(3): 191-193.
- Marquandt, D.W. 1963. An algorithm for least squares estimation of non-linear parameters. *J. Soc. Ind. Appl. Math.* 11: 431-441.

- Martinez Mena, M., J. Alvarez Rogel, J. Albaladejo & V.M. Castillo. 1999. Influence of vegetal cover on sediment particle size distribution in natural rainfall conditions in a semiarid environment. *Catena* 38: 175-190.
- Mc Tainsh, G. & C. Strong. 2007. The role of aeolian dust in ecosystems. *Geomorphology* 89: 39-54.
- Méndez, M.J., J. de Dios Herrero & D.E. Buschiazzo. 2006a. Desarrollo de un túnel de viento portátil para la medición de erosión eólica. En Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del suelo (En CD), Salta.
- Méndez, M.J., J. de Dios Herrero & D.E. Buschiazzo. 2006b. Transporte de carbono orgánico, fósforo y fracciones texturales en el material erosionado por el viento. En Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del suelo (En CD), Salta.
- Méndez, M.J., L.A. de Oro, J.E. Panebianco, J.C. Colazo & D.E. Buschiazzo. 2006c. Organic carbon and nitrogen in soils of semiarid Argentina. *J. Soil & W. Cons.* 61(4): 230-235.
- Merrill, S.D., A.L. Black, D.W. Fryrear, A. Saleh, T.M. Zobeck, A.D. Halvorson & D.L. Tanaka. 1999. Soil wind erosion hazard of spring wheat fallow as affected by long term climate and tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1768-1777.
- Michelena, R.O. & C.B. Iruiria. 1995. Susceptibility of soil to wind erosion in La Pampa Province, Argentina. *Arid Soil Res. Rehab.* 9: 227 – 234.
- Miller, F.P. & M.K. Mali. 1995. Soils, land use and sustainable agriculture: A review. *Can. J. Soil Sci.* 75: 413 – 422.

- Mirzamostafa, N., L.J. Hagen, L.R. Stone & E.L. Skidmore. 1998. Soil Aggregate and Texture Effects on Suspension Component from Wind Erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62 (5): 1351-1361.
- Montgomery, D.R. 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. *PNAS* 104(33): 13268 – 13272.
- Moscatelli, G. & I. Puentes. 1996. Pp 19-31. Caracterización edáfica de la región. En: Buschiazzo, D.E., J.L. Panigatti & F.J. Babinec (Eds.). Labranzas en la región pampeana. INTA. 126 pp.
- Nimmo, J.R. & K.S. Perkins. 2002. Aggregate stability and size distribution. Pp 317-328. In: Dane, J.H. & G.C. Topp (Eds.). *Methods of soil analysis. Part 4. Physical Methods. Agron. Monogr. 5.* SSSA. Madison, USA. 866 pp.
- Norton, M.R. & M.E. Gunner. 1999. Relationships between respiratory diseases and quartz-rich dust in Idaho, USA. *Am. Mineral.* 84: 1009-1019.
- Oades, J.M. 1984. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56: 377-400.
- Oldeman, L.R. 1994. The Global extent of soil degradation. Pp 99 – 104. In: Greenland, D.J. & I. Szabolcs. *Soil resilience and sustainable land use.* CAB International. UK. 561 pp.
- Panebianco, J.E. & D.E. Buschiazzo, 2008. Erosion predictions with the wind erosion equation (WEQ) using different climatic factors. *Land Degrad. & Develop.* 19: 36-44.
- Parr, J.F, B.A. Stewart, S.B. Hornick & R.P. Singh. 1990. Improving the Sustainability of Dryland Farming Systems: A Global perspective. In:

- R.P. Singh, J.F. Parr & B.A. Stewart (Eds.). Dryland agriculture: Strategies for sustainability. *Adv. Soil Sci.* 13: 151 – 173.
- Powers, D.H. & E.L. Skidmore. 1984. Soil structure as influenced by simulated tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 879-884.
- Prüß, A., D.E. Buschiazzo, E. Schlichting & K. Stahr. 1992. Phosphate Distribution in Soils of the Central Argentinian Pampa. *Catena* 19: 135-145.
- Quiroga, A.R. 1994. Influencia del manejo sobre propiedades físicas de los suelos. Su relación con la granulometría y contenidos de materia orgánica. Tesis MSc. UNS, Bahía Blanca.
- Quiroga, A.R., D.E. Buschiazzo & N. Peinemann. 1998. Management Discriminant properties in Semiarid Soils. *Soil Sci.* 163: 591-597.
- Quiroga, A.R., D.E. Buschiazzo & N. Peinemann. 1999. Soil compaction is related to management practices in the semi-arid Argentine Pampas. *Soil & Till. Res.* 52: 21-28.
- Raupach, M.R. 1993. Dry deposition of gases and particles to vegetation. *Clean Air* 27: 200-203.
- RIAN, 2011. Disponible en: <http://riap.inta.gov.ar/agronomia/consultaagronomica>.
- Rostagno, C.M., H.F. del Valle & D.E. Buschiazzo. 2004. La erosión eólica. En: González, M.A. & N.J. Bejerman (Eds.). Peligrosidad Geológica en Argentina. ASAGAI. (En CD).
- Rosewell, C.J. 2002. Non-dispersed Particle Size Analysis. Pp 222-223. In: McKensie, N., K. Coughlan & H. Cresswell (Eds.). Soil Physical Measurement and Interpretation for Land Evaluation. Australian Soil and Land Survey Handbooks Series 5. CSIRO Publishing, Australia. 392 pp.

- Rubio, A. & A. Escudero. 2005. Effect of climate and physiography on occurrence and intensity of decarbonation in Mediterranean forest soils of Spain. *Geoderma* 125: 309-319.
- Saxton, K.E. & W.J. Rawls. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1569-1578.
- Schaetzl, R. & S. Anderson. 2005. Soils: Genesis and Geomorphology. Cambridge university press. New York. 817 pp.
- Schlichting, E., H.P. Blume & K. Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum (Manual Práctico de Ciencias del suelo). Paul Parey Verlag. Hamburg-Berlin. 295 pp.
- Scoppa, C. 1976. La mineralogía de los suelos de la llanura pampeana en la interpretación de su génesis y distribución. *IDIA* 33: 659 – 673.
- Shao, Y. 2008. Physics and modelling of wind erosion. 2nd Edition. Springer. 452 pp.
- Shao, Y., M.R. Raupach & P.A. Findlater. 1993. Effect of saltation bombardment on the entrainment of dust by wind. *J. Geophys. Res.* 98: 12719-12726.
- Silenzi, J.C., O.A. Bravo, N.E. Echeverría & T. Grossi. 1993. Efectos de la erosión eólica sobre la productividad de un suelo. Actas XIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mendoza.
- Six, J., E.T. Elliot, K. Paustian & J.W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1367-1377.

- Six, J., R.T. Conant, E.A. Paul & K. Paustian. 2002. Stabilization mechanism of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant & Soil* 241: 155-176.
- Skidmore, E.L. 1982. Soil loss tolerance. Pp 87-93. In: Kral, D.M. & S. Hawkins (Eds.). Determinations of soil loss tolerance. ASA Special publication 45. SSSA & ASA. USA. 153 pp.
- Skidmore, E.L. & J.B. Layton. 1992. Dry-Soil Aggregate Stability as Influenced by Selected Soil Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 557-561.
- Skidmore, E.L., W.A. Carstenson & E.E. Banbury. 1975. Soil changes resulting from cropping. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 415-419.
- Skidmore, E.L., J.B. Layton, D.V. Armbrust & M.L. Hooker. 1986. Soil physical properties as influenced by cropping and residue management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 415-419.
- Skidmore, E.L., L.J. Hagen, D.V. Armbrust, A.A. Durar, D.W. Fryrear, K.N. Potter, L.E. Wagner & T.M. Zobeck. 1994. Methods for investigating basic processes and condition affecting wind erosion. Pp 295-330. In: Lal, R. (Ed.). *Soil Erosion Research Methods*. Soil & W. Cons. Soc. Ankeny, USA. 340 pp.
- Sokal, R. & J. Rolf. 1981. *Biometry*. 2nd Edition. Freeman & Co. New York. 859 pp.
- Sparks, D. L. 1996. *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods*. SSSA Books series 5. ASA & SSSA. Madison, USA. 1264 pp.
- Steinhardt, G.C. 2008. Particle-size distribution. Pp 505-510. In: Chesworth, W. (Ed.) *Encyclopedia of Soil Science*. Springer. 849 pp.

- Stewart, B.A. & C.A. Robinson. 1997. Are Agroecosystems sustainable in Semiarid Regions? *Adv. Agron.* 60: 161 – 228.
- Tatarko, J. 2001. Soil aggregation and wind erosion: Processes and Measurements. *Annals of Arid Z.* 40(3): 251 – 263.
- Trimble, S.W. 1975. Denudation studies: can we assume stream steady state? *Science* 188: 1207-1208.
- Trimble, S.W. & P. Crosson. 2002. U.S. Soil erosion rates – Myth and Reality. *Science* 289: 248-250.
- Unger, P.W. 1997. Aggregate and organic carbon concentration interrelationships of a Torreritic Paleustoll. *Soil & Till Res.* 42: 95-113.
- Van Pelt, R.S. & T.M. Zobeck. 2007. Chemical constituents of fugitive dust. *Environ. Monit. Assess.* 130: 3-16.
- Viglizzo, E.F. 1994. El INTA frente al desafío del desarrollo agropecuario sustentable. Pp 1-22. En: Verde, L. & E.F. Viglizzo (Eds.). *Desarrollo Agropecuario Sustentable*. INTA-INDEC. 85 pp.
- Viglizzo, E.F., Z.E. Roberto, F. Lértora, F. López Gay & J. Bernardos. 1997. Climate and land use change in field crop ecosystems of Argentina. *Agric. Eco. & Environ.* 66: 61-70.
- Viglizzo, E.F. & F.C. Frank. 2010. Erosión del suelo y contaminación del ambiente. Pp 37-41. En: Viglizzo, E.F. & E. Jobbágy (Eds.). *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental*. Ediciones INTA. 102 pp.
- Visser, S.M., L. Stroosnijder & W.J. Chardon. 2004. Nutrient losses by wind and water, measurement and modelling. *Catena* 63: 1-22.

- Wada, J. 1977. Allophane and imogolite. Pp 603-633. In: Dixon, J.B. & S.B. Weed (Eds.). Minerals in Soil Environments. Soil Sci. Soc. Am. Madison, USA. 948 pp.
- Wagner, L.E., N.E. Ambe & P. Barnes. 1992. Tillage – induced soil aggregate status as influenced by water contents. *Trans. ASAE* 35(2): 499-504.
- Walkley, A. & T.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff methods for determining of soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.
- Warkentin, B.P. 1995. The changing concept of soil quality. *J. Soil & W. Cons.* 50: 226–228.
- Warren, A. 2007. Sustainability: A view from the wind eroded field. *J. Env. Sci.* 19(4): 470 – 474.
- Warren, A. 2010. Sustainability in aeolian systems. *Aeolian Res.* 1: 95 – 99.
- White, B.R. & J.C. Schulz. 1977. Magnus effect in saltation. *J. Fluid Mech.* 81: 497-512.
- Winzer, N. & R. Camina. 2007a. Apuntes del curso de posgrado: Análisis de la varianza. UNS. 110 pp.
- Winzer, N. & R. Camina. 2007b. Apuntes del curso de posgrado: Análisis de Regresión. UNS. 90 pp.
- Woodruff, N.P. & F.H. Siddoway. 1965. A wind erosion equation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29(5): 602-608.
- World Commission on Environment and Development. 1987. Our Common Future (the Brundtland Report). Oxford University Press. Oxford. 374 pp.

- Yaalon, D.H. 1983. Climate, time and soil development. Pp 233-251. In: Wilding, L.P., N.E. Smeck & G.F. Hall (Eds.). *Pedogenesis and Soil Taxonomy. I. Concepts and Interactions*. Elsevier. Amsterdam. 319 pp.
- Yang, X.M. & M.M. Wander. 1998. Temporal changes in dry aggregate size and stability: tillage and crop effects on a silty loam Mollisol in Illinois. *Soil & Till. Res.* 49: 173-183.
- Young, R.A., A.E. Olness, D.K. Mutcler & W.C. Moldenhauer. 1986. Chemical and physical enrichments of sediment from cropland. *Trans. ASAE* 29(1): 165-169.
- Zanotti, N. & D.E. Buschiazzo. 1997. Extracción histórica de nitrógeno y fósforo por cultivos de cosecha en la Región Semiárida Pampeana: su incidencia económica. Actas de la XVIII Reunión de la Asociación Argentina de Ecología. Buenos Aires. 131 pp.
- Zinck, J.A., J.L. Berroterán, A. Farshad, A. Moameni, S. Wokabi & E. Van Rant. 2002. Approaches to assessing sustainable agriculture. *Ci. Suelo (Argentina)* 20(2): 55-67.
- Zobeck, T.M. 1991. Soil properties affecting wind erosion. *J. Soil & W. Cons.* 46: 112-117.
- Zobeck, T.M. & D.W. Fryrear. 1986. Chemical and Physical Characteristics of Windblown Sediment. II. Chemical Characteristics and Total Soil and Nutrient Discharge. *Trans. ASAE* 29(4): 1037-1041.
- Zobeck, T.M., D.W. Fryrear & R.D. Petit. 1989. Management effects on wind-eroded sediment and plant nutrients. *J. Soil & W. Cons.* 44(2): 160-163.

- Zobeck, T.M. & T.W. Popham. 1990. Dry aggregate distribution of sandy soils as influenced by tillage and precipitation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 198 – 204.
- Zobeck, T.M., N.A. Rolong, D.W. Fryrear, J.D. Bilbro & B.L. Allen. 1995. Properties and productivity of recently tilled grass sod and 70-year cultivated soil. *J. Soil & W. Cons.* 50: 210-215.
- Zobeck, T.M. & R.S. Van Pelt. 2005. Erosion: wind-induced. Pp 470-477. In: Hillel D., J.H. Hatfield, D.S. Powlson, C. Rosenzweig, K.M. Scow, M.J. Singer & D.L. Sparks (Eds.). *Soils in the environment*. Elsevier & Academic Press. 2200 pp.

6. ANEXOS.

A-1. Fecha de muestreo, cultivo actual y tipo de labranza en el tratamiento cultivado, y coordenadas geográficas de los sitios estudiados. DD = rastra de doble disco, R= rastrón y C = cincel.

Sitio	Fecha	Cultivo Actual	Labranza	Cultivado		Sin Cultivar	
				Latitud	Longitud	Latitud	Longitud
(grados)							
1	16/08/2005	Avena	DD	-37,2927	-64,305	-37,2922	-64,3047
2	25/09/2005	Barbecho	R	-37,6799	-63,6137	-37,6799	-63,6146
3	16/08/2005	Barbecho	DD	-37,3934	-64,1649	-37,3929	-64,1661
4	15/09/2005	Barbecho	R	-36,6141	-63,9876	-36,6142	-63,988
5	03/08/2005	Barbecho	R	-37,1192	-64,2419	-37,1191	-64,2406
6	03/08/2005	Centeno	R	-37,3324	-64,3731	-37,3331	-64,3726
7	15/09/2005	Centeno	DD	-36,582	-64,0983	-36,5819	-64,0991
8	15/09/2005	Centeno	DD	-36,5741	-64,1016	-36,5745	-64,1017
9	02/08/2005	Avena	DD	-36,1749	-64,3324	-36,1748	-64,3332
10	20/07/2005	Barbecho	R	-35,3784	-64,2976	-35,3781	-64,296
11	20/09/2005	Avena	C + DD	-35,8109	-64,3404	-35,8104	-64,3372
12	20/09/2005	Barbecho	DD	-35,8116	-64,3773	-35,8117	-64,3761
13	20/07/2005	Barbecho	DD	-35,6748	-64,2416	-35,6758	-64,2447
14	01/08/2005	Avena	DD	-35,8158	-64,3216	-35,8122	-64,324

Valores negativos representan latitud sur y longitud oeste.

A-2. Distribución de tamaño de agregados y estabilidad estructural en seco (EES) en suelos cultivados.

Sitio	Repetición	Distribución de tamaño de agregados (mm)						EES
		>19,2	19,2 - 6,4	6,4 - 2	2 - 0,84	0,84 - 0,42	< 0,42	
		(%)						
1	1	21	13	6	2	2	57	55
	2	48	13	4	1	2	32	66
	3	20	15	6	1	2	57	41
2	1	53	18	9	3	4	13	90
	2	37	24	11	4	5	19	80
	3	49	17	10	3	5	15	86
3	1	12	14	12	5	4	53	69
	2	15	17	14	5	3	46	66
	3	21	15	13	5	3	43	66
4	1	47	9	7	2	3	32	70
	2	48	14	7	2	2	26	83
	3	49	14	7	2	2	26	77
5	1	30	24	12	4	4	26	84
	2	34	14	10	4	4	35	81
	3	16	24	15	5	5	35	77
6	1	11	22	15	5	4	43	69
	2	42	21	11	3	2	22	83
	3	19	19	15	6	4	37	83
7	1	50	10	9	4	3	23	76
	2	38	11	11	5	4	30	67
	3	25	12	13	7	5	39	65
8	1	71	10	6	2	2	8	91
	2	68	11	7	3	2	9	91
	3	23	20	16	9	6	25	86
9	1	41	23	13	6	4	13	94
	2	16	35	19	8	6	15	94
	3	53	17	11	5	3	12	94
10	1	35	19	15	7	5	18	82
	2	48	15	13	6	4	14	91
	3	28	24	17	8	5	18	87
11	1	70	15	8	3	2	3	98
	2	69	14	8	3	2	4	96
	3	63	18	9	4	2	3	98
12	1	38	18	16	7	5	16	90
	2	36	21	16	7	5	14	93
	3	61	14	8	4	3	11	95
13	1	19	25	21	9	6	20	88
	2	33	24	17	7	4	15	93
	3	30	23	18	7	5	17	91
14	1	19	28	24	12	7	10	97
	2	55	21	13	5	2	3	98
	3	75	12	7	3	1	3	98

A-3. Distribución de tamaño de agregados y estabilidad estructural en seco (EES) en suelos sin cultivar.

Sitio	Repetición	Distribución de tamaños de agregados (mm)						EES
		>19,2	19,2 – 6,4	6,4 - 2	2 - 0,84	0,84 - 0,42	< 0,42	
		(%)						
	1	30	13	5	2	2	48	52
1	2	54	9	4	1	1	30	67
	3	34	14	5	2	2	42	56
	1	37	15	8	3	12	26	83
2	2	39	19	9	4	8	22	86
	3	58	15	7	3	5	13	93
	1	46	14	7	3	2	28	86
3	2	48	17	7	2	2	24	85
	3	51	13	7	2	2	26	82
	1	34	18	9	4	3	32	85
4	2	23	24	12	4	4	34	82
	3	62	13	6	2	2	15	91
	1	59	14	7	3	2	15	86
5	2	61	17	7	2	2	11	90
	3	32	21	15	5	4	24	88
	1	64	12	6	2	2	14	89
6	2	40	15	10	4	3	26	80
	3	72	8	5	2	2	11	94
	1	55	16	7	3	3	17	88
7	2	53	18	7	4	3	15	85
	3	67	11	7	2	1	12	87
	1	73	10	6	2	2	6	93
8	2	60	16	9	3	2	11	89
	3	71	10	7	3	2	8	96
	1	78	6	4	2	2	8	90
9	2	57	13	8	3	3	16	85
	3	67	11	7	3	2	10	91
	1	31	23	14	6	5	20	89
10	2	49	18	11	4	3	14	90
	3	53	14	9	4	4	15	89
	1	72	13	6	2	1	6	95
11	2	55	19	11	3	2	10	95
	3	60	15	10	3	2	10	94
	1	51	14	11	4	3	17	88
12	2	69	10	6	3	2	10	95
	3	51	16	11	4	3	15	88
	1	28	30	15	5	3	18	83
13	2	46	28	10	3	2	10	93
	3	66	12	6	2	2	11	89
	1	55	22	8	3	3	8	95
14	2	50	20	11	4	3	12	94
	3	55	18	10	4	3	10	92

A-4. Contrastes ortogonales de Scheffé para los valores de fracción erosionable. SC = Sumatoria de Cuadrados. Valor P de Scheffé menor a 0,05 indica diferencias significativas. Número de contrastes (N°) = n-1, siendo n= sitios (14).

N°	Contrastes		SC	Valor P	
				a priori	Scheffé
1	3.4.5.6.7	1.2.8.9.10.11.12.13.14.	75,00	0,00	0,03
2	3.4	5.6.7	2,60	0,33	1,00
3	6	5.7	0,00	1,00	1,00
4	5	7	0,70	0,61	1,00
5	1.2.11.14	4.8.9.10.12.13	6,10	0,14	0,99
6	1	2.11.14	12,50	0,03	0,98
7	2	11.14	0,60	0,64	1,00
8	11	14	0,00		
9	4.10.12	8.9.13	2,80		
10	4	10.12	0,00		
11	10	12	0,00		
12	8.9	13	0,00		
13	8	9	0,40		

A-5. Contrastes ortogonales de Scheffé para los valores de estabilidad estructural en seco. SC = Sumatoria de Cuadrados. Valor P de Scheffé menor a 0,05 indica diferencias significativas. Número de contrastes (N°) = n-1, siendo n= sitios (14).

N°	Contrastes		SC	Valor P	
				a priori	Scheffé
1	3.4.5.6.7	1.2..8.9.10.11.12.13.14	72,80	0,00	0,005
2	5	3.4.6.7	3,90	0,17	0,99
3	3.4	6.7	0,00	0,99	1,00
4	3	4	4,90		
5	6	7	4,20		
6	1.2.10	8.9.11.12.13.14	7,80		
7	10	1.2	0,00		
8	1	2	0,30		
9	8.9	11.12.13.14	0,00		
10	8	9	5,10		
11	11.12	13.14	0,00		
12	11	12	0,00		
13	13	14	0,20		

A-6. Distribución de tamaño de partículas con dispersión total en suelos cultivados.

Sitio	Repetición	Distribución de tamaño de partículas (μm)					
		< 2	2-50	50-73	73-100	100-250	>250
		g kg^{-1}					
	1	54	77	25	26	299	520
1	2	53	48	18	19	345	518
	3	57	69	25	22	309	518
	1	130	183	120	190	233	145
2	2	147	180	117	177	225	154
	3	155	160	104	159	228	193
	1	75	247	177	208	255	38
3	2	91	224	151	241	262	31
	3	100	237	173	205	238	47
	1	102	128	100	219	391	60
4	2	85	125	89	192	454	55
	3	100	123	92	209	411	66
	1	86	236	173	178	260	68
5	2	100	224	137	135	254	150
	3	93	253	161	164	266	64
	1	114	289	156	135	272	34
6	2	103	277	154	156	271	37
	3	85	276	156	158	280	46
	1	55	360	97	209	241	38
7	2	71	308	133	180	263	46
	3	50	274	126	191	225	134
	1	105	386	141	136	197	33
8	2	103	354	148	151	202	41
	3	115	369	101	161	214	40
	1	200	390	135	150	119	5
9	2	216	428	85	140	125	7
	3	197	398	127	163	110	5
	1	165	458	159	124	77	18
10	2	176	450	152	127	77	18
	3	174	445	156	125	81	19
	1	291	460	126	59	51	11
11	2	284	502	82	62	58	13
	3	307	438	111	77	55	11
	1	193	481	134	91	85	16
12	2	222	459	118	105	83	13
	3	229	453	125	100	80	12
	1	161	348	107	172	195	17
13	2	166	331	121	167	192	24
	3	170	325	120	132	225	27
	1	247	459	94	101	91	8
14	2	259	498	73	91	70	10
	3	243	451	96	105	93	11

A-7. Distribución de tamaño de partículas con dispersión total en suelos sin cultivar.

Sitio	Repetición	Distribución de tamaño de partículas (μm)					
		< 2	2-50	50-73	73-100	100-250	>250
		g kg^{-1}					
	1	59	73	23	17	269	558
1	2	58	67	27	22	333	494
	3	54	71	24	24	315	512
	1	81	88	80	190	263	297
2	2	125	152	108	206	188	220
	3	108	124	105	166	239	259
	1	75	206	159	210	308	42
3	2	74	190	148	185	334	68
	3	80	192	128	246	308	46
	1	89	162	107	208	385	49
4	2	109	189	85	145	365	107
	3	114	179	96	212	354	44
	1	152	288	164	151	196	50
5	2	139	312	164	140	190	55
	3	122	319	160	129	180	92
	1	122	323	148	128	226	52
6	2	143	301	140	124	227	65
	3	144	324	152	122	208	50
	1	146	305	139	147	225	38
7	2	176	293	109	107	238	77
	3	152	287	112	123	241	84
	1	211	412	119	106	132	20
8	2	188	383	130	120	156	23
	3	214	394	110	114	144	24
	1	226	460	139	111	59	5
9	2	229	465	128	113	53	13
	3	172	400	184	145	95	4
	1	222	452	141	111	70	4
10	2	249	365	190	123	57	17
	3	229	468	117	118	54	14
	1	192	533	85	83	95	13
11	2	199	456	36	191	102	17
	3	185	511	89	100	107	8
	1	302	449	146	60	37	5
12	2	246	457	114	90	76	16
	3	181	556	92	75	75	21
	1	212	544	87	77	70	10
13	2	219	553	90	77	55	6
	3	252	509	82	83	66	9
	1	360	521	38	54	22	5
14	2	238	580	80	56	43	4
	3	231	588	83	58	37	2

A-8. Concentración de carbonato de calcio (CaCO₃), carbono orgánico (CO), aluminio (Al_o) y hierro (Fe_o) extraíble en oxalato ácido, en suelos cultivados.

Sitio	Repetición	CaCO ₃	CO	Al _o	Fe _o
		g kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	
	1	3	4	415	910
1	2	9	4	410	829
	3	4	5	370	884
	1	6	11	715	782
2	2	3	11	2275	785
	3	6	12	2850	771
	1	11	12	1365	796
3	2	8	12	1260	776
	3	8	12	1245	727
	1	6	7	460	470
4	2	4	8	760	553
	3	4	9	770	533
	1	6	15	825	644
5	2	2	19	795	641
	3	5	17	920	701
	1	2	17	1145	594
6	2	3	20	1115	602
	3	3	17	1200	631
	1	8	15	1110	428
7	2	1	15	1000	391
	3	5	14	1015	383
	1	3	13	775	694
8	2	4	13	790	702
	3	8	15	835	710
	1	2	11	1620	512
9	2	3	11	915	450
	3	2	10	980	466
	1	4	18	1555	603
10	2	4	17	1500	576
	3	4	17	1950	518
	1	4	15	805	1462
11	2	8	16	905	1411
	3	10	18	885	1414
	1	8	16	895	339
12	2	7	13	850	373
	3	11	13	880	389
	1	16	9	1360	433
13	2	15	8	1615	290
	3	26	9	1765	272
	1	4	8	1385	913
14	2	2	9	1550	1224
	3	5	9	1825	974

A-9. Concentración de carbonatos de calcio (CaCO_3), carbono orgánico (CO), aluminio (Al_o) y hierro (Fe_o) extraíble en oxalato ácido, en suelos sin cultivar.

Sitio	Repetición	CaCO ₃	CO	Al _o	Fe _o
		g kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	
	1	3	6	390	721
1	2	4	5	410	745
	3	6	5	390	630
	1	4	14	490	665
2	2	4	21	665	867
	3	4	19	690	790
	1	9	12	985	721
3	2	4	13	960	616
	3	4	11	1015	620
	1	6	11	600	667
4	2	5	12	725	769
	3	5	19	770	811
	1	4	36	1210	865
5	2	4	34	1395	874
	3	4	39	1245	788
	1	4	62	1395	678
6	2	3	44	1210	812
	3	4	59	1395	916
	1	9	48	1445	922
7	2	4	63	1340	843
	3	8	40	1300	789
	1	6	53	1780	1224
8	2	7	35	1250	888
	3	5	58	1325	916
	1	3	48	1820	951
9	2	2	44	3290	933
	3	3	32	1900	822
	1	4	55	1685	1078
10	2	3	44	1845	1156
	3	3	44	1880	1005
	1	7	23	1240	1827
11	2	10	19	1175	1736
	3	9	19	1000	1497
	1	9	24	695	388
12	2	9	24	1100	656
	3	9	27	965	523
	1	4	47	2700	961
13	2	3	67	2095	1071
	3	5	90	1975	1182
	1	1	139	1920	1577
14	2	3	58	1885	977
	3	4	57	1310	933

A-10. Distribución de tamaño de partículas con dispersión mínima (DPT_M) en suelos cultivados (C) y sin cultivar (SC), en tres sitios de textura contrastantes. Valores de P menores a 0,05 indican diferencias significativas.

Sitios	DTP _M	C		SC		P
	(μm)	(g kg ⁻¹)				
1	< 2	9	(0,6)	11	(0,6)	0,47
	2 – 50	77	(5,9)	80	(4,5)	0,44
	50 – 250	228	(23,1)	276	(9,5)	0,03
	250 – 2000	686	(18,7)	633	(8,5)	0,01
8	< 2	41	(9,0)	16	(3,2)	0,01
	2 – 50	369	(31,9)	320	(10,6)	0,06
	50 – 250	439	(22,1)	420	(17)	0,29
	250 – 2000	151	(17,8)	244	(15)	0,001
11	< 2	77	(6,0)	43	(11,2)	0,01
	2 – 50	578	(31,2)	499	(17,2)	0,02
	50 – 250	291	(28,0)	392	(34,7)	0,02
	250 – 2000	54	(1,5)	66	(11,8)	0,22

A-11. Concentración superficial (1cm) de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), antes (A) y después (P) de las simulaciones, y en el sedimento recolectado (S); en función de dos velocidad (V) y dos tiempos de simulación (T). R= repetición.

V (m s ⁻¹)	T (min)	R Nº	A			P			S		
			CO g kg ⁻¹	NT mg kg ⁻¹	PT mg kg ⁻¹	CO g kg ⁻¹	NT mg kg ⁻¹	PT mg kg ⁻¹	CO g kg ⁻¹	NT mg kg ⁻¹	PT mg kg ⁻¹
20	3	1	11,3	1,4	526	13,1	1,1	594	16,8	1,0	717
		2	10,2	0,9	566	10,2	1,1	661	11,5	1,2	558
		3	12,8	1,1	820	13,7	1,3	950	14,3	1,3	760
	1	1	12,4	1,6	713	10,4	1,2	751	12,7	1,2	578
		2	13,2	1,2	880	13,5	1,2	830	16,3	1,3	765
		3	11,1	1,1	600	13,6	1,3	1408	16,0	1,4	630
10	3	1	9,4	0,8	680	10,6	1,0	521	21,8	1,8	834
		2	7,6	0,8	537	7,9	0,8	549	12,5	1,1	727
		3	8,3	0,8	343	7,8	0,9	553	20,5	1,6	779
	1	1	7,4	0,8	364	7,7	0,7	585	20,9	1,7	639
		2	8,5	0,9	477	7,8	0,9	632	18,6	1,6	529
		3	8,3	0,9	425	7,4	0,8	468	15,6	1,3	503