

# ALTERACIONES DE LA FERTILIDAD de los SUELOS

El halomorfismo,  
la acidez, el hidromorfismo  
y las inundaciones

*Editores*

Miguel A. Taboada y Raúl S. Lavado



EDITORIAL FACULTAD AGRONOMÍA  
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES



**EDITORIAL FACULTAD AGRONOMÍA  
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES**

Taboada, Miguel A.

Alteraciones de la fertilidad de los suelos : el halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones / Miguel A. Taboada y Raúl S. Lavado ; edición literaria a cargo de Miguel Taboada y Raúl Lavado. - 1a ed. - Buenos Aires : Universidad de Buenos Aires, 2009.

160 p. ; 23x16 cm. ISBN 978-950-29-1162-5

1. Fertilidad de Suelos. I. Lavado, Raúl S. II. Taboada, Miguel, ed. lit. III. Lavado, Raúl, ed. lit. IV. Título CDD 631.4

**ALTERACIONES  
DE LA FERTILIDAD  
de los SUELOS**

**El halomorfismo,  
la acidez, el hidromorfismo  
y las inundaciones**

---

*Editores*

**Miguel A. Taboada y Raúl S. Lavado**

---

**FACULTAD DE AGRONOMÍA**  
**Universidad de Buenos Aires**



**EDITORIAL FACULTAD DE AGRONOMÍA**

DIRECTOR

*Ing. Agr. ANTONIO J. PASCALE*

PRIMERA EDICIÓN - Agosto de 2009



Queda hecho el depósito que marca la ley 11.743  
Reservados todos los derechos.  
Prohibida la reproducción o uso tanto en español  
o en cualquier otro idioma, en todo o en parte  
por ningún medio mecánico o electrónico,  
para uso público o privado, sin la previa  
autorización por escrito de la editorial y los autores.  
Copyright (C) 2009 - ISBN 978-950-29-1162-5

Tirada 1500 libros



Impreso en la Argentina - Printed in Argentine  
EDITORIAL FACULTAD DE AGRONOMÍA  
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES  
Avda. San Martín 4453 - (1417) Buenos Aires - Argentina  
e-mail:efa@agro.uba.ar / www.agro.uba.ar



*Agradecemos la colaboración  
para la edición de esta obra a:*

**TECNOAGRO**  
S.R.L.  
LABORATORIO LINDERO

Laboratorio de Suelos, Aguas, Vegetales, Fertilizantes,  
Enmiendas y Sustratos  
Consultoría especializada en suelos y nutrición de cultivos  
Sitio Web: [www.tecnoagro.com.ar](http://www.tecnoagro.com.ar)

## Índice alfabético de autores

---

### **Carina R. Álvarez**

Ingeniera Agrónoma y Magister en Ciencias del Suelos de la Universidad de Buenos Aires. Profesora Adjunta de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: alvarezc@agro.uba.ar.

### **Francisco Damiano**

Ingeniero Agrónomo y Magister en Ciencias del Suelos de la Universidad de Buenos Aires. Investigador del Instituto de Clima y Agua - INTA Castelar. E-mail: fdamlano@cnia.inta.gov.ar.

### **Raúl S. Lavado**

Ingeniero Agrónomo y Profesor Titular Plenario de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Investigador Principal CONICET-IByF. E-mail: lavado@agro.uba.ar.

### **Gerardo Rubio**

Ingeniero Agrónomo y Doctor de la Universidad de Buenos Aires. Profesor Adjunto de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Investigador Independiente Conicet-IByF. E-mail: rubio@agro.uba.ar.

### **Miguel A. Taboada**

Ingeniero Agrónomo y Magister en Ciencias del Suelos de la Universidad de Buenos Aires. Doctor de INP-Toulouse Francia. Profesor Asociado de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Investigador Independiente Conicet-IByF. E-mail: mtaboada@agro.uba.ar.

## Prólogo

---

La definición de fertilidad del suelo está compuesta de dos partes. La primera es la incumbencia básica: la capacidad que posee el suelo para proporcionar a los cultivos los nutrientes necesarios para su desarrollo en forma equilibrada. La segunda refleja los factores que condicionan la nutrición: las condiciones físico-mecánicas e hídricas, que se incluyen en la Física de Suelos, las condiciones de aireación y la presencia de sustancias perjudiciales para las plantas. Esto último, en su acepción más amplia incluye a los problemas de salinidad/alcalinidad, la acidez, ambos factores que exceden los problemas de toxicidad, y la presencia de elementos químicos tóxicos.

Los capítulos que integran este libro tratan todos sobre problemas que, de una forma u otra, producen limitaciones en la fertilidad de los suelos; o sea, la capacidad de los mismos para soportar el crecimiento de cultivos, pasturas y plantaciones de árboles.

Estas limitaciones son de orden físico, químico y biológico, por lo cual su tratamiento bien podría incluirse en libros de texto sobre cualquiera de las disciplinas mencionadas. Sin embargo, cuando se habla de problemas como el halomorfismo y la acidez edáficas, el hidromorfismo, las inundaciones, o la contaminación de los suelos con elementos potencialmente tóxicos, bien pueden merecer su tratamiento aparte en un libro sobre Alteraciones de la Fertilidad de los Suelos. Esta definición de fertilidad del suelo introduce el concepto que las condiciones ideales para un cultivo tienen lugar no sólo cuando el suelo provee nutrientes, sino cuando no posee factores que condicionen o limiten el suministro de estos nutrientes a las plantas.

Los autores de los capítulos que integran este libro tienen larga trayectoria en cada una de las especialidades que aquí se tratan. No obstante, cada capítulo tuvo como objetivo cubrir el estado del arte de cada área, tanto en el país como en el exterior. Es así, que el lector podrá hallar al final de cada capítulo un completo listado de referencias bibliográficas que han servido de soporte científico y técnico al material escrito. Los editores de este nuevo libro esperan que sea de interés de quienes lo lean, y sirva de base para futuras ediciones actualizadas en un área hasta ahora poco cubierta por la literatura nacional.

Miguel A. Taboada  
Raúl S. Lavado





# Índice

---

Índice alfabético de autores .....	VI
Prólogo .....	VII

## 1.

### **Alteraciones de la fertilidad del suelo causadas por halomorfismo**

*Raúl S. Lavado y Miguel A. Taboada*

Procesos de salinización global .....	1
Definiciones y parámetros .....	2
Origen de las sales y procesos de salinización de suelos .....	6
Distribución en el país .....	9
Efectos de la salinidad y la sodicidad sobre las propiedades edáficas y los cultivos .....	20
Manejo de suelos afectados por sales .....	29
Sumario .....	40
Referencias .....	41

## 2.

### **Salinización y sodificación de suelos de producción agrícola extensiva por riego complementario**

*Raúl S. Lavado*

Ubicación del problema .....	45
Problemas que se generan por el uso del agua .....	47
Análisis de algunos resultados obtenidos .....	48
Situación presente, manejo de suelos y problemas para el futuro .....	56
Sumario .....	57
Referencias .....	58

## 3.

### **Acidez del suelo**

*Carina R. Álvarez y Gerardo Rubio*

Medida de la acidez del suelo .....	59
Causas de acificación del suelo .....	61

Efectos de la acidificación sobre el crecimiento de las plantas .....	63
Mecanismos de adaptación de las plantas a suelos ácidos .....	65
Corrección. Determinación de la dosis de enmienda a aplicar .....	66
Materiales para encalar .....	68
Experiencias de corrección de acidez en la Región Pampeana .....	69
Sumario .....	74
Referencias .....	75

#### 4.

### **Alteraciones de la fertilidad causadas por el hidromorfismo edáfico**

*Miguel A. Taboada*

Consecuencias de la anaerobiosis en los suelos .....	77
Principios de óxido-reducción .....	77
Suelos reducidos .....	79
Indicadores de óxido-reducción en suelos anegados .....	84
Consecuencia de la anaerobiosis y el encharcamiento sobre la fertilidad química y física de los suelos .....	86
Influencia de la anaerobiosis sobre el crecimiento de las plantas .....	90
Mecanismos de tolerancia a las inundaciones .....	92
Suelos hidromórficos .....	94
Suelos con condiciones ácuicas y suelos hídricos .....	98
Sumario .....	100
Referencias .....	101

#### 5.

### **Inundaciones en la Región Pampeana. Consecuencias sobre los suelos**

*Miguel A. Taboada; Francisco Damiano y Raúl S. Lavado*

Identificación de las áreas afectadas por inundaciones .....	103
Factores climáticos determinantes de las inundaciones .....	105
Aspectos geomorfológicos de las áreas inundables bonaerenses .....	108
Los suelos inundables .....	112
Tipos de inundaciones. Calidad del agua inundante. Factores determinantes .....	117
Conclusiones e implicancias .....	126
Referencias .....	127

6.

**Estudio de caso: ordenamiento ambiental de la planicie costera bonaerense en el partido de General Lavalle**

*Francisco Damiano*

Introducción .....	129
Ordenación de unidades morfo-fitoedáfica asociadas con el drenaje .....	130
Ordenación de unidades morfo-edáfica asociadas con procesos de hidro-halomorfismo .....	134
Ordenación de unidades de ambiente por factores de drenaje y recuperación .....	142
Sumario .....	145
Referencias .....	146
Cuadro Anexo. Clasificación taxonómica, grado de hidro-halomorfismo, aptitud de uso y factibilidad de recuperación de los suelos dominantes por unidad de ambiente identificada en el partido de General Lavalle .....	148

7.

**Contaminación de suelos de la Región Pampeana con elementos potencialmente tóxicos**

*Raúl S. Lavado*

Mecanismos de entrada de los elementos potencialmente tóxicos a los suelos y sus características .....	151
Efecto de los elementos potencialmente tóxicos sobre las plantas .....	153
Contaminación de suelos de la Región Pampeana .....	154
Sumario .....	160
Referencias .....	161



# 1. Alteraciones de la fertilidad del suelo causadas por halomorfismo

---

*Raúl S. Lavado<sup>1</sup> y Miguel A. Taboada<sup>1</sup>*

## Procesos de salinización global

Un lugar común en toda la literatura acerca de los problemas ambientales globales que abarcan a la agricultura y los suelos es la mención a los procesos de salinización y sus consecuencias. Efectivamente, en muchas áreas del mundo estos procesos son serios y afectan la producción de alimentos y con ello la calidad de vida de muchos habitantes de esas áreas.

Muchos de los problemas globales que la actividad humana genera sobre el ambiente tienen la característica de significar la alteración o rotura de un equilibrio interno del planeta y por ello causar consecuencias que, llegado a cierto nivel, se supone serán irreversibles. Los procesos de salinización que tienen lugar en el mundo aparentemente no poseen estos atributos: la tierra posee mecanismos que funcionan en escalas de tiempo geológico que permiten la «renovación» de los materiales terrestres. Estos mecanismos están relacionados a la deriva continental y mantiene el equilibrio químico en el planeta. Las estimaciones que se han realizado indican que no hay alteración del equilibrio de las sales solubles en la planta. Una prueba de ello es la constancia en la composición salina del agua de mar desde hace muchos millones de años. Por lo tanto, la actividad agrícola no aumenta el nivel salino del planeta, sino que redistribuye las sales solubles y los transfiere de sedimentos y aguas más o menos profundas a la superficie del suelo. Globalmente este proceso es insignificante, pero para la producción de alimentos en los lugares afectados, el proceso de salinización es de extrema gravedad.

Los suelos afectados por sales están distribuidos en todo el mundo y desde hace muchos años se diferencia la llamada salinización primaria, de la salinización secundaria. La primera ocurre en los suelos por causas naturales, ajenas a la actividad antrópica. Es el caso característicos de muchas áreas de zonas áridas, en las cuales las sales solubles están presentes en el perfil del

---

<sup>1</sup> Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía UBA  
e INBA-CONICET; e-mail:lavado@agro.uba.ar

suelo simplemente porque no se lavan por falta de suficientes lluvias. La salinización secundaria es causada por la actividad de la agricultura: irrigación, cultivos, forestación y deforestación, producción ganadera, etc. Las causas de ambos tipos de salinización son las mismas. Generalmente, la salinización secundaria es provocada por la rotura del equilibrio hídrico, lo que causa la removilización de las sales desde fuentes cercanas (subsuelos salinos, aguas subterráneas, etc.), a la superficie del suelo.

## Definiciones y parámetros

La salinidad se define como la presencia de un exceso de sales solubles en los suelos. Los suelos son fuertemente afectados cuando poseen niveles elevados de sales solubles y/o sodio intercambiable en una parte o la totalidad de su perfil. Este exceso de sales se plantea en relación con la tolerancia normal de los cultivos a ellas. Las sales están integradas por distintos cationes y aniones. El catión que predomina universalmente es el sodio y, entre los aniones, los cloruros y sulfatos predominan en los llamados *suelos salinos*, y los carbonatos y bicarbonatos, en los llamados *suelos alcalinos*. Sin embargo, los suelos alcalinos se cuantifican por la proporción de sodio intercambiable. Por eso, también se denominan *suelos sódicos*. Para denominar en forma global ambas problemáticas se utilizarán indistintamente los términos «suelos afectados por sales» o «suelos halomórficos», aunque se trate de sinónimos que enfatizan características distintas.

Existe gran dificultad para abarcar en forma simple y comprensiva a este tipo de suelos. Esto se debe, entre otras cosas, a:

- su caracterización requiere la realización de varias determinaciones analíticas, para considerar a todos los tipos de suelos afectados por sales;
- la afección por sales involucra efectos que poseen mayor o menor magnitud y persistencia sobre los suelos;
- hay efectos directos e indirectos sobre las plantas, las que a su vez reaccionan en forma distinta a estos efectos;
- los efectos sobre las plantas son modificados por el medio: lluvia, humedad ambiente, insolación, profundidad de la capa freática, variación o alternancia de sequías y/o inundaciones, etc.;
- las propiedades de los suelos afectados por sales y sodio varían en el espacio y en el tiempo y con la profundidad del suelo;

- el riego y la actividad agrícola contribuye a disminuir o aumentar la salinidad y/o la alcalinidad de los suelos y la magnitud de sus efectos;
- en muchos casos la tecnología agrícola y los cultivos utilizados en otras situaciones no son aptos para estos suelos;
- los aspectos económicos multiplican la complejidad de los problemas, dado que en nuestro país la producción debe hacerse necesariamente a bajo costo, para mantener la competitividad internacional;
- existen suelos afectados por sales que tienen otros problemas adicionales, tales como presencia de elevados porcentajes de aluminio intercambiable o presencia de ácido sulfúrico libre.

La existencia de una gran variedad de suelos afectados por sales dio lugar a distintas visiones sobre ellos. Esas visiones tuvieron un correlato con la distribución geográfica de estos suelos y la ideología reinante hace unos años. Los casos extremos fueron: a) una visión pragmática basada en datos químicos cuantitativos; y b) otra visión genetista de suelos, basada en la descripción de los perfiles.

Otro aspecto que hace que el estudio de los suelos afectados por sales sea muy complejo, es que involucra a los suelos que son salinos y/o alcalinos más los suelos que fueron salinos, pero que actualmente retienen alguna característica causada por la salinidad. A ellos se suman los suelos potencialmente afectados por sales, tanto por razones naturales como antrópicas. Los problemas de salinidad y de sodicidad pueden aparecer en forma conjunta en los suelos, pero también es común que se encuentren separadas. Es importante saber diagnosticarlos, pues los problemas que ocasionan a los suelos y cultivos difieren entre sí. Se proveen a continuación algunas definiciones básicas, tomadas del Glosario de Términos de Ciencia del Suelo usado por la Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo (Soil Science Society of America, 2001).

## Suelo salino

Suelo que contiene suficiente cantidad de sales solubles para afectar adversamente el crecimiento de la mayor parte de los cultivos. El límite inferior de salinidad en estos suelos es establecido convencionalmente en una conductividad eléctrica del extracto de saturación de  $4 \text{ dS m}^{-1}$  (a  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ )<sup>2</sup>. En realidad, las plantas sensibles son afectadas por la mitad (o aún menos) de esa salinidad, mientras que las plantas tolerantes soportan alrededor del doble o más.

<sup>2</sup>  $\text{dS m}^{-1}$  = deciSiemen por metro, equivalente a la unidad antigua «mmho  $\text{cm}^{-1}$ ».



## Suelo sódico

Son suelos con bajo contenido de sales, que contienen una cantidad de sodio intercambiable suficiente para afectar adversamente a la producción de cultivos y a la estructura del suelo en la mayor parte de las condiciones ambientales. Actualmente, el parámetro utilizado para definir problemas de sodicidad es la *relación de adsorción de sodio del extracto de saturación de suelo (RAS)*. Los suelos sódicos deben poseer una RAS no menor a 13. La RAS es la relación entre el sodio y los cationes divalentes solubles, la que es usada para predecir la fracción de sodio intercambiable del suelo en equilibrio con el sodio presente en la solución edáfica. Se define así:

$$RAS = \frac{[\text{sodio}]}{\sqrt{[\text{calcio} + \text{magnesio}]}} \quad [1]$$

donde las concentraciones de cationes están expresadas en moles por litro.

El valor RAS reemplaza al PSI, que es la proporción del complejo de adsorción del suelo ocupada por sodio. Se expresa por:

$$PSI = \frac{\text{sodio intercambiable (cmol kg}^{-1} \text{ suelo)}}{\text{capacidad de intercambio catiónico (cmol kg}^{-1} \text{ suelo)}} \times 100 \quad [2]$$

Muchos suelos sódicos, en especial los de ambientes húmedos, poseen un horizonte nátrico en su perfil.

## Horizonte nátrico

Horizonte mineral del suelo que satisface los requerimientos de un horizonte argílico (*i.e.* horizonte Bt), pero que también posee estructura prismática, columnar o en bloques, y más de 15% de Na intercambiable.

## Suelo alcalino

Esta categoría no se utiliza más en la clasificación de suelos americana (US Soil Taxonomy), pero es aún usada en nuestro país. Generalmente se

utiliza como sinónimo de «suelo sódico», pero debe tenerse en cuenta que aunque todos los suelos alcalinos son sódicos, no todos los sódicos son alcalinos. El criterio para definir a un suelo alcalino es que posea un valor de pH muy elevado, mayor a 8,5.

### Suelo salino sódico

Esta categoría no es utilizada actualmente, pero aparece en materiales de cierta antigüedad. Ocurre que un presupuesto básico para denominar «só-dico» a un suelo es la presencia de altos niveles de sodio intercambiable y, dado que las sales solubles son sódicas, todos los suelos con sales tienen altos niveles de sodio intercambiable. Por ello, después de varios años de aplicar esta categoría se vio que prácticamente no se diferencia de los suelos salinos y en los últimos años se dejó de utilizar (Naidu y Rengasamy, 1993).

En síntesis, se refiere a un suelo que puede contener suficiente cantidad de sodio intercambiable y apreciables cantidades de sales solubles para interferir con el crecimiento de la mayor parte de los cultivos. El PSI es mayor a 15, la conductividad del extracto de saturación es mayor que 4 dS m<sup>-1</sup> (a 25 °C) y el pH del suelo saturado es usualmente 8,5 o menor;

En el Cuadro 1.1 se muestra una síntesis de los umbrales de los parámetros actuales y antiguos de salinidad y sodicidad edáfica.

CUADRO 1.1. Umbrales actuales y antiguos para definir salinidad y sodicidad en los suelos. (Fuente: Soil Science Society of America, 2001).

		CE	RAS	pH	PSI
		dS m <sup>-1</sup> (25 °C)			%
Actual	suelos salinos	> 4 (2 - 8)		≤ 8,5	
	suelos sódicos		> 13		
Antiguas	suelos alcalinos	< 4		≥ 8,5	> 15
	suelos salino sódicos	> 4		≥ 8,5	> 15

## Origen de las sales y procesos de salinización de suelos

Existen diferentes vías de entrada de sales a los suelos, pudiendo distinguirse entre el acceso desde la superficie y el que ocurre desde el fondo de los perfiles (Fig. 1.1). La salinización por la superficie puede ser importante, principalmente en casos de campos que se encuentren próximos a la costa marina, o a ríos, arroyos o lagunas con aguas cargadas en sales, pero no constituye un fenómeno que alcanza gran difusión geográfica. En la Región Pampeana se descartó que las sales presentes en los suelos posean ese origen (Lavado, 1983). Lo mismo puede decirse de la salinización profunda de origen biológico, por ej. de algunos suelos tropicales (suelos sulfato-ácidos). En cambio, sin lugar a dudas, el agua subterránea es la principal vía de entrada de sales al perfil del suelo.

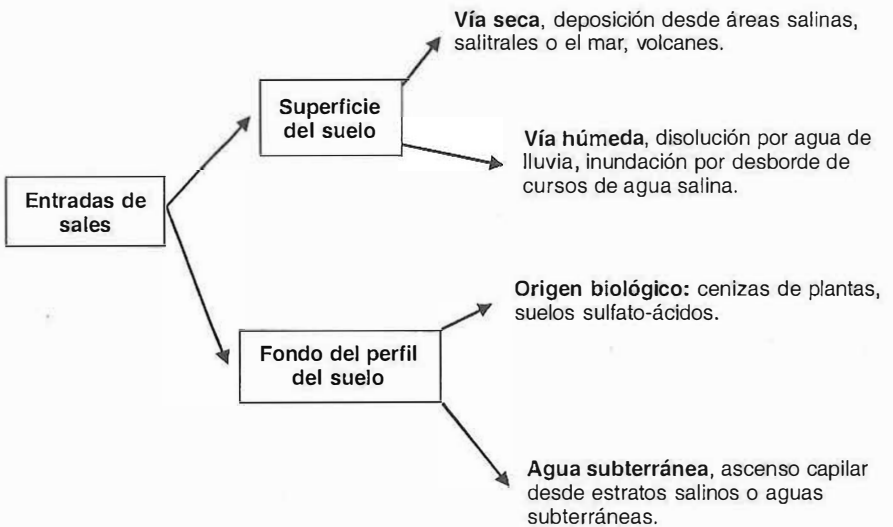


FIGURA 1.1. Principales vías de salinización de los suelos.

Todas las aguas subterráneas poseen -en mayor o menor medida- sales disueltas en forma de cloruros, sulfatos y bicarbonatos unidos a cationes como sodio, calcio, magnesio y potasio. La presencia de estas sales en el agua subterránea obedece a que son productos de la meteorización de diferentes tipos de rocas, que luego son arrastrados disueltos con el agua que se mueve a tra-

vés de los perfiles de suelos y sedimentos. Estas sales pueden ser de origen local o ser transportadas por el agua subterránea. En forma excepcional, estas sales pueden ser el remanente de intrusiones marinas sucedidas hace miles de años.

Aceptando que la principal vía de entrada de sales a los suelos es desde el fondo del perfil, a través del agua subterránea, queda claro que la superficie de los suelos sólo se saliniza cuando la capa freática se encuentra cerca de ella. La pregunta es: ¿cuán cerca? Esta profundidad mínima -llamada profundidad crítica- fue objeto de intensos estudios en el pasado, pero no se logró generar un modelo universal. Depende de las cambiantes condiciones locales. En la Región Pampeana, por ejemplo, depende principalmente de la textura de los suelos, cuando el agua freática no está sujeta a presión (aguas surgentes). Ello se debe que por encima de la capa freática se desarrolla una zona de ascenso capilar, cuya altura es tanto mayor cuanto más fina sea la textura. Así, en suelos arenosos esta zona de ascenso capilar tendrá pocos centímetros de elevación, pues estos suelos carecen de poros capilares. En cambio, en suelos arcillosos la zona de ascenso capilar puede ser de un metro o más. El conocimiento de la profundidad crítica es una variable importante cuando se realizan obras de drenaje, para mantener la capa freática alejada de la superficie.

#### Profundidad crítica en función de la altura freática

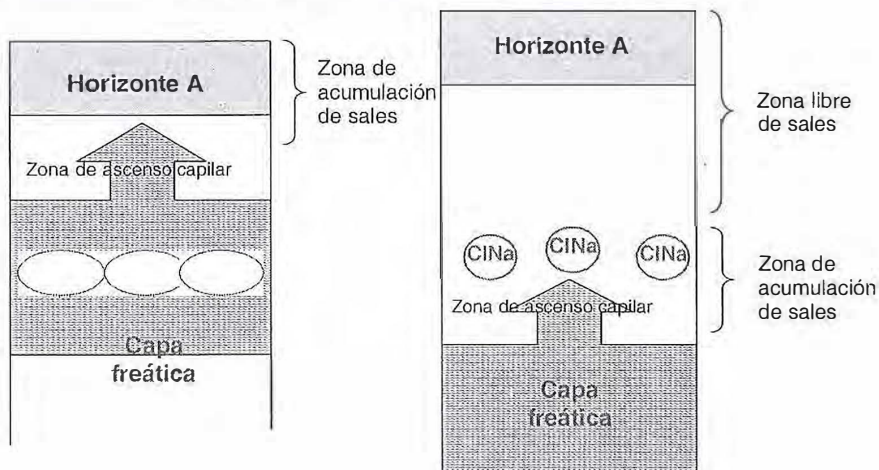


FIGURA 1.2. Movimientos ascendentes de sales idealizados: Capa freática cerca de la superficie (izquierda) y lejos de la superficie (derecha).

El concepto de la profundidad crítica es desarrollado en la Figura 1.2, en la cual pueden observarse dos perfiles de suelo idealizados con capa

freática cerca o con capa freática lejos de la superficie. Sólo en el primer caso las sales disueltas pueden ser transportadas por el flujo evaporativo de agua y depositarse en la superficie, salinizándola. Debido a que las sales presentes en el agua subterránea son fundamentalmente sódicas, por ejemplo, el cloruro de sodio (ClNa), los procesos de salinización superficial van generalmente acompañados por los de sodificación. Cada uno de ellos causa diferente tipo de perjuicios sobre suelos y plantas.

La Figura 1.3 muestra un suelo cerca de Amenábar, sur de Santa Fe, con capa freática cerca de la superficie, y la salinización superficial resultante de ello.



FIGURA 1.3. Suelo franco arenoso (Amenábar, sur de Santa Fe) con capa freática cerca de la superficie (izquierda). Sales depositadas sobre la superficie de este mismo suelo (derecha).

Pepi *et al.* (1998) relacionaron el contenido salino del agua freática (CEA) con los contenidos de arcilla y limo de suelos del Noroeste Bonaerense:

$$CEA[dS\ m^{-1}] = 0,2\ arcilla + limo - 1,14 \quad r^2 = 0,39, P < 0,01 \quad [3]$$

Sin embargo, a menudo los procesos de salinización son menos simples que el arriba descrito. Ello sucede típicamente en la mayor parte de los suelos de campos bajos, los cuales no poseen un perfil homogéneo como el de la Figura 1.3, sino uno heterogéneo, compuesto por diferentes horizontes. En particular, es importante la influencia del denominado horizonte nátrico, el cual posee elevado contenido de arcilla con alto porcentaje de sodio. Esto determina una muy baja permeabilidad en este horizonte, con lo cual se limitan los flujos ascendentes y descendentes de agua a través del perfil.

En la Figura 1.4 se muestra el perfil de un suelo sódico del norte de la Pampa Deprimida, con la presencia de un fuerte horizonte B con estructura columnar, típica de muchos de estos horizontes.



FIGURA 1.4. Suelo sódico del norte de la Pampa Deprimida (Uribelarrea, partido de Cañuelas), con la capa freática en el fondo del perfil (izquierda); detalle el horizonte B con estructura columnar (derecha). Fotografía: gentileza Francisco Damiano (INTA, Instituto Clima y Agua).

### Distribución en el país

La Argentina es, según FAO-UNESCO, el tercer país con mayor superficie de suelos afectados por halomorfismo en el mundo, después de Rusia y

Australia. De acuerdo con Lavado (2007), en nuestro país, el panorama de los suelos afectados por sales puede generalizarse de acuerdo con los ambientes de ocurrencia y la existencia o no de riego.

### **Ambientes áridos y semiáridos no irrigados**

Se estima que los ambientes áridos ocupan un 50% de la superficie de la Argentina, mientras que los semiáridos, un 25% de la superficie. La mayor parte de estos suelos son Aridisoles y Entisoles, mientras que en algunas áreas hay también Molisoles y Alfisoles. Una significativa proporción de estos suelos son salinos a fuertemente salinos, pues se formaron en las clásicas condiciones de ambientes donde no existe suficiente lixiviación para eliminar las sales en exceso. Estas sales fueron aportadas por el agua freática o formadas *in situ* por meteorización del material original. Muy comúnmente, se encuentran en depresiones y presentan capas freáticas salinas o muy salinas cerca de la superficie. Un ejemplo extremo son las salinas que se forman en áreas muy secas, donde la evaporación es el proceso predominante.

En la Figura 1.5 se presenta una fotografía tomada en las Salinas del Bebedero, en la provincia de San Luis, lugar donde las sales son extraídas comercialmente para obtener sal de mesa. Otro ejemplo de un suelo salino se observa en el Cuadro 1.2, donde se muestran las propiedades de un suelo ubicado en las cercanías de Santa Rosa, La Pampa.



FIGURA 1.5. Panorámica de un salitral en Salinas del Bebedero, provincia de San Luis.

CUADRO 1.2. Propiedades de un suelo en Santa Rosa, provincia de la Pampa (Lavado, 2007).

Horizonte	Profundidad	Arcilla	CIC	CO <sub>3</sub> Ca	C org.	CE	pH	PSI
	cm	%	cmol kg <sup>-1</sup>	%	%	dS m <sup>-1</sup>		%
A1sa	0 - 12	34,5	34,4	2,8	0,8	29,1	7,6	25
2ACsa	12 - 40	29,2	23,2	vestigios	0,74	44,8	7,9	43
3Csa	40 a +	24	23,2	vestigios	0,34	49,7	7,7	42

Referencias: CIC = capacidad de intercambio catiónico; CE = conductividad eléctrica de extractos de saturación a 25 °C.

En algunas de estas regiones, la salinidad es extrema, como es el caso de la depresión de la laguna Mar Chiquita, al norte de Córdoba, donde la vegetación se compone de especies resistentes como *Salicornia* (Fig. 1.6). En regiones como ésta, la salinización actual se origina a menudo en el desmonte, que ha ocasionado el ascenso de la capa freática hacia la superficie, contactándola con el suelo superficial.



FIGURA 1.6. Aspecto del paisaje en un campo de la depresión de laguna de Mar Chiquita (norte de Córdoba).



### Áreas bajo riego

La salinidad de los suelos irrigados se relaciona directamente con la tecnología utilizada y la calidad del agua de riego. La evaluación del agua con fines de riego tiene en cuenta: i) concentración total de sales solubles, ii) concentración relativa del sodio con respecto a otros cationes, iii) la concentración relativa de bicarbonatos respecto a la de calcio más magnesio y iv) la concentración de boro u otros elementos que pueden ser tóxicos. Sobre esta base se desarrollaron diferentes clasificaciones sobre calidad del agua de riego. Estas se ajustan a las características de clima árido o semiárido, con baja precipitación efectiva, suelos de textura franco arenosa o franco arcilloso, pero no se ajustan a suelos horizontalizados y con buen drenaje interno y capa freática profunda o controlada por un sistema de drenaje subsuperficial y cultivos con cierta tolerancia a las sales.

Las áreas bajo riego de la Argentina (exceptuando el cultivo de arroz en áreas cálidas y húmedas) se concentran en regiones áridas y semiáridas. Estas áreas se distribuyen a lo largo del país: a) sobre la cordillera de los Andes (provincias de Salta, Jujuy, Tucumán, Catamarca, La Rioja, San Juan y Mendoza; y b) hacia el este, siguiendo el curso de los ríos que nacen en esa cordillera (provincias de Santiago del Estero, Córdoba, La Pampa, Buenos Aires, Río Negro y Chubut). La superficie cultivada ocupa entre 1,5 y 2 millones de hectáreas. La mayor superficie corresponde a Cuyo (más del 40%), siguiendo las provincias del NOA (35%) y las del Comahue (16%). Las áreas irrigadas podrían expandirse marcadamente, pero la principal limitación para su evolución son los problemas de mercado para los productos cosechables. Pueden consultarse recientes revisiones sobre los problemas de salinidad en las provincias de Mendoza (Vallone, 2007) y Santiago del Estero (Prieto *et al.*, 2007).

Los suelos predominantes son también Entisoles y Aridisoles. En algunos casos las áreas irrigadas incluyeron sectores de suelos con salinidad preexistente, pero en general los problemas de halomorfismo se originaron por razones antrópicas, tales como aplicación de láminas de riego excesivas, carencia de suficiente drenaje, etc. Pueden distinguirse dos problemáticas distintas en las áreas de riego: a) zonas donde se utilizan aguas de buena calidad, como son las provenientes del deshielo en alta montaña y que bajan de la cordillera por ríos como el Mendoza, el Tunuyán o el Atuel en la provincia de Mendoza, o los ríos Limay y Negro en las provincias de Neuquén y Río Negro. Esta agua, por su origen, posee muy baja carga salina, y los problemas que ocasiona en los suelos se deben o bien al exceso de láminas de riego usadas o a la falta de drenaje adecuado; y b) zonas donde se utilizan i) aguas de ríos con concentraciones salinas apreciables o ii) aguas subterráneas extraídas por bombeo. Estas aguas poseen siempre por su origen variables contenidos de sales, por lo que el riego implica siempre aportar sales a los suelos.

A través del territorio irrigado, la productividad se ha visto afectada en un 35,6% del total de la superficie irrigada, por problemas de salinidad y de alcalinidad, aunque este porcentaje no se distribuye uniformemente. En todos los casos, suelen encontrarse, en forma paralela, problemas de hidromorfismo debidos al exceso de riego, bajas tasas de infiltración y/o conductividad hidráulica y/o ascensos de la capa freática.

La mayor parte de las áreas de riego se encuentra en zonas donde las lluvias anuales son escasas (100 a 300 mm), por lo que las sales nativas del suelo no pueden ser lixiviadas. Como resultado del riego con aguas subterráneas salinas, en muchos casos el perfil salino de los suelos se desplaza (Fig. 1.7) volviéndose limitante la profundidad del suelo para las raíces de los cultivos.

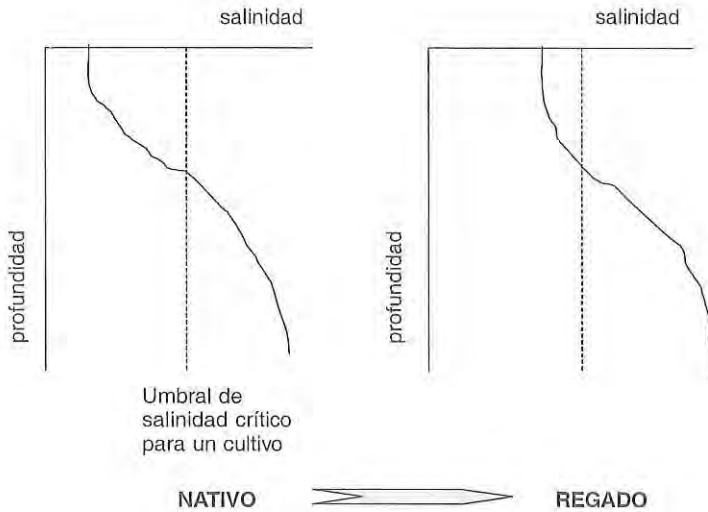


FIGURA 1.7. Perfiles de salinidad idealizados en suelos antes y después de ser puestos bajo riego.

En el Cuadro 1.3 se presentan datos analíticos de un suelo irrigado con un fuerte proceso de salinización.

Cuando las sales se acumulan en los suelos a una concentración tal que afecta los cultivos, el productor se enfrenta a un serio problema. Por ese motivo, en áreas regadas de zonas áridas, la incidencia de la calidad del agua sobre las propiedades del suelo y la reducción de producción de los cultivos ha sido estudiada por muchos años. Como consecuencia de dichos estudios, existen

CUADRO 1.3. Propiedades de un suelo bajo riego en Viedma, provincia de Río Negro (Lavado, 2007).

Capa	Profundidad	Arcilla	CIC	CO <sub>3</sub> Ca	C org.	CE	pH	PSI
	cm	%	cmol kg <sup>-1</sup>	%	%	dS m <sup>-1</sup>		%
I	0-30	-	37,6	3,4	1,1	10,7	7,4	13
II	30-60	-	32,8	4,7	-	19,4	7,3	26
III	60-90	-	30	2,5	-	24,6	7,4	24

Referencias. CIC = capacidad de intercambio catiónico; CE = conductividad eléctrica de extractos de saturación a 25 °C.

numerosos índices que permiten pronosticar los efectos de la salinidad y la alcalinidad. Para enfrentar los problemas de salinización de suelos irrigados, la tecnología normal consiste en aplicar una «fracción de lavado». Esto es la aplicación de riego en exceso, para «lavar» las sales acumuladas en el suelo.

No siempre el riego ocasiona salinización de suelos, sino que por el contrario puede lavar las sales de suelos originados en sedimentos altamente cargados en ellas. La Figura 1.8 muestra la diferente dinámica y valores de salinidad de un mismo suelo regado.

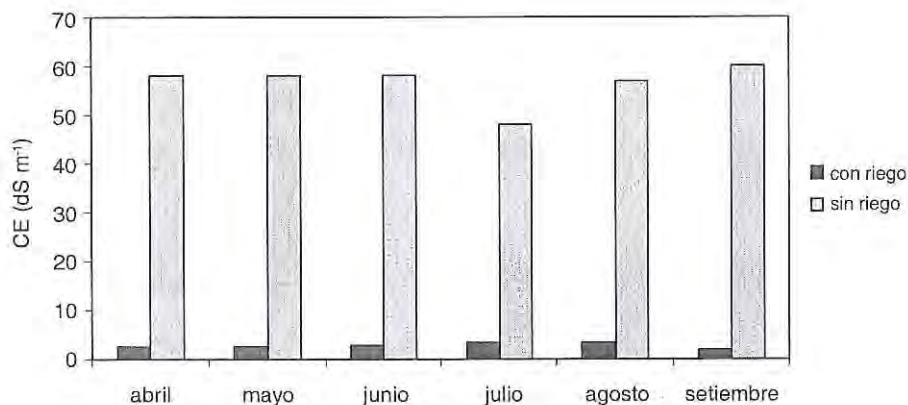


FIGURA 1.8. Salinidad superficial media por la conductividad eléctrica de extractos de saturación (CE) en suelos Haplustoles regados y no regados del valle del río Dulce, provincia de Santiago del Estero (Prieto *et al.*, 2007).

### Ambientes húmedos

Se trata de suelos desarrollados en clima templado-húmedo, con un balance hídrico positivo. La mayoría de estos suelos se desarrollaron sobre sedimentos loésicos y pertenecen principalmente a los Órdenes de los Molisoles y Alfisoles. Estas áreas se encuentran en la llanura «Chaco-pampeana» donde básicamente el relieve y la presencia de capas freáticas cercanas a la superficie originaron millones de hectáreas con suelos denominados clásicamente como suelos del tipo solonetz y/o solod, conocidos actualmente como suelos con horizonte nátrico: Natracuoles, Natrudoles, Natracualfes y otros. Estos suelos no son siempre salinos ni tampoco deben considerárselos puramente alcalinos, ya que algunos poseen horizontes superficiales neutros y aún ácidos. Son suelos con grandes dificultades para ser utilizados en agricultura, inclusive están sujetos a inundaciones, por lo que se dedican fundamentalmente a pastoreo. Pueden consultarse recientes revisiones sobre la caracterización y manejo de estos ambientes salinos (Cisneros 2007; Gorgas y Bustos, 2007; Zurita, 2007; Taboada y Lavado, 2008).

Este tipo de suelos está difundido en toda la zona subhúmeda y húmeda de la Argentina, pero existen regiones donde predominan sobre los suelos no halomórficos. Estas regiones son la Pampa Deprimida en la provincia de Buenos Aires, la llanura deprimida del Oeste Bonaerense, el sudeste de Córdoba y el sur de Santa Fe (Depresión de la Pícala) y los Bajos Submeridionales del sur del Chaco y norte de Santa Fe (Fig. 1.9).

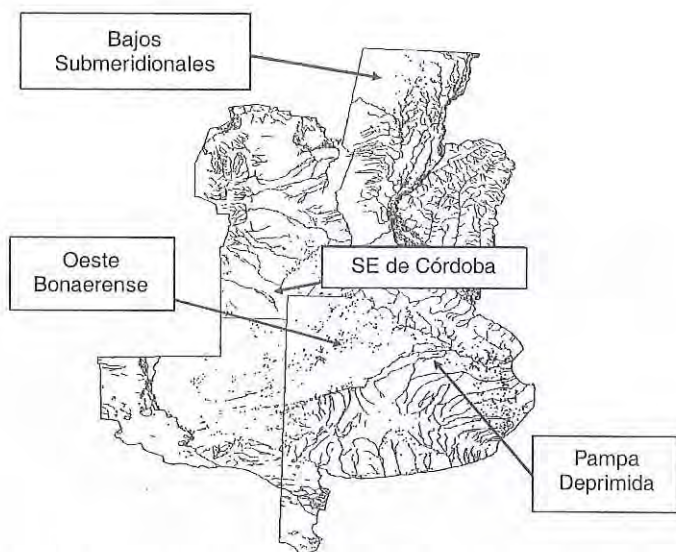


FIGURA 1.9. Red de drenaje de la Región Pampeana con las diferentes subregiones indicadas.

En todas las regiones mencionadas, no existe una red de drenaje desarrollada, con densidades de cursos de agua cercanas a 0 km<sup>2</sup> de superficie. Por ejemplo, en la Pampa Deprimida para una superficie de unos cinco millones de hectáreas, el río Salado es el único curso de agua importante. No es casualidad, entonces, que en todas estas regiones de campos bajos los excedentes de agua sean evacuados con extrema lentitud hacia el océano, causando inundaciones y encharcamientos temporarios. Como resultado, las capas freáticas están frecuentemente cerca de la superficie, y que además, tanto ellas como los arroyos y ríos tengan las aguas con elevada concentración salina. No cabe duda que la causa de esta situación es de origen geomorfológico, ya que se relaciona con las bajas pendientes y/o cotas sobre el nivel del mar de los suelos afectados. Los suelos más importantes son complejos y asociaciones halohidromórficas. Los principales Grandes Grupos de Suelos (U.S. Soil Taxonomy) son Natracuoles y Natracualfes. Estos suelos no ocupan pequeños «manchones o parches» de diferente tamaño como en otras partes del mundo, sino grandes extensiones. También se encuentran presentes Natralboles, Argialboles y otros suelos ricos en sodio.

En las regiones más húmedas, la capa freática siempre estuvo conectada con la superficie, la salinidad es poco acentuada y es posible el crecimiento de comunidades de pastizal que sufren anegamientos invierno-primaverales (Fig. 1.10). Una reciente revisión de estos problemas puede ser consultada en Jobbágy (2008).



FIGURA 1.10. Aspecto del paisaje de un suelo encharcado con agua de lluvia (partido de Ameghino, provincia de Buenos Aires).

Los ambientes húmedos se caracterizan, entonces, por la dominancia de suelos afectados por problemas combinados de halo- e hidromorfismo, por presencia de capas freáticas altas y anegamientos estacionales. Algunos de estos suelos poseen sodio intercambiable y elevado pH desde su superficie. Un ejemplo se presenta en el Cuadro 1.4 y la Figura 1.11. Otros suelos, en cambio, sólo presentan elevada cantidad de sodio intercambiable en el horizonte Bt nátrico, mientras que el horizonte A posee buenas características agronómicas (Cuadro 1.5; Fig. 1.12). Los suelos salino-sódicos se presentan con gran frecuencia en el Oeste Bonaerense (Fig. 1.13).

CUADRO 1.4. Propiedades de un suelo sódico (Natracualf típico) de la Pampa Deprimida.

Horizonte	Profundidad	Arcilla	CO <sub>3</sub> Ca	C. Org.	C.E.	pH	PSI
	cm	%	%	%	dS m <sup>-1</sup>		%
Al	0-16	22,4	vestigios	1	vestigios	9,2	80
B2t	16-40	52,1	4,4	0,5	vestigios	9,4	86
B31	40-65	37,7	vestigios	0,2	vestigios	8,7	72
B32	65-90	24,6	vestigios	-	0,5	8,5	48
C1	90-150	21,8	-	-	1,1	8,3	35
C2	150	21,1	-	-	3,2	8,3	33



FIGURA 1.11. Perfil de un Natracualf típico del norte de la Pampa Deprimida (Verónica). Obsérvense los horizontes superficiales pobres en materia orgánica y el horizonte nátrico subyacente.

CUADRO 1.5. Propiedades de un suelo sódico (Natracuol típico) de la Pampa Deprimida.

Horizonte	Profundidad	Arcilla	CO <sub>3</sub> Ca	C. Org.	C.E.	pH	PSI
	cm	%	%	%	dS m <sup>-1</sup>		%
A0	0-12	22,4		3,53	1,6	6,7	6,7
BA	12-21	24		1,62	2	7,6	9,7
Bt1	21-32	34		0,46	2,8	7,9	16,2
Bt2k	32-48	32	vestigios	-	3,5	8,4	23,5
BCkm	48-72	-	12,3	-	3,8	8,4	23
BCK	72-	-	9,5	-	4,5	8,4	24



FIGURA 1.12. Perfil de un Natracuol típico del sur de la Pampa Deprimida (Azul). Obsérvese el horizonte superficial rico en materia orgánica y el horizonte nátrico subyacente, con carbonatos en la masa en profundidad.



FIGURA 1.13. Perfil de un Natracualf típico del partido de Ameghino (provincia de Buenos Aires), con eflorescencias salinas desde la superficie.

Las características de estos ambientes han limitado la difusión de la agricultura. Estas áreas se caracterizaron históricamente por ser básicamente ganaderas basadas en el pastoreo extensivo, sobre los pastizales naturales, más o menos degradados, que cubren el área. Las pasturas cultivadas presentan dificultades de supervivencia, dado que las especies exóticas no se adaptan fácilmente a este ambiente tan extremo y fluctuante. Sin embargo, los altos precios de los granos, en los últimos años, favorecieron la irrupción de la agricultura. La agriculturización se inició en las lomas. Estas constituyen la parte alta del paisaje, que poseen los Molisoles (principalmente Argiudoles) dominantes de la Región Pampeana. Estos suelos de lomas son de alta calidad agrícola, pero ocupan pequeñas superficies, poseen una distribución irregular y están inmersos en un entorno de suelos halo-hidromórficos. El crecimiento de la agricultura trajo consigo que ciertos suelos halo-hidromórficos, particularmente de las medias lomas y tendidos, también fueran cultivados. En estos casos la producción es de alto riesgo. En los suelos que no entraron en la agricultura se produjo una intensificación de la actividad ganadera.

### **Salinización por riego complementario**

En zonas húmedas o subhúmedas las características del ciclo hidrológico, las relaciones agua-suelo-planta, y las particularidades ambientales son diferentes a las de las zonas áridas. El riego es complementario del régimen natural de precipitaciones. El agua utilizada para regar se origina en aguas subterráneas, las que aún cuando posean buena calidad, siempre tendrán sales disueltas en su composición. Dado que el riego es complementario, en zonas húmedas las sales depositadas en superficie por el riego pueden ser lavadas nuevamente en profundidad por las lluvias subsiguientes. Aún así, se han observado procesos de salinización superficial en suelos pampeanos luego de varios años de riego complementario (ver capítulo correspondiente).

Los pronósticos de afectación de los suelos por el riego, válidos para zonas áridas, no son aplicables directamente a las condiciones de riego complementario en zonas húmedas. Por esa razón, hasta que no se desarrolle un cuerpo de conocimiento suficiente a nivel local, no existe una forma sencilla de calificar las aguas para riego complementario en la Región Pampeana. Esta problemática es tratada en detalle en otro capítulo del presente libro (Lavado, 2009).



## Efectos de la salinidad y la sodicidad sobre las propiedades edáficas y los cultivos

Los suelos salinos y los suelos sódicos no se encuentran absolutamente separados, pero en general los primeros tienden a predominar en regiones áridas y semiáridas y los segundos en las regiones húmedas. El diagrama que se presenta en la Figura 1.15 esquematiza la influencia del halomorfismo sobre suelos y plantas.

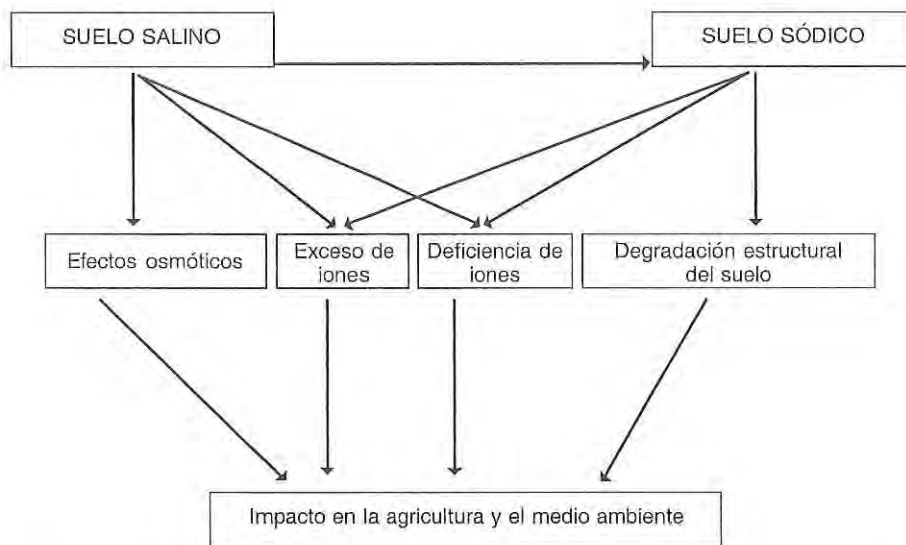


FIGURA 1.15. Efecto de las condiciones de salinidad y alcalinidad sobre el ambiente y el crecimiento y nutrición de las plantas.

### Influencia de la salinidad

La presencia de sales solubles (cloruros y sulfatos), eleva el componente osmótico en el potencial agua de los suelos. El resultado es la menor disponibilidad del agua para las plantas. La tolerancia a las sales es la capacidad que tiene una planta de mantener los principales procesos fisiológicos, especialmente el crecimiento, en un medio salino. El aumento en el contenido salino del suelo produce el retraso y la disminución de las tasas de germinación, emergencia y crecimiento, y puede provocar la muerte de las plantas.

Esto se observa en la Figura 1.16 para el caso de la soja. En una primera fase este efecto es no específico: depende más del estrés hídrico debido a la caída en el potencial agua causado por el aumento en la concentración total de sales solubles. En una segunda fase, aparecen efectos debido a los iones tóxicos. Por otra parte, un ambiente salino puede provocar desórdenes nutricionales, que son el resultado de la disponibilidad del nutriente, de la absorción, o de la partición dentro de la planta.

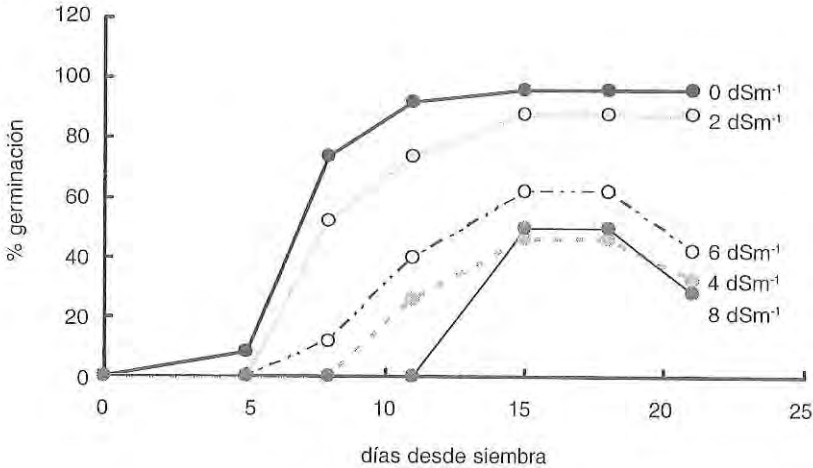


FIGURA 1.16. Evolución del porcentaje de germinación de soja bajo distintos niveles de salinidad (Bustingorri y Lavado, 2008).

La tolerancia de las plantas a la salinidad depende de la capacidad de éstas para regular la absorción selectiva y la acumulación de iones. La velocidad a la que se acumulan iones tóxicos en tallos y hojas depende principalmente de la capacidad de las raíces de excluir a las sales del flujo de transpiración y también del volumen de agua transpirado. Cualquier factor que reduzca la cantidad de agua transpirada por unidad de carbono fijado también reduce la tasa de acumulación de sales en las hojas y por lo tanto prolonga su vida. Esto puede ocurrir si la planta tiene una alta eficiencia en el uso del agua, o crece bajo condiciones de baja demanda atmosférica de agua.

La salinidad causa normalmente una caída en la producción de biomasa aérea y subterránea, afectando más a una u otra según la especie vegetal. En

los cultivos causa una importante caída del rendimiento de la parte cosechable. Un ejemplo simplificado se presenta en la Figura 1.17.

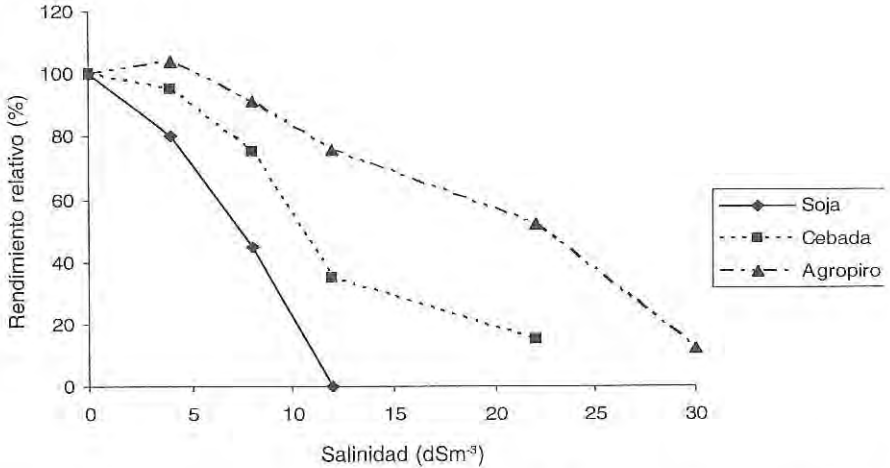


Figura 1.17. Disminución porcentual de los rendimientos de soja, cebada y agropiro en suelos salinos.

La tolerancia a la salinidad está comenzando a ser objeto de mejoramiento genético, utilizando técnicas de biología molecular. En los últimos años diversas estrategias asistidas por el uso de marcadores moleculares han otorgado un mayor refinamiento, eficacia y velocidad al proceso de selección, siendo el uso de marcadores moleculares crítico para la identificación y clonado de genes relevantes en el desempeño agronómico de los cultivos. El doble avance en el clonado y transferencia de genes ha ampliado enormemente el espectro de organismos capaces de actuar como donantes de genes a plantas capaces de recibirlos. Ello redundará en la posibilidad de hacer uso por las plantas cultivadas de las estrategias empleadas por organismos no relacionados con ellas, como hongos y bacterias, o aún por otras plantas, para resistir la salinidad (Santa María, 2007).

### Influencia de la sodicidad

La influencia del sodio sobre las propiedades del suelo y, en última instancia, sobre las plantas, está determinada por los fenómenos de hinchamiento y

dispersión de las arcillas. Las propiedades coloidales de las arcillas dependen de sus características específicas y de factores externos como los cationes intercambiables y la concentración de electrolitos. Ello se muestra en la Figura 1.18.

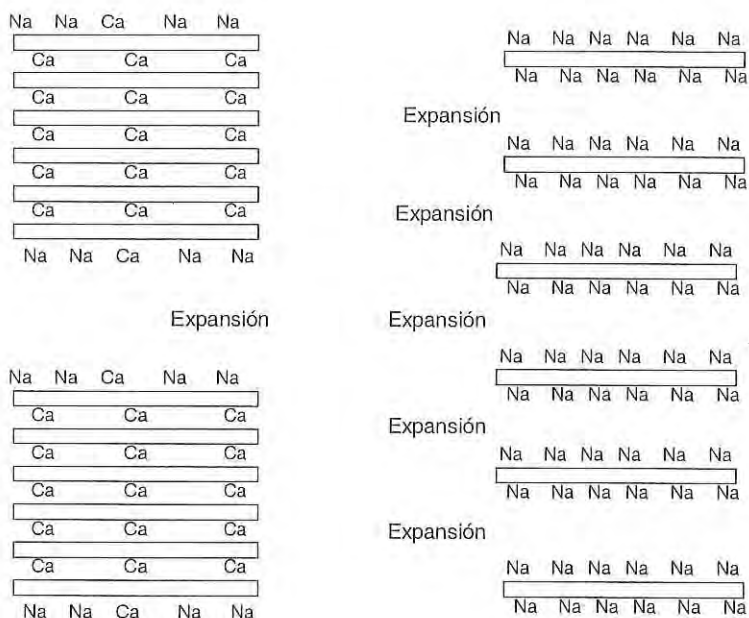


FIGURA 1.18. Comparación de arreglos de partículas de montmorillonita Na (derecha) y en un sistema con Na-Ca (izquierda), ilustrando la formación de tactoides o cuasicristales (adaptado de Sumner, 1993).

Debido a que el sodio adsorbido forma una capa difusa, se desarrollan altas presiones de hinchamiento en las partículas y los coloides sódicos tienden a persistir en suspensión coloidal. La presencia de calcio intercambiable o una alta concentración electrolítica previenen ese hinchamiento indefinido, y la arcilla tiende a flocular. El hinchamiento afecta la integridad de las micelas y/o su movilidad, produciéndose un comportamiento poco previsible característico de muchos suelos sódicos. Las arcillas sódicas se hinchan y desarrollan grandes presiones dentro de los agregados. Esto debilita los lazos entre las partículas y éstas se comportan como entes independientes. En otras palabras, se dispersan. El movimiento de estas arcillas y el consecuente bloqueo de los poros, son las principales causas de la reducción de la permeabilidad.

Los agregados existentes en la superficie de los suelos no están confinados por la matriz del suelo y están expuestos a la acción mecánica de las gotas de lluvia. Cuando la lluvia excede la infiltración, el exceso de agua facilita la dispersión. Esto se debe a que la dispersión completa y estabilidad electroquímica tiene lugar con relaciones agua/suelo superiores a uno. Adicionalmente, la superficie del suelo está sujeta a eventos como el humedecimiento rápido (que puede hacer estallar agregados), el flujo del agua siguiendo la pendiente y las operaciones de laboreo. Por ese motivo, la permeabilidad al agua de la capa superficial del suelo puede disminuir en 2 o 3 órdenes de magnitud en relación al suelo inmediatamente por debajo.

La dispersión temporaria no necesariamente ocurre en toda la superficie, sino en micrositios encharcados. Las arcillas dispersadas normalmente refloculan dentro de un período de horas. Se estima que concentraciones de alrededor de 3-5 meq l<sup>-1</sup> son suficientes para prevenir la dispersión de las arcillas por floculación. Esta concentración se logra aún con la presencia de CaCO<sub>3</sub> en la masa del suelo, pero la concentración de la solución en la superficie del suelo depende de la concentración del agua agregada. Si ésta es agua de lluvia la concentración, es extremadamente baja. Por estas razones se produce la formación de costras superficiales en muchos suelos halomórficos (Fig. 1.19).

Estas costras se endurecen cuando el suelo se seca, y reducen marcadamente la emergencia de plántulas, como se muestra para el caso de canola (Fig. 1.20). Otra característica distintiva de los suelos sódicos es la baja movilidad del agua. Por un lado, ello se debe a que gran parte del agua está fuertemente retenida a las arcillas y permanece prácticamente inmóvil («agua muerta»). Por otro lado, el sistema de poros se encuentra colapsado por la inestabilidad de los agregados.



FIGURA 1.19. Costra superficial desarrollada en la superficie de un suelo sódico. (Gentileza de Ramiro Bandera, INTA EEA General Villegas).

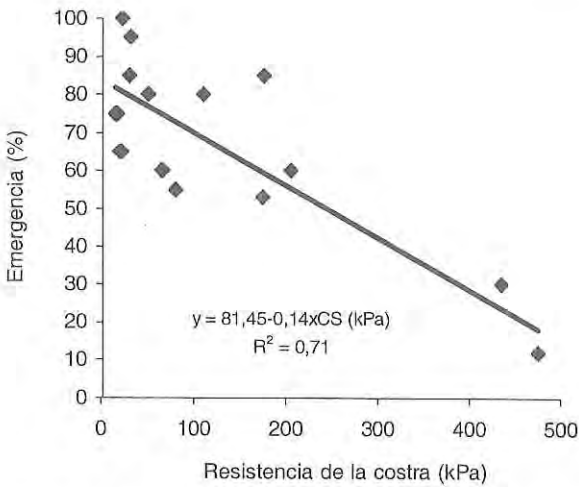


FIGURA 1.20. Efecto de la resistencia de costras superficiales sobre la emergencia de colza. (Gutiérrez Boem y Lavado, 1996).

En la Figura 1.21 se presenta esquemáticamente cómo sucede la oclusión o taponamiento de poros por microagregados dispersos que migran. Estos microagregados (< 0,25 mm) quedan atrapados por poros de diámetro más pequeño que el tamaño del material disperso que migra. Esto no sucede en suelos que poseen buena estabilidad de agregados y poros.

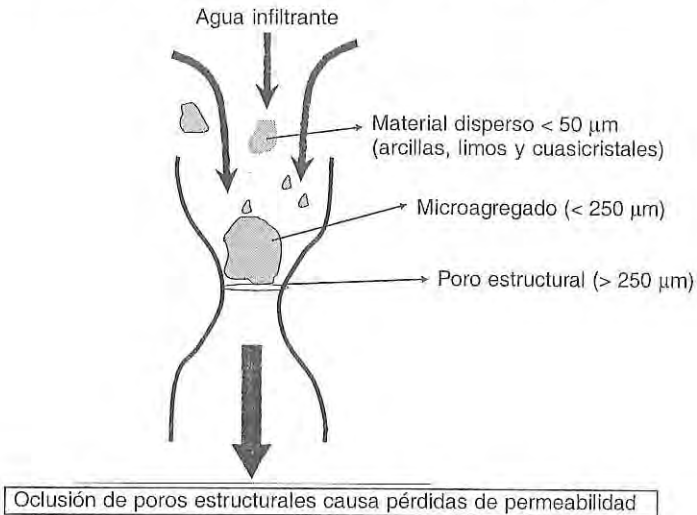


FIGURA 1.21. Esquema que muestra cómo se produce la oclusión de poros estructurales superficiales, como resultado de la migración de partículas y microagregados diámetro inferior al diámetro de poro ocluido.

Como resultado de la oclusión del sistema de poros, se produce la disminución en la tasa de infiltración (entrada de agua al suelo). Existe una relación directa e inversa entre la tasa de infiltración y el porcentaje de sodio intercambiable de un suelo (Fig. 1.22). Del mismo modo sucede con la conductividad hidráulica saturada, que es el parámetro que caracteriza la permeabilidad o velocidad con se mueve el agua a través del suelo (Fig. 1.23).

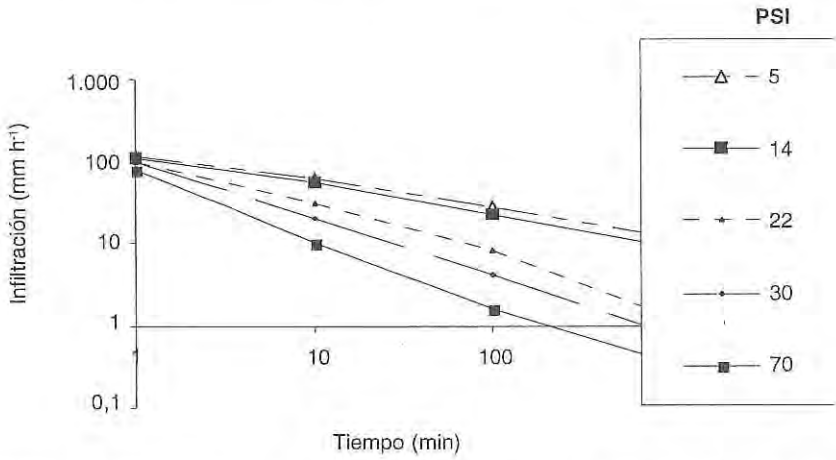


FIGURA 1.22. Caída de la tasa de infiltración con el aumento de porcentaje de sodio intercambiable (PSI) (adaptado de Painuli y Abrol, 1986).

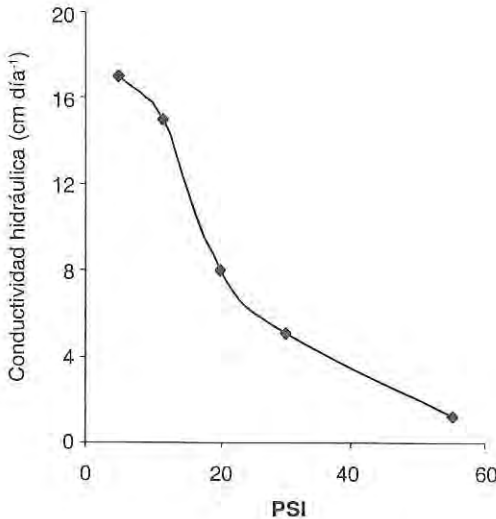


FIGURA 1.23. Relación entre porcentaje de sodio intercambiable y la conductividad hidráulica (adaptado de Emerson, 1984).

Cuando el suelo posee costras superficiales compactadas y cementadas, la infiltración es limitada y se origina un régimen de humedad extremo y en muchas oportunidades alejado de lo esperable por el clima del lugar. Las bajas tasas de infiltración resultan en anegamientos temporarios después de la lluvia, causando una zona de humedecimiento poco profunda con sobresaturación hídrica y problemas de aireación. En ese sector del perfil tienen lugar procesos reductivos que afectan a algunos nutrientes y pueden originar sustancias tóxicas. Otra consecuencia es el escurrimiento superficial y eventuales procesos erosivos. Cuando cambian las condiciones climáticas el suelo puede sufrir considerables pérdidas por evaporación.

Por lo tanto, la capacidad total de almacenamiento hídrico en los suelos sódicos se reduce, debido a la entrada restringida de agua (Fig. 1.24). La capacidad de almacenamiento de agua de esta zona de humedecimiento poco profunda es muy baja, por lo que el suelo sólo puede satisfacer por un corto lapso los requerimientos hídricos de las plantas. Esta es la razón de las particulares características de sequía inducida que presentan los suelos alcalinos.

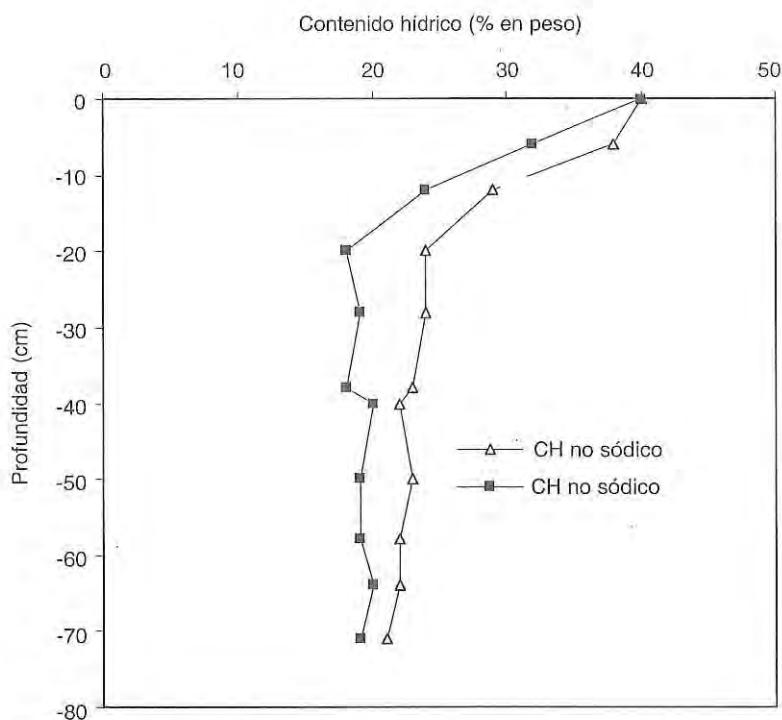


FIGURA 1.24 Almacenamiento de agua después de la lluvia, en el perfil en un suelo normal en comparación con uno sódico (adaptado de Paunull y Abrol, 1986).



El movimiento del agua en el perfil depende fundamentalmente de la distribución, del tamaño de los poros y su geometría. Debido a los fenómenos de hinchazón, una parte considerable del agua del suelo se encuentra en poros finos retenida fuertemente en las partículas de arcillas sódicas. El agua se presenta en estado semisólido y no puede ser removida. En casos extremos esta masa de agua llena los poros y los obtura, reduciendo adicionalmente la conductividad hidráulica. En síntesis, los suelos sódicos, poseen bajas tasas de ingreso de agua al perfil y bajos niveles de conductividad hidráulica, disminuyendo la capacidad de almacenamiento hídrico del suelo (Fig. 1.24). Además, estos suelos poseen baja disponibilidad de agua para los vegetales. Esto se debe a que suelen tener altas succiones mátricas y bajos coeficientes de difusividad del agua. Como resultado, el agua presente se encuentra prácticamente inmóvil o, como a menudo se califica, como «agua muerta».

Los movimientos del agua dentro del suelo, incluyen la redistribución de la humedad hacia las raíces. Este flujo no saturado es marcadamente reducido en estos suelos y el aporte del agua almacenada en el suelo hacia las raíces, es restringida: el flujo hacia la raíz es -pese a los elevados gradientes de succión generados- tan lento a través de la delgada zona agotada de humedad por la raíz, que esta zona se comporta como un film seco alrededor de las mismas. Esto determina que las plantas deben gastar energía desarrollando sus raíces en forma permanente para tomar agua del suelo y, por otro lado, sufren sequía. La baja fertilidad y utilidad agrícola de estos suelos están, en la mayor parte de los casos, relacionados con estas desfavorables propiedades físicas e hídricas. Adicionalmente, en estos suelos se manifiestan problemas de deficiencias de nitrógeno (particularmente en los suelos muy salinos o muy sódicos), deficiencias de fósforo, problemas de absorción de calcio o potasio, deficiencias de algunos micronutrientes (entre otros el cinc), etc.

Por otro lado, el sodio presente en el suelo puede tener un efecto directo sobre la planta, ya que un aumento de su concentración interfiere en el metabolismo celular, interfiriendo en el transporte de otros iones y causando pérdidas excesivas de agua. Estos daños ocurren primero en las hojas más viejas, que pueden senecer debido al aumento en la concentración del ion. Estos efectos dependen de la habilidad de las distintas especies de compartimentalizar los iones en las vacuolas. A diferencia de lo que ocurre en suelos salinos, en suelos sódicos el exceso de Na va acompañado de una baja concentración de Ca, lo cual puede provocar desbalances iónicos en la planta. La relación entre los iones es más importante que la concentración individual de los mismos. En muchas especies los desordenes fisiológicos se relacionaron más con el balance de iones que con su concentración. El resultado de estos procesos es la gradual caída de los rendimientos de las plantas a medida que la alcalinizada aumenta.

## Manejo de suelos afectados por sales

Una parte de los suelos actualmente afectados por sales puede ser utilizada sin inversiones económicas importantes, en cambio el resto puede ser puesto bajo cultivo sólo mediante procedimientos drásticos. La aplicabilidad de esos procedimientos depende de los aspectos económicos, más que de los tecnológicos. La actividad agrícola sobre estos suelos puede o no ser sustentable, de acuerdo con las particularidades de cada uno de estos ambientes. Existen distintas técnicas disponibles para recuperar o rehabilitar suelos sódicos. Estas técnicas difieren en cuanto a su grado de efectividad y deben ser puestas a prueba en cada situación. Las diferentes técnicas de manejo deben aplicarse según los objetivos específicos, propios de cada caso. Los principios básicos que guían a la mayoría de ellas son:

- la reducción del ascenso capilar desde la capa freática;
- el incremento de la infiltración;
- la recuperación de la cobertura;
- la mejora de la condición física y química de los suelos.

Las técnicas difieren también en su nivel de complejidad, pues abarcan desde prácticas agronómicas simples como el manejo del pastoreo con descansos periódicos (pastoreo rotativo), el uso de coberturas o *mulches*, la interseembra, u otras, hasta la sistematización de tierras para mejorar el drenaje (drenes topo) o el manejo superficial de las aguas (sistematización agrohidrológica). No es el objeto del presente tratar cada una de estas técnicas, muchas de las cuales requerirían artículos específicos. Puede consultarse un sumario de muchas de estas prácticas en Cisneros *et al.* (2007).

A menudo el grado de efectividad depende de la perdurabilidad. En este sentido, debe alertarse que el efecto de cualquier técnica será efímero y de corto plazo, si no se ejerce algún tipo de control sobre el factor causante del problema, que es el aporte de sales desde el agua subterránea. En suelos sin horizonte nátrico, el agua se mueve libremente en el perfil por lo que su recuperación pasa por realización de obras de drenaje (drenes abiertos y drenes topo), a menudo muy costosas. En ellos es posible que se produzcan encharcamientos o inundaciones por agua subterránea, a menudo muy cargada en sales.

En los suelos con horizonte nátrico poco permeable es poco factible que los ascensos freáticos lleguen a la superficie. Las sales se depositan superficialmente sólo por evaporación desde suelo desnudo, por lo que cualquier técnica que favorezca la cobertura superficial del suelo por vegetación (*e.g.* pastoreo

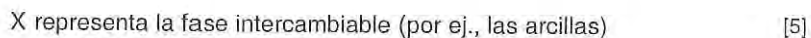
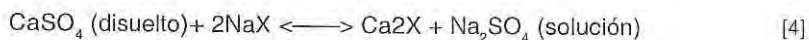
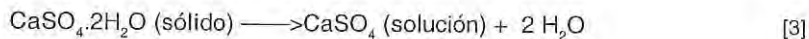
rotativo, siembra directa) permite controlar la salinización superficial de los suelos. En este tipo de suelos puede ser una opción interesante realizar manejo de las aguas superficiales mediante técnicas agrohidrológicas (se explica más adelante).

### Uso de enmiendas para la corrección química

Las enmiendas son minerales o subproductos industriales de escaso valor intrínseco y para los cuales los gastos de transporte significan el principal costo en su aplicación a los suelos. Las dosis usuales son del orden de toneladas por hectárea. Por ese motivo, las enmiendas se utilizan normalmente en forma local y, por lo tanto, no siempre es una cuestión de elección, sino de disponibilidad. El yeso es de distribución generalizada y, por ello, es la enmienda más utilizada, aunque en diversas zonas se usan otras enmiendas de mayor o menor eficiencia.

#### Yeso

El yeso ( $\text{SO}_4\text{Ca}\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) es la enmienda más difundida para rehabilitar suelos sódicos (Fig. 1.25). Esto es debido a su disponibilidad y bajo costo. El yeso aporta calcio y electrolitos para recuperar suelos sódicos o para evitar la sodificación de suelos salinos. Se considera que la respuesta inicial al yeso resulta de la concentración electrolítica, que floclula al suelo ya dispersado o evita que se disperse si aun no lo está. En la medida que mejora la penetración del agua en el suelo, va cobrando importancia el intercambio del  $\text{Na}^+$  por el  $\text{Ca}^{2+}$ . La magnitud de los fenómenos de cambio varía considerablemente según las condiciones de suelos y ambiente. La solubilidad del yeso depende de la composición de la solución del suelo y de la composición de la fase de intercambio. La reacción puede sintetizarse en:



La eficiencia del enyesado en general es baja, en el orden del 20 al 30%. Los efectos del agregado de yeso sobre las propiedades del suelo pueden mantenerse en años subsecuentes, a condición que el nivel freático no incorpore sodio al perfil. Tradicionalmente el yeso se aplica en superficie y se incorpora al suelo con una labor superficial, aunque se han desarrollado otras técnicas como la aplicación en forma vertical y el agregado en forma disuelta. La baja eficiencia de la enmienda incrementa los costos, por lo que en los últimos años se ha tendido a utilizar dosis anuales pequeñas, por ejemplo, 5 toneladas por ha, a lo largo de cierto tiempo, en lugar de dosis altas una sola vez.



FIGURA 1.25. Aplicación de yeso en suelos sódicos en Noetinger, provincia de Córdoba.

El principal efecto del yeso es mejorar la capacidad del suelo de infiltrar agua de lluvia. En un trabajo realizado en el área de Coronel Vidal, provincia de Buenos Aires, se observaron descensos significativos en la tasa de escurrimiento superficial como resultado del agregado de yeso (Cuadro 1.6). Estos descensos en el escurrimiento demuestran que el agua de lluvia pudo infiltrar en el suelo.

Costa y Godz (1999) encontraron que el agregado e incorporación de yeso en los primeros 10 cm del suelo, bajo condiciones de secano, redujo los valores de sodio superficiales. Con  $15 \text{ Mg ha}^{-1}$  se mejoraron los primeros 20 cm de suelo. Con dosis más elevadas ( $35$  y  $60 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) fue posible reducir significativamente los contenidos de sodio en los horizontes subyacentes, donde el yeso no fue mezclado con el suelo. Para alcanzar a reducir el sodio hasta los 45 cm de profundidad fue necesario aplicar 60 toneladas de yeso por hectárea. Después de 10 años se comenzó a revertir el efecto del enyesado.

CUADRO 1.6. Efecto del enyesado sobre la tasa de escurrimiento en un Natracuol Típico de Coronel Vidal (Godz *et al.*, 1983).

Fecha	Lluvia mm	Tratamiento	Escorrimento %	mm	Relación sin yeso/con yeso
21-dic	12	testigo	34,36	4,12	10,57
		yeso	3,25	0,39	
24-dic	20	testigo	22,59	4,52	9,22
		yeso	2,45	0,49	
31-dic	26	testigo	10,26	2,67	29,31
		yeso	0,35	0,09	
05-ene	21,5	testigo	25,28	5,44	13,97
		yeso	1,81	0,39	
27-mar	54,5	testigo	43,65	23,79	8,02
		yeso	5,44	2,97	

Se conocen varios modelos para estimar las dosis de la enmienda a utilizar en la recuperación de estos suelos. Estos modelos utilizan distintas propiedades del suelo (Capacidad de Intercambio Catiónico, PSI, etc.), así como características de la enmienda a utilizar y del sistema de manejo (irrigación, por ej.). En áreas con escasa información puede estimarse tentativamente la dosis de acuerdo con los meq de sodio que se desea reemplazar por calcio. En otros lugares se han realizado ensayos que dan idea de las dosis adecuadas.

### Otras enmiendas

En áreas cercanas a yacimientos de sulfuros, azufre, otros sulfatos o áreas cercanas a industrias que producen subproductos ricos en ácido sulfúrico, cloruro de calcio, sulfato ferroso, ácido clorhídrico y otros, éstos materiales predominan por razones de costos. En algunas circunstancias, la toxicidad o la perturbación del medio ambiente o peligrosidad del manipuleo de estos subproductos influye en la decisión del uso. El caso más conocido es el ácido sulfúrico residual de diversas industrias que se aplica como enmienda a los suelos sódicos, reduciendo su influencia contaminante sobre el medio ambiente.

En muchas circunstancias la permeabilidad de suelos muy sódicos es tan baja, que el incremento logrado con la aplicación de yeso es inadecuado para completar una recuperación en un tiempo razonable. En esos casos, otras enmiendas más solubles, como el cloruro de calcio ( $\text{Cl}_2\text{Ca}$ ) o el ácido sulfúrico ( $\text{SO}_4\text{H}_2$ ) aceleran la rehabilitación.

Otra forma de enmendar suelos sódicos es a través de la labranza profunda. Se desarrollaron arados profundos (algunos superan el metro de profundidad de labor). Estos arados mezclan los horizontes del suelo, «diluyen» así el horizonte B nátrico en la masa de todo el perfil, floculando los coloides dispersos con las sales y el calcáreo o yeso presentes en el horizonte C. De esta manera, se crea un nuevo suelo. Como aspectos negativos se encuentra la eliminación del horizonte A y con ello la caída del suministro natural de nutrientes y el riesgo de ascenso de capas freáticas. Esta práctica se estudió en muchos países, incluyendo la Argentina, pero a pesar de sus supuestos virtudes nunca se difundió, ya que su costo es muy elevado y es así que su rentabilidad es baja para las producciones extensivas que se realizan en estos suelos (Lavado y Cairns, 1980).

## Uso de enmiendas biológicas

### Abonos orgánicos

Los abonos orgánicos son, en general, subproductos de la producción animal: estiércoles de origen vacuno, aviar, porcino o equino. Hay también abonos que son subproductos de agroindustrias. Un factor clave para la utilización de estos residuos es la distancia a recorrer, pues el mayor problema de utilización no es el costo, sino la logística (e.g. almacenaje, transporte, etc.). En este sentido, en los campos ganaderos existen numerosas oportunidades de utilización de estos productos, las que a menudo se desaprovechan, sea por desconocimiento, desidia, o por falta de maquinaria para espacir a campo (Fig. 1.26).



FIGURA 1.26. Estercoladora espaciando abonos orgánicos a campo.

Caben como ejemplo, la utilización del estiércol de corrales de encierre, o de piletones de tambo (Fig. 1.27). Inclusive, el traslado de los comederos o rollos de pasto hacia ambientes de suelos sódicos genera un continuo aporte de material fecal, distribuido sobre la superficie del suelo de esos ambientes, que contribuye a su mejoramiento (Fig. 1.28).



FIGURA 1.27. Piletón de tambo con residuo del lavado de la sala de ordeño. Estos piletones debieran ser eliminados para producir leche de máxima calidad.



FIGURA 1.28. Comederos instalados en ambientes con suelos sódicos del partido de Arrecifes, provincia de Buenos Aires. (Damiano y Taboada, 2005).

La adición a los suelos de abonos orgánicos no sólo aporta nutrientes esenciales (Cuadro 1.7), sino que también puede mejorar sus propiedades físicas. Estas mejoras físicas son particularmente cruciales en los suelos sódicos, aquejados precisamente por un deficiente funcionamiento físico-hídrico. Como resultado de estas mejoras se producen aumentos significativos en la productividad forrajera de estos ambientes. En la Figura 1.29, se observa de qué manera la producción de una pastura de agropiro aumenta con dosis crecientes de biosólidos.

CUADRO 1.7. Concentración de nutrientes en varios abonos (valor agronómico).

Nutriente [%]	Cama de caballo	Cama de pollo	Biosólido
Nitrógeno	2,23	2,54	2,56
Fósforo	0,43	0,87	0,77
Potasio	1,35	1,37	0,14
Calcio	0,89	1,20	2,82
Magnesio	0,23	0,26	0,27
Azufre	0,21	0,14	0,40

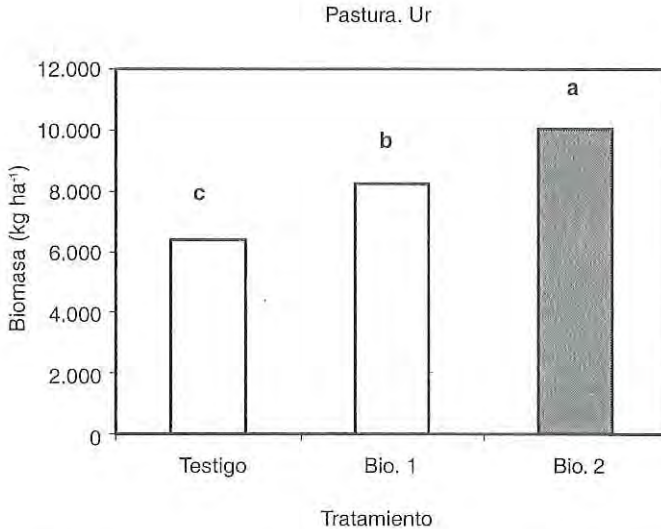


FIGURA 1.29. Producción de biomasa de una pastura de agropiro en un Natracualf de Urubelarrea, provincia de Buenos Aires. Bio 1 y Bio 2, representan dosis de 8 y 16 t MS/ha de biosólido, respectivamente. (Lavado y Taboada, inédito).



Los efectos benéficos de la aplicación de residuos orgánicos sobre la estructura de los suelos son conocidos desde hace mucho tiempo, aunque en suelos sódicos la materia orgánica es a menudo inadecuada para llegar a la estabilización de la estructura. Muchos estudios muestran que los residuos orgánicos no son capaces de unir a las partículas de estos suelos. Inclusive, la adición de compuestos orgánicos a suelos alcalinos de alto pH puede incrementar el potencial dispersivo del suelo (Lavado y Alconada, 1994). Bajo condiciones sódicas, ha sido mostrado que el uso de matriz orgánica sola no es efectiva en la agregación de las partículas y es necesario primero flocular el suelo (Lavado, 2006).

En un trabajo reciente realizado en Australia, se hallaron significativos incrementos en la producción de trigo por el agregado de enmiendas orgánicas a 30- 40 cm de profundidad, para mejorar las condiciones físicas de un subsuelo sódico (Fig.1.30).

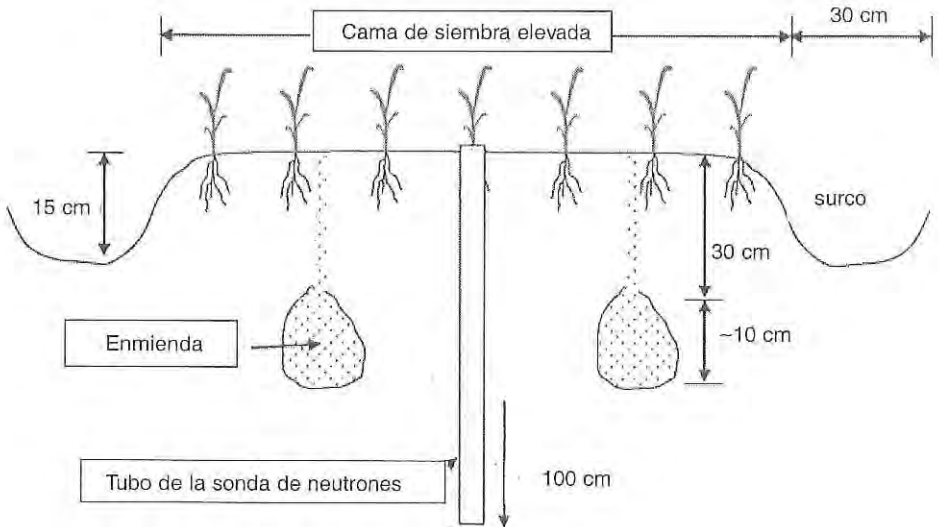


FIGURA 1.30. Diagrama del suelo elevado por labranzas (*raised bed*), que muestra los surcos de los cultivos, el tubo de acceso de una sonda de neutrones para medir los cambios del agua almacenada en el suelo (*Neutron probe access tube*), y el lugar de ubicación de la enmienda (*amendment*) en el suelo (tomado de Gill *et al.*, 2008).

### Cultivo del suelo con plantas mejoradoras

La idea de sembrar especies mejoradoras no es nueva. En nuestro país existieron experiencias pioneras, hace 60 años, de mejora de suelos sódicos

por medio de la siembra de maíz de Guinea (*Sorghum technicum*) (Sauberán y Molina, 1963). Se piensa que la cobertura de suelos desnudos por especies pioneras genera actividad biológica, y así producción de dióxido de carbono, que contribuye a disminuir la modicidad. El uso de estas enmiendas orgánicas para la recuperación de dichos suelos salino-sódicos suele ser poco efectiva si no se provee el drenaje adecuado para la eliminación de los productos que pasan a solución.

El uso de plantas mejoradoras está actualmente en estudio en proyectos llevados a cabo entre investigadores de Facultad de Agronomía e INTA. Se están encontrando resultados auspiciosos con la introducción de especies megatérmicas en Natracualfes de la Depresión del Salado (J. Otondo, com. pers.). En suelos de distintas regiones, tales como la Pampa Deprimida (Lavado y Taboada, 1987) y en la Pampa Arenosa (Cisneros *et al.*, 2007) se encontraron reducciones en los tenores salinos, cuando los suelos acumulan material vivo y muerto sobre su superficie.

La especie más usada en estos ambientes es el agropiro (*Thinopyrum ponticum* o *Elytrigia elongatum*), la cual si bien crece con mayor vigor en suelos francos fértiles, soporta condiciones de suelos arcillosos mal drenados y con salinidades superiores a  $4 \text{ dS m}^{-1}$ , pH mayor a 8 y PSI mayor a 15. Esto llevó a que se sembrara en suelos de campos bajos de zona húmeda. Sin embargo, el agropiro sólo persiste varios años en algunos suelos de estos bajos, como los Natracuales típicos y los Natracualfes. Otros suelos más anegables como los Natralboles no responden bien a la implantación de agropiro, y las matas de esta especie desaparecen en pocos años (Fig. 1.31). Es importante, entonces, distinguir a los diferentes suelos existentes antes de tomar decisiones de manejo como la implantación de agropiro.

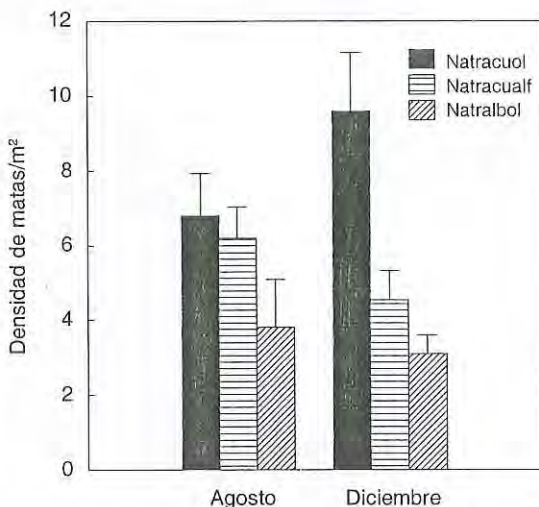


FIGURA 1.31. Densidad de matas de agropiro en tres suelos sódicos de la región de Laprida, provincia de Buenos Aires (adaptado de Taboada *et al.*, 1998).

### Manejo agrohidrológico

La sistematización agrohidrológica incluye la realización de obras para el manejo de excedentes hídricos dentro del campo. Ello implica la conducción de los excedentes hídricos por medio de obras del tipo de las que se muestran en las Figuras 1.32 y 1.33. La idea consiste en utilizar los reservorios naturales de agua, las cuales son superficies cubiertas de agua en períodos de altas precipitaciones, manejando así el agua dentro de los campos. La sistematización agrohidrológica comprende terrazas de conducción en las pendientes, y almacenamiento del agua en presas y badenes en los bajos (Damiano y Taboada, 2005). Las obras pueden ser realizadas con maquinaria existente en el campo. Se las considera un paso previo necesario para la realización de prácticas de mejoramiento de suelos, del tipo de las descriptas previamente.



FIGURA 1.32. Ejemplos de sistematización agrohidrológica (Damiano y Taboada, 2005).

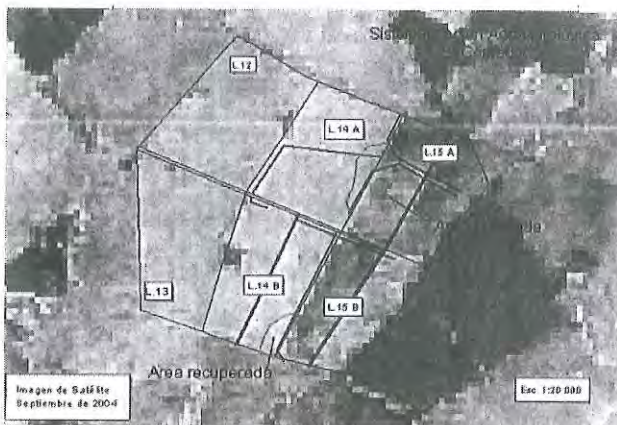


FIGURA 1.33. Obras agrohidrológicas sobre imagen en GIS (Damiano y Taboada, 2005).

Una alternativa de manejo del agua más sencilla fue estudiada por Alconada *et al.* (1993). En este caso se represaba el agua de escurrimiento con maquinaria sencilla y de esa manera generaba áreas anegadas en parte del campo. En esas áreas, la salinidad y alcalinidad se reduce drásticamente y se produce un drástico cambio de vegetación pasando de halófila a hidrófila. Esta vegetación produce una gran biomasa, muy palatable y nutritiva, aprovechada por la hacienda.

### Manejo de las labranzas

Entre las tecnologías a aplicar para el manejo de los flujos de sales se puede encarar el manejo de los rastrojos. El *mulch* de rastrojos reduce las pérdidas por evaporación y ayuda considerablemente a lavar las sales. Siempre debe favorecerse el *mulch* para reducir los flujos ascendentes de sales. Por ello, puede ser recomendable sembrar en siembra directa o intersembrar. La Figura 1.34 presenta la situación idealizada de dos lotes de un mismo campo, sometidos a distintos sistemas de labranzas. En la figura se observan los principales flujos, que indican el movimiento de agua y sales.

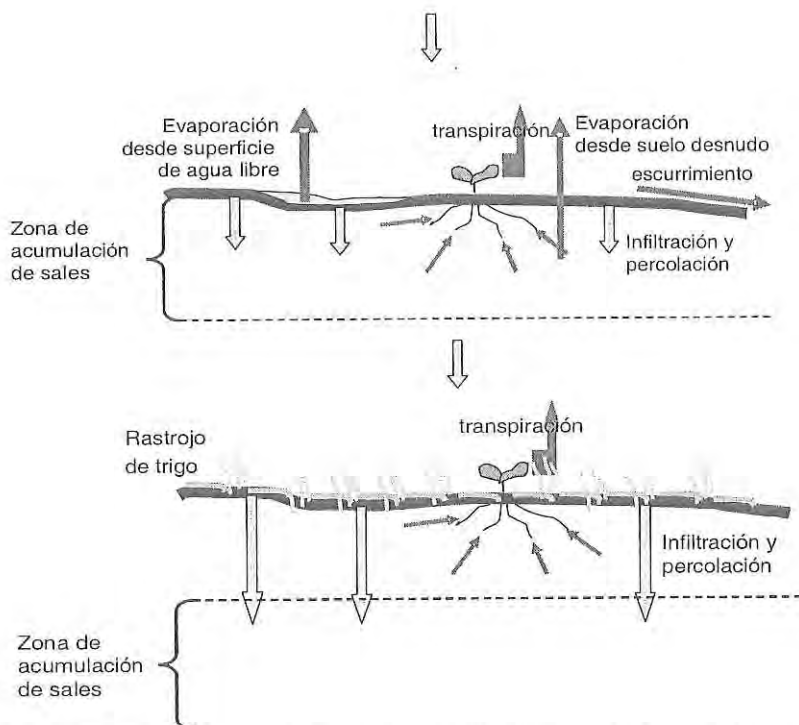
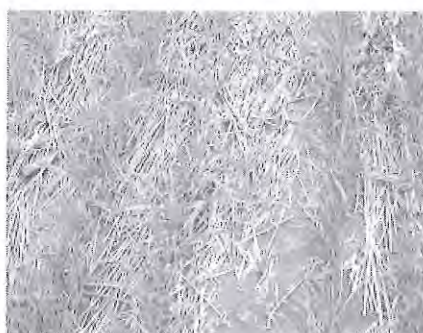


FIGURA 1.34. Esquema idealizado que muestra los flujos de aguas y las zonas de acumulación de sales en un sistema bajo labranza convencional (arriba) y bajo siembra directa (abajo).

Algunos datos observados en el campo se muestran en la Figura 1.35 (Taboada y Lavado, inédito). No existen aun investigaciones seguras que permitan aseverar que la siembra directa contribuye a reducir el nivel salino cerca de la superficie de los suelos, pero comienzan a aparecer evidencias en ese sentido.



Nivel salino (dS/m) de un lote con trigo, bajo labranza convencional.

Profundidad	0-30 cm	30-60 cm
Salinidad	6,34	7,02

Nivel salino (dS/m) de un lote con trigo, bajo siembra directa.

Profundidad	0-30 cm	30-60 cm
Salinidad	3,21	4,71

FIGURA 1.35. Ejemplos de cobertura en un cultivo de trigo bajo labranza convencional y siembra directa y los contenidos salinos en los perfiles de suelos (Taboada y Lavado, inédito).

**Sumario**

- a. En el proceso de salinización intervienen factores de muy variada magnitud, afectados por la actividad humana. Lo más sencillo ocurre en zonas áridas, donde los flujos son más unidireccionales.
- b. La Argentina tiene una gran superficie cubierta por suelos salino-sódicos.
- c. El origen principal de las sales y el sodio intercambiable en los suelos es el agua subterránea. Esta puede influenciar directamente, o por medio del ascenso capilar de sales hacia la superficie del suelo.
- d. El US Soil Taxonomy define a un suelo salino por una conductividad del extracto de saturación no menor a 4 dS m<sup>-1</sup>. No obstante los cultivos difieren en su tolerancia a las sales dentro de un rango entre 2 y 8 dS m<sup>-1</sup>.

e. Del mismo modo, la definición de suelo sódico indica una relación de adsorción de sodio (RAS) no menor a 13. La identificación en base a pH y porcentaje de sodio intercambiable no es usada más con fines taxonómicos, aunque sigue vigente en estudios de suelos.

f. Los suelos afectados por sales pueden estar distribuidos en ambientes áridos y semiáridos (regados y no regados) y ambientes húmedos. Los suelos de cada uno de estos ambientes difieren en cuanto al origen del halomorfismo.

g. La salinidad afecta negativamente la disponibilidad de agua para las plantas por el aumento del componente osmótico. La sodicidad afecta principalmente a la movilidad del agua en el suelo por la inestabilización de la estructura.

h. La calidad y aptitud de uso de estos suelos está dada principalmente por el desarrollo y propiedades (pH, porcentaje de materia orgánica) del horizonte A y la profundidad a la cual se encuentra el horizonte B nátrico.

i. Existen tecnologías de rehabilitación posibles para los suelos salino-sódicos. Sin embargo, previo a su implementación es importante considerar la influencia del agua subterránea como fuente de sales y sodio a la superficie de los suelos.

j. De las tecnologías disponibles, existen algunas ya probadas como el enyesado, y otras merecedoras de experimentación local como los abonos orgánicos y la mejora biológica a través de siembra de especies adaptadas.

k. Existen indicaciones que la siembra directa puede ser un herramienta muy interesante para manejar el balance de agua del suelo y, con ello, afectar positivamente el balance de sales.

l. La vinculación de la salinidad, en su más amplia acepción, con los cultivos es muy compleja: además del estrés salino, las plantas están sometidas a estrés hídrico, anóxico, térmico, etc.

---

## Referencias

- ALCONADA, M.; O.E. ANSIN.; R.S. LAVADO; V.A. DEREGIBUS; G. RUBIO and F.H. GUTIÉRREZ BOEM. 1993. «Effect of run-off water retention and grazing on soil and vegetation characteristics of a temperate humid grassland». *Agricultural Water Management* 23: 233-246.
- ANDRIULO, A.; M.L. GALETTO; C. FERREIRA; C. CORDONE; C. SASAL; F. ABREGO; J. GALINA y F. RIMATORI. 1998. Efecto de once años de riego complementario sobre un Argiudol Típico pampeano. *Ciencia del Suelo* 16: 125-127.
- BUSTINGORRI, C. y R.S. LAVADO. 2008. Respuesta de la soja a situaciones de estrés salino permanente o en forma de pulso. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis, Actas.

- COSTA, J. J. y P. GODZ. 1999. Aplicación de distintas dosis de yeso a un Natracuol de la Pampa Deprimida. *Ciencia del Suelo* 17: 21-27.
- CISNEROS, J.M.; A. DEGIOANNI; J.J. CANTERO y A. CANTERO. 2007. Caracterización y manejo de suelos salinos en el Área Pampeana Central. p. 17-46. *En: E. Tallešnik, K. Grunberg y G. Santa María (eds.)*. La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria. Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba.
- DAMIANO, F. y M.A. TABOADA. 2005. Sistematización agrohidrológica predial en la cuenca del río Arrecifes, provincia de Buenos Aires. Congreso Argentino de Ingeniería Rural, San Luis.
- EMERSON, W.W. 1984. Soil structure in saline and sodic soils; *In: Ecological Studies* Vol. 51. Springer-Verlag.
- GILL, J.S.; P.W.G. SALE and C. TANG. 2008. Amelioration of dense sodic subsoil using organic amendments increases wheat yield more than using gypsum in a high rainfall zone of southern Australia. *Field Crop Research* 107: 265-275.
- GODZ, P.; J.L. COSTA; R.A. GONZÁLEZ BELO; N.A. VIDAL y M. LAZOVICH. 1983. La Pampa Deprimida de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. p. 939-972. *En: M.C. Fuschini Mejía (eds.)*. Hidrología de las Grandes Llanuras. *Actas del Coloquio de Olavarría* Vol. II. UNESCO-MOySP, Buenos Aires, Argentina.
- GORGAS, J.A. y M.V. BUSTOS. 2007. Dinámica y evaluación de los suelos de Córdoba con problemas de drenaje, salinidad y alcalinidad sódica. p. 47-62. *En: E. Tallešnik, K. Grunberg y G. Santa María (eds.)*. La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria. Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba.
- GUTIÉRREZ BOEM, F.H. and R.S. LAVADO. 1996. The effects of soil sodicity on emergence, growth, development and yield of rapeseed (*Brassica napus* L.). *Journal of Agricultural Sciences, Cambridge* 126: 169-173.
- JOBBÁGY, E. 2008. Dinámica de sales en la llanura chaco-pampeana. p. 525-526. Conferencia dictada en el XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 13 al 16 de mayo de 2008, Potrero de los Funes, San Luis.
- LAVADO, R.S. 1983. Evaluación de la relación entre composición química del agua de lluvia y el grado de salinidad y alcalinidad en distintos suelos. *Rev. Fac. Agronomía. UBA.* 4: 135-139.
- LAVADO, R.S. and R.R. CAIRNS. 1980. Solonetzic soil properties and yield as affected by deep plowing and ripping. *Soil Tillage Res.* 1: 69-79.
- LAVADO, R.S. 2006. Materia orgánica, nitrógeno, fósforo y azufre en los suelos afectados por sales de la Región Pampeana. *En: R. Álvarez (eds.)*. Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. EFA, Buenos Aires. 195-206.
- LAVADO, R.S. 2007. Visión sintética de la distribución y magnitud de los suelos afectados por salinidad en la Argentina. p. 11-15. *En: E. Tallešnik, K. Grunberg y G. Santa María (eds.)*. La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria. Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba.
- LAVADO, R.S. 2009. Salinización y sodificación de suelos de producción agrícola extensiva por riego complementario. p. 45-58. *En: M.A. Taboada y R.S. Lavado (ed.)*. Alteraciones de la fertilidad de los suelos. Ed. Facultad de Agronomía. Buenos Aires.
- LAVADO, R.S. and M. ALCONADA. 1994. «Soil properties behavior on grazed and ungrazed plots of a grassland sodic soil». *Soil Technology* 7: 75-81.
- LAVADO R.S. and M.A. TABOADA. 1987. Soil salinization as an effect of grazing in a native grassland soil. *Soil Use and Management* 3: 143-148.
- NAIDU R. and P. RENGASAMY. 1993. Ion interaction and constraints to plant nutrition in Australian sodic soils. *Aust. J. Soil Sci.* 31: 801-819.

- PAINULI, D.K. and I.P. ABROL. 1986. Effects of exchangeable sodium on crusting behaviour of a sandy loam soil. *Australian Journal of Soil Research* 24: 367-376.
- PEPI, M.L.; G.A. GROSSO y M. DÍAZ-ZORITA. 1998. Contenido salino del agua freática vinculado al tamaño de partículas de los suelos del Noroeste Bonaerense (Argentina). *Ciencia del Suelo* 16: 122-124.
- PRIETO, D.; G. ANGELLA y C. ANGUEIRA. 2007. Un enfoque al problema de salinidad en el área de riego del Río Dulce. p. 93-104. *En: E. Taillesnik, K. Grunberg y G. Santa María (eds.). La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria.* Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba.
- SAUBERÁN, C. y J.S. MOLINA. 1963. Recuperación de terrenos «salitrosos» por métodos biológicos. *Ciencia e Investigación* 19: 449-458. 1963.
- SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. 2001. Glossary of soil science terms. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin. 135 p.
- SANTA MARÍA, G.E. 2007. Resistencia a la salinidad en plantas cultivadas. ¿qué puede hacer la biotecnología por nosotros? p. 105-113. *En: E. Taillesnik, K. Grunberg y G. Santa María (eds.). La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria.* Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba.
- SUMNER, M.E. 1993. Sodic soils; new perspectives. *Australian Journal of Soil Research* 31: 683-750.
- TABOADA, M.A. y R.S. LAVADO. 2008. Suelos salino-sódicos: Optimizando su uso y manejo. XVI Congreso de Aapresid. Rosario, 12 al 15 de agosto: 339-348.
- TABOADA, M.A.; G. RUBIO and R.S. LAVADO. 1998. The deterioration of tall wheatgrass pastures on saline sodic soils. *Journal of Range Management* 51: 239-244.
- ZURITA, J.J. 2007. La salinidad. Su incidencia en las provincias de Chaco y Formosa. p. 81-91. *En: E. Taillesnik, K. Grunberg y G. Santa María (eds.). La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria.* Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba.





## 2. Salinización y sodificación de suelos de producción agrícola extensiva por riego complementario

---

*Raúl S. Lavado<sup>1</sup>*

### Ubicación del problema

En la Región Pampeana se registra en los últimos años un desarrollo creciente en la utilización de sistemas de riego complementario para la producción de granos y forrajeras, tal como lo indica el aumento de la superficie regada y la evolución en la venta de equipos de riego. Esta difusión del riego complementario puede ocupar un rol clave en el proceso de intensificación de la producción de granos de la Región Pampeana, liberándola de los vaivenes climáticos.

A través de la incorporación de riego suplementario, aplicado con equipos de aspersión, se busca mejorar y estabilizar los rendimientos. El equipo de riego se compone básicamente de un grupo de bombeo que toma agua subterránea y la impulsa a presión, un sistema de tuberías principales y secundarias para la distribución y el sistema de aplicación del agua, generalmente aspersores (Fig. 2.1). De esta forma se practica la irrigación en los cultivos y, simultáneamente, también se puede aplicar fertilizantes solubles (fertirrigación).



FIGURA 2.1. Ejemplo de un sistema de riego.

---

<sup>1</sup> Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía UBA  
e IByF-CONICET; e-mail:lavado@agro.uba.ar

La principal fuente de agua para riego son las perforaciones realizadas en los acuíferos, aunque en algunos casos se utilizan fuentes superficiales. Los estudios hidrogeológicos han definido las formaciones que pueden proporcionar agua en cantidad suficiente para cubrir las necesidades de riego. Por ejemplo, en la Pampa Ondulada se explota la Formación Puelches, cuya profundidad normal de extracción de agua es entre 50 a 80 m, registrándose valores hasta 120 m. El acuífero abastece con agua subterránea con caudales de explotación entre 50 y 150 m<sup>3</sup> hora<sup>-1</sup>.

Pese a su potencialidad productiva, para establecer la sustentabilidad de los agrosistemas irrigados es esencial la identificación de los eventuales impactos negativos que esta tecnología puede ejercer sobre las propiedades del suelo. Los problemas más importantes que emergieron por el uso de esta práctica están asociados con la calidad del agua de riego y sus consecuencias son la salinización y, especialmente, la sodificación del suelo. Ambos procesos ocurren por el aporte de sales por parte del agua de riego y el aumento de la concentración salina de la solución del suelo, cuando el agua es absorbida por el cultivo o se evapora desde la superficie. Es frecuente hallar consecuencias negativas sobre las entradas de agua al suelo, por disminuciones en la tasa de infiltración. Como resultado se produce encharcamiento superficial (Fig. 2.2).

Hay que notar que en estas zonas húmedas el riego no constituye el 100% del aporte de agua. Por el contrario, el agua de riego aplicada constituye generalmente entre el 10 y el 30% del total de agua recibida por el cultivo, siendo obviamente la mayor parte proveniente del agua de lluvia. Pese a esa baja pro-



FIGURA 2.2. Encharcamiento superficial en un lote regado.

porción del agua de riego que reciben los suelos regados, existe el riesgo de un impacto ambiental en el mediano a largo plazo.

La tecnología del riego complementario no se ha desarrollado hasta el presente en forma plena en la Región Pampeana, siendo su elevado costo el principal factor limitante de su difusión. No obstante, existe una clara tendencia de aumento en la superficie regada y, excepto en momentos de crisis, se registra un incremento en la venta de equipos de riego. La expansión, de la agricultura a regiones semiáridas, siguiendo el aumento de las lluvias en los últimos años, ha abierto nuevas áreas a la irrigación complementaria. Además, otro factor potencial de incremento del área irrigada lo constituyen los proyectos de construcción de acueductos que liberarán agua subterránea para riego en algunas provincias.

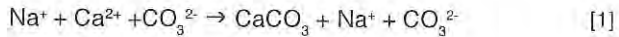
En condiciones de campo se encuentran respuestas variadas a la aplicación del riego complementario. Esto depende de las características del cultivo y su manejo (fecha de siembra, por ejemplo), de la reserva de humedad del suelo al momento de sembrar, de la magnitud del déficit hídrico en los momentos más críticos del ciclo de cada cultivo, etc. Un ejemplo de respuesta espectacular es el de un trigo, cuyos rendimientos pasaron de  $4.232 \text{ kg ha}^{-1}$  en seco a  $6.295 \text{ kg ha}^{-1}$  bajo riego. Inversamente, un caso de ausencia de respuesta fue el de una avena, cuyos rendimientos pasaron de  $4.234 \text{ kg ha}^{-1}$  en seco a  $4.482 \text{ kg ha}^{-1}$  bajo riego. Ambos cultivos fueron sembrados sobre un Argiudol típico de alta fertilidad, en el SE bonaerense (González Montaner, com. pers.). Aun en años con escaso déficit hídrico, el riego complementario implicó un aumento de los rendimientos, aunque modesto. En un ejemplo, el rendimiento de maíz pasó de  $10.700 \text{ kg ha}^{-1}$  a  $12.190 \text{ kg ha}^{-1}$  (Fontanetto y Darwich, 1995). Sin embargo, lo más importante es la estabilización de los rendimientos interanuales, ya que el riego complementario reduce los problemas de la sequía en los momentos críticos de los cultivos. Por ejemplo antesis en maíz.

## Problemas que se generan por el uso del agua

Las aguas de riego utilizadas en la Región Pampeana poseen valores de Conductividad Eléctrica (CE) comprendidos entre 0,5 y  $2,0 \text{ dS m}^{-1}$ , una Relación de Adsorción de Sodio (RAS) que varía entre 1 y 20 y elevados valores de pH, entre 7,5 y 8,5. También tienen predominio de bicarbonatos sobre los cationes divalentes. Por lo tanto, prácticamente todas las aguas son ricas en sales (particularmente bicarbonato de sodio). Por ello, las aguas de la región se ubican en categorías con cierto riesgo de salinización y/o alcalinización, de acuerdo con los distintos sistemas de clasificación de aguas para riego. Con respecto al contenido de las sales, esto significa que estas aguas pueden usarse siempre y

cuando haya un grado moderado de lixiviación y el drenaje sea bueno. La primera condición puede asumirse que se cumple, porque se trata de riego complementario, para subsanar eventuales deficiencias hídricas estacionales dentro de una zona húmeda o subhúmeda. Las precipitaciones de los períodos más húmedos lixivian en parte los excesos de sales acumuladas. Por otro lado, la aplicación de volúmenes reducidos de agua, mediante riegos ocasionales sólo causa un reducido efecto sobre la posición del agua freática. Por ello, son mínimos los riesgos de salinización secundaria, como consecuencia de las sales aportadas por el agua aplicada.

El aspecto más delicado en estas aguas, como fue destacado en trabajos realizados en el área hace más de 30 años, es la elevada proporción de sodio en relación a los cationes divalentes. Por esta razón, su aplicación sobre suelos con componentes dispersables, arcillas y sustancias húmicas hace prever un deterioro de las propiedades físicas. El elevado contenido de bicarbonatos de estas aguas supera al de los cationes divalentes, por lo cual precipita carbonato de calcio y queda en la solución del suelo carbonato de sodio, denominado residual. La precipitación del calcio, al causar el predominio del sodio, aumenta la porcentaje de sodio intercambiable del suelo, lo que produce dispersión de los coloides.



## Análisis de algunos resultados obtenidos

Hasta el presente se han desarrollado numerosas investigaciones en distintos puntos de la Región Pampeana (principalmente Buenos Aires, pero también Santa Fe, Córdoba, La Pampa). Muchos trabajos se llevaron a cabo en condiciones controladas, columnas por ejemplo, sobre suelos de distintas propiedades. En estos casos se intentó utilizar cambios en las concentraciones o mayores volúmenes de agua, para simular la aplicación de riego por varios años. Los ensayos a campo cubren el norte, el oeste y el sur de la Región Pampeana, y en general toman áreas regadas por cierto número de años.

Entre los estudios en condiciones controladas se destaca el de Peinemann *et al.*, (1998). En este caso se aplicaron 150 mm de agua de riego subterránea a distintos suelos. Se observó que la conductividad hidráulica disminuyó y hubo aumentos en el pH y el PSI de los estudiados (Fig. 2.3). A medida que au-

mentó la concentración de sodio en las aguas de riego, fue más pronunciada la disminución de la conductividad hidráulica (Fig. 2.4), hecho que es explicado por un mayor intercambio de otros cationes (Ca, por ej.) por sodio. Ello contribuyó a desestabilizar la estructura y movilizar los coloides. Por otro lado se encontró una relación significativa entre los contenidos de arcilla+limo y la disminución de conductividad hidráulica (Fig. 2.5). Esto es una evidencia directa de la influencia que tienen los coloides del suelo sobre esta propiedad. La relación inversa entre la conductividad hidráulica y los contenidos de arcilla+limo indica que los suelos son más sensibles cuanto mayor es el contenido de partículas finas: probablemente se alcanza más rápido un mayor grado de saturación con sodio y, con ello, un efecto más marcado sobre procesos de hinchamiento de los agregados y dispersión de las partículas, con lo que se facilita la obstrucción de poros conductores de agua.

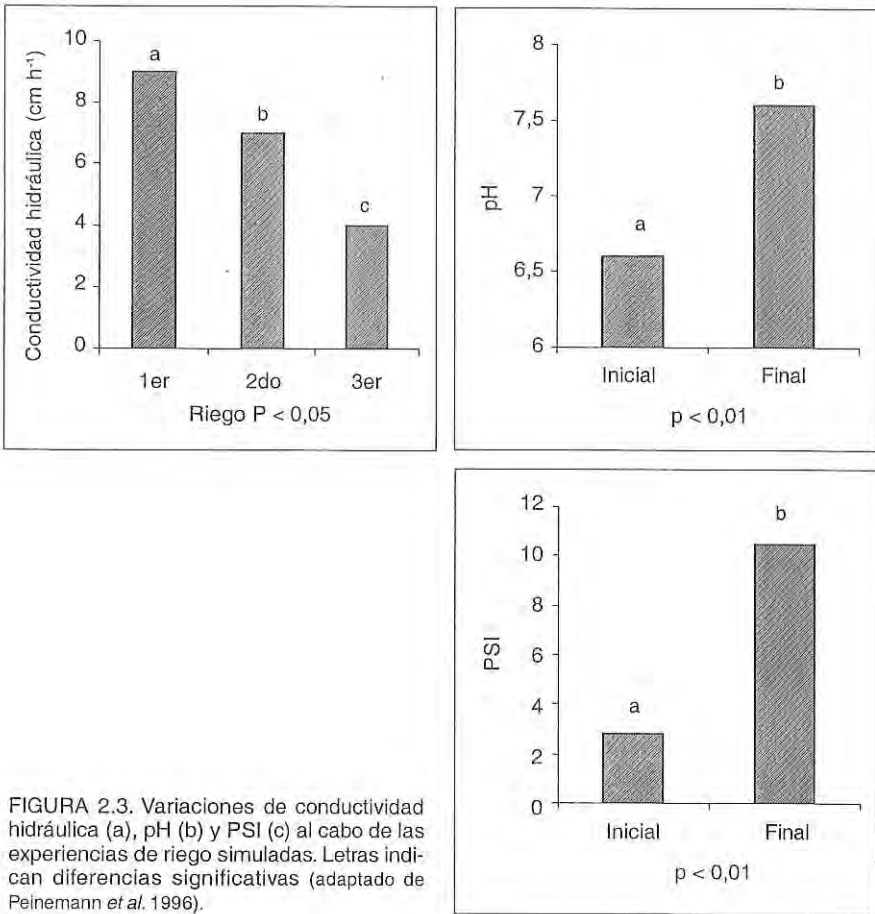


FIGURA 2.3. Variaciones de conductividad hidráulica (a), pH (b) y PSI (c) al cabo de las experiencias de riego simuladas. Letras indican diferencias significativas (adaptado de Peinemann *et al.* 1996).

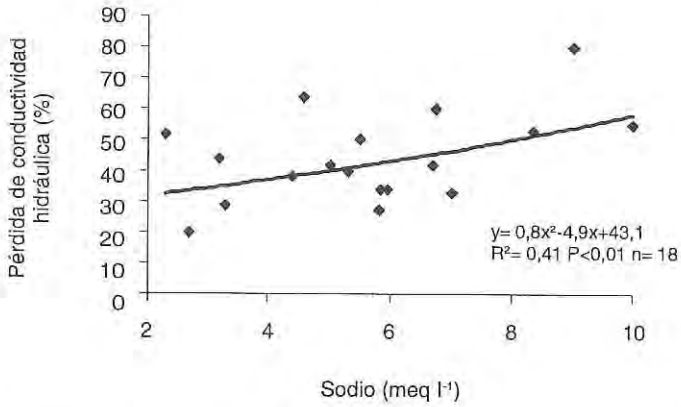


FIGURA 2.4. Relación entre la pérdida de conductividad hidráulica y la concentración de sodio en las aguas (adaptado de Peinemann *et al.*, 1996).

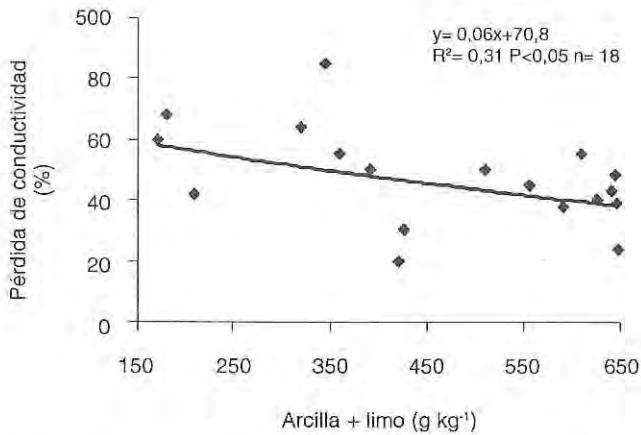


FIGURA 2.5. Relación entre la pérdida de conductividad hidráulica y el contenido de arcilla + limo de los suelos (adaptado de Peinemann *et al.*, 1996).

Los resultados de estos ensayos son bastante drásticos, pero afortunadamente no se repiten tan nítidamente en condiciones naturales, porque a campo interactúan otras variables que atemperan los efectos aquí medidos. Un factor muy importante es la lixiviación que puede tener lugar por efecto de la lluvia. De esta forma se desplaza, al menos en parte, el sodio incorporado.

Un segundo estudio a considerar es el de Vázquez *et al.* (2008). En este caso se trabajó en macetas y se aplicó a un suelo arenoso el equivalente a 300 mm de agua de riego por año. Mediante la aplicación de dosis crecientes de agua se «simuló» la aplicación del riego por 1, 10, 15 y 20 años. Se encontró que las variables más afectadas fueron pH,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{CO}_3\text{H}^-$  y valor RAS. Estas variables se incrementaron fuertemente al cabo de los primeros 10 años de riego, para luego sufrir ligeras variaciones. Al cabo de los 10 años de riego el  $\text{Na}^+$  y el valor RAS aumentaron más de 10 veces respecto del valor original. La salinidad evaluada a través de la CE, si bien mostraría un ligero incremento después de 10 años de riego, se mantendría a partir de allí, en cifras semejantes a las originales. Los autores concluyen que, con las láminas de riego y condiciones utilizadas en esta experiencia, los umbrales alcanzados por el  $\text{Na}^+$ ,  $\text{CO}_3\text{H}^-$  y RAS permitirían afirmar la no sustentabilidad del riego complementario, en planteos de largo plazo. La Figura 2.6 sintetiza la información obtenida.

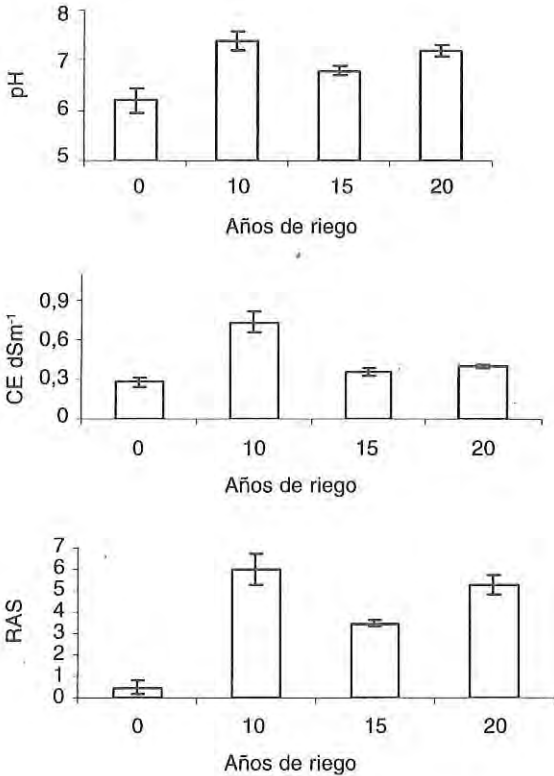


FIGURA 2.6 Valores simulados de pH, CE y valor RAS a lo largo de 20 años (adaptado de Vázquez *et al.* (2008).



Entre los trabajos a campo, Lavado (1976/77) estudió el efecto del riego complementario por varios años, en condiciones de semiaridez en Haplustoles Énticos de la provincia de La Pampa. Entre los cambios encontrados en el suelo, se destaca la reducción de la conductividad hidráulica (Cuadro 2.1). Debido a que la textura con horizonte superficial, y del suelo en su conjunto, fue franco arenosa, no se llegó a impermeabilizar el suelo. No obstante se observa la caída de la permeabilidad en forma clara.

CUADRO 2.1. Valores de porcentaje de sodio intercambiable y conductividad hidráulica (cm/h) en dos Haplustoles énticos.

Situación	Lote A		Lote B		
	No regado	Regado	No regado	Regado	Regado más estiércol
PSI	0,1	11,6	0,2	14,5	11,8
Cond. Hidráulica	8,5	1,6	8,7	3,5	7,8

Tal como fuera encontrado en muchos otros experimentos, el aporte de materia orgánica, en este caso la aplicación de estiércol, no afecta en gran medida el enriquecimiento en sodio del suelo, pero contribuye al mantenimiento de la permeabilidad del suelo.

Andriulo *et al.* (1998) por su parte, estudiaron el efecto acumulado de 11 años de riego complementario sobre algunas propiedades de un Argiudol Típico serie Pergamino. Se encontró que esta práctica produjo cambios notables en varias propiedades del suelo. El contenido de sodio intercambiable pasó de 0,4 a 2,5  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ , o sea el PSI se sextuplicó bajo riego; la CE prácticamente se duplicó y el pH del suelo aumentó en una unidad. El impacto producido por el agua de riego se manifestó a partir de la superficie del suelo. El pH fue la propiedad edáfica que mostró dicha tendencia (Fig. 2.7). La variación del pH con la profundidad estuvo relacionada con el aumento del contenido de sodio intercambiable en los primeros centímetros de suelo.

En la Figura 2.8 se presenta la evolución de los valores medios de PSI y pH del horizonte Ap al cabo de 0; 5; 9 y 11 años de riego. Los valores medios de pH y PSI aumentaron con los años de riego y aparentemente todavía no se llegó al equilibrio. La relación entre pH y PSI fue:

$$\text{PSI} = 9,05 \text{ pH} - 50,99 \quad (P < 0,001 \quad (r^2 = 0,99))$$

[2]

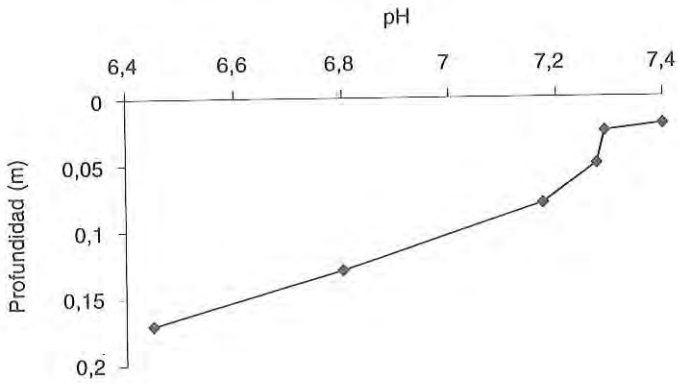


FIGURA 2.7. Variación del pH en relación a seis profundidades de muestreo luego de once años de riego complementario (adaptado de Andriulo *et. al.*, 1998).

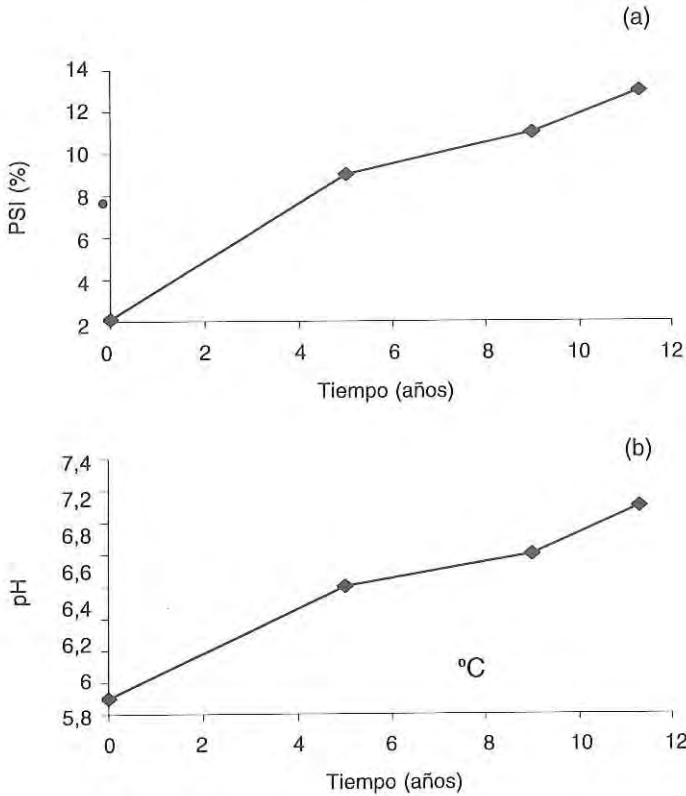


FIGURA 2.8. (a) Evolución del porcentaje de sodio intercambiable y (b) del pH en el horizonte Ap a lo largo de once años de riego complementario (adaptado de Andriulo *et. al.*, 1998).

Génova (2005) desarrolló numerosos experimentos de campo en Argiudoles típicos ubicados en Elortondo, provincia de Santa Fe y en Balcarce, Carmen de Areco, Coronel Suárez y Salto, en la provincia de Buenos Aires. En sus experimentos utilizó tres aguas de diferentes calidades. Las CE fueron muy similares, 0,958 dS m<sup>-1</sup>; 0,84 dS m<sup>-1</sup> y 0,95 dS m<sup>-1</sup>, los valores RAS fueron, en cambio, 3,6; 9,8 y 19,5. En base a la CE y la RAS, fueron clasificadas, utilizando la escala del US Salinity Laboratory, en las clases C3S1, C3S2 y C3S3. Los resultados obtenidos se presentan en las Figuras 2.9; 2.10 y 2.11.

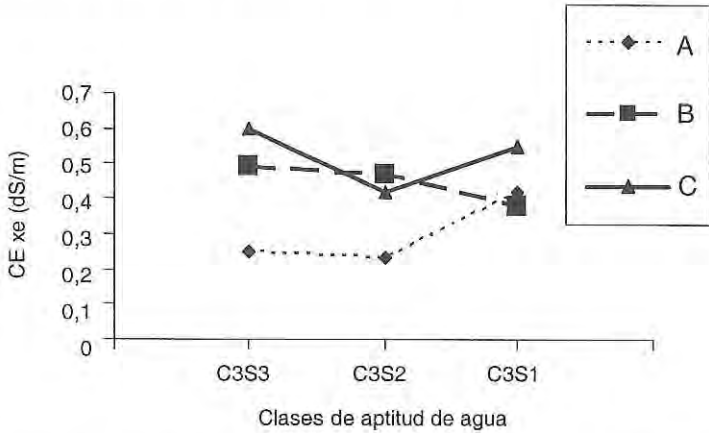


FIGURA 2.9. Evolución de la salinidad de los suelos. A: sin riego, B: en equilibrio y C: inmediatamente después de regados (adaptado de Génova (2005)).

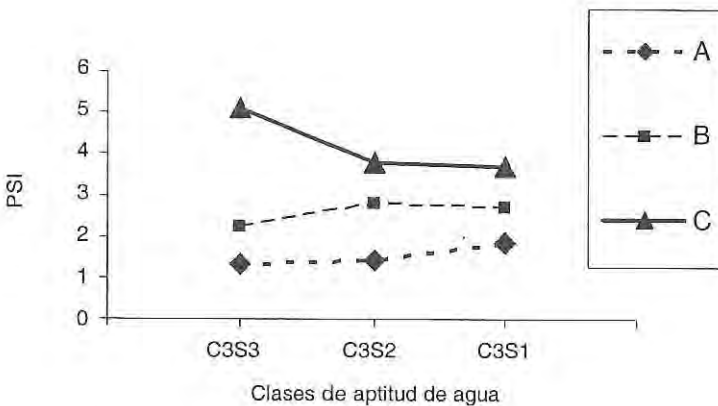


FIGURA 2.10. Evolución del PSI de los suelos. A: sin riego, B: en equilibrio y C: inmediatamente después de regados (adaptado de Génova (2005)).

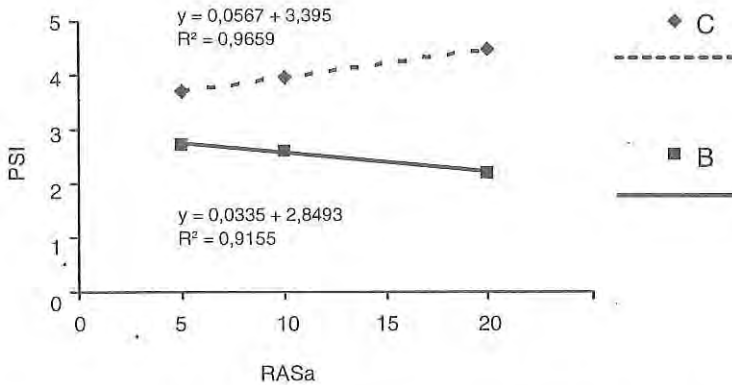


FIGURA 2.11. Relación entre el PSI de los suelos regados con aguas de distinta RAS. A, B y C: muestras tomadas antes y después de cada temporada de riego, respectivamente (adaptado de Génova 2005).

Si se aplica el clásico criterio de calidad de aguas del laboratorio de salinidad de los EE.UU., los valores RAS de las aguas utilizadas generarían en el suelo valores de PSI de 3,4; 11,6 y 22,3. En cambio, los PSI medidos realmente fueron 3,6; 4,0 y 4,5. Esto indica que los indicadores de salinidad y sodicidad no registraron valores que determinen degradación irreversible de la calidad del suelo. No obstante, el riego complementario produjo incrementos del PSI y pH respecto de la condición inicial y esto coincide con los otros antecedentes locales.

El sudeste bonaerense también fue objeto de numerosos estudios, que en el presente se sintetizarán en el análisis de la revisión sobre el efecto del riego complementario efectuada por Báez (1999). En esta subregión se suelen aplicar unos 150 a 250 mm de riego por año, pero existe normalmente un exceso de lluvia de 100 a 200 mm anual. Esto determina un importante lavado de las sales, por lo que es posible utilizar aguas con salinidad relativamente más alta que en otros sectores de la Región Pampeana. Suelos regados con aguas con CE menor a  $2 \text{ dS m}^{-1}$  no mostraron acumulación salina en el suelo ni reducción de rendimientos y sólo se registraron reducciones en el rendimiento de la papa y el maíz cuando la CE del suelo fue mayor de  $2 \text{ dS m}^{-1}$ . Inclusive, un lote con papa donde se aplicaron 300 mm de agua de riego de CE de  $4 \text{ dS m}^{-1}$ , presentó síntomas de exceso de sales, solamente durante los primeros estadios del cultivo.

En experimentos con riego por dos años con aguas de una CE de 1,3; 1,6 y  $2,8 \text{ dS m}^{-1}$ , la CE en la superficie del suelo fue de 0,8; 1,3 y  $2 \text{ dS m}^{-1}$ . Los

valores de RAS fueron 15, 17 y 19 y determinaron que el valor del RAS del horizonte superficial fuera de 2,5; 6 y 14, respectivamente. Sólo con el máximo RAS registrado, se determinaron reducciones en la densidad aparente, la lámina de agua infiltrada y la conductividad hidráulica.

**Otros problemas:** además de la alcalinización de los suelos, otro problema lo constituye el del aporte de algunos elementos tóxicos que se encuentran en las aguas subterráneas en algunas regiones. Estos elementos pueden pasar al suelo con el riego y afectar a los cultivos. Esto se ha encontrado en áreas bajo riego complementario en la Región Semiárida Pampeana con elementos disueltos en las aguas subterráneas como arsénico y fluor. Troiani *et al.* (1987) encontraron reducciones en los rendimientos de alfalfa irrigada por toxicidad de fluor, proveniente del agua y acumulado en los suelos.

### Situación presente, manejo de suelos y problemas para el futuro

El pH de los suelos de la Región Pampeana presenta un amplio rango de variación, aumentando normalmente por efecto del riego en promedio cerca de una unidad de pH. Los valores de PSI en los suelos agrícolas suelen ser muy bajos. Luego de la aplicación del agua de riego estos suelos sufren aumentos del PSI, lo que se traduce en el deterioro estructural y, consecuentemente, en importantes disminuciones en la conductividad hidráulica. Según uno de los trabajos analizados (Vázquez *et al.*, 2008) Los valores de estabilización en los suelos regados serían aproximadamente de pH 6,9 a 7,2 y RAS de 3,5 a 5,2. La salinidad de los suelos no se vería afectada. La principal duda es si ese deterioro continuará produciéndose paulatinamente y esto indicaría la no sustentabilidad de la práctica o se llega a un equilibrio. Este equilibrio se encuentra cerca de los valores críticos para considerar a estos suelos como sódicos y donde comienzan a aparecer algunos problemas físicos ligados a la alcalinidad edáfica. Sin embargo, hasta el presente la productividad de los mismos no ha disminuido. Al contrario, la respuesta de los cultivos al riego complementario es muy alta, ya que los rendimientos son más estables y elevados que en las situaciones de secano. Estos resultados generan gran interés en los productores, pero es necesario tener en cuenta que, a la luz de las investigaciones desarrolladas en la región, evidentemente existe un deterioro de los suelos.

Consecuentemente con este pronóstico, será necesario considerar medidas correctivas y entre ellas la aplicación de yeso será inevitable para reducir el sodio intercambiable a niveles no peligrosos, en los casos en que éste llegue a afectar a los suelos. Por otro lado, la práctica de la siembra directa puede ser muy positiva, debido a la existencia de cobertura para rastrojos. Esto se debe a que esta cobertura reduce el impacto disturbante de la gotas de agua sobre la estructura del suelos, reduce las pérdidas por evaporación y ayuda consi-

derablemente a lixiviar las sales. En agricultura convencional conviene evitar períodos de barbecho, particularmente en épocas cálidas, porque favorece la acumulación de sales en la superficie. Otras medidas de manejo a considerar incluyen evitar el deterioro estructural reduciendo el tráfico de maquinaria pesada o sistemas de labranzas muy agresivos. No laborear profundo, y menos dejando el suelo desnudo. Si es necesario, puede usarse cincel y otros equipos de labranza vertical. Si los suelos están muy afectados se puede incrementar la densidad de siembra para compensar el menor tamaño de plantas y/o la reducción en el número de macollos. Como las sales se acumulan en las partes altas del microrelieve, puede ser necesaria una correcta nivelación del terreno. La pendiente dependerá del sistema de riego. El aporte de materia orgánica a través de abonos verdes contribuye al mantenimiento de la permeabilidad del suelo.

### Sumario

---

a. En los últimos años se observa en la Región Pampeana un crecimiento en la utilización de sistemas de riego complementario, especialmente para la producción de granos.

b. La principal fuente de agua para riego son perforaciones que alcanzan a los acuíferos, aunque en forma limitada, también se utilizan fuentes de agua superficiales.

c. Se registran respuestas de variada magnitud en los cultivos frente a la aplicación del riego complementario. También es muy importante, desde el punto de vista empresario, la estabilización de los rendimientos interanuales.

d. Las aguas de riego poseen valores de CE comprendidos entre 0,5 y 2,0 dS m<sup>-1</sup>, una RAS que varía entre 1 y 20 y elevados valores de pH, entre 7,5 y 8,5. También tienen predominio de bicarbonatos.

e. Los resultados obtenidos en columnas han sido muy críticos, pero en condiciones de campo la lixiviación del sodio incorporado por el riego, efecto de las lluvias, tienden a atemperar los efectos medidos.

f. La degradación del suelo por el exceso de sodio intercambiable, debido al aporte de las aguas bicarbonatadas sódicas, no ha llegado a valores extremadamente altos; aparentemente se llega a un nuevo equilibrio.

g. Este equilibrio se encuentra cerca de los valores críticos de sodicidad y podrían aparecer algunos problemas físicos. Sin embargo, la productividad de los suelos no ha sido afectada.

h. Evidentemente existe un cierto nivel de deterioro potencial de los suelos, que puede requerir considerar medidas correctivas.

---

## Referencias

- ANDRIULO, A.; M.L. GALETTO; C. FERREYRA; C. CORDONE; C. SASAL; F. ABREGO; J. GALLINA y F. RIMATORI. 1998. Efecto de once años de riego complementario sobre un Argiudol típico pampeano. *Ciencia del Suelo* 16: 125-127.
- BÁEZ, A. 1999. Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del Suelo. Posgrado en Producción Vegetal. Unidad integrada Facultad de Cs. Agrarias UNMdP/INTA Balcarce. 53 pag.
- GÉNOVA, L. 2005. Sostenibilidad de agroecosistemas pampeanos regados complementariamente. VIII Congreso Argentino de Ingeniería Rural. 58: 1-6.
- FONTANETTO H. y N. DARWICH. 1995. Efecto del método de aplicación del fósforo en maíz a dos niveles de disponibilidad hídrica. *Ciencia del suelo* 13: 1-5.
- LAVADO, R.S. 1976/77. Salinización y alcalinización de suelos pampeanos bajo riego complementario. *Rev. Inv. Agrop. (INTA) Serie 3 XIII*: 41-57.
- PEINEMANN, N.; M. DÍAZ ZORITA; M.B. VILLAMIL; H. LUSARRETA y D. GRUNEWALD. 1998. Consecuencias del Riego complementario sobre propiedades edáficas en la Llanura pampeana. *Ciencia del Suelo* 16: 39-42.
- TROIANI, R.M.; T.M. SANCHEZ and R.S. LAVADO. 1987. Soil response and alfalfa fluoride content as affected by irrigation water. *Fluoride* 20: 14-17.
- VÁZQUEZ, M.; G. MILLÁN y GELATI. 2008. Simulación del efecto del riego complementario en un suelo udipsament típico. *Ciencia del Suelo* 26: 195-203.

### 3. Acidez del suelo

---

*Carina R. Álvarez<sup>1</sup> y Gerardo Rubio<sup>1-2</sup>*

El pH es una de las propiedades más descriptivas de la calidad edáfica. En el presente capítulo, se analizará la problemática de la acidez, los procesos que conducen a la acidificación, cómo afecta a las plantas y cuáles son las formas de corrección del problema.

#### Medida de la acidez del suelo

La medida de la acidez es la concentración de iones hidrógeno de la solución del suelo. En términos químicos el pH es el logaritmo negativo, base 10, de la actividad del protón  $H^+$  en un medio dado. Con la excepción de los suelos salinos, en el suelo la diferencia entre la actividad y la concentración es muy pequeña, por lo que sería indistinto usar cualquiera de las dos medidas.

A 25 °C, en agua pura la relación entre  $H^+$  y  $OH^-$  está dada por:

$$K_w = [H^+] [OH^-] = 1 \times 10^{-14} \quad [1]$$

donde  $K_w$  es la constante de ionización del agua. Si se expresa esa ecuación en logaritmos negativos queda:

$$pH + pOH = 14 \quad [2]$$

Valores de acidez menores a 4 se encuentran sólo en los suelos que presentan ácidos libres como el sulfúrico (*i.e.* Sulfacuentes, Sulfacueptes).

---

<sup>1</sup> Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía UBA; e-mail: alvarezc@agro.uba.ar

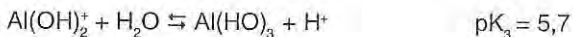
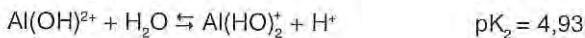
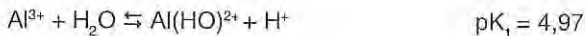
<sup>2</sup> IByF-CONICET



El pH es una medida de laboratorio, aunque existen peachimetros portátiles y soluciones o cintas sensibles, éstas últimas de menor precisión. No existe un método estándar para medir pH. El pH del suelo se mide luego de equilibrar el suelo con agua pura o una solución salina estándar de cloruro de calcio ( $\text{CaCl}_2$ ) o de potasio (KCl). La relación suelo-solución debe estar específicamente definida. En el caso del pH en agua, las relaciones en peso suelo:agua más usadas son 1:1; 1:2.5 y 1:10. También es utilizado el contenido de agua en condiciones de saturación del suelo (pH pasta). La cantidad de agua agregada diluye las sales en la solución y tiende a incrementar los valores de pH. Sin embargo, las variaciones en el pH producidas por utilizar distintas relaciones agua:suelo no son tan amplias. Debido a que el pH de una misma muestra de suelo difiere de acuerdo al método de medición utilizado, no se pueden hacer comparaciones entre muestras que no hayan sido realizadas por el mismo método. La presencia de protones en la solución está determinada principalmente por la composición de la fase sólida del suelo, los iones intercambiables y las reacciones de hidrólisis asociadas con los componentes edáficos.

Las principales fuentes que pueden proveer de protones a la solución del suelo son:

- Disociación de  $\text{H}^+$  adsorbido a arcillas
- Disociación de grupos ácidos débiles de arcilla o derivados de la materia orgánica
- $\text{CO}_2$  producido por actividad biológica
- Hidrólisis del aluminio y del hierro



[3]

El resultado de la hidrólisis es la ionización de los iones hidratados y la producción de iones hidronio. Los suelos poseen una proporción de su acidez potencial en forma activa. El Al, Mn, y Fe, las cargas de la materia orgánica dependientes del pH y las arcillas constituyen la mayor parte de la acidez potencial. La acidez potencial y la presencia de bases colabora en la capacidad buffer del suelo que permite al suelo resistir cambios bruscos de pH (Bloom *et al.*, 2005).

## Causas de la acidificación del suelo

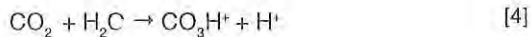
La acidificación es un proceso que ocurre naturalmente en todo suelo en el que exista lixiviación. La actividad antrópica también puede alterar significativamente el pH del suelo ya sea por agricultura como por procesos industriales (lluvia ácida).

### Acidificación natural

La acidificación del suelo por lixiviación de bases responde a un proceso complejo en el que intervienen el clima, la geomorfología, la vegetación, y la propia dinámica hídrica del perfil del suelo. Los suelos más ácidos suelen estar localizados en áreas con elevadas precipitaciones; con balances hídricos positivos. En estas condiciones se conforman los Ultisoles y los Oxisoles. Estos suelos en la Argentina se encuentran principalmente en la provincia de Misiones y NE de Corrientes (Vázquez y Morales, 2000). Los Ultisoles (del latín *ultimus*: últimos) son suelos de baja saturación básica con horizonte argílico. Su fertilidad es baja y son pobres en materia orgánica. Se los encuentra en climas húmedos, tropicales y templados. La vegetación natural puede ser el bosque, la sabana o flora de pantanos y marismas. Su capacidad agrícola puede acrecentarse con fertilizantes. Los Oxisoles (de óxido) son suelos rojos por su contenido de óxido, muy meteorizados y baja actividad en sus arcillas. Suelen ser muy susceptibles a la erosión hídrica.

También, existen determinados tipos de vegetación que da lugar a la formación de suelos ácidos, particularmente en clima frío y templado-frío. Muchos suelos minerales pertenecientes al Orden Podzoles (poco o nada frecuente en la Argentina), Inceptisoles y Andisoles, y suelos orgánicos (Histosoles) poseen pH muy ácidos (4-5). Estos bajos pH se originan en una materia orgánica muy ácida (tipo mor), que se origina en la descomposición en medio húmedo de acículas de coníferas y/o fagáceas, vegetación húmeda de mallines y turberas. En nuestro país, este tipo de acidez aparece muy representado en la Región Andina Patagónica (Gaitán y López, 2007) y en la Isla Grande de Tierra del Fuego.

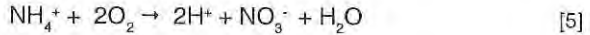
Otra causa de acidificación natural es por la acción del dióxido de carbono, producto de la respiración de las raíces de las plantas y los microorganismos:



## Acidificación derivada del manejo antrópico

### Acidificación por fertilizantes

El caso más común es el de los fertilizantes nitrogenados que producen amonio en el suelo como la urea, el nitrato de amonio, el sulfato de amonio o en amoníaco anhidro. En el suelo las bacterias oxidan el amonio a nitrato lo cual libera protones.



En el caso de nitrato de amonio, parte de la acidificación es neutralizada por la liberación de  $\text{OH}^-$  por parte de la planta. El uso continuo y en altas dosis de estos fertilizantes conduce al descenso del pH. Debido a la reciente historia de fertilización y las bajas dosis utilizadas, este problema aún no es generalizado en la Región Pampeana.

### Exportación de bases

La agricultura y ganadería conllevan a la exportación de nutrientes en los productos cosechados. Si no se hace una debida reposición de los mismos, se conduce a un gradual descenso de las bases del suelo y del pH edáfico. Urricariet y Lavado (1999) en el Norte de la Pampa Ondulada detectaron descensos significativos del pH edáfico entre las situaciones agrícolas (pH promedio= 5,8) y la condición cuasi pristina (pH= 6,4). Esta información es corroborada por un relevamiento regional realizado recientemente por Álvarez *et al.* (2009). Se encontró que el pH medio de situaciones no disturbadas o cuasi-prístinas era 6,01, mientras que ese valor desciende levemente a 5,84 y 5,81, en situaciones bajo labranza convencional y bajo siembra directa, respectivamente.

### Lluvia ácida

Es conocida con este nombre la deposición líquida que contiene ácido sulfúrico o nítrico. Se produce principalmente en áreas industriales, donde la lluvia se ha acidificado con contaminantes gaseosos como el dióxido de azufre

y dióxido de nitrógeno. Si esta deposición es continuada en el tiempo puede derivar en descensos marcados del pH del suelo. Salvo en casos de suelos con baja capacidad buffer, para observar una acidificación medible en el suelo por esta causa son necesarias varias décadas de intensa deposición.

### Efectos de la acidificación sobre el crecimiento de las plantas

Los efectos de la acidificación sobre las plantas son de diferente índole (Marschner, 1991). Pueden distinguirse entre efectos sobre la disponibilidad de nutrientes, y efectos por toxicidad por aluminio, manganeso e hidrógeno.

#### pH y disponibilidad de nutrientes

En la Figura 3.1 se observa la dependencia de la disponibilidad de algunos nutrientes respecto del pH del suelo.

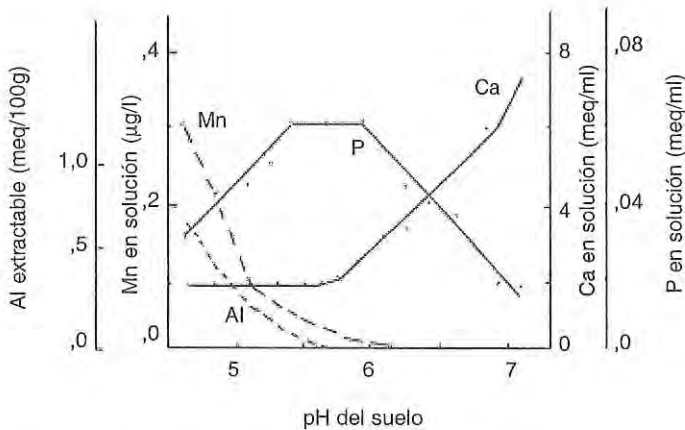


FIGURA 3.1. Efecto del pH sobre la disponibilidad de nutrientes vegetales.

En el caso del N, los efectos del pH sobre los procesos de mineralización (amonificación, nitrificación) sólo son significativos en suelos con pH menor a 5.

Por ejemplo, la nitrificación es seriamente reducida con valores menores a 4,5. Un proceso muy sensible a la acidez del suelo es la fijación simbiótica, con óptimos cercanos a pH 6.

La disponibilidad de fósforo disminuye pronunciadamente por debajo de pH 5, por el aumento de la actividad de Al y Fe y la formación de compuestos insolubles con estos cationes. Varios autores han estudiado el problema de la baja disponibilidad de fósforo en suelos tropicales y subtropicales de la Argentina (por ejemplo, Vázquez y Morales, 2000; Fernández López *et al.*, 2006).

### **Toxicidad por aluminio, manganeso e hidrógeno**

El mayor inhibidor del crecimiento en suelos ácidos es el aluminio, principalmente bajo su forma libre  $Al^{3+}$ . Los suelos ácidos están ampliamente extendidos en las áreas tropicales. Si bien el aluminio está presente y no es dañino para las plantas de estos tipos de suelo, en condiciones de acidez el aluminio puede disolverse en la solución del suelo y tornarse disponible para las plantas.

El rol del manganeso como inhibidor del crecimiento es más complejo que el del aluminio y está menos estudiado. Las monocotiledóneas son generalmente más tolerantes que las dicotiledóneas a altas concentraciones de  $H^+$  y bajas de  $Ca^{+2}$ .

Los efectos del ión hidrógeno sobre el crecimiento vegetal son de menor magnitud que los producidos por el aluminio o el manganeso. Sin embargo, sus efectos pueden ser confundidos ya que al descender el pH del suelo, las concentraciones de Mn y Al tienden a incrementarse. Debido a su competencia con otros cationes, el ión H interfiere en el funcionamiento de las membranas. Otro efecto del ión H es el costo energético que significa mantener el equilibrio del pH de las células de la raíz. Para su normal funcionamiento, el citoplasma debe mantener un pH entre 7 y 7,5. Si la solución externa posee bajo pH, las plantas deben regular su concentración interna con un costo energético extra.

La presencia de estos cationes en la solución interfiere en la absorción de cationes, principalmente Ca y Mg, que ingresan a la planta principalmente vía apoplásmica. Por esta vía, los cationes se adsorben a los sitios de intercambio de la pared y luego se transportan radialmente hacia la endodermis de la raíz. Valores bajos de pH reducen la densidad de cargas y la ocupación de los sitios de cambios es interferida por el aluminio y el manganeso. La vía simplásmica también puede ser afectada, ya que el aluminio y el manganeso interfieren en el pasaje a través de la membrana del Ca y del Mg. También se ha hallado que el Al se combina con los  $PO_4^{3-}$  de los ácidos nucleicos afectando a la división celular y a la transpiración de las plantas.

### Mecanismos de adaptación de las plantas a suelos ácidos

Las plantas superiores suelen diferir en su capacidad para crecer en suelos ácidos. La variabilidad también se da a nivel intra-específico como ocurre con soja (Fig. 3.2). Se ha informado que el trigo y el maíz reducen su rendimiento con valores menores a 5,5. La avena y la papa se encuentran dentro de los cultivos más tolerantes. En general las leguminosas son poco tolerantes, al verse afectada la nodulación. En el Cuadro 3.1 se proporcionan los umbrales críticos estimados para varias especies.

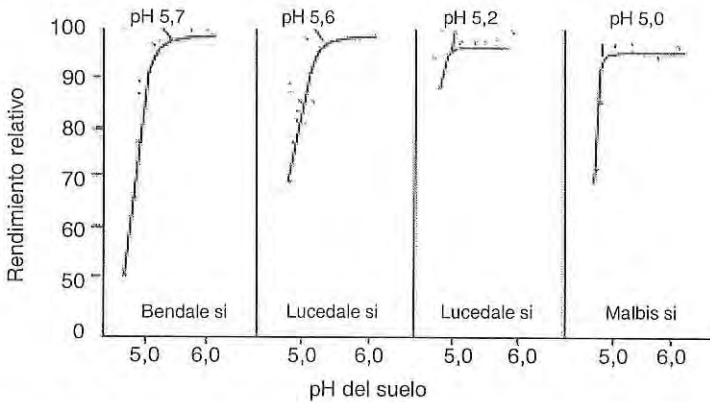


FIGURA 3.2. Rendimiento de cultivares de soja en función del pH del suelo.

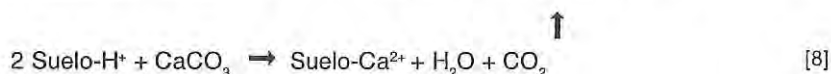
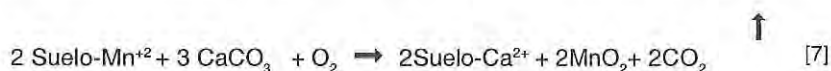
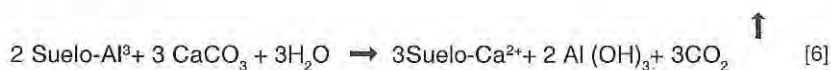
CUADRO 3.1. Valores críticos de pH de varias especies vegetales. Extractado de Adams (1984) y Tisdale *et al.* (1993).

pH	Cultivo
5	Azalea
5-5,5	Papa Arándanos Tabaco
5,5	Trigo Maíz Cebada Sorgo Trébol rojo
6,0	Alfalfa Remolacha

Las plantas con resistencia a la acidez reducen al mínimo la absorción de las formas tóxicas de aluminio ( $\text{Al}^{3+}$ ). Lo logran por diferentes vías. Una forma es aumentar el pH en la rizósfera con la consecuente precipitación del aluminio activo. Otra es la exudación de compuestos que acomplejan el catión. Citrato y malato pueden formar un quelato compuesto por Al. La utilización de abonos verdes en suelos ácidos tiene por base este proceso.

### Corrección. Determinación de la dosis de enmienda a aplicar

La práctica más frecuente para corregir la acidez del suelo es la adición de carbonato de calcio. Cuando se adiciona carbonato de calcio al suelo, éste se disuelve y neutraliza a los cationes que son fuente de acidez ( $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ), según:



La determinación de la dosis de calcáreo a agregar al suelo no es un análisis de rutina en los laboratorios argentinos. Existen distintas metodologías que permiten su determinación. En principio se pueden agrupar en método de campo o laboratorio. Las determinaciones a campo consisten en realizar ensayos donde se agregan cantidades creciente de material calcáreo determinando luego las variaciones del pH edáfico en función de la dosis. En laboratorio, existen varias metodologías. Entre ellas se puede destacar: incubación de suelo con material calcáreo, titulación con una base fuerte, método del buffer simple (SMP), método del buffer doble, y corrección de la acidez de cambio.

Las incubaciones de suelo con cantidades crecientes de calcáreo tienden a reproducir los ensayos de campo. Los métodos más utilizados en Estados Unidos para estimar el requerimiento son los que utilizan soluciones buffer con un pH inicial cercano a la neutralidad. El método de buffer simple (SMP) es utilizado para suelos con altos requerimientos de encalado y altas reservas de aluminio intercambiable (Cuadro 3.2).

La solución buffer es adicionada a la muestra de suelo, y luego de un tiempo de reacción se determina el pH final del buffer+suelo. Finalmente, considerando el pH del suelo más la solución buffer y el pH que se desea alcanzar en el suelo se obtiene la dosis (Cuadro 3.2). Este método no se adapta adecuadamente a suelos con baja necesidad de corrección, contenido de materia orgánica mayor a 10%, suelos arenosos o con caolinita y óxidos de aluminio y hierro en la fracción de arcillas (Watson y Brown, 1998; Eckert y Sims, 1995). Para suelos de menor requerimiento de cal se ajustan mejor los métodos de buffer doble (Watson y Brown, 1998).

CUADRO 3.2. Dosis de calcáreo a aplicar según la metodología de buffer simple (SMP). Considera el valor de pH suelo + buffer y el pH final deseado en el suelo.

Suelo + buffer	pH deseado final en suelo		
	7	6,5	6
pH	t de calcareo/ha		
6,8	3,1	2,7	2,2
6,7	5,4	4,7	3,8
6,6	7,6	6,5	5,4
6,5	10,1	8,5	6,9
6,4	12,3	10,5	8,5
6,3	14,6	12,3	10,1
6,2	16,8	14,3	11,6
6,1	19,3	16,1	13,2
6	21,5	18,1	14,8
5,9	23,7	20,2	16,4
5,8	26,2	22,0	17,9
5,7	28,4	24,0	19,5
5,6	30,7	26,0	21,1
5,5	33,2	28,0	22,8
5,4	35,4	30,0	24,4
5,3	37,9	31,8	26,0
5,2	40,1	33,8	27,6
5,1	42,6	35,8	29,1
5	44,8	37,9	30,7
4,9	47,3	39,9	32,3
4,8	49,5	41,7	33,8

Calcáreo de 90% de poder neutralizante o equivalente de  $\text{CaCO}_3$ , y 40% de material <100 mesh, 50% <60 mesh, 70% <20 mesh y 95% <8 mesh (Watson y Brown, 1998).



Otra alternativa, es calcular el requerimiento de calcáreo a partir de estimar la acidez de cambio que se desea corregir, según el siguiente cálculo:

$$\text{meq H}^+ \text{ a desplazar en 100 g de suelo} = \text{Valor final de saturación de bases (\%)} - \text{Valor inicial de saturación de bases (\%)} \quad [9]$$

Se estima luego el peso de la capa de suelo (ton) que se desea corregir ( $10.000 \text{ m}^2/\text{ha} * \text{dap t/m}^3 * \text{profundidad m}$ ); se calcula los meq  $\text{H}^+$  a remover en dicha capa que serán reemplazados por meq de  $\text{Ca}^{2+}$  a adicionar. Esta metodología es aplicada en la región norte y centro de Santa Fe, fijando objetivos de corrección escalonados o graduales en el tiempo, compatibles con dosis factibles en términos económicos (Sebastián Gambaudo, com. pers.).

## Materiales para encalar

Los materiales para utilizar en la corrección de acidez son diversos: cal calcítica (carbonato de calcio), cal dolomítica (carbonato de calcio y magnesio), óxido de calcio, hidróxido de calcio, conchilla molida, entre otros. La calidad o eficiencia de corrección de los distintos materiales depende del valor de neutralización, expresado en equivalente de carbonato de calcio, y el tamaño de partícula que afecta la reactividad. Ambos factores conforman el poder relativo de neutralización total (PRNT) según (Melgar, 1996):

$$\text{PRNT} = \text{equivalente en carbonato de calcio} \times \text{reactividad} / 100 \quad [10]$$

El material puede categorizarse como de calidad superior (PRNT mayor al 90%), buena (75 a 90%), regular (60 a 75%) e inferior (entre 45 y 60%).

En el Cuadro 3.3 se presenta el valor equivalente de neutralización para distintos materiales y en el Cuadro 3.4 el valor de reactividad en función del tamaño de partícula del material.

CUADRO 3.3. Valor equivalente de neutralización para materiales correctores (Melgar, 1996).

Corrector	Valor equivalente de neutralización
Carbonato de calcio	100
Calcáreo dolomítico	95 -108
Cal calcítica	85 - 100
CaO (cal viva)	150 - 175
CaOH (cal hidratada)	120 - 135

CUADRO 3.4. Reactividad del material según tamaño de partícula.

Tamaño de partícula aproximado (mm)	Reactividad (%)
1	muy lenta 0
0,8	75
0,4	90
0,3	100
0,15	125

## Experiencias de corrección de acidez en la Región Pampeana

### Alfalfa

El cultivo de alfalfa es uno de los más sensibles a la acidez edáfica. Su pH óptimo se encuentra entre 6,5 y 7,5. Básicamente, a bajos pH se ve afectada la nodulación, y la disponibilidad de otros nutrientes esenciales, entre ellos fósforo, calcio, molibdeno. En tal sentido, la mayor parte de los ensayos de adición de material calcáreo realizados en la Región Pampeana se desarrollaron con pasturas de alfalfa puras o como componente principal de la mezcla.

En el Cuadro 3.5 se presentan un conjunto de evaluaciones realizadas en la región, especialmente en la zona centro de Santa Fe, NO de Buenos Aires y Entre Ríos sobre Argiudoles y Hapludoles. Los casos comprenden situaciones fertilizadas con fósforo o suelos bien provistos de este elemento.

CUADRO 3.5. Conjunto de ensayos de aplicación de enmiendas en la Región Pampeana al cultivo de alfalfa puros o como especie principal.

Sitio	Suelo	Dosis(t/ha)	Enmienda	pH inicial	Fuente
Entre Ríos	Argiudol vértico	0; 1,5; 3 y 6	cal	5,56	Boschetti <i>et al.</i> (2000)
Santa Fe	Argiudol típico	0 y 2	calcita micronizada	5,9	Vivas, Quaino (2000)
Santa Fe	Argiudol típico	0 y 2	calcita micronizada	5,9	Vivas, Quaino (2000)
Santa Fe	Argiudol típico	0; 0,75 y 1,5	calcita micronizada	5,95	Vivas <i>et al.</i> (1999a)
Santa Fe	Argiudol típico	0 y 1,5	calcita micronizada	5,95	Vivas <i>et al.</i> (1999b)
Santa Fe	Complejo de suelo	0; 1,5 y 3	calcítico	5,9	Gambaudo <i>et al.</i> (2001)
Santa Fe	Complejo de suelo	0; 1,5 y 3	conchilla	5,9	Gambaudo <i>et al.</i> (2001)
Buenos Aires	Hapludol típico	0; 1; 2; 3	cal dolomítica	5,8	Carta <i>et al.</i> (1998)
Buenos Aires	Hapludol típico/éntico	0 y 3	cal	5,8	citado por Melgar (1996)

Se puede apreciar que el rango inicial de pH del suelo explorado es estrecho: de 5,6 a 5,9. Las dosis de enmienda aplicada variaron entre 0 (testigos) hasta 6 Mg ha<sup>-1</sup>. Los productos aplicados fueron diversos, algunos de ellos contenían magnesio aparte de calcio. La aplicación en todos los casos fue al voleo con incorporación del producto, variando la antelación con la que fue aplicado.

En la Figura 3.3 se presenta la relación encontrada para este conjunto de ensayos entre el pH final logrado en cada tratamiento y el rendimiento relativo al máximo de cada ensayo. Para los testigos, el pH considerado es el inicial del suelo y, en el caso de los que recibieron enmiendas, es el pH logrado posterior a su aplicación. El tiempo transcurrido entre la aplicación y la evaluación varía para cada trabajo.

La función ajustada es de tipo *linear-plateau* presentando un buen ajuste ( $R^2 = 0,50$ ). El óptimo se logra con 6,57 sosteniéndose hasta el máximo pH logrado en los experimentos (6,97). Estos valores son coincidentes con la literatura internacional (Cuadro 3.1). La curva predice un rendimiento relativo de 0,70 para un pH 5,5, y de 0,97 para el pH óptimo cuando se alcanza el rango de pH óptimo.

En la Figura 3.4 se presenta el incremento de pH edáfico logrado en el set de ensayos en función de la dosis de producto aplicado, en forma independiente de la fuente. Por cada, tonelada de enmienda agregada se obtiene un incremento de 0,20 unidades de pH.

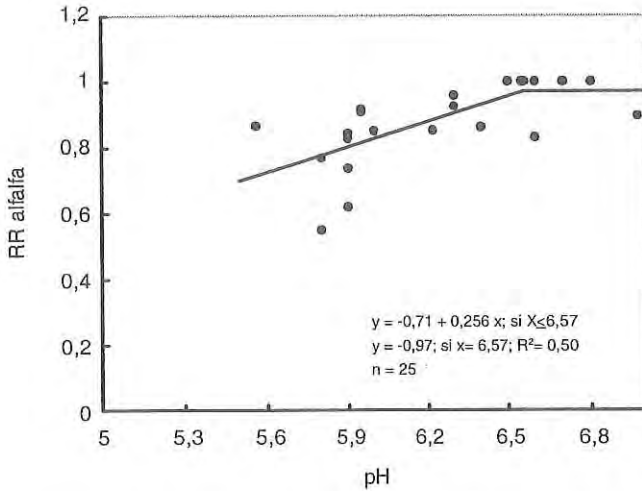


FIGURA 3.3. Relación entre el rendimiento relativo (RR) del cultivo de alfalfa y el pH edáfico (del suelo o logrado por adición de calcáreo) en distintos ensayos de la Región Pampeana. Ensayos descriptos en el Cuadro 3.5.

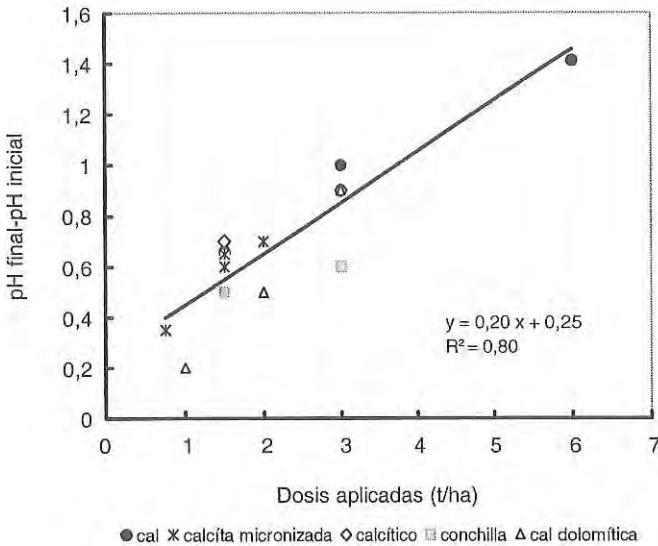


FIGURA 3.4. Relación entre la variación del pH edáfico por aplicación de dosis variables de diferentes enmiendas en la Región Pampeana en los ensayos considerados en el Cuadro 3.5.

## Trigo

En la región del SE Bonaerense se han realizado ensayos de adición de material calcáreo al cultivo de trigo utilizando cal micronizada y peleteada a razón de 700 kg/ha (Echeverría *et al.*, 2007). Tanto los testigos como los tratamientos de encalados fueron fertilizados con N y P. El estudio abarcó 13 sitios en los partidos de Azul, Balcarce, Juárez y Tandil. Los suelos eran Argiudoles típicos sin limitantes de profundidad. Los sitios evaluados presentaron valores de pH ligeramente ácidos ( $5,99 \pm 0,36$ ) y altos contenido de MO ( $6,41 \pm 0,99$ ).

En la Figura 3.5 se presentan los rendimientos del Testigo NP y de los tratamientos encalados (NPCal). Sólo en tres sitios la respuesta fue significativa. Por otra parte, la respuesta pudo ser relacionada con el pH inicial del suelo y el contenido de MO presentando un bajo ajuste.

$$\text{Respuesta (kg trigo/ha)} = 2.106 - 426 \text{ pH} + 129 \text{ MO (\%)}; R^2 = 0,26 \quad [11]$$

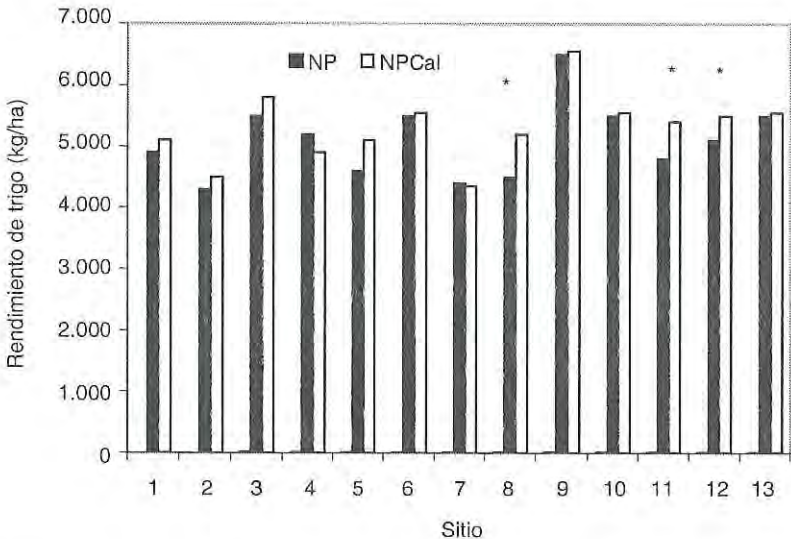


FIGURA 3.5. Rendimiento de trigo en 13 ensayos de encalado. Azul, Balcarce, Juárez y Tandil. Una campaña (1999). Rendimiento promedio de testigo fertilizado con NP= 5.195 kg/ha y NPCal= 5.508 kg/ha. Dosis de Cal: 0,7 t/ha de cal micronizada; voleo presiembra (adaptado de Echeverría *et al.*, 2007).

## Soja

Para el cultivo de soja, existen experiencias aisladas de encalado realizadas en el país. Gambaudo y Micheleud (2003) encontraron una importante respuesta al encalado aplicando dolomita a razón de 600 kg/ha con 50 días de anticipación a la siembra. El pH inicial era de 5,9, y el contenido de P de 4,3 ppm. El incremento de rendimiento alcanzó un valor 1.020 kg/ha, resultando sustancialmente más favorable la aplicación a 50 días antes de la siembra que a la siembra. El INTA Castelar realizó dos ensayos en la localidad de San Antonio de Areco en Argiudoles Típicos (serie Capitán Sarmiento). En ninguno de ellos se encontró diferencias entre el tratamiento encalado y fertilizado con P y S, y el que sólo fue fertilizado con ambos nutrientes (Rivero, 2007). Melgar (1996) cita ensayos en la región, que también presentan resultados diversos.

Cabe destacar un conjunto de 9 ensayos realizado por Bordoli y Casanova (2004) en la región del NE de Uruguay. Las situaciones estudiadas poseen pH de 4,8 a 5,2; cantidades variables de aluminio intercambiable y bajos niveles de MO (1,4%). Para el total de los ensayos el efecto de la aplicación de calizas en dos dosis (1,5 y 4,5 Mg ha<sup>-1</sup>) fue estadísticamente significativo. La dosis más baja produjo un aumento del 15% y de un 20% por sobre el testigo para la dosis mayor. La respuesta promedio de ambas dosis estuvo relacionada con el porcentaje de aluminio intercambiable en el complejo de cambio en forma positiva y con el contenido de MO en sentido inverso (Fig. 3.6). La relación inversa entre la respuesta puede deberse a que en suelos con mayor nivel de MO, el hierro forma complejos con la MO atenuando su efecto fitotóxico (Thomas y Hargrove, 1984).

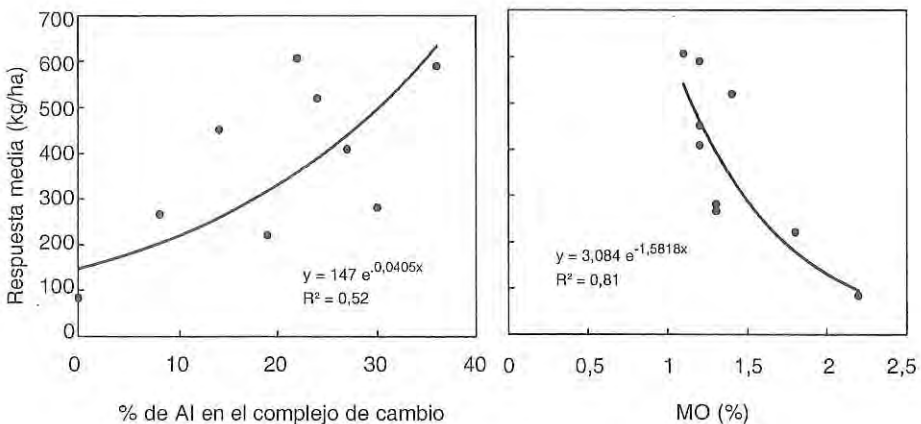


FIGURA 3.6. Relación entre la respuesta del cultivo de soja al encalado y el porcentaje de Aluminio intercambiable y la MO del suelo (adaptado de Bordoli y Casanova, 2004).

La menor respuesta al encalado del cultivo de soja se puede deber en parte a que los fijadores simbióticos de nitrógeno de crecimiento rápido, como con el de la alfalfa, requieren generalmente pH mayores, que los de crecimiento lento como *B. japonicum*.

## Sorgo granífero

Por otra parte, se realizaron en Santa Fe dos experiencias de encalado en el cultivo de sorgo granífero (Gambaudo y González, 2000). En ellos, se aplicó dolomita a razón de 3.000 kg/ha, más fósforo y nitrógeno. Los resultados indicaron un importante y significativo incremento del rendimiento, del 12 y 18% por sobre el testigo del según el ensayo. El pH original de 0-15 cm era de 6,1-6,06 pasando luego de la corrección a 6,4-6,3.

## Sumario

---

- a. El pH es una de las propiedades más descriptivas de la calidad edáfica. El mismo es una medida de laboratorio, aunque existen peachímetros portátiles y soluciones o cintas sensibles.
- b. La acidificación del suelo puede ser de origen natural (lixiviación de bases, vegetación tipo conífera, respiración radical) o bien derivada de la actividad antrópica (fertilizantes, exportación de bases, lluvia ácida).
- c. Los efectos de la acidificación sobre las plantas son de diferente índole. Pueden distinguirse entre efectos sobre la disponibilidad de nutrientes, y efectos por toxicidad por aluminio, manganeso e hidrógeno.
- d. Las plantas superiores difieren en su capacidad para crecer en suelos ácidos. El cultivo de alfalfa es uno de los más sensibles (pH crítico 6), el trigo y el maíz presentan mayor tolerancia (pH crítico 5,5) y la avena y la papa se encuentran dentro de los cultivos más tolerantes. En general las leguminosas son poco tolerantes, al verse afectada la nodulación.
- e. La práctica más frecuente para corregir la acidez del suelo es la adición de material calcáreo. Cuando se adiciona carbonato de calcio al suelo, éste se disuelve y neutraliza a los cationes que son fuente de acidez ( $Al^{3+}$ ,  $H^+$ ,  $Mn^{2+}$ ).
- f. Los materiales para utilizar en la corrección de acidez son diversos: cal calcítica (carbonato de calcio), cal dolomítica (carbonato de calcio y magnesio), óxido de calcio, hidróxido de calcio, conchilla molida, entre otros. La calidad o eficiencia

de corrección de los distintos materiales depende del valor de neutralización, expresado en equivalente de carbonato de calcio, y del tamaño de partícula que afecta la reactividad.

g. La determinación de la dosis de calcáreo a agregar al suelo no es un análisis de rutina en los laboratorios argentinos. Existen distintas metodologías que permiten su determinación. En principio se pueden agrupar en método de campo o laboratorio. Las determinaciones a campo consisten en realizar ensayos donde se agregan cantidades creciente de material calcáreo determinando luego las variaciones del pH edáfico en función de la dosis. En laboratorio, se destacan: incubación de suelo con material calcáreo, titulación con una base fuerte, método del buffer simple (SMP), método del buffer doble, y corrección de la acidez de cambio.

h. Se presentan un conjunto de experiencias realizadas en la Región Pampeana y Uruguay de corrección de acidez y su impacto sobre diversos cultivos. Se destaca la respuesta a la corrección de pH que presenta el cultivo de alfalfa. Los ensayos indican disminuciones en el rendimiento relativo por debajo de  $\text{pH} = 6,5$ .

## Referencias

- ADAMS, F. 1984. Crop responses to lime in the Southern United States, p. 211-265. *In*: F. Adams, ed. Soil acidity and liming. ASA, CSA, SSSA, Madison.
- ÁLVAREZ, C.R.; M.A. TABOADA; F.H. GUTIÉRREZ BOEM; A. BONO; P.L. FERNÁNDEZ and P. PRYSTUPA. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 73: 1242-1250.
- BLOOM, P.R.; U.L. SKYKLBERG and M.E. SUMNER. 2005. Soil acidity, p. 411-460. *In*: M. TABATABAI y D.L. SPARKS, (eds.). Chemical processes in soils. SSSA, Madison.
- BORDOLI, J.M. y O.N. CASANOVA. 2004. Encalado de soja en el NE de Uruguay. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, Entre Ríos. Actas en CD.
- BOSCHETTI, N.G.; C. QUINTEROS; C. LUCCA y E. QUINODOZ. 2000. Respuesta de una pastura de alfalfa al encalado y fertilización con fósforo y molibdeno. *Revista Facultad de Agronomía UBA* 20: 105-110.
- CARTA, H.; L. VENTIMIGLIA y S. RILLO. 1998. Encalado de trigo con pasturas. *Agromercado*, Año 12, Nº 139, p. 68-71.
- ECKERT, D. and J.T. SIMS. 1995. Chapter 3: Recommended soil pH and Lime Requirement tests. *In*: Recommended Soil Testing Procedures for the Northeastern United States. 2nd edition. Northeastern Regional Publication Nº 493. Agricultural Experiment Stations of Connecticut. Delaware, Maine, Maryland, Massachusetts, New Hampshire, New Jersey, New York, Pennsylvania, Rhode Island, Vermont, and West Virginia. 16-21.
- ECHEVERRÍA, H.E.; H.R. SAINZ ROZAS; P. CALVIÑO y P. BARBIERI. 2007. Respuesta del cultivo de trigo al encalado. <http://www.econoagro.com/verArticulo.php?contenidoID=127>.
- FERNÁNDEZ LÓPEZ, C.; R.E. MENDOZA y S. VÁZQUEZ. 2006. Fracciones de fósforo en suelos de Corrientes con producción cítrica, arrocería y pastoril. *Ciencia del Suelo* 24: 161-168.



- GAITÁN, J.J. y C.R. LÓPEZ. 2007. Análisis del gradiente edáfico en la región andino-patagónica. *Ciencia del Suelo* 25: 53-63.
- GAMBAUDO, S. y B. GONZALEZ. 2000. Efecto del encalado sobre el rendimiento del sorgo granífero y algunas propiedades químicas del suelo. Actas Fertbio 2000. XXIV Reuniao Brasileira de Fertilidade e Nutricao de Plantas. Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. 22 al 26 octubre de 2000.
- GAMBAUDO, S. y H. MICHELOUD. 2003. Momento de aplicación de una dolomita para corregir la acidez edáfica. Anuario 2002. INTA Rafaela. [http://www.inta.gov.ar/rafaela/info/documentos/anuario2002/a2002\\_p157.htm](http://www.inta.gov.ar/rafaela/info/documentos/anuario2002/a2002_p157.htm)
- GAMBAUDO, S.; A. ZAMPAR; L. TOMATIS y O. QUAINO. 2001. Respuesta de la alfalfa a la aplicación de dos enmiendas calcáreas. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 12: 4-5.
- MARSCHNER, H. 1991. Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. *Plant and Soil* 134: 1-20.
- MARTÍN, N.F.; H.E. ECHEVERRÍA; L. PICONE y C. VIDELA. 2000. Encalado y fertilización con macro y micronutrientes en el cultivo de trigo en Balcarce. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Acta en CD.
- MELGAR, R. 1996. Encalado. Fertilizar. Número especial. 15 p.
- RIVERO, E.T. 2007. Informe, INTA Castelar. Proyecto: Fertilización nitrogenada, azufrada y con micronutrientes en dos cultivares de soja en un lote encalado y sin encalar. <http://www.insuelos.org.ar/proyectos/proyfinNidera.htm>
- THOMAS, G.W. and W.L. HARGROVE. 1984. Chapter 1. The chemistry of soil acidity. *In: Soil acidity and liming*. p. 3-35. Agronomy Monograph N 12. ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wisconsin.
- TISDALE, S.; W.L. NELSON; K.D. BEATON and J.L. HAVLIN. 1993. Soil fertility and fertilizers, New York.
- URRICARIET, S. y R.S. LAVADO. 1999. Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 17: 37-44.
- VÁZQUEZ, M.E. y L.A. MORALES. 2000. Adsorción de fósforo por suelos ácidos de Misiones (Argentina). *Ciencia del Suelo* 18: 89-94.
- VÁZQUEZ, M.E.; A. PIRO; G. MILLÁN y J.W. LANFRANCO. 2004. Corrección de suelos ácidos de la Pampa Húmeda para la producción de alfalfa. *Informaciones Agronómicas* 23: 14-20.
- VIVAS, H.; S. GUAITA y O. QUAINO. 1999a. Fertilización fosfatada y encalado sobre la producción de alfalfa en el departamento Las Colonias. Información Técnica 230. Mayo 1999. INTA Rafaela. <http://rafaela.inta.gov.ar/publicaciones/informac230.htm>
- VIVAS, H.; S. GUAITA y O. QUAINO. 1999b. Interacción del fósforo y el calcio en la producción de alfalfa. Departamento Las Colonias. 19997/98. *Información Técnica* 231. Mayo 1999. INTA Rafaela. <http://rafaela.inta.gov.ar/publicaciones/informac231.htm>
- VIVAS, H.S. y O. QUAINO. 2000. Fósforo y Enmienda cálcica para la producción de alfalfa en dos suelos del centro este de Santa Fe. 1998/99. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Actas en CD.
- WATSON, M.E. and J.R. BROWN. 1998. Chapter 4: pH and Lime Requirement. p. 13-16. *In: Recommended chemical soil test procedures for the North Central Region*. Missouri Agricultural Station SB 1001.

## 4. Alteraciones de la fertilidad causadas por el hidromorfismo edáfico

---

Miguel A. Taboada<sup>1</sup>

### Consecuencias de la anaerobiosis en los suelos

Los suelos hidromórficos son aquellos que están estacionalmente saturados o encharcados, y requieren ser identificados claramente para posibilitar una variedad de usos que van desde la producción de cultivos, disposición de residuos y protección de humedales (*wetlands*). Son suelos que están saturados con agua y químicamente reducidos por al menos parte del año en la mayor parte de los años. El punto esencial es que estos suelos deben ser anaeróbicos y experimentar reducción química con respecto a  $\text{NO}_3$ , Mn, Fe,  $\text{SO}_4$ , o  $\text{CO}_2$ .

Las reacciones de óxido-reducción (*Redox*) son las más importantes reacciones químicas que tienen lugar en suelos hidromórficos. Estas reacciones pueden alterar los colores del suelo, los contenidos de materia orgánica, y las cantidades de  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3$ , Mn, Fe,  $\text{SO}_4$ , o  $\text{CO}_2$  en el agua del suelo. Estas reacciones son de tipo bioquímico y son iniciadas por microorganismos, principalmente bacterias (Pomnamperuma, 1972).

### Principios de óxido-reducción

Las reacciones de óxido-reducción transfieren electrones ( $e^-$ ) desde una sustancia (específicamente un elemento) a otra. La oxidación tiene lugar cuando los electrones son removidos de un elemento y el estado de oxidación de dicho elemento se incrementa. La reducción tiene lugar cuando se adicionan electrones a un elemento y su estado de valencia disminuye.

---

<sup>1</sup> Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía UBA e IByF-CONICET;  
e-mail: mtaboada@agro.uba.ar

La materia orgánica es la fuente de la mayor parte de los electrones usados en las reacciones redox que tienen lugar en los suelos. La descomposición de la materia orgánica es un tipo de oxidación que produce electrones por respiración bacteriana (Alexander, 1977). Se asume generalmente que si la materia orgánica no está presente, o sino se descompone, entonces las reacciones de óxido-reducción de interés agronómico no tienen lugar en el *solum* o en los horizontes superiores debido a que no son producidos los electrones necesarios.

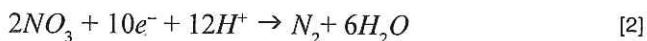
En reacciones bioquímicas, los electrones son transferidos con un protón en forma de iones  $H^+$ . La reacción de reducción más común en los suelos es probablemente la reducción de  $O_2$  molecular a agua (Mitsch y Gosselink, 1993):



Cuando el  $O_2$  atmosférico está presente en el suelo, virtualmente todos los  $e^-$  producidos por la descomposición de la materia orgánica son usados para reducir  $O_2$  y formar moléculas de agua. Esto se debe a que el oxígeno molecular posee elevada afinidad por los electrones, y cuando los poros del suelo no están llenos de agua el  $O_2$  atmosférico se mueve con rapidez a través de los poros para reaccionar con  $e^-$ . Cuando virtualmente todo el  $O_2$  de la atmósfera del suelo y el disuelto en el agua del suelo se hubo reducido, el suelo pasa a ser *anaeróbico*.

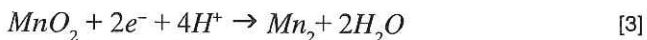
En un suelo saturado o encharcado, los poros del suelo están llenos con agua y el  $O_2$  atmosférico (aire) se difunde dentro del suelo lentamente. A pesar de la saturación, la respiración bacteriana aún tiene lugar y la materia orgánica se descompone. Los electrones producidos por la descomposición no son transferidos al  $O_2$ , sino a  $NO_3^-$ ,  $MnO_4^-$ ,  $FeOOH$ ,  $SO_4^{2-}$ , y  $CO_2$ . Estas reacciones de reducción son las siguientes (Mitsch y Gosselink, 1993):

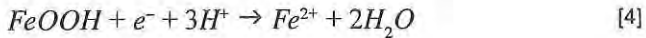
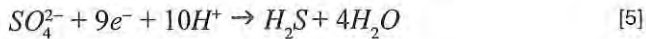
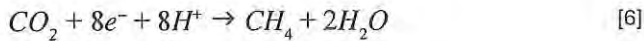
#### *Denitrificación*



Esta reacción es la extrema, ya que comúnmente la reacción no se completa y se generan óxidos de nitrógeno, que pasan a la atmósfera.

#### *Reducción de manganeso*



*Reducción de hierro**Reducción de sulfatos**Producción de metano o gas natural***Suelos reducidos**

Los suelos están *reducidos* cuando se encuentran en anaerobiosis y contienen una o más de las formas químicas reducidas de N, Mn, Fe, o S mostradas en las ecuaciones [2] a [6]. El término reducido es un término general que no identifica claramente ninguna reacción reductora específica. Varias cosas deben ocurrir para que un suelo pase a estar reducido. En primer lugar, la entrada de gas  $O_2$  atmosférico debe ocurrir a tasas que no alcancen a reponer el  $O_2$  que ha sido utilizado por la respiración de los microorganismos o las raíces. Esto sucede cuando los poros están llenos de agua, debido a que el  $O_2$  difunde en agua a una tasa despreciable (Pezeshki, 1994).

Segundo, debe haber actividad biológica que produzca electrones y que éstos sean usados para reducir  $O_2$ ,  $NO_3^-$ , Fe, u óxidos de Mn, sulfatos, y otros. Esto sucede en la mayor parte de las áreas donde la temperatura del suelo es superior a cero, y hay presente materia orgánica descomponible. En la mayor parte de las áreas templadas o más cálidas la reducción probablemente tiene lugar a tasa significativas cuando la temperatura del suelo es  $> 5^\circ C$ .

La tercera condición requerida para que un suelo se vuelva reducido es que el agua debe permanecer en el suelo tiempo suficiente para que los microbios acaben con el  $O_2$  presente (Gilman, 1994; Pezeshki, 1994). Así, en áreas con pendiente donde la capa freática asciende por efecto de la lluvia, los suelos pueden ser saturados pero no reducidos (Vepraskas y Wilding, 1983). Cuando el agua que contiene  $O_2$  disuelto se mueve lateralmente pendiente

abajo, los microbios pueden no tener el tiempo suficiente para remover todo el  $O_2$  del agua que fluye a través del suelo donde los microbios están respirando. La reducción es más probable que suceda en suelo donde el agua está estancada tiempo suficiente para que los microbios acaben con el  $O_2$  disuelto.

### Efectos de la materia orgánica sobre la reducción

La broza vegetal y los compuestos orgánicos disueltos son las mayores clases de materia orgánica importantes para las reacciones de reducción consideradas aquí. La broza vegetal incluye hojas y trozos de raíces que provienen tanto de raíces vivas como muertas. Los compuestos orgánicos disueltos incluyen las secreciones de las raíces y compuestos lavados desde las hojas. La reducción puede ocurrir en el término de días, cuando estos materiales están presentes en el suelo (Meek *et al.*, 1968). Los ácidos húmicos y fúlvicos, húminas y compuestos que contienen altas cantidades de lignina requieren varios meses o años para descomponerse, y por lo tanto no contribuyen en forma significativa al proceso de reducción en suelos saturados (Beauchamp *et al.*, 1989).

Cuando el tejido descomponible se presenta como fragmentos (fuentes puntuales), las bacterias son más activas en micrositios o «puntos calientes» (*hospots*) dentro o alrededor del fragmento (Parkin, 1987). Las reacciones de reducción tienen lugar mayormente en los micrositios alrededor del fragmento de tejido que aporta los  $e^-$  para la reacción. Por eso, en los horizontes B de muchos suelos, donde las raíces son la mayor fuente de residuo orgánico, la reducción se focaliza a lo largo de canales de raíces (Vepraskas, 1992).

Las reacciones de reducción tienen lugar en la secuencia de la ecuación [1] a la [6]. En los suelos donde las reacciones ocurren en micrositios, como alrededor de distintos fragmentos o tejidos, las reacciones tienen lugar probablemente en el orden arriba indicado dentro de micrositios individuales (Crozier *et al.*, 1995). Pero las reacciones son probablemente independientes entre micrositios dentro de un mismo horizonte. Por ejemplo, la reducción de  $NO_3^-$  puede estar ocurriendo en un micrositio a corta distancia de otro micrositio en el cual puede estar ocurriendo reducción de  $SO_4^{2-}$ , siempre y cuando todo el  $NO_3^-$ ,  $MNO_4$  y  $FeOOH$  ya se hubieran reducido en él. Así, en un suelo anegado que contiene una variedad de micrositios activos, varias de las reacciones arriba señaladas pueden estar sucediendo simultáneamente.

### Medición de la reducción del suelo en el campo

La reducción del suelo puede ser medida mediante la determinación del potencial de óxido-reducción (potencial redox). El potencial redox (Eh) es una medida eléctrica llevada a cabo por la determinación del voltaje que se esta-

blece entre un electrodo de platino (Pt) ubicado en contacto con la solución del suelo, y un electrodo de referencia que también está en contacto con la solución. La cantidad de voltaje desarrollada depende de cuáles especies químicas están reducidas. El voltaje también puede ser relacionado con las ecuaciones [1] a [6] debido a que en el equilibrio cada reacción desarrolla un voltaje característico en la solución del suelo (Ponnamperuma, 1972).

El voltaje medido entre un electrodo de Pt y el de referencia es usualmente expresado como si fuera medido contra un electrodo estándar de hidrógeno (H). Tal voltaje es expresado como Eh. El Eh pertenece sólo a mediciones ajustadas a un electrodo estándar de H. Las mediciones de potencial redox pueden mostrar cuando un suelo está reducido, pero para ello debe definirse más exactamente el término reducido. La Figura 4.1 muestra la reducción de  $O_2$  y FeOOH en relación con Eh. El valor característico de reducción de cualquier compuesto varía con el pH. Los potenciales redox medidos en el campo pueden ser comparados con la Figura 8 para determinar en qué medida el suelo está reducido en términos de  $O_2$  y FeOOH.

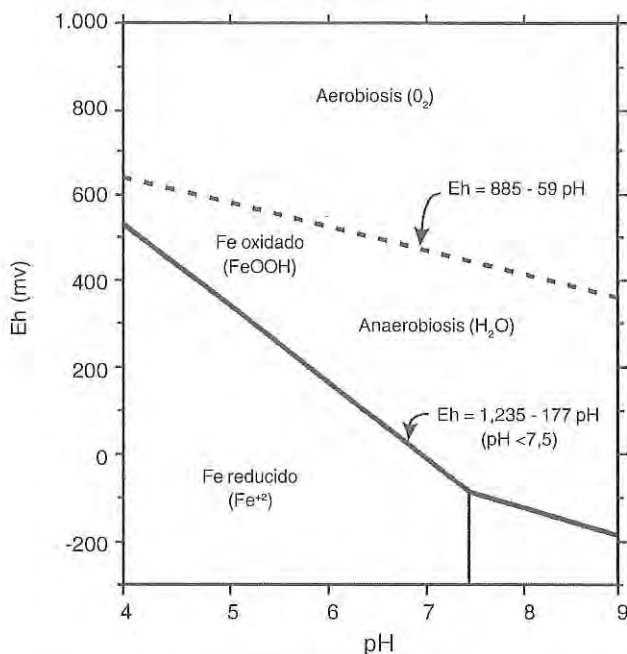


FIGURA 4.1. Diagrama Eh - pH para determinar a partir de mediciones de potencial redox, en qué medida un suelo (a un pH dado) está reducido. Se asume que el hierro está en la forma reducida cuando los valores de Eh están por debajo de la línea llena (propuesto por Ponnamperuma, 1972; Collins y Buol, 1970). El suelo se asume que es anaeróbico cuando los valores de Eh se encuentran por debajo de la línea punteada (propuesto por McBride, 1994).

### Requerimientos de humedad para la reducción

Los suelos reducidos tienen usualmente agua libre presente que forma una capa freática y satura una porción del suelo. Los suelos pueden ser saturados por lluvia, inundación, encharcamiento, o por agua subterránea. Las definiciones de capa freática, saturación y agua libre deberán ser revisadas, pues no existe acuerdo universal sobre su significado.

### Capa freática y agua libre

La capa freática es la superficie de agua que llena un pozo o un pozo abierto como se muestra en la Figura 4.2 (Freeze y Cherry, 1979). Es la parte superior del agua libre que puede fluir desde el suelo hacia un freatómetro o pozo a cielo abierto. El agua libre fluye a través del suelo bajo la influencia de las fuerzas gravitacionales. El agua libre no se encuentra a tensión o succión.

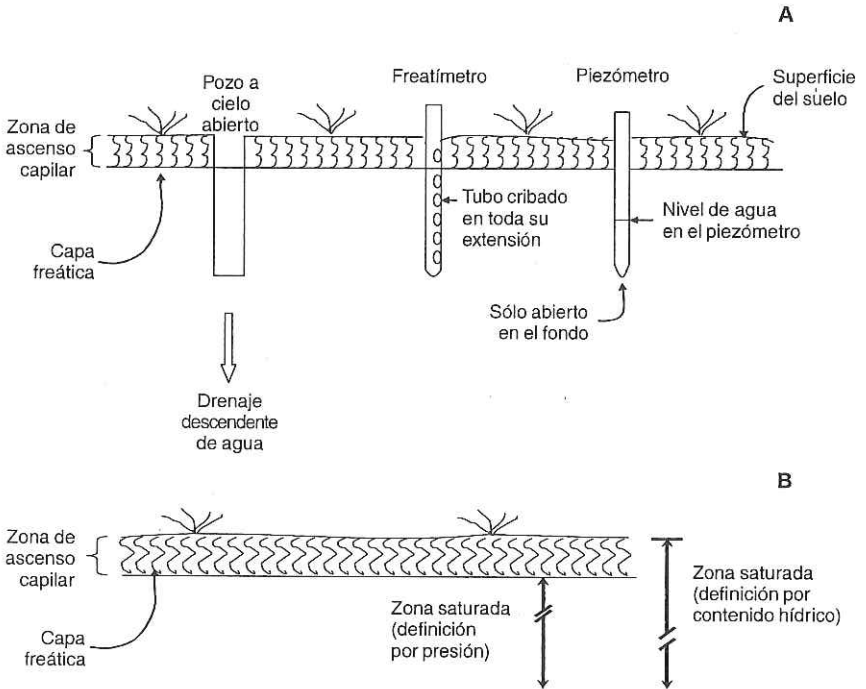


FIGURA 4.2. (A) Diferencias entre pozos a cielo abierto, freatómetros, y piezómetros. Los pozos y los freatómetros muestran el nivel de la capa freática, no así los piezómetros. Ninguno de éstos muestra la ubicación de la zona de ascenso capilar. (B) El espesor de la zona saturada varía en función de cómo es definida la saturación. La definición en base a presión no incluye a la zona de ascenso capilar, mientras que la definición basa en el contenido hídrico incluye a la zona de ascenso capilar.

La zona de ascenso capilar tiene lugar sobre la capa freática, donde el contenido hídrico es el mismo que bajo la capa freática. El agua en la zona de ascenso capilar difiere de aquella bajo la capa freática en que se encuentra a una presión menor que la presión atmosférica y está bajo tensión o succión. Esta agua no entra en los freáticos, pozos a cielo abierto, o piezómetros, y sólo puede ser identificada por mediciones de contenido hídrico en combinación con mediciones de presión hechas con tensiómetro. El límite inferior de la zona de ascenso capilar es la capa freática. El límite superior de la zona de ascenso capilar es difícil de identificar a menos que se hagan mediciones detalladas de contenido hídrico.

### **Saturación**

El término saturación puede ser definido de dos modos: como una presión de agua del suelo o como un contenido hídrico. Las definiciones están relacionadas, pero no son equivalentes. La profundidad y el espesor de la zona saturada del suelo variará según como sea definida la saturación, y por las técnicas usadas para determinarlo en el campo.

La definición por presión de agua en el suelo tiene lugar cuando el agua del suelo tiene una presión igual o mayor que la presión atmosférica. Cuando la presión de agua es mayor que la presión atmosférica, el agua fluirá desde el suelo hacia pozos excavados en horizontes que están saturados. La parte superior de la zona saturada, según esta definición, es la capa freática. Los horizontes en la zona de ascenso capilar (por arriba de la capa freática) no se consideran saturados. Puede haber aire atrapado en horizontes que se consideran saturados por esta definición.

En algunos suelos arcillosos el agua libre puede entrar al suelo por la superficie y descender a través de grietas, y permanecer luego en ellas. Estos suelos no están saturados, porque la mayor parte del agua en la matriz del suelo o dentro de los prismas no se encuentra a una presión igual o mayor que la presión atmosférica.

La definición basada en el contenido hídrico establece que el proceso de saturación tiene lugar cuando todos los poros en un horizonte están llenos de agua excepto aquellos que contienen aire atrapado. Esta es probablemente la definición más ampliamente usada de saturación. Por esta definición, la zona de ascenso capilar es incluida dentro de la zona saturada.

### **Identificación de saturación**

No existen indicadores de saturación *per se*. Virtualmente todos los indicadores de campo usados para inferir condiciones de suelo saturado se forman por reducción, y no simplemente por saturación. La saturación debe ser



confirmada por el uso de freatómetros, piezómetros, pozos a cielo abierto, u otro equipo, en función de que definición sea usada. Los freatómetros y piezómetros pueden ser usados para identificar horizontes saturados cuando la saturación es definida sobre la base de la presión de agua del suelo (Fig. 4.2). La parte superior de la superficie de agua libre de la capa freática marca el tope de la zona saturada. El espesor de la zona de ascenso capilar no puede ser determinado usando un freatómetro, un piezómetro, o un pozo a cielo abierto.

Cuando la saturación se define sobre la base del contenido hídrico, son más difíciles de identificar las zonas saturadas. El horizonte del suelo está saturado cuando su contenido de agua iguala a la porosidad. El contenido hídrico puede ser medido directamente tomando una muestra de suelo, secándola y pesándola. La porosidad puede ser estimada usando una muestra de suelo no disturbada y determinando su densidad aparente, o determinando el contenido hídrico de la muestra luego que todos los poros se hubieran llenado con agua. Estos procedimientos son consumidores de tiempo, complicados, y se usan principalmente en investigación.

### **Relación de saturación con reducción**

Los suelos pueden estar saturados (*e.g.* debajo de la capa freática) pero no reducidos. Como se dijo, la reducción tiene lugar donde quiera que la actividad biológica no pueda remover rápidamente el  $O_2$  disuelto en el agua. De acuerdo con U.S. Soil Taxonomy, los suelos que están saturados pero no reducidos tienen condiciones oxiácuicas. Las condiciones oxiácuicas tiene lugar en los suelos cuando: (i) la cantidad de materia orgánica descomponible es demasiado baja para promover suficiente actividad microbiana para remover el  $O_2$  disuelto, (ii) las temperaturas son bajas y las bacterias no están activas, tal como sucede fuera de la estación normal de crecimiento, o (iii) el agua fluye tan rápidamente a través de los poros que las bacterias no tiene tiempo de agotar todo el  $O_2$  disuelto en el agua.

Por el contrario, los suelos pueden estar reducidos, pero no saturados. Esto tiene lugar en la zona de ascenso capilar, o cuando los suelos están suficientemente húmedos para excluir el  $O_2$  atmosférico de grandes áreas de su matriz, pero sus macroporos contiene aire.

### **Indicadores de óxido-reducción en suelos anegados**

Las reacciones de oxidación y reducción producen cambios visibles que pueden ser observados en el campo. Algunos de estos efectos de reacciones

redox son resumidos en el Cuadro 4.1, y se los vincula con reacciones específicas de óxido-reducción. Para esta discusión, sólo se hará foco en aquellas reacciones que cambian el color, el olor, o la cantidad de materia orgánica del suelo. Y que también producen los indicadores de suelo que muestran la ocurrencia de la reacciones de reducción.

CUADRO 4.1. Indicadores de campo de reducción que pueden ser relacionados con elementos específicos de oxidación y reducción.

Elementos		
Forma oxidada	Forma reducida	Indicador de campo
$O_2$	$H_2O$	Acumulación de materia orgánica
$NO_3$	$N_2$	Ninguno conocido
$MNO_4$	Mn (II)	Rasgos redoximórficos
FeOOH	Fe (II)	Rasgos redoximórficos
$SO_4$	$H_2S$	Olor a huevo podrido. Moteados de jarosita.

Los indicadores morfológicos de reducción son producidos por reacciones que involucran cuatro elementos: O, Mn, Fe, y S. Virtualmente todos los indicadores de reducción que se forman en suelos reducidos y saturados son producidos por estos elementos. Mientras que la reducción del oxígeno no produce directamente un indicador, esta reacción de reducción da como resultado un incremento del C, lo cual produce una variedad de indicadores. El hierro y el manganeso tienen lugar frecuentemente en forma conjunta por lo que pueden ser considerados como un solo grupo. El olor a huevo podrido producido por el  $H_2S$  es indicador de reducción de sulfato y es uno de los indicadores más confiables de reducción. A pesar de su confiabilidad, el  $H_2S$  no es un indicador de uso frecuente, pues no siempre los reconocedores de suelo están presentes en el campo cuando se produce la reducción.

Los indicadores relacionados con C, Mn, Fe, y S afectan al color del suelo. Los colores rojo, amarillo, marrón, gris, y gley están relacionados con el Fe. Los colores negros son producidos por C, Mn y sulfuros. El color es una propiedad que usualmente persiste y, consecuentemente, los reconocedores de suelo no necesitan estar presentes al mismo tiempo que tiene lugar la reducción, y así pueden reconocer estos caracteres. Los indicadores relacionados con el Fe aparecen como los más comunes en los suelos y son generalmente los primeros en ser vistos.

En los suelos que están raramente reducidos, los colores del horizonte B del subsuelo se compone de tonalidades de rojo, marrón, o amarillo. El color es debido a  $\text{FeOOH}$  u óxido de  $\text{Fe (III)}$  relacionado y minerales hidróxidos que cubren las partículas del suelo. El  $\text{Fe (II)}$  no posee color y está frecuentemente en solución.

La reducción de  $\text{FeOOH}$ , o compuestos relacionados que contienen  $\text{Fe (III)}$ , causan que los suelos coloreados de rojo cambien a color gris. Este es el color natural de las partículas de cuarzo que no están coloreados por óxidos de  $\text{Fe}$  e hidróxidos. Casi no hay óxidos de  $\text{Fe}$  sobre superficies minerales con color gris. Así, los colores grises son permanentes y persisten sea que los suelos están oxidados o reducidos.

Los suelos que sufrieron reacciones de reducción poseen usualmente colores grisáceos y colorados. Los dos colores pueden estar presentes en el mismo horizonte o en diferentes horizontes. Los colores grises muestran donde el  $\text{Fe}$  fue removido, mientras que los rojos muestran donde el  $\text{Fe}$  se ha acumulado (Vepraskas, 1992).

Las tonalidades gley pueden ser producidas principalmente por minerales que contienen  $\text{Fe (II)}$  unidos a carbonato, sulfato, cloruro, o fosfato. El color gris gley distintivo tiene lugar cuando el suelo se mantiene saturado y reducido. Cuando se expone al aire el color puede cambiar y la tonalidad gley se pierde cuando el  $\text{Fe (II)}$  es oxidado. En este caso, el color gley no es permanente, en contraste con los colores gley discutidos previamente.

En la Figura 4.3 puede observarse la caída brusca en potencial redox, hacia valores de alta reducción, durante las épocas de inundación en un Natracuol del centro de la Pampa Deprimida (Taboada y Lavado, 1986).

## **Consecuencia de la anaerobiosis y el encharcamiento sobre la fertilidad química y física de los suelos**

### **Fertilidad química**

Cuando un suelo se inunda, casi todo el espacio poroso es ocupado por agua. El suelo pasa a una condición de anaerobiosis o ausencia de oxígeno. En estas condiciones en el suelo prevalecen procesos de reducción química, en lugar de los de oxidación. Los electrones cedidos por la materia orgánica en descomposición son aceptados por otros compuestos que reemplazan al oxígeno, que en condiciones normales es el principal aceptor de electrones de la naturaleza.

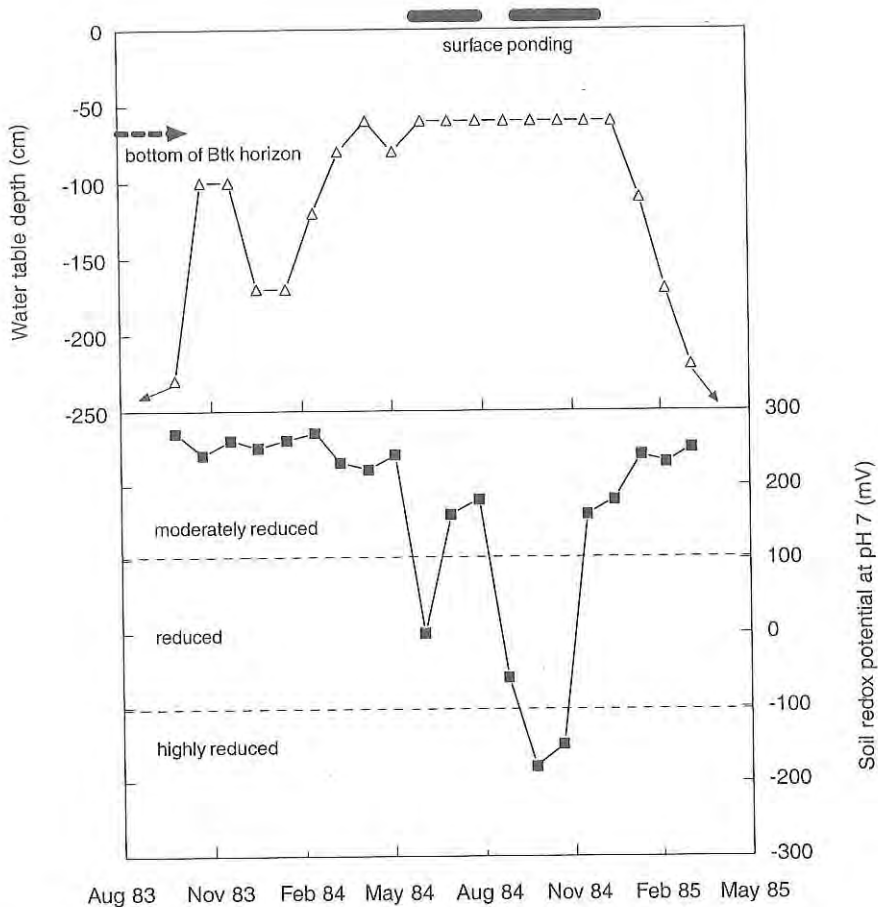


FIGURA 4.3. Evolución del potencial redox de un Natracuol del centro de la Pampa Deprimida (adaptado de Taboada y Lavado, 1986).

Los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) se reducen a formas de nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) en un proceso conocido como desnitrificación. La concentración de nitratos disminuye rápidamente (dos o tres días) en la solución del suelo, lo cual limita las pérdidas de nitrógeno por esa vía. Por ello, las pérdidas por desnitrificación sólo alcanzan magnitud importante en suelos que sufren ciclos alternados de anaerobiosis-aerobiosis, donde los ciclos con oxígeno permiten las reacciones de nitrificación (formación de nitratos) a partir de moléculas de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ). El amonio es la forma mineral estable del nitrógeno en suelos inundables, disponible a su vez para ser absorbido por las plantas.

La rápida desaparición de los nitratos luego de la inundación, limita así la fuente para la prosecución de las reacciones de desnitrificación. Por ello, no es esperable un impacto muy grande de las inundaciones sobre las pérdidas de nitrógeno desde el suelo.

En segundo lugar, en los suelos existe abundancia de óxidos y sesquióxidos de hierro y manganeso. Estos cambios pueden traer beneficios en el caso de la disponibilidad de fósforo. Cuando el suelo se inunda, se forman compuestos con hierro ferroso (Fe II) y manganeso reducido (Mn II). Las fracciones minerales de fósforo unidas al hierro y al manganeso reducido son mucho más solubles que cuando estos compuestos están en estado oxidado. Este proceso es conocido desde hace muchos años en los suelos inundados cultivados con arroz, los cuales poseen mayores niveles de fósforo disponible para las plantas durante y luego del período de inundación. En la Pampa Deprimida se encontraron, como ocurre en todo el mundo, mayores contenidos de fósforo total y orgánico en los bajos sometidos a mayor grado de inundación. En la Figura 4.4 se observa el incremento en la disponibilidad de fósforo en suelos no fertilizados y fertilizados, como resultado del anegamiento.

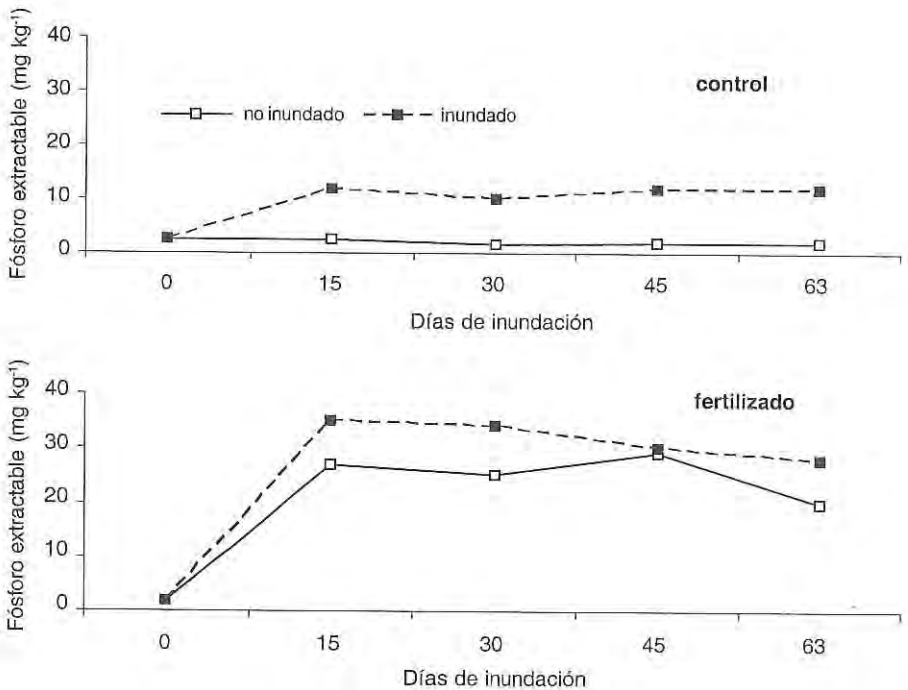


FIGURA 4.4. Disponibilidad de fósforo en suelos anegados de la Pampa Deprimida (adaptado de Rubio *et al.*, 1997).

Sin embargo, la inundación tiene poco efecto en la distribución en las distintas fracciones del fósforo. Se sugirió que la homogeneidad en el material original de los suelos (tipo de sedimento y edad), el contenido de arcillas y el tipo de vegetación (pastizal) predomina en la determinación de las fracciones del fósforo orgánico, por encima de la duración de las inundaciones.

### Fertilidad física

Las consecuencias de las inundaciones sobre las propiedades físicas de los suelos difieren fuertemente según la calidad del agua inundante. En caso que esta sea salina (ascensos de agua freática salina, o desbordos de cursos de agua salinos), las consecuencias son bastante conocidas. Ellas pasan por los efectos de los excesos de sales y/o sodio intercambiable en los suelos, conocidos internacionalmente desde hace un siglo. En cambio, es menos lo que se conoce sobre los efectos físicos de las inundaciones con agua no salina, tal como las que se producen en los suelos con horizonte Bt nátrico impermeable de la Pampa Deprimida.

En una secuencia de trabajos llevados a cabo en el área, se ha analizado el impacto del pastoreo vacuno sobre las propiedades físicas de estos suelos inundables. Este impacto interacciona con el causado por ciclos inundación-secado de los suelos. Se halló que las variaciones de la porosidad y de la estabilidad estructural son esencialmente coincidentes (Taboada *et al.*, 1993; Taboada *et al.*, 1999). Los daños por pisoteo se producen cuando el suelo está moderadamente húmedo a seco, y la recuperación de ese daño tiene lugar con el suelo inundado. Contra lo que usualmente se supone, no hubo daños estructurales por amasado del suelo o «*poaching*» cuando el suelo es pastoreado inundado y con cargas no muy elevadas (menos de 1 cabeza ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> promedio). Este funcionamiento de la estructura de los suelos es explicado por un modelo conceptual (Fig. 4.5). Según este modelo, los descensos en estabilidad son causados por la destrucción de macroporos llenos de aire por las pezuñas de los animales cuando el suelo está seco. Esta destrucción genera agregados más pequeños, que causan descensos en estabilidad estructural. La recuperación de la estabilidad estructural comienza en otoño y se completa en invierno, cuando el suelo está inundado. Esta recuperación es resultado del hinchamiento del suelo, cuando los agregados pequeños creados por el pisoteo son unidos nuevamente en grandes unidades estructurales.

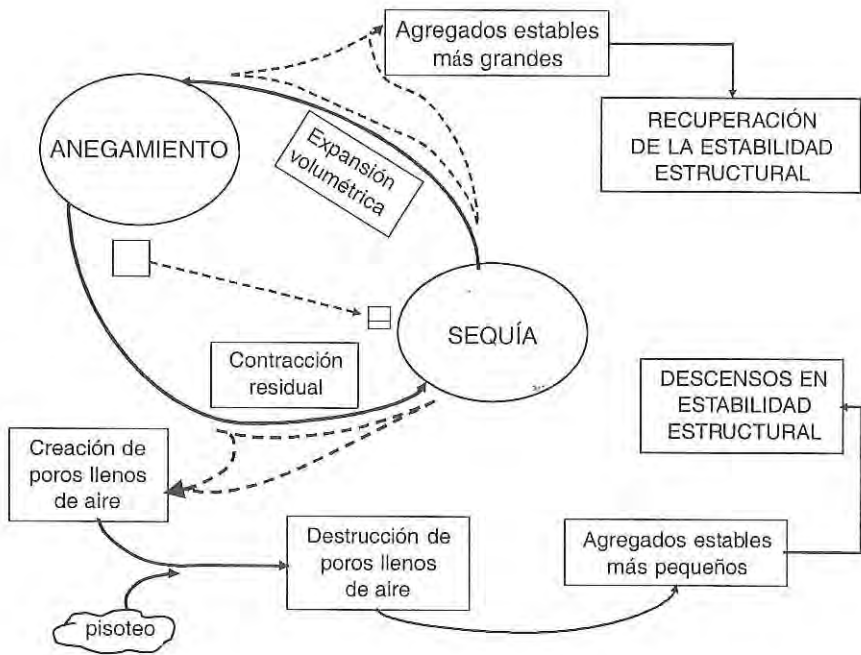


FIGURA 4.5. Modelo conceptual que muestra el proceso de desestabilización estructural cuando el suelo se seca, y el proceso de recuperación estructural cuando se humedece (adaptado de Taboada *et al.* 1999).

La mejora de la estructura superficial del suelo durante la inundación es consecuencia del proceso de expansión volumétrica. Estos resultados proveen un marco teórico que permite explicar el funcionamiento de la estructura de los suelos estacionalmente inundados con agua no salina, tal como sucede en la Pampa Deprimida.

### Influencia de la anaerobiosis sobre el crecimiento de las plantas

La mayor parte de los efectos negativos causados por la deficiencia de oxígeno en el suelo se relacionan directamente con la falta de  $O_2$  para los procesos metabólicos. Los efectos indirectos, mostrados en la Figura 4.6, aparecen solamente cuando hay un largo período de falta de oxígeno en el suelo.

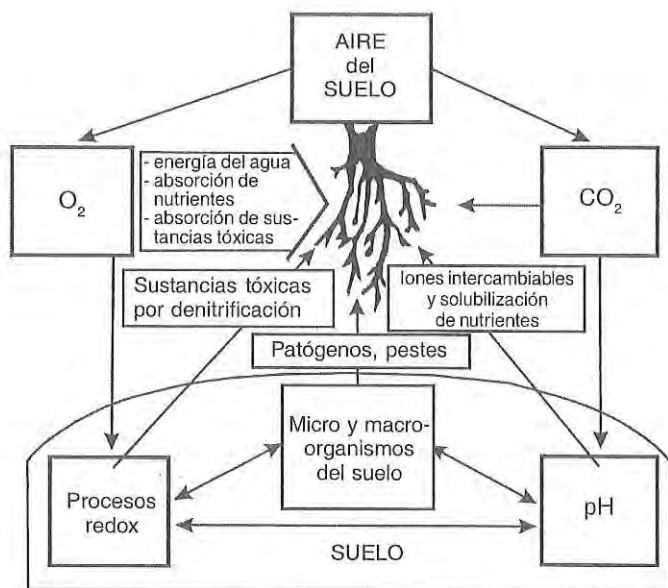


FIGURA 4.6. Efectos directos e indirectos del aire del suelo sobre las plantas (adaptado de Glinski y Stepniewski, 1985).

El anegamiento afecta las relaciones hídricas de las plantas. Las raíces inundadas poseen flujos hídricos más lentos que las raíces bajo una condición normal aireada. El cierre de los estomas se encuentra entre las respuestas más tempranas al encharcamiento del suelo. Ello ha sido hallado en poroto, tabaco, tomate, girasol, pimienta, trigo, algodón y numerosas especies (Pezeshki, 1994).

Las respuestas foliares a la inundación de las raíces son más rápidas. Esto sugiere que la transferencia de sustancias producidas bajo condiciones anaeróbicas y/o las fluctuaciones en el nivel de los reguladores de crecimiento transportados desde las raíces a través del flujo transpiratorio, son las causas de las respuestas en los tallos. El marchitamiento en respuesta al anegamiento ha sido observado en muchas especies, como por ejemplo tomate, tabaco, maíz, vicia, y alfalfa. La respuesta ha sido atribuida a un aumento en la resistencia al flujo de agua en las raíces inundadas, lo cual se presume que sucede poco tiempo antes de la muerte de la planta. El cierre de los estomas puede también estar relacionado con un aumento de ABA en las hojas, si bien no se sabe si el ABA es retranslocado desde las raíces (Pezeshki, 1994).

El etileno puede también estar involucrado en la respuesta estomática a la inundación, cuando se lo encuentra en altas cantidades, si bien su efecto no



es especie-específico. Este efecto ha sido atribuido a cambios en las membranas celulares que interfieren con los flujos de agua e iones o las concentraciones elevadas de  $\text{CO}_2$  que resultan del descenso de la fotosíntesis.

Basado en los patrones generales de funcionamiento estomático bajo encharcamiento corto o prolongado, existe poca duda de que el estrés de oxígeno en las raíces produce señales, vía el torrente transpiratorio, hacia las hojas, que afectan el funcionamiento de los estomas. Cuando el anegamiento es prolongado, se encontró una estrecha correlación entre el desarrollo de raíces adventicias y la reapertura estomática, lo cual soporta aún más la teoría de señales comunicacionales entre la raíz y el tallo (Pezeshki, 1994).

El cierre de estomas inducido por el encharcamiento es acompañado por un descenso en la actividad fotosintética, como fue demostrado para numerosas especies que incluyen tomate, trigo y pimiento. Las plantas sensibles al anegamiento muestran un descenso drástico y rápido de la fotosíntesis neta en respuesta al anegamiento. En especies más tolerantes existe una recuperación de la tasa de fotosíntesis siguiendo una reducción inicial, mientras que especies poco tolerantes no pueden reasumir las funciones fotosintéticas bajo condiciones de hipoxia. Los procesos metabólicos afectados pueden incluir la reducción de la actividad de las enzimas fotosintéticas (Pezeshki, 1994).

Ha sido bien establecido que el encharcamiento resulta en descensos en las concentraciones foliares de N, P y K. Bajo condiciones de inundación, la nutrición mineral es afectada por muchos factores que incluyen el status nutricional inicial del suelo, los cambios en las características físico-químicas inducidas por el encharcamiento, el estado fisiológico o de desarrollo de la planta, y las capacidades de tolerancia a la inundación. La deficiencia de oxígeno causa inhibición de la absorción y transporte de nutrientes en especies sensibles, debido a la muerte del sistema radical. El estrés de oxígeno puede cambiar la permeabilidad de las membranas celulares en las raíces, lo cual causa la pérdida de nutrientes (Pezeshki, 1994).

## **Mecanismos de tolerancia a las inundaciones**

El anegamiento y la submergencia son estreses mayores sobre las plantas, y son determinantes principales de la distribución de las plantas en el mundo entero junto con la falta de agua, la salinidad y las temperaturas extremas (Visser *et al.*, 2003). Ante la falta de oxígeno, las plantas han desarrollado un amplio rango de respuestas adaptativas para reducir el impacto del estrés. Las adaptaciones pueden ser de tipo morfológico/anatómico o metabólico (Pezeshki, 1994). Algunas de estas aclimataciones pueden ser halla-

das a menudo en forma conjunta. Por ejemplo, las plantas pueden desarrollar rasgos morfológicos o bioquímicos que pueden ser constitutivos o pueden ser inducidos por eventos de inundaciones. Algunas respuestas anatómicas facilitan el transporte interno de oxígeno por difusión, y a veces por flujo masal. Esto permite a los órganos subterráneos evitar el desarrollo de anaerobiosis. Un ejemplo claro al respecto es el desarrollo de aerénquima, que son canales llenos de aire que interconectan gran parte de la planta. Esto crea un sistema de baja resistencia para el transporte de gases desde los tallos bien aireados hacia los órganos insertos en medios anaerobios (Visser *et al.*, 2003).

Cuando el agua de inundación es lo suficientemente profunda como para inundar los tallos, así como obviamente las raíces, el estrés sobre las plantas se magnifica. Este estrés extra surge porque se limita mucho la entrada de dióxido de carbono para la fotosíntesis. Sólo un grupo relativamente pequeño de especies bien adaptadas o anfibias pueden soportar la submergencia total del tallo por mucho tiempo durante la época de crecimiento. La principal estrategia de supervivencia es acortar el período de submergencia total por medio de un fuerte incremento en la elongación del tallo para alcanzar el aire. A menudo este crecimiento requiere oxígeno, lo cual es regulado por un aumento de la hormona vegetal etileno y es mediado por expresión génica.

Finalmente, aún las especies que son susceptibles a las condiciones pobremente aireadas poseen respuestas metabólicas y moleculares que alargan el tiempo de supervivencia desde algunas horas hasta varios días. Todas las especies sintetizan las llamadas proteínas anaeróbicas que posibilitan el metabolismo generador de energía no dependiente de  $O_2$ , siempre y cuando existan substratos fermentescibles. En las especies mejor adaptadas, con grandes reservas respirables, estos pasos de fermentación pueden sostener la vida en el agua durante varios meses. Son particularmente importantes los requerimientos energéticos de estos procesos fermentativos. Los azúcares solubles son rápidamente enviados al metabolismo energético, ni bien el  $O_2$  desciende. La cantidad de estos azúcares es limitada, por lo que la ruptura de moléculas de almidón es altamente regulada por interacciones entre señales hormonales y azúcares.

Otro mecanismo que mejora la sobrevida de las plantas bajo condiciones de inundación es la prevención del aumento de fitotoxinas. Por ejemplo, un tipo especial de hemoglobina (la fitoglobina) puede jugar un rol en la detoxificación del óxido nítrico formado durante la hipoxia de tejidos de raíces. Existen mecanismos de protección contra especies reactivas de oxígeno (ROS por sus siglas en inglés), que involucran sistemas de antioxidantes químicos y enzimáticos, que son esenciales en plantas tolerantes a las inundaciones.

Como en muchos otros casos de investigación biológica, el desarrollo de nuevas herramientas analíticas ha permitido avanzar el conocimiento detallado de los procesos celulares. El uso de promotores anaeróbicos y de genes

informantes histoquímicamente detectables está ayudando a identificar el paso de señal de transducción involucrado en la recepción y transmisión de la señal de deficiencia de oxígeno (Visser *et al.*, 2003). Otros recientes avances, tal como la tecnología de chips de ADN y el análisis de proteoma, también están ayudando a explorar genes desconocidos y proteínas involucradas en adaptación a la inundación y anaerobiosis. Claramente, la investigación del estrés causado por la pobre aireación está rápidamente evolucionando a una ciencia que cruza varias disciplinas.

## Suelos hidromórficos

La taxonomía de EE.UU. (*U.S. Soil Taxonomy*), sistema adoptado por la Argentina y universalizado en los últimos tiempos, clasifica a los suelos encharcados que se tornan anaeróbicos y químicamente reducidos dentro del régimen ácuico de humedad (Soil Survey Staff, 1994). El régimen ácuico define categorías taxonómicas a nivel del Suborden de Suelos.

La identificación de horizontes de suelo que sufren saturación y reducción es relativamente simple para la mayor parte de los suelos, por ejemplo bajo cromas o colores grisáceos con moteados rojos brillantes asociados.

Sin embargo, en algunos casos la morfología de algunos suelos no llega a mostrar estos indicadores de exceso de humedad y reducción. Por ejemplo, algunos suelos arenosos (Psammentes) poseen usualmente poco Fe para formar caracteres redoximórficos, y sus materiales en el horizonte A poseen en sí mismos ya color grisáceo. Los Molisoles son también suelos problemáticos, a causa de su epipedón mólico negro, el cual posee aparentemente materiales orgánicos que enmascaran los colores de los productos redox. Del mismo modo, en los Vertisoles su expansión y contracción puede romper los rasgos redoximórficos y mezclarlos dentro de la matriz del suelo. El color negro de muchos Vertisoles genera los mismos problemas de enmascaramiento señalados en los Molisoles. Por último, muchos Entisoles o suelos jóvenes no contienen rasgos redoximórficos, aún en áreas que se encuentran evidentemente inundadas. Este hecho ha sido generalmente atribuido a que los rasgos de hidromorfismo requieren mucho tiempo para formarse. En esos suelos probablemente no ha pasado aún tiempo suficiente para permitir que se desarrollen y sean visibles los rasgos redoximórficos.

Otra clasificación mundialmente aceptada es la de FAO-UNESCO (FAO-GIS, 1998). En ella los suelos con problemas de hidromorfismo se reparten en los grupos taxonómicos Fluvisoles, Gleysoles y Planosoles. Los Fluvisoles

son los únicos que aparecen con presencia dominante en la Argentina, y se corresponden en general con suelos jóvenes derivados de sedimentos fluviales (Fluventes, en U.S. Soil Taxonomy). Los Fluvisoles son en general suelos jóvenes sin diferenciación de horizontes, como el que se muestra en la Figura 4.7 tomada de un estudio de INTA en el Delta del Paraná (Moscatelli, 2006).



SF 09C  
Altos - Albardones

FIGURA 4.7. Suelo joven de albardón (Udifluvente típico) del delta del Paraná (Moscatelli, 2006).

Los Gleysoles no poseen presencia dominante en la Argentina, pudiéndose los reconocer en áreas con importante influencia de capa freática cercana a la superficie durante gran parte del año. Por ejemplo, en todos los bajos aso-

ciados con albardones en deltas de ríos (e.g. Paraná, Bermejo, Pilcomayo, etc.). En la Figura 4.8 puede observarse uno de estos suelos en un ambiente de pajonal (Moscatelli, 2006). Los Planosoles son suelos que evolucionan en ambientes afectados por alguna limitante de drenaje, por lo que se encuentran generalmente en campos bajos y depresiones entre lomas. Este grupo de suelos tampoco aparecen como dominantes en la Argentina, pero sin embargo su presencia es bastante conspicua como suelo asociado a otros grupos.

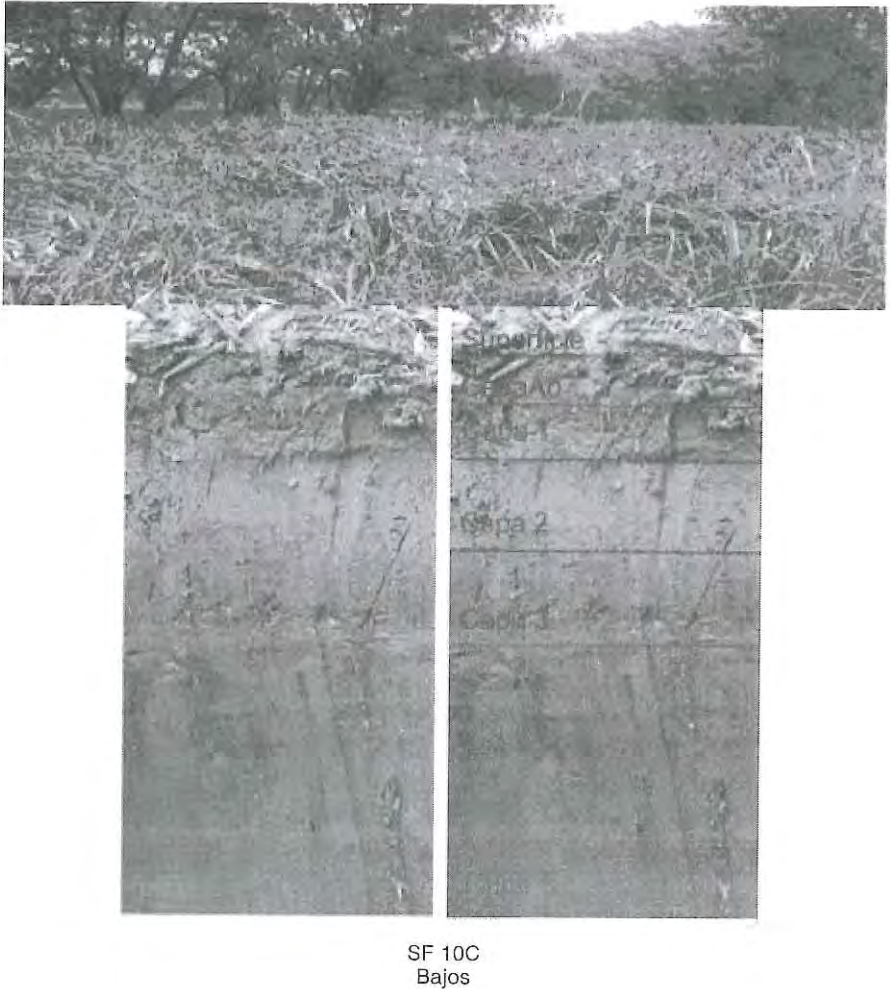


FIGURA 4.8. Fluvacuente típico de un bajo del delta del Paraná (Moscatelli, 2006).

En la Región Pampeana, donde el Orden de Suelos dominante es el de los Molisoles, aquellos de este orden que se formaron en ambientes estacionalmente húmedos se clasifican como Acuoles y Alboles. Ambos subórdenes se caracterizan por tener condiciones de suelo estacionalmente saturado y reducido en la parte superior del perfil.

Los Acuoles no poseen horizonte álbico pero también están sujetos a condiciones de saturación y reducción en la parte superior del perfil. En general, los Acuoles se forman en un ambiente que conduce a la acumulación de C orgánico en el horizonte superficial y con condiciones reductoras que duran tiempo suficiente para producir disminuciones óxidos e hidróxidos de Fe en al menos un 50% de la masa del suelo.

Los Alboles poseen un horizonte álbico y se presume que tienen niveles fluctuantes de capa freática que genera saturación y reducción en o cerca de la superficie por un corto tiempo, durante el invierno y/o en la primavera temprana.

La presencia de Alboles es frecuente en suelos con un horizonte B fuertemente textural, el cual facilita como hidroapoyo la formación de capas de agua «colgantes» estacionales en épocas de excesos hídricos. Estas capas colgantes promueven los procesos de meteorización y lavado de compuesto coloidales en el horizonte suprayacente, dando lugar la formación del horizonte álbico o E (Figs. 4.9 y 4.10).

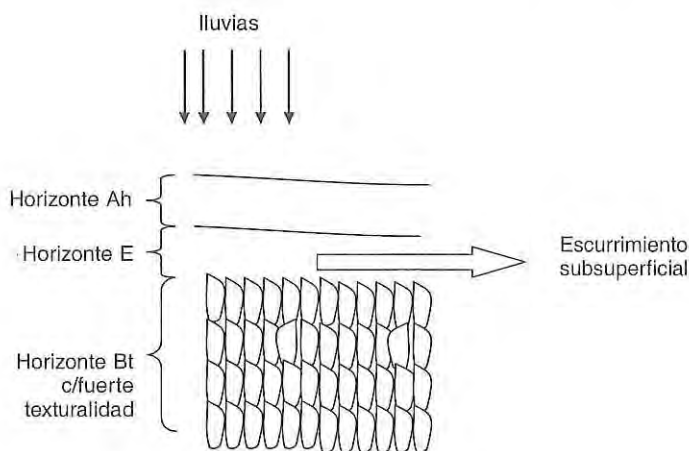


FIGURA 4.9. Diagrama mostrando la formación de horizontes álbicos (E) en Molisoles pampeanos.



Rasgos redoximórficos en la cabeza del Horizonte Bt.

FIGURA 4.10. Perfil de un Albol en el partido de Navarro (provincia de Buenos Aires, donde se muestra el horizonte albico (E) de color más claro, entre el horizonte Ah superior y un fuerte horizonte B textural por debajo. En foto aparte puede apreciarse los fuertes rasgos redoximórficos de la cabeza del horizonte Bt.

### Suelos con condiciones ácuicas y suelos hídricos

Existe a menudo una asociación entre los suelos con condiciones ácuicas, o régimen ácuico y los suelos hídricos. Sin embargo, si bien pueden tener muchas similitudes entre ambos, no son exactamente lo mismo. Esto es suficientemente explicado en una publicación especial de la Sociedad Americana de Ciencia del Suelo o SSSA en sus siglas en inglés (Vepraskas y Sprecher, 1997), por lo que no abundaremos en demasiados detalles en el presente.

Los suelos hídricos son, precisamente, los que identifican a los humedades («*wetlands*») además la presencia de vegetación hidrófila, y una hidrología típica de estas áreas (Environmental Laboratory, 1987; USDA-SCS, 1994). La definición de suelo hídrico es la siguiente:

«Un suelo hídrico es un suelo que se formó bajo condiciones de saturación, inundación o encharcamiento, que duró lo suficiente durante la estación

de crecimiento como para desarrollar condiciones de anaerobiosis en la parte superior del perfil» (Soil Conservation Service, 1994).

Los suelos ácuicos se clasifican como *suelos hídricos* en el caso que estén presentes dentro de áreas de humedales (Environmental Laboratory, 1987; Soil Conservation Service, 1991). Sin embargo, conviene aclarar que si bien la mayoría de los *suelos hídricos* poseen régimen ácuico de humedad, no todos los suelos con condiciones ácuicas o hidromórficos son también *suelos hídricos*. Los límites de los humedales usualmente coinciden con el punto donde finalizan los suelos hídricos y comienzan los suelos de partes altas (Cassel, 1997).

Los suelos hídricos son, precisamente, los que identifican a los humedales (*wetlands*) además la presencia de vegetación hidrófila, y una hidrología típica de estas áreas.

Existe a menudo una asociación entre los suelos con condiciones ácuicas, o régimen ácuico y los suelos hídricos (Soil Survey Staff, 1994).

Las condiciones ácuicas y los suelos hídricos comparten similitudes y diferencias, como se muestra en el Cuadro 4.2.

CUADRO 4.2. Comparación de condiciones ácuicas y suelos hídricos.

Factor	Condiciones ácuicas	Suelos hídricos
SATURACIÓN		
Profundidad	0 - 50 cm	Hasta la superficie del suelo
Duración	No especificado	No especificado
Estación	Cualquiera	Estación de crecimiento
REDUCCIÓN		
Profundidad	Cualquiera para saturación	La parte superior del suelo
Duración	No especificado	No especificado
Estación	Cualquiera	Se asume la estación de crecimiento
Elementos	Fe	O <sub>2</sub> , N, Fe, Mn, o S
Indicadores	Principalmente rasgos redoximórficos	Rasgos redoximórficos, rasgos orgánicos, olor a H <sub>2</sub> S, presencia de Fe (II)

En definitiva, las condiciones ácuicas tienen requisitos específicos, mientras que los suelos hídricos son una clasificación técnica de suelos para identificar humedales. Los suelos hídricos y los ácuicos debieran compartir los indicadores usados para identificarlos. Los dos sistemas se complementan el uno al otro, pues sus campos de interés se superponen.



## Sumario

---

- a. Los suelos hidromórficos son aquellos que están saturados con agua y químicamente reducidos por al menos parte del año en la mayor parte de los años.
- b. Las reacciones de óxido-reducción (Redox) son las más importantes reacciones químicas que tienen lugar en suelos hidromórficos. En estas reacciones se transfieren electrones desde una sustancia (específicamente un elemento) a otra. La materia orgánica es la fuente de la mayor parte de los electrones usados en las reacciones redox que tienen lugar en los suelos.
- c. En un suelo saturado o encharcado, los poros del suelo están llenos con agua y el  $O_2$  atmosférico (aire) se difunde dentro del suelo lentamente. Los suelos están *reducidos* cuando se encuentran en anaerobiosis y contienen una o más de las formas químicas reducidas de N, Mn, Fe, o S.
- d. Los indicadores morfológicos de reducción son producidos por reacciones que involucran cuatro elementos: O, Mn, Fe, y S.
- e. El color es una propiedad que usualmente persiste. Los indicadores relacionados con el Fe aparecen como los más comunes en los suelos y son generalmente los primeros en ser vistos. Los colores grises muestran donde el Fe fue removido, mientras que los rojos muestran donde el Fe se ha acumulado. El color gris gley distintivo tiene lugar cuando el suelo se mantiene saturado y reducido.
- f. Las consecuencias de las inundaciones sobre las propiedades físicas de los suelos difieren fuertemente según la calidad del agua inundante. En caso que ésta sea salina, las consecuencias pasan por los efectos de los excesos de sales y/o sodio intercambiable en los suelos. La inundación con agua no salina no genera efectos perjudiciales importantes, sino que por el contrario a menudo interviene en la resiliencia estructural de los suelos.
- g. En lo que respecta a las plantas, la mayor parte de los efectos negativos causados por la deficiencia de oxígeno en el suelo se relacionan directamente con la falta de  $O_2$  para los procesos metabólicos. Los efectos indirectos aparecen solamente cuando hay un largo período de falta de oxígeno en el suelo.
- h. Ante la falta de oxígeno, las plantas han desarrollado un amplio rango de respuestas adaptativas para reducir el impacto del estrés. Las adaptaciones pueden ser de tipo morfológico/anatómico o metabólico.
- i. La taxonomía de EE.UU. (*U.S. Soil Taxonomy*) clasifica a los suelos encharcados que se tornan anaeróbicos y químicamente reducidos dentro del régimen ácuico de humedad. La clasificación de FAO-UNESCO reparte los suelos con problemas de hidromorfismo en los grupos taxonómicos Fluvisoles, Gleysoles y Planosoles. Los Fluvisoles son los únicos que aparecen con presencia dominante en la Argentina. Estos suelos se corresponden en general con suelos jóvenes derivados de sedimentos fluviales (Fluventes, en U.S. Soil Taxonomy).

j. Los suelos hídricos identifican a los humedades (*wetlands*) y se caracterizan por la presencia de vegetación hidrófila y una hidrología típica de estas área. Existe a menudo una asociación entre los suelos con condiciones ácuicas, o régimen ácuico y los suelos hídricos. La mayoría de los *suelos hídricos* poseen régimen ácuico de humedad, pero no todos los suelos con condiciones ácuicas o hidromórficos son *suelos hídricos*.

---

## Referencias

- ENVIRONMENTAL LABORATORY. 1987. Corps of Engineers wetlands delineation manual. Tech. Rep. Y-87. 1. U.S. Army Eng. Waterways Exp. Stn. Vicksburg, MS.
- GLINSKI, J. and W. STEPNIIEWSKI. 1985. Soil Aeration and Its Role for Plants. CRC Press, Inc., 138 p.
- MOSCATELLI, G. (coord.). 2006. Estudio de suelos en la reserva de biosfera Delta del Paraná. Documento Final. Municipalidad de San Fernando-INTA, Instituto de Suelos, CIRN, Castelar, 180 p.
- PEZESHKI, S.R. 1994. Plant response to flooding. p. 289-321. In: R.E. Wilkinson (ed.) Plant-environment interactions. Marcel Dekker, New York.
- POMNAMPERUMA, F.N. 1972. The chemistry of submerged soils. *Adv Agron.* 24: 29-96.
- RUBIO G.; M. OESTERHELD; C.R. ALVAREZ and R.S. LAVADO. 1997. Mechanisms for the increase in phosphorus uptake of waterlogged plants: soil phosphorus availability, root morphology and uptake kinetics. *Oecologia* 112: 150-155.
- SOIL CONSERVATION SERVICE. 1991. Hydric soils of the United States. USDA-SCS Misc. Publ. 1491 Natl.Tech. Comm. On Hydric Soils, Lincoln, NE.
- SOIL CONSERVATION SERVICE. 1994. Definition of hydric soils. Federal Register. Vol. 59 (133)/ wed., July 13/p. 35681. U.S.Gov. Print. Office, Washington, DC.
- SOIL SURVEY STAFF. 1994. Keys to soil taxonomy. 6th ed. USDA-Soil Conserv. Serv., Washington DC.
- TABOADA, M.A. y R.S. LAVADO. 1986. Características del régimen ácuico de un Natracuol de la Pampa Deprimida. *Ciencia del Suelo* 4: 66-71.
- TABOADA M.A. and LAVADO R.S. 1993. Influence of trampling on soil porosity under alternate dry and ponded conditions. *Soil Use and Management* 9: 139-143.
- TABOADA, M.A.; R.S. LAVADO; H. SVARTZ and A.M.L. SEGAT. 1999. Structural stability changes in a grazed grassland Natraquoll of the Flooding Pampa (Argentina). *Wetlands* 19: 50-55.
- VEPRASKAS, M.J. 1992. Redoximorphic features for identifying aquic conditions. Tech. Bull. 301. North Carolina Agric. Res. Serv. Raleigh.
- VEPRASKAS M.J.; S.W. SPRECHER (ed.). 1997. Aquic conditions and hydric soils: The problem soils. SSSA Special Publication Number 50. Soil Science Society of America, Inc. Publ. Madison, Wisconsin.
- VISSER E. J. W.; L.A.C.J. VOESENEK; B.B. VARTAPETIAN and M.B. JACKSON. 2003. Flooding and plant growth. *Annals of Botany* 91: 107-109.



## 5. Inundaciones en la Región Pampeana. Consecuencias sobre los suelos

---

*Miguel A. Taboada<sup>1</sup>; Francisco Damiano<sup>2</sup> y Raúl S. Lavado<sup>1</sup>*

### Identificación de las áreas afectadas por inundaciones

Extensas superficies de la Región Pampeana sufren periódicas inundaciones. Estas inundaciones afectan áreas rurales con sembrados, hacienda y viviendas y aún cascos urbanos de algunos pueblos y ciudades, con graves consecuencias para los pobladores y la economía regional. A partir del adverso y a veces grave impacto socio-económico que causan, existe una generalizada consideración negativa sobre el fenómeno de las inundaciones por parte de la sociedad. Esta visión negativa se hace extensiva a -lo que se cree son- las consecuencias posteriores sobre los suelos una vez que el agua inundante se retira. Entre algunos formadores de opinión existe la idea de un impacto negativo «residual» de las inundaciones sobre los suelos, los que -se supone- deberían aguardar un largo período de recuperación luego de la salida del agua. En el presente trabajo se cuestiona esta generalización, a partir de resultados obtenidos durante varios años de investigaciones conducidas sobre suelos inundables.

Los suelos de la Región Pampeana se han desarrollado sobre sedimentos (loess) depositados en el Pleistoceno Tardío-Holoceno. Existen subregiones con suelos con buen potencial agrícola, como por ejemplo, la Pampa Ondulada o el Sudeste Bonaerense. Pero también existen subregiones que se caracterizan por ser inundables periódicamente, y muchos de estos suelos por estar afectados por excesos de sales y de sodio. Sin embargo, las inundaciones de la Región Pampeana no sólo afectan a los llamados «campos bajos», sino también a otras áreas que la gente no recuerda haberlos visto anegarse previamente. Sin embargo, la corta memoria de una o dos generaciones no significa que los suelos jamás hayan sufrido inundaciones a lo largo de su historia evolutiva.

---

<sup>1</sup> Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía UBA e IByF-CONICET; e-mail: mtaboada@agro.uba.ar

<sup>2</sup> Instituto de Clima y Agua, CNIA, INTA; e-mail: fdamiano@cnia.inta.gov.ar

La Figura 5.1 identifica a las principales áreas inundables de las Pampas. Se trata, como puede verse, de áreas con muy escaso desarrollo de cursos de agua, lo cual dificulta la evacuación superficial de excedentes hídricos en épocas de lluvias elevadas. En nuestro análisis nos concentraremos en la problemática de las inundaciones en la provincia de Buenos Aires. Estas afectan principalmente a dos subregiones de las que componen la Región Pampeana: a) la Pampa Interior o Arenosa; y b) la Pampa Deprimida. La ubicación y extensión geográfica de estas subregiones puede observarse en la Figura 5.2.

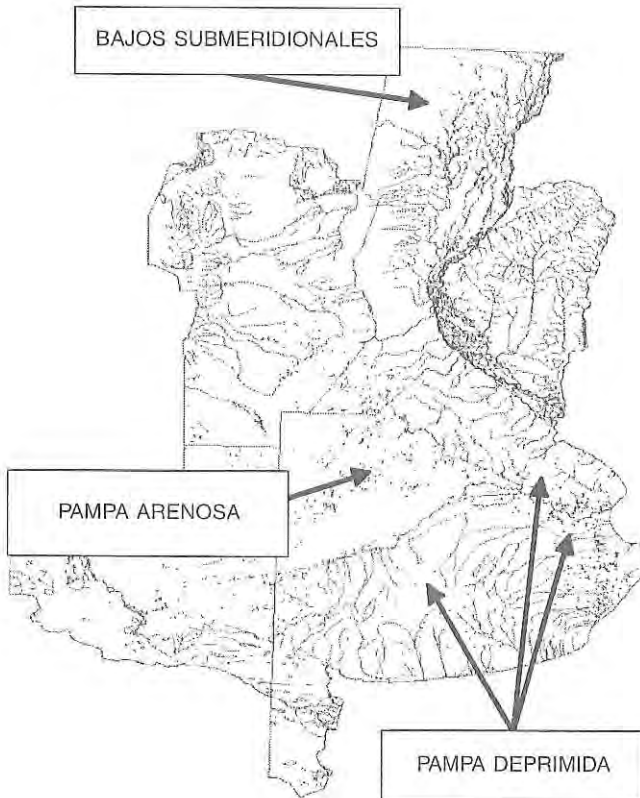


FIGURA 5.1. Red hidrográfica de la Región Pampeana, donde se distinguen los sectores correspondientes a los Bajos Submeridionales, la Pampa Interior Arenosa, y la Pampa Deprimida.

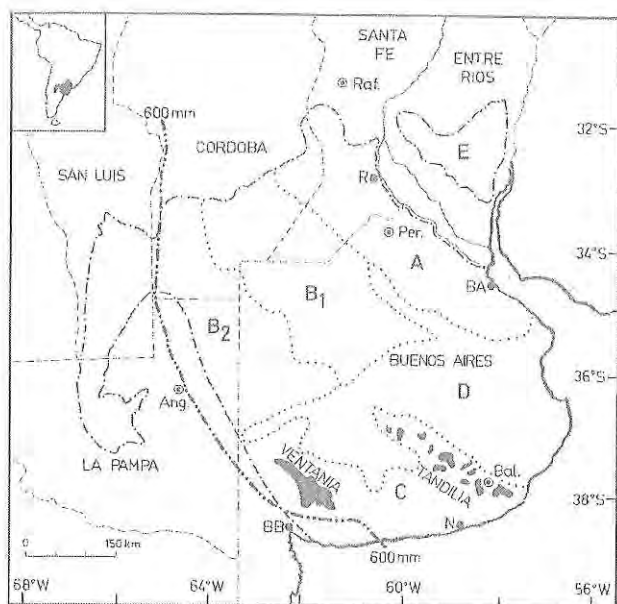


FIGURA 5.2 Subdivisión de la Región Pampeana [A. Pampa Ondulada; B. Pampa Interior o Arenosa (B1. Plana, B2. Occidental); C. Pampa Austral; D. Pampa Inundable o Deprimida; E. Pampa Mesopotámica]. Fuente: Hall *et al.*, 1992.

## Factores climáticos determinantes de las inundaciones

La Región Pampeana se encuentra comprendida dentro de un área de clima templado húmedo sin cobertura de nieve en invierno. Este clima determina una buena provisión de agua de lluvia y un régimen térmico moderado, permitiendo la agricultura sin riego continuo y la ganadería totalmente a campo. Una forma de estudiar la lluvia y su incidencia es a través del análisis de series que muestren su variabilidad espacial y temporal. Para ello se eligieron seis estaciones meteorológicas estándar, con alrededor de un siglo de existencia, ubicadas en una transecta oeste-este de la pampa bonaerense (Cuadro 5.1). Cada estación representa a unidades fisiográficas conspicuas de la región.

En las estaciones mencionadas se analizó un ciclo de unos 100 años, durante el cual alternaron fases muy húmedas y fases secas. En la Figura 5.3 se presentan los promedios históricos de precipitaciones anuales, y la evolución de las precipitaciones anuales y de las medias móviles de cinco años en las localidades mostradas en el Cuadro 5.1. Puede allí observarse que a partir

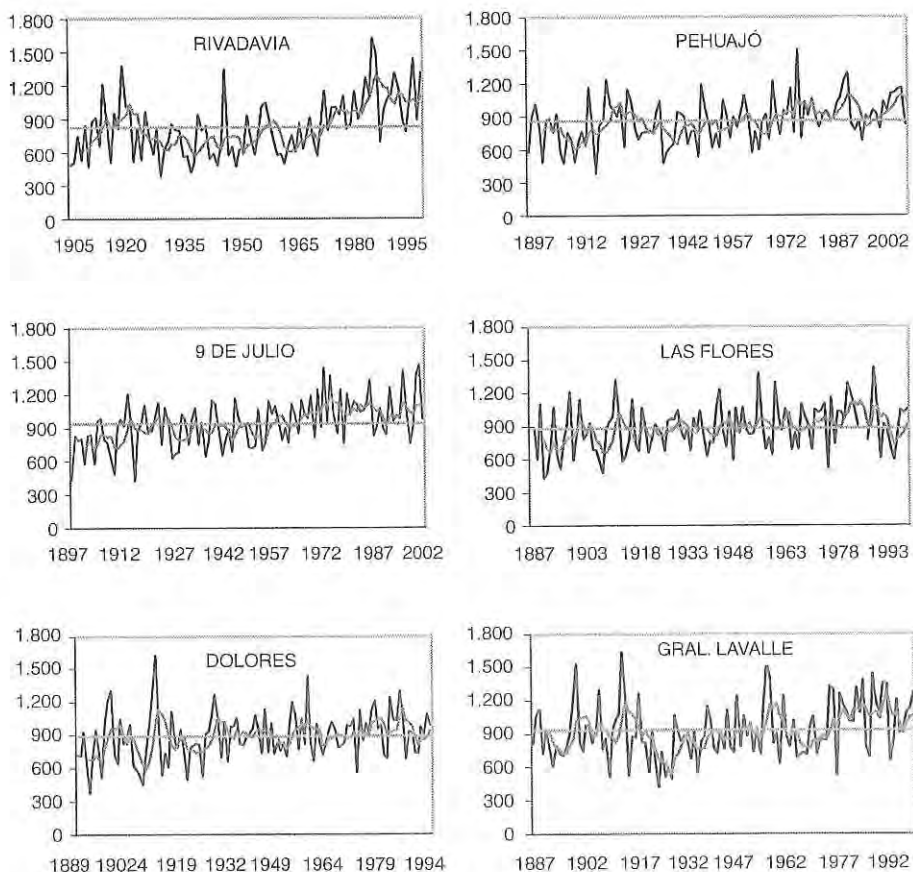


FIGURA 5.3. Promedio anual de precipitaciones (línea recta), y evolución de las precipitaciones anuales (curva negra) y de los promedios móviles de 5 años (curva gris) registrados en la última centuria en seis estaciones de la provincia de Buenos Aires (ver Cuadro 5.1). Fuente: Instituto de Clima y Agua - INTA.

de la década del '70 se produjo un cambio en el régimen de precipitaciones. Este cambio estuvo especialmente marcado en la franja tradicionalmente subhúmeda (Pampa Interior arenosa), donde se elevaron los promedios anuales de lluvia en el orden de 100 mm cada 10 años. Este incremento progresivo se manifestó, en general, como un aumento de los promedios de 700 a 800 mm en una primera etapa, para ubicarse en 900 mm en la siguiente y en los últimos años superar los 1.000 mm. Durante el desarrollo de la presente fase húmeda, se constataron episodios de lluvia sobre los valores normales, que se alternan

CUADRO 5.1. Ubicación fisiográfica y característica pluviométrica de seis estaciones meteorológicas terrenas de la provincia de Buenos Aires [Unidades Geomorfológicas ver Figura 5.2].

Partido	Latitud Sur	Longitud Oeste	Altitud (m)	Región Geomorfológica	Lluvia anual media (mm)	Período (año)
Rivadavia	35,50	63,00	105	Pampa Interior	827	1905-1999
Pehuajó	35,52	61,54	87	Pampa Interior	858	1897-2003
9 de Julio	35,27	60,53	76	Pampa Interior	938	1897-2003
Las Flores	36,02	59,06	33	Pampa Deprimida	883	1888-2003
Dolores	36,21	57,44	9	Pampa Deprimida	891	1889-2003
Gral. Lavalle	36,41	56,94	3	Pampa Deprimida	931	1887-2002

con otras pulsaciones en que los volúmenes son menores. No obstante, los valores pluviométricos no descendieron al nivel de los de la fase seca (años 1925-1965).

Este análisis del historial de lluvias indica la existencia de ciclos plurianuales alternados de bajas y de altas precipitaciones anuales. Por otra parte, señala un aumento (ya indicado) en la cantidad de lluvia en las últimas décadas, lo cual fue particularmente más ostensible en el oeste de la Región Pampeana. Hasta los años '70 del siglo pasado, ésta era una subregión de vocación predominantemente ganadera, y sin registros de inundaciones. Sin embargo, datos históricos de lluvias y la presencia de ciertos componentes y rasgos de los suelos, indican que en el pasado estas subregiones también sufrieron inundaciones.

En las últimas décadas no sólo aumentaron las lluvias, sino que también cambió su distribución entre semestres. Ello puede ser observado en la Figura 5.4, que muestra las medias móviles por semestre de las localidades extremas de la transecta. En Rivadavia, al oeste, las lluvias han tendido a concentrarse en el semestre más cálido, mientras que al este de la transecta, en Dolores, no hubo cambios importantes. Es decir que existe, en principio, una razón de origen climático para el incremento de las inundaciones de las últimas décadas en la Pampa Interior o Arenosa.



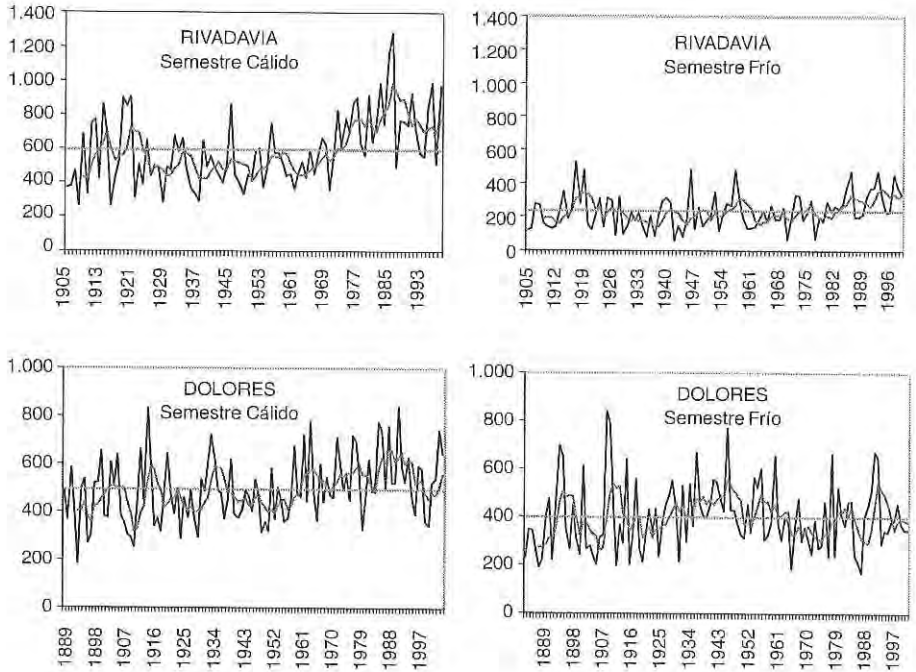


FIGURA 5.4. Promedios históricos de las precipitaciones semestrales de los períodos cálido y frío (línea recta), y evolución de las precipitaciones semestrales (curva negra) y promedio móvil de 5 años (curva gris) registradas en las estaciones Rivadavia y Dolores. Fuente: Instituto de Clima y Agua - INTA.

## Aspectos geomorfológicos de las áreas inundables bonaerenses

### Pampa Interior o Arenosa

La Pampa Interior o Arenosa configura una gran llanura con pendiente regional suave de oeste a este, siendo el gradiente promedio de 25 cm por kilómetro (Fig. 5.2; Cuadro 5.1). Al bajo gradiente de pendiente, otro factor que se suma es que toda la región está surcada por médanos que entorpecen el drenaje superficial. Estos médanos poseen una disposición transversal, generando así un tipo de drenaje arreico, es decir, que los excedentes de agua no se or-

ganizan en cursos superficiales siguiendo la pendiente, por lo que el agua sólo puede ser eliminada o por drenaje profundo, o bien por evaporación. Como se aprecia en la Figura 5.5, toda la subregión está poblada de lagunas y carece de cauces fluviales. Existe alternancia de expansiones y contracciones de la superficie de los cuerpos de agua, en respuesta a los pulsos de excesos o déficit de precipitaciones. Estas fluctuaciones de superficie pueden ser apreciadas en imágenes de satélite Landsat (Fig. 5.6).

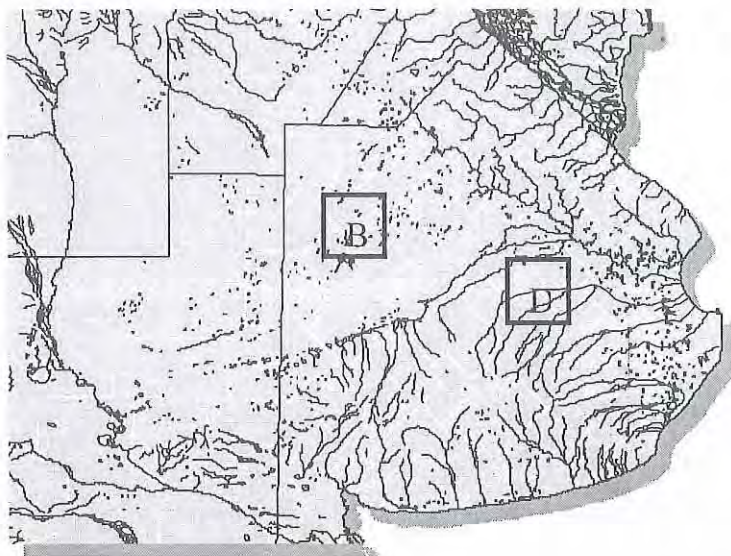


FIGURA 5.5. Red de drenaje de la Región Pampeana [B. Pampa Arenosa con grandes lagunas y sin cauces fluviales; D. Pampa Deprimida con el río Salado, cursos permanentes y canales que desembocan en el mar.

### Pampa Deprimida

En la Pampa Deprimida la hidrología y el sistema de drenaje se desarrollaron en un paisaje contenido por un relieve plano, suavemente deprimido y de muy bajo gradiente de pendiente (Fig. 5.5). Según muestra un trabajo de Sala *et al.* (1983), la densidad de cursos de agua es muy baja ( $0,05 \text{ km km}^{-2}$ ), y existen áreas con drenaje arreico, es decir, con  $0 \text{ km}$  de cursos de agua por  $\text{km}^2$  de superficie. En estos sectores sin cursos se establecieron grandes obras de canalización al comienzo de siglo 20, cuyo trazado puede apreciarse también en la Figura 5.5.

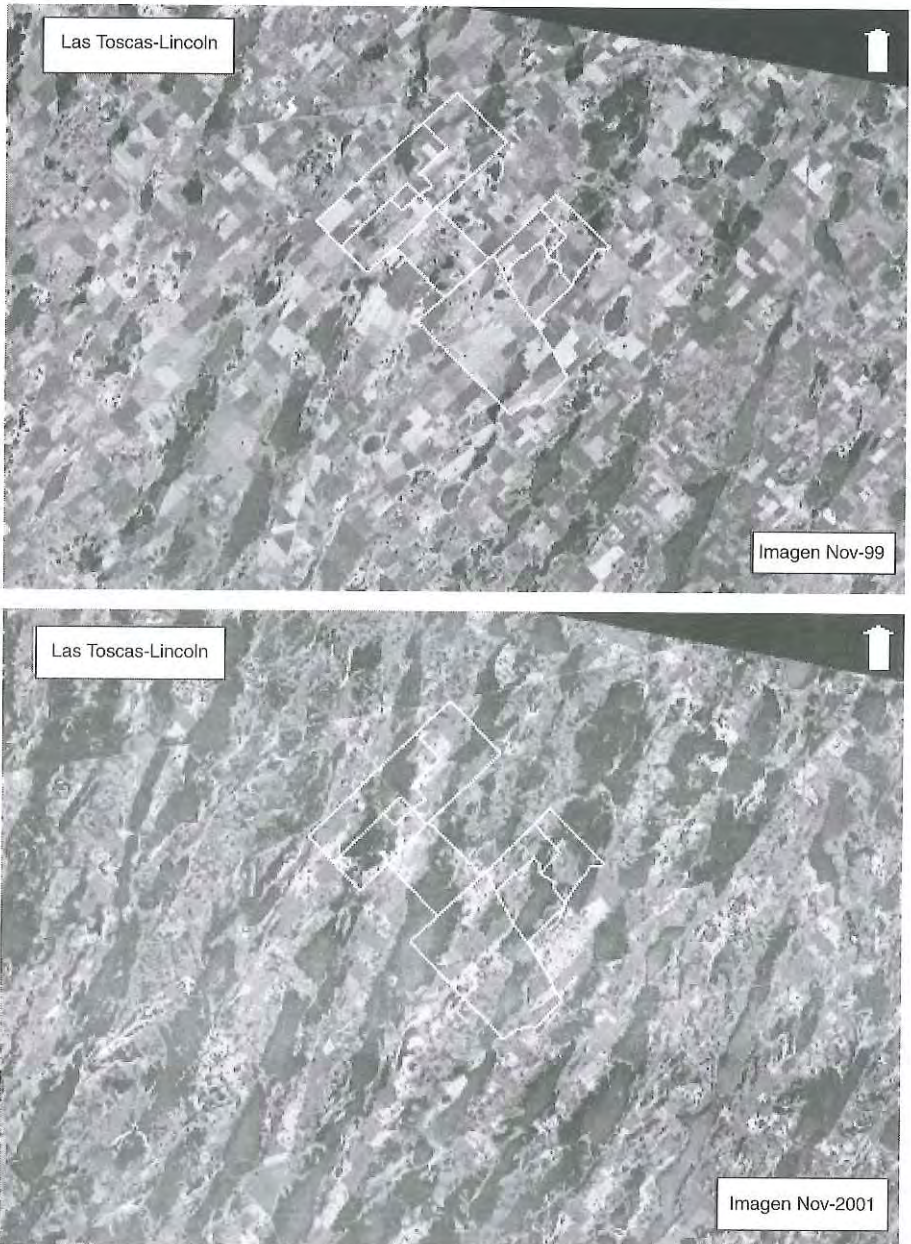


FIGURA 5.6. Imágenes de satélite Landsat mostrando los médanos longitudinales (color gris claro, según uso de la tierra) y áreas intermedanosas (color gris oscuro) en condiciones de déficit en noviembre de 1999 (izquierda) y de exceso hídrico en noviembre de 2001 (derecha) en el sur del partido de Lincoln-Pampa arenosa central. Fuente Instituto de Clima y Agua - INTA.

El principal colector natural de los excesos superficiales y subsuperficiales es el río Salado, típico río de llanura con régimen permanente y caudal sumamente variable. La Figura 5.7 muestra imágenes del satélite Landsat, en las

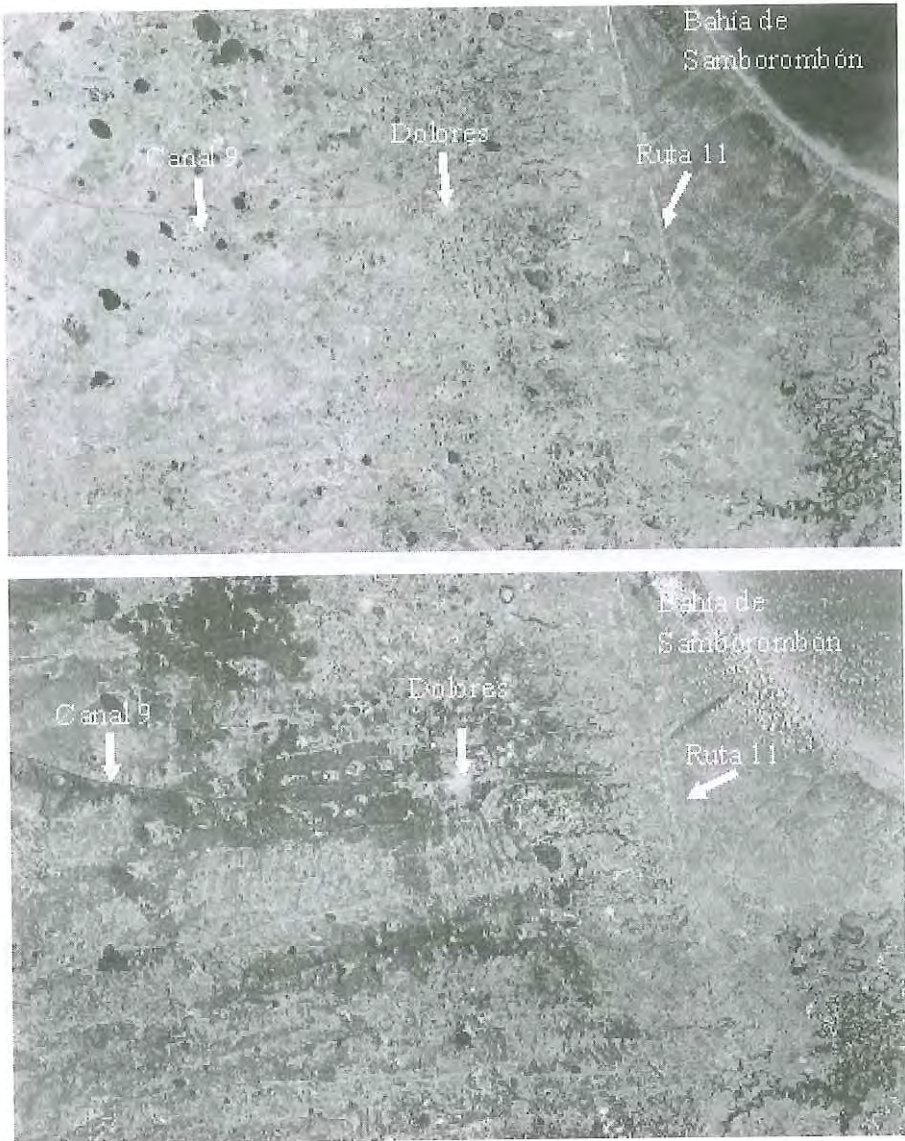


FIGURA 5.7. Imágenes del satélite Landsat mostrando un paisaje plano-cóncavo en condiciones secas durante octubre de 1999 (arriba) y de exceso hídrico registrado en noviembre de 2001 (abajo) en un sector de la Bahía de Samborombón, Pampa Deprimida. Fuente: Instituto de Clima y Agua - INTA.

cuales se aprecia la respuesta hidrológica del sector de cota más baja de la región, en torno al Canal N° 9 y a la ciudad de Dolores, en condiciones de déficit (1999) y exceso hídrico (2001).

## Los suelos inundables

### Pampa Interior o Arenosa

Los suelos de la Pampa Interior o Arenosa se han desarrollado a partir de materiales arenosos recientes de espesor variable. Se encuentran asentados sobre sedimentos de textura fina, poco permeables que hacen de apoyo a la capa freática. La profundidad de esta capa depende del espesor del manto arenoso. El agua se mantiene lejos de la superficie en los suelos profundos, donde el relieve es ondulado, pero aflora donde la cobertura arenosa es escasa.

La Figura 5.8 muestra fotografías de perfiles de suelos representativos de la Pampa Arenosa. En sitios con relieve ondulado y manto arenoso profundo, se han desarrollado suelos de textura franco arenosa, reacción ácida a neutra, algo excesivamente drenados y con baja retención de humedad (5.8a). En estos suelos la capa freática se encuentra generalmente a gran profundidad. La mayoría de los reservorios de agua dulce subterránea se ubican en estos ambientes.

En sitios con relieve plano o tendido, tal como el que se presenta en la depresión intermediana, aparecen suelos con escaso espesor del manto arenoso sobre el sedimento impermeable. Perfiles representativos de este tipo de suelos pueden ser observados en las Figuras 5.8 b y c. Al sedimento impermeable mencionado se lo conoce con el nombre de horizonte enterrado o *thapto*, ya que fue desarrollado en un clima distinto (*paleoclima*) que el actual. A menudo, este horizonte determina el desarrollo de capas de agua temporaria que generan rasgos de hidromorfismo, evidenciados por tonos grisáceos sobre la capa impermeable arcillosa (Fig. 5.8c).

En otras áreas de la Pampa Interior, las posiciones bajas del relieve están ocupadas por suelos inundables sin horizontes *thapto*. Un ejemplo de dicho suelo es mostrado por la Figura 5.9a. En este tipo de suelos la capa freática suele estar cerca de la superficie y se mueve libremente en el perfil. Ello genera a menudo problemas de salinización y exceso de sodio intercambiable en los suelos. Es bien conocido en la zona los altos contenidos de sales de las aguas subterráneas, y las secuelas que deja el ascenso capilar de sales y su posterior precipitación en la superficie de los suelos por efecto evaporativo del agua, tal como se muestra en la Figura 5.9b.

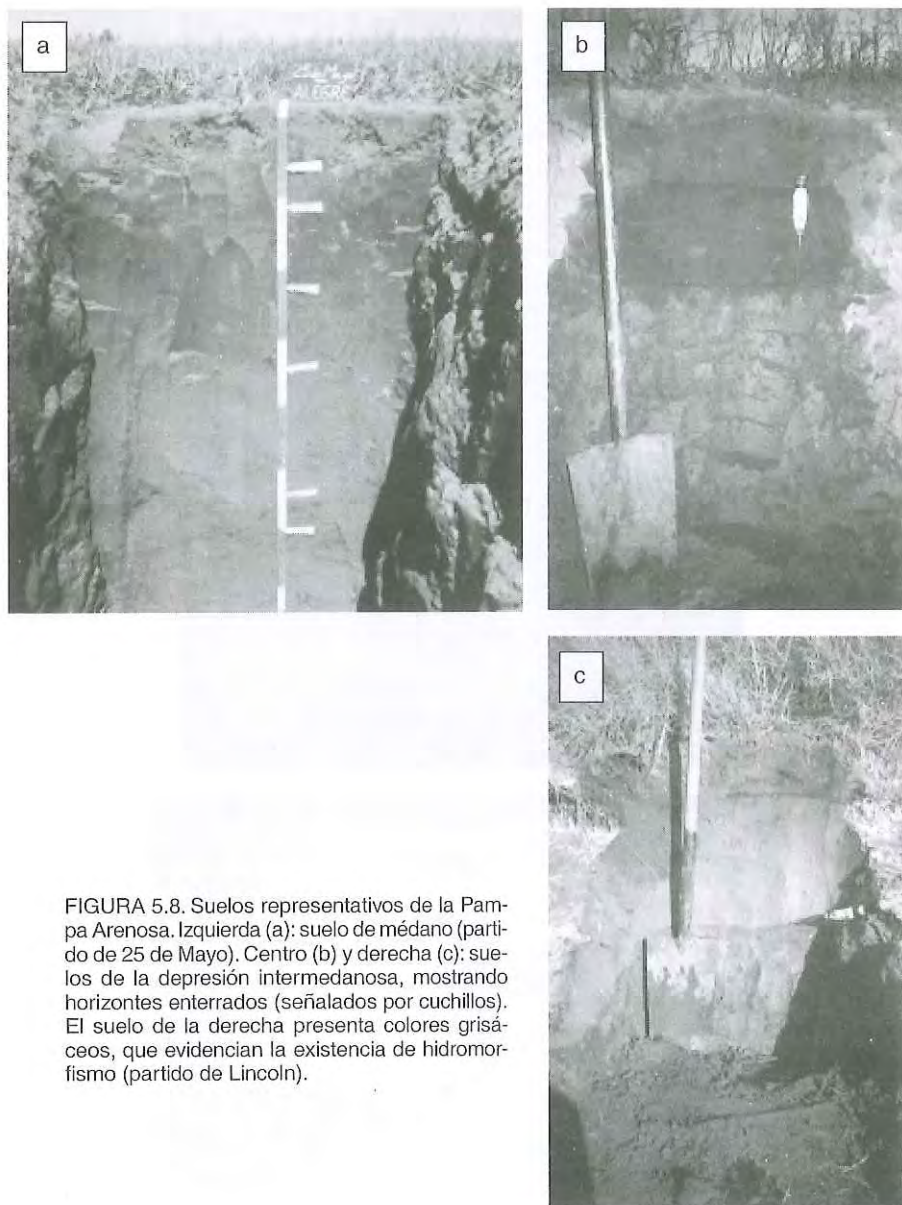


FIGURA 5.8. Suelos representativos de la Pampa Arenosa. Izquierda (a): suelo de médano (partido de 25 de Mayo). Centro (b) y derecha (c): suelos de la depresión intermedanosa, mostrando horizontes enterrados (señalados por cuchillos). El suelo de la derecha presenta colores grisáceos, que evidencian la existencia de hidromorfismo (partido de Lincoln).



FIGURA 5.9. a) Suelo de bajo sin presencia de horizonte *thapto*; b) paisaje con depósitos de salitre blanco y matas de *Salicornia* sp. Ambas fotografías fueron tomadas en el partido de General Villegas.

## Pampa Deprimida

Según el relevamiento de suelos realizado por el INTA (1990), más del 60% de los suelos de la región están afectados por excesos de agua, junto con exceso de sales y de sodio intercambiable. La mayor parte de los suelos presenta un horizonte arcilloso sódico poco permeable en profundidad, conocido como horizonte Bt nátrico. La Figura 5.10 muestra fotografías de perfiles de este tipo de suelos, clasificados con los nombres de Natracuol y Natracualf, que representan, respectivamente, a los de mejor y de peor calidad pecuaria. Los Natracuoles son suelos ácidos en superficie ( $\text{pH} < 7$ ), con alto contenido de materia orgánica, mientras que los Natracuales poseen niveles altos de sodio intercambiable y  $\text{pH}$  elevados ( $> 8,5$ ) desde la superficie.

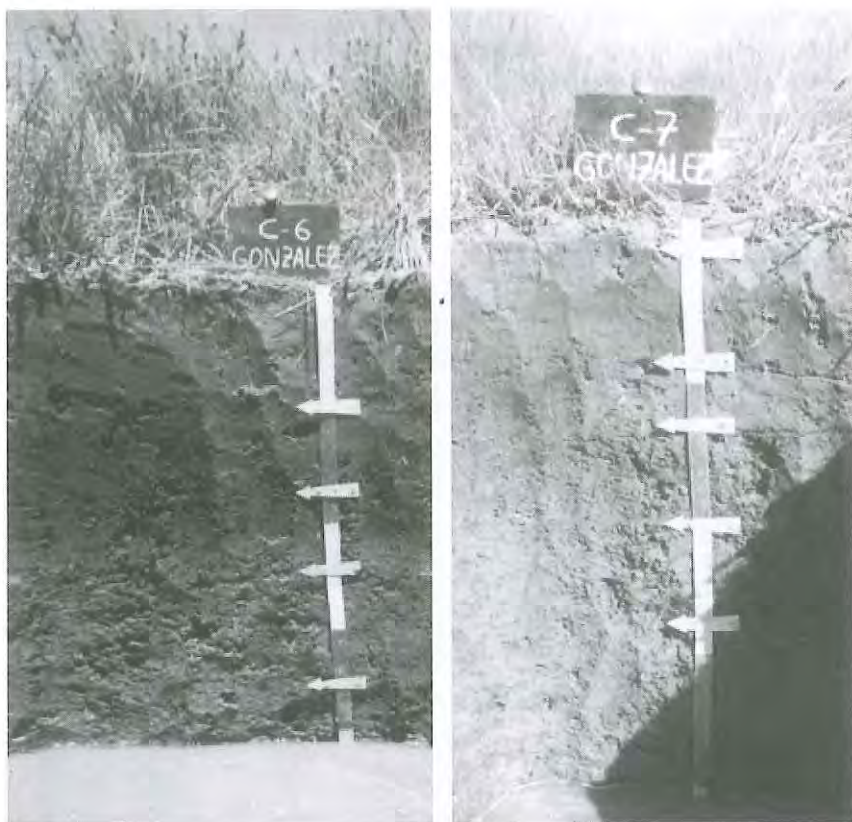


FIGURA 5.10. Fotografías de dos suelos representativos de la Pampa Deprimida (partido de Cañuelas). Izquierda: suelo sódico en profundidad (Natracuol). Derecha: suelo sódico desde superficie (Natracualf).



El carácter nocivo del sodio que retienen estos suelos se debe a que le confiere una baja estabilidad a su sistema de poros, y de este modo, pobre condición de drenaje. Por debajo del horizonte nátrico estos suelos presentan una capa de espesor variable de carbonato de calcio, el cual evidencia la altura a la cual asciende la capa freática. Estos suelos prevalecen ampliamente en el centro de la Pampa Deprimida, un sector conocido como la Depresión del río Salado, en el cual el relieve es de tipo plano-cóncavo.

En otros sectores de la Pampa Deprimida pueden desarrollarse suelos de aptitud agrícola-ganadera, que son similares a los existentes en otras subregiones pampeanas (Fig. 5.11). Sin embargo, los perfiles de estos suelos poseen menor desarrollo que los que pueden observarse, por ejemplo, en los buenos suelos agrícolas de la Pampa Ondulada. Este tipo de suelos se relaciona con áreas planas extendidas, tal como puede observarse en los bordes septentrional y austral de la Pampa Deprimida. Estos bordes son transiciones a la Pampa Ondulada y a la Pampa Austral, respectivamente (Fig. 5.2). Hacia el oeste (partidos de Roque Pérez, Saladillo y Bolívar) existe un área de transición a la Pampa Arenosa, con paisajes suavemente ondulados y con suelos *thapto* de menor desarrollo del manto arenoso.



FIGURA 5.11. Suelos con aptitud agrícola-ganadera del borde septentrional de la Pampa Deprimida (partido de Navarro). Obsérvese el horizonte eluvial marcado por cuchillos.

## Tipos de inundaciones. Calidad del agua inundante. Factores determinantes

Las consecuencias de las inundaciones sobre los suelos se relacionan estrechamente con la calidad del agua inundante, medida por su contenido de sales y por el tipo de sal prevaleciente. Una primer diferencia es causada por el origen del agua inundante, según sea ésta de lluvia (no salina) o subterránea. En este último caso, el agua posee concentraciones variables de sales solubles, según puede verse en el diagrama de la Figura 5.12.



FIGURA 5.12. Tipos de inundación y sus consecuencias sobre los suelos.

En el caso que la inundación sea causada por agua de lluvia, ésta generará un efecto de dilución sobre las sales presentes en la solución del suelo, o sea un descenso en la salinidad edáfica. Por consiguiente, los problemas que genera este tipo de inundación se relacionan principalmente con las condiciones deficientes de aireación para la mayor parte de las plantas cultivadas, y de transitabilidad para vehículos, maquinarias y hacienda.

Las consecuencias de las inundaciones por ascensos de la capa freática difieren según el nivel de mineralización que posee el agua subterránea (concentración salina) por un lado, y el tipo de sal prevaleciente por el otro. La cantidad de sales presente determina el potencial de salinización en los suelos, ya que se trata esencialmente de un proceso «fuente-destino» regulado por el flujo ascendente de agua conteniendo las sales disueltas por los poros capilares (diámetro menor que 30 micrones) del suelo. El tipo de sal está determinado por la combinación de aniones (cloruros, sulfatos y bicarbonatos) y cationes (sodio, potasio, magnesio y calcio).

A diferencia de los suelos bien drenados, en los cuales el sodio es el primer catión en ser lavado por los procesos de lixiviación, por lo cual en ellos predominan cationes divalentes como el calcio y el magnesio, en los suelos inundables, con drenaje deficiente, el sodio permanece en el sistema suelo-agua. En consecuencia, los procesos de salinización van generalmente acompañados de procesos de alcalinización o sodificación. Si bien ambos procesos, salinización y alcalinización, son conocidos en conjunto como los causantes del halomorfismo edáfico, difieren en los efectos que causan. El exceso de sales restringe la disponibilidad de agua para las plantas (menor potencial agua). Esta restricción perdura mientras exista exceso de sales, pero desaparece una vez estas se lavan del suelo. El sodio, en cambio, queda retenido en el complejo de cambio de los suelos (arcillas y humus), y su acción es persistente. El exceso de sodio intercambiable en los suelos desestabiliza y colapsa su sistema de poros, afectando ello fuertemente la movilidad del agua a través del suelo. Las plantas pueden sufrir estrés hídrico, no porque el suelo tenga poca agua, sino porque ésta se mueve muy poco hacia las raíces.

La probabilidad de que una inundación se origine en agua de lluvia o en agua subterránea depende de las características del perfil del suelo, particularmente la presencia (o no) de horizontes Bt nátricos poco permeable que separan los movimientos de las aguas subterránea y superficial. Estos horizontes están presentes tanto en la Pampa Interior (Fig. 5.8 b y c), como en la Pampa Deprimida (Fig. 5.10), si bien en esta última región su presencia es masiva y continua. En la Pampa Interior, sólo aparece en los horizontes *thapto* de las depresiones intermedanasas. En la Figura 5.13 se esquematizan las dos situaciones, una con el ascenso freático libre, y la otra con el ascenso confinado por el fondo del horizonte Bt poco permeable, formándose capas de «agua colgante» sobre la parte superior de este horizonte.

En épocas de balance hídrico positivo, en suelos sin horizontes o capas impermeables la capa freática asciende y se aproxima a la superficie. Las sales presentes en el agua se mueven por flujo masal, a veces por difusión, y eventualmente alcanzan la superficie del suelo. El potencial de salinización de este proceso está relacionado por la concentración de sales del agua freática que asciende. Los contenidos de sales son muy variables, no sólo de un lugar

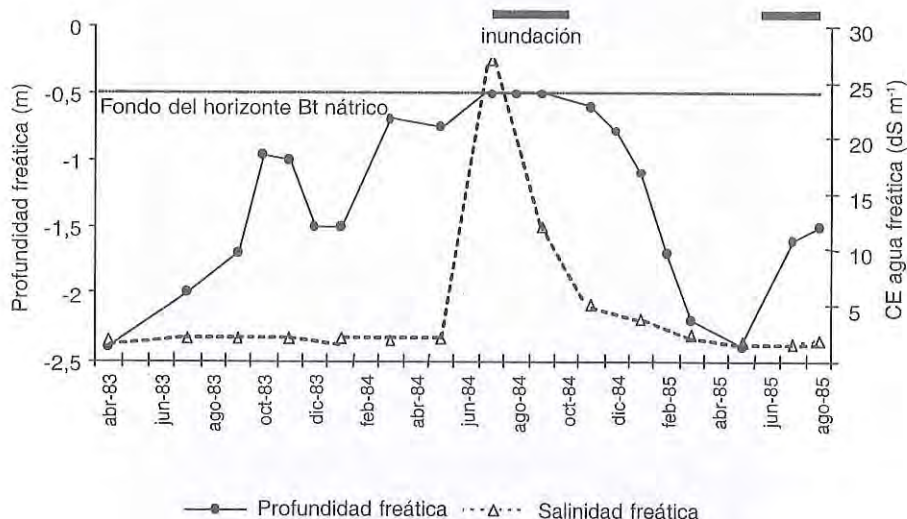


FIGURA 5.13. Variación de la profundidad y salinidad de la freática, y períodos con el suelo inundado. El fondo del horizonte Bt nátrico confina los ascensos de la capa freática, la cual no llega a alcanzar la superficie del suelo (adaptado de Lavado y Taboada 1987).

a otro, sino entre estaciones del año. La posibilidad de salinización de la superficie del suelo después de estos anegamientos depende entonces de la combinación de dos variables: salinidad y profundidad de la capa freática. El suelo en la Figura 5.9 muestra la típica consecuencia de este proceso de ascenso capilar de sales, en un suelo de la Pampa Interior.

En suelos con horizonte Bt nátrico también es posible el proceso de salinización superficial, pero este no es generado por la llegada directa del agua subterránea, sino por el ascenso capilar de sales depositadas en dicho horizonte, el cual sí tiene contacto directo con el agua subterránea salinizada (Lavado y Taboada, 1987). Este proceso es mostrado por la Figura 5.13, en la cual se muestran las evoluciones de la profundidad y de la salinidad del agua freática durante un período de tiempo. Puede apreciarse allí que durante los meses en que el suelo estuvo inundado (julio a octubre), la profundidad freática no alcanzó la superficie del suelo, sino que llegó sólo hasta 0,5 m. A dicha profundidad, el ascenso freático es controlado por el fondo del horizonte Bt nátrico, hecho que es evidenciado por la presencia de carbonato de calcio precipitado o «tosquilla» (Fig. 5.14).

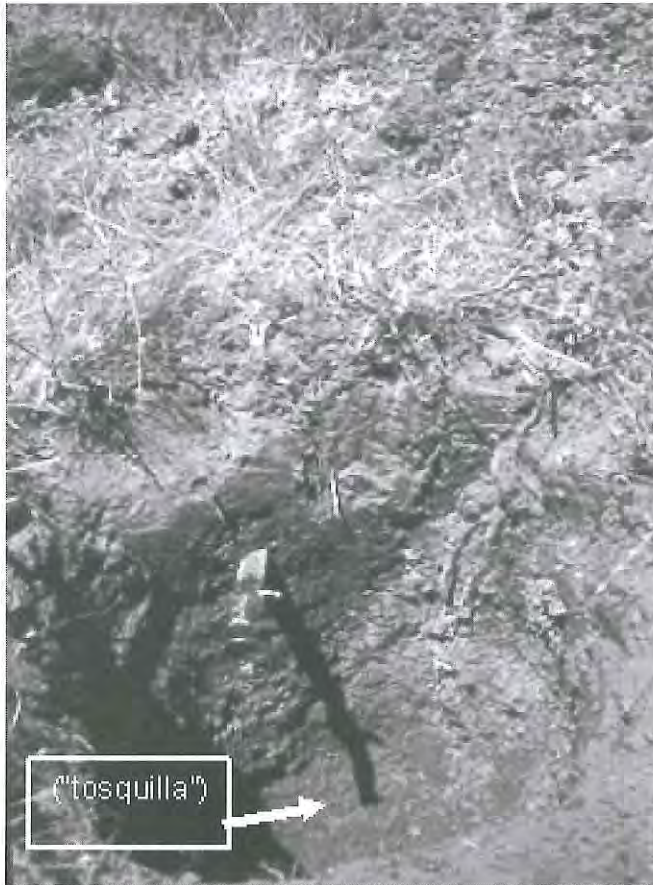


FIGURA 5.14. Perfil de un suelo del centro de la Pampa Deprimida, mostrando la profundidad a la cual se encuentra el horizonte Bt nátrico (ver cuchillo). Los carbonatos precipitados («tosquilla»), aparecen en el fondo de dicho horizonte, evidenciando la profundidad a la cual llega el ascenso del agua freática.

La Figura 4.15 muestra la variación de la salinidad del horizonte superficial del suelo (horizonte A), en situaciones no pastoreadas (clausura) y pastoreadas en forma continua. Se diferencian allí los períodos I (previo a los picos salinos); II (durante los picos salinos); y III (luego de los picos salinos).

Durante el período I la salinidad fue en general más elevada en la situación pastoreada que en la clausura, si bien los valores de conductividad eléctrica no superaron el límite indicado para clasificar a un suelo como salino ( $4 \text{ dS m}^{-1}$ ). El período II comienza ni bien finaliza la inundación invierno-primaveral descrita en la Figura 5.13, durante la cual tuvieron lugar picos de salinidad en

el agua subterránea confinada al fondo del horizonte Bt nátrico. Durante ese período, que coincidió con los meses estivales con alta demanda atmosférica por vapor de agua, las sales alcanzaron la superficie del suelo causando picos salinos en el horizonte superficial del suelo pastoreado. Interesante de notar; estos picos no se observaron en el suelo clausurado, el cual está totalmente cubierto de vegetación viva y muerta. En el período III se observa que las lluvias posteriores lavaron rápidamente las sales en profundidad.

Estos procesos de salinización superficial son favorecidos por las superficies de suelo desnudo generadas por el sobrepastoreo vacuno. Bajo clausura existe una cobertura total del suelo por vegetación herbácea viva y muerta (caída y en pie). Esta capa actúa como un «mulch», que controla las pérdidas de agua desde el suelo por evaporación. Ante la baja demanda atmosférica por evaporación, las sales no son transportadas hacia la superficie y permanecen así en el fondo del perfil.

Durante los meses con inundación (julio a octubre), la capa freática permaneció confinada por el horizonte Bt nátrico, y a su vez con muy elevado contenido de sales (Fig. 5.13). No obstante, el horizonte superficial del suelo no mostró altos contenidos de sales en esos momentos (Fig. 5.15). La presencia de horizontes Bt poco permeables determina que el ascenso freático no pueda alcanzar la superficie de los suelos, por lo que es confinado por el fondo de estas capas. El agua de lluvia que infiltra y percola unos pocos centímetros de los perfiles del suelo, normalmente no alcanza a disolver grandes cantidades de sales. Se trata generalmente de agua dulce, incapaz de causar salinización de la superficie de los suelos.

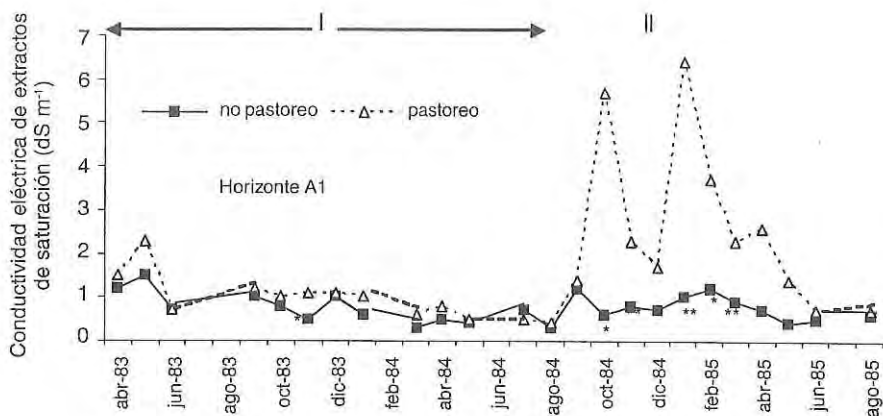


FIGURA 5.15. Salinidad del suelo medida por la conductividad eléctrica de extractos de saturación, en el horizonte A en situaciones no pastoreadas y pastoreadas en forma continua (adaptado de Lavado y Taboada 1987).

En la Figura 5.16 puede apreciarse el aspecto del pastizal de la región en épocas de inundación, sin ninguna evidencia de halormorfismo en superficie. Esta situación de anegamiento por agua de lluvia es la que prevalece en la Pampa Deprimida, y parte de la Pampa Interior Arenosa. En realidad, podría afirmarse que la presencia de horizontes Bt contribuye a evitar que el agua subterránea más cargada en sales alcance la superficie de los suelos, deteriorándolos.



FIGURA 5.16. Aspecto de un paisaje en el centro de la Pampa Deprimida, en época de inundación.

El origen de las aguas que causan las inundaciones se presenta en la Figura 5.17, la cual muestra un diagrama que explica cuándo las inundaciones son causadas por agua no salina, y cuándo por agua salina. Las consecuencias sobre los suelos difieren según qué tipo de inundación suceda.

### **Inundaciones con agua no salina**

La Figura 5.18 muestra la secuencia de efectos probables de un anegamiento con agua no salina, típicamente de origen pluvial. Los efectos son básicamente dos: desarrollo de anaerobiosis y baja capacidad portante del suelo o «*falta de piso*». Las consecuencias de la anaerobiosis dependen en gran medida de la duración del anegamiento y serán tratados más adelante. La ca-

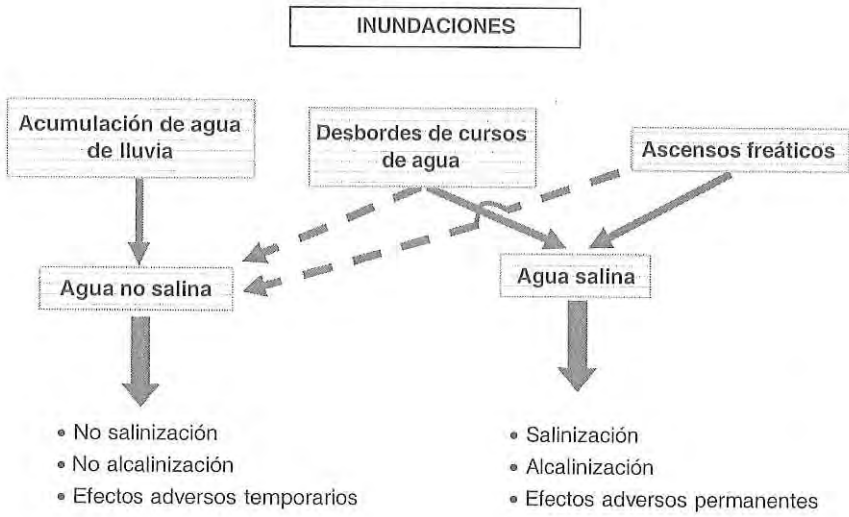


FIGURA 5.17. Diagrama con los diferentes tipos de inundación, y sus consecuencias sobre los suelos.

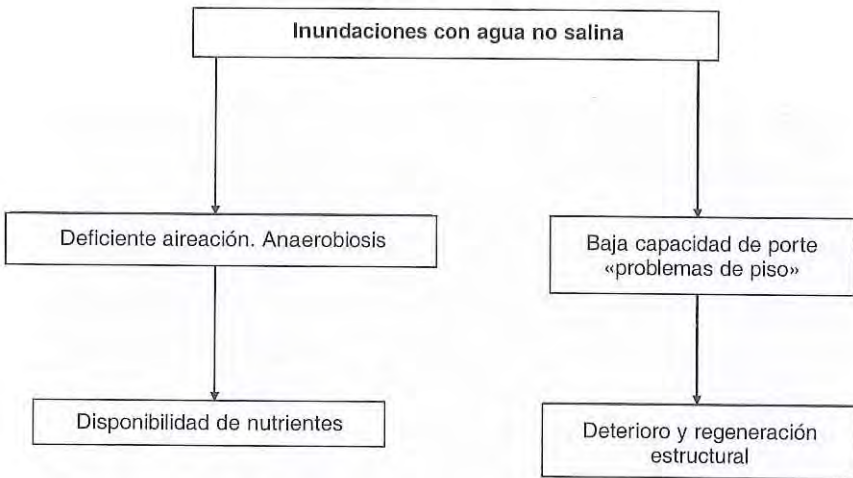


FIGURA 5.18. Consecuencias de las inundaciones con agua no salina.



capacidad portante del suelo indica su capacidad para soportar un determinado peso o estrés mecánico, como el generado por el tránsito de hacienda o maquinaria. Básicamente, los suelos maximizan su capacidad portante cuando están secos (máxima resistencia mecánica) y la minimizan cuando están húmedos (capacidad de campo). Cuando están saturados con agua, o más aún, anegados, los suelos recuperan algo de su capacidad portante. Esta recuperación de la capacidad portante se relaciona con el carácter poco compresible del agua que ocupa la casi totalidad de los poros del suelo. Sin embargo, cabe destacar que esta recuperación de la capacidad portante con el suelo inundado sólo se manifiesta en suelos que no sufrieron remoción mecánica por labranzas en forma reciente, tal como es el caso de los suelos de pastizal o las pasturas antiguas.

En ambos tipos de suelos, no removidos y removidos, los períodos subsiguientes a una inundación, en que los suelos comienzan a secarse, son los más críticos en cuanto a capacidad portante. Es en estos períodos críticos cuando deben regularse las cargas sobre el suelo, para limitar los daños sobre la estructura de los suelos. La Figura 5.19 presenta una fotografía de un lote pastoreado con excesiva humedad edáfica, en el cual se produjo severo daño estructural sobre el suelo. Este daño es conocido como «*poaching*», y se lo considera el más severo disturbio en pastizales de clima húmedo. En nuestras regiones inundables es frecuente hallar este tipo de daños en explotaciones tamberas, en las cuales es común la implantación de verdeos invernales (avena) los cuales son luego de difícil transitabilidad y bajo aprovechamiento por la hacienda.



FIGURA 5.19. Aspecto de un suelo afectado por daño estructural por amasado «*poaching*».

## Efecto de las inundaciones con agua salina

Cuando el agua de inundación es salina (Fig. 5.20), sea de origen superficial o profundo, las sales son principalmente sódicas. El impacto sobre el suelo dependerá del anión acompañante del sodio. Cuando el sodio se presenta en forma de cloruros o sulfatos, tienden a mantener estables (floculadas) los coloides del suelo, por lo que no suelen existir problemas de estabilidad en la organización espacial de la fase sólida y el espacio poroso en forma de agregados y terrones. En cambio, los cultivos desarrollados en estos suelos presentan problemas de toxicidad y de falta de agua, derivados de la presencia de sales en solución. El grado de severidad de los daños ocasionados depende, entre otras cosas, de la concentración de sales, por un lado, y de la duración del fenómeno, por el otro.

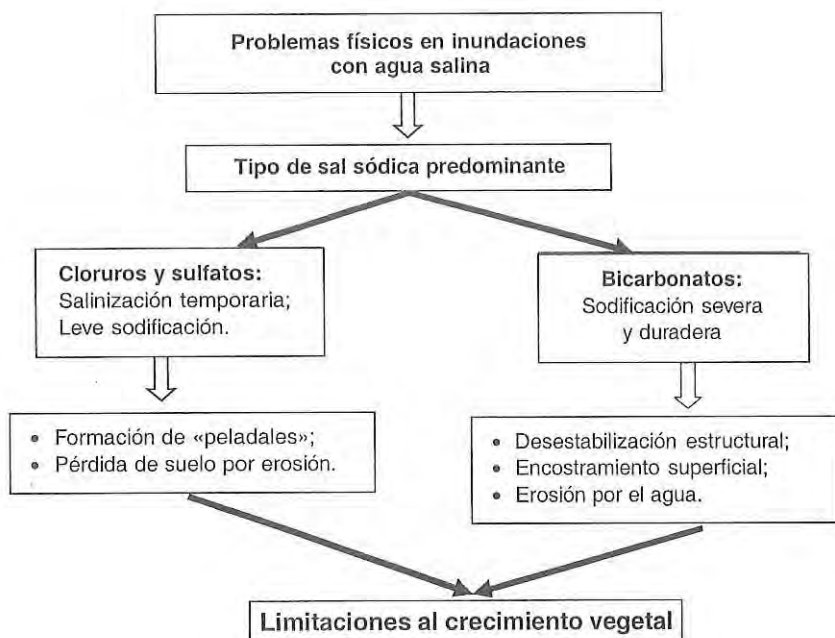


FIGURA 5.20. Posibles consecuencias de las inundaciones con agua salina, en función del tipo de anión acompañante.

Cuando los aniones acompañantes del sodio son el carbonato y el bicarbonato, la solución posee reacción alcalina (pH superior a 7). Por ello, a diferencia de la situación presentada precedentemente, la presencia de estas sales en los suelos determina valores de pH elevado. Esas condiciones alcalinas y las características del sodio (ión altamente hidratado) conducen a la inestabilidad o dispersión del complejo coloidal. Esto causa serias consecuencias sobre los suelos: la desestabilización de los agregados, la movilización de partículas y la materia orgánica, y la obturación de los poros. Estos procesos reducen la infiltración y la porosidad y se altera la retención del agua. También disminuye el flujo del agua dentro del suelo que en casos de sodicidad muy elevada llega al extremo de cesar completamente (conductividad hidráulica 0). La recuperación de este daño sólo es posible con prácticas muy onerosas y con éxito relativo como la aplicación de yeso (sulfato de calcio).

## Conclusiones e implicancias

- a. Existen razones de índole climática, geomorfológica y de tipo de suelos que contribuyen a la ocurrencia de inundaciones. Se verifica un corrimiento de las isohietas hacia el oeste, y además un cambio en la distribución estacional de las lluvias, particularmente en el sector más occidental de la Región Pampeana.
- b. Estos cambios en el patrón de precipitaciones han tenido lugar en toda la Región Pampeana, pero sólo la Pampa Interior Arenosa y la Pampa Deprimida sufren inundaciones recurrentes. Ello se origina en la existencia, en ambas, de un paisaje que impide que el agua sea evacuada naturalmente hacia el mar. La geomorfología favorece el desarrollo de inundaciones estacionales en estas subregiones.
- c. Los diferentes tipos de suelo, y en particular la existencia en ellos de horizontes poco permeables que limitan los movimientos del agua en el perfil, determinan también diferentes tipos de inundación. La presencia de horizontes nátricos es un elemento que lejos de perjudicar a los suelos, finalmente los favorece. Ello es así porque evita que las aguas subterráneas cargadas en sales alcancen la superficie, salinizándola. Donde existen suelos con horizonte nátrico profundo, las inundaciones son causadas por agua de lluvia.
- d. Cuando la inundación es causada por agua salina, existen diferentes consecuencias en función del tipo de sal. Es importante entonces caracterizar la composición del agua inundante, particularmente en cuanto a sus contenidos relativos de cloruros y sulfatos, por un lado, y de bicarbonatos por el otro.

- e. Se concluye, entonces, que en regiones como la Pampa Deprimida, las inundaciones con agua no salina, o de lluvia no generan efectos perjudiciales a los suelos. Estas inundaciones son un disturbio periódico que opera sobre los suelos y comunidades de pastizal de la región. En cambio, en regiones como la Pampa Interior Arenosa, las inundaciones pueden en algunos suelos ser causadas directamente por agua subterránea, la cual puede tener importantes concentraciones de sales solubles. Dado que en esta subregión hay más cultivos y pasturas implantadas, el impacto de estas inundaciones puede ser perjudicial para la actividad productiva.

## Referencias

- HALL, A.J.; C.M. REBELLA; C.M. GHERSA and J.P.H. CULOT. 1992. Field-crop systems of the Pampas. p. 413-450. *In*: C.J. Pearson (ed.). *Ecosystems of the Worlds. Field Crop Ecosystems.*, Elsevier, Amsterdam.
- INTA. 1990. Atlas de suelos de la República Argentina. Tomo I y II. G.N. Moscatelli (ed.). SAGyP-INTA. Proyecto PNUD Argentina 85/019, Buenos Aires.
- LAVADO, R.S. and M.A. TABOADA. 1987. Soil salinization as an effect of grazing in a native grassland soil. *Soil Use and Management* 3: 143-148.
- SALA, J.M.; N. GONZÁLEZ y E. KRUSE. 1983. Generalización hidrológica de la Provincia de Buenos Aires. p. 973- 1009. *En*: M.C. Fuschini Mejía. *Hidrología de las Grandes Llanuras.* Actas del Coloquio de Olavarría. UNESCO, Argentina.



## 6. Estudio de caso: ordenamiento ambiental de la planicie costera bonaerense en el partido de General Lavalle

---

*Francisco Damiano<sup>1</sup>*

### Introducción

El partido de General Lavalle se encuentra en la Región de la Pampa Deprimida correspondiente a la cuenca inferior del río Salado (Fig. 6.1). Se caracteriza por su tradicional explotación de cría bovina y fuente de reserva ecológica de humedales de altísima biodiversidad en fauna y flora típica. No obstante, presenta graves y específicos problemas de drenaje en sus suelos. A causa de esto, en determinadas oportunidades sufre excesos de agua e inundaciones y, en otras, falta de humedad y sequías naturales que condicionan su producción pecuaria (Fig. 6.2).

En este capítulo, Ordenación Ambiental del Territorio, se ejemplifica un caso de estudio para un paisaje costero de relieve plano-cóncavo. El trabajo es parte de un Proyecto Rural Participativo «Hidráulico-Vial-Ambiental» para el Municipio de General Lavalle (MGL-UNLP, 2004). El mismo fue realizado sobre la base de una estrategia metodológica modular que combina el uso de sensores remotos, sistema de información geográfico (GIS) y relevamiento de suelos. Los ambientes típicos del área deben su origen y evolución a procesos de salinización, alcalinización-sodificación e hidromorfismo. Es por ello, que se aplicaron los conocimientos adquiridos a través de innumerables trabajos científicos realizados en el área y que fueron descriptos en los capítulos precedentes. Vale aclarar que la ordenación ambiental se realizó en función de su potencial uso pecuario y factibilidad de recuperación y/o mitigación del estrés hídrico-salino. La valorización como ecosistema natural y fuente de biodiversidad está fuera de discusión en este trabajo.

---

<sup>1</sup> Instituto de Clima y Agua, Centro Nacional de Investigación Agropecuaria, INTA, Castelar;  
e-mail: fdamiano@cnia.inta.gov.ar



sión y practicidad mapas de anegamiento-inundación. Para ello, usaron imágenes de satélite Landsat en falso color compuesto, cartografía disponible y verdad de campo; todo integrado en GIS.

Para el mapeo de UMFE y red de drenaje se combinaron y relacionaron los siguientes tres criterios (Fig. 6.3):

- **Topo-morfológico:** permite definir áreas anegables en base a la relación existente entre posiciones altimétricas relativas con distintos niveles y recurrencias de anegamientos.

- **Edafológico:** facilita la diferenciación de áreas susceptibles a partir de las características morfológicas y físico-químicas del perfil del suelo (color, textura, estructura, moteados, permeabilidad, nivel freático, salinidad, alcalinidad).

- **Botánico:** permite asociar la relación relieve-suelo con la ocurrencia de ciertas especies vegetales indicadoras de condiciones de hidro-halormorfismo, facilitando la delimitación cartográfica de las áreas afectadas.

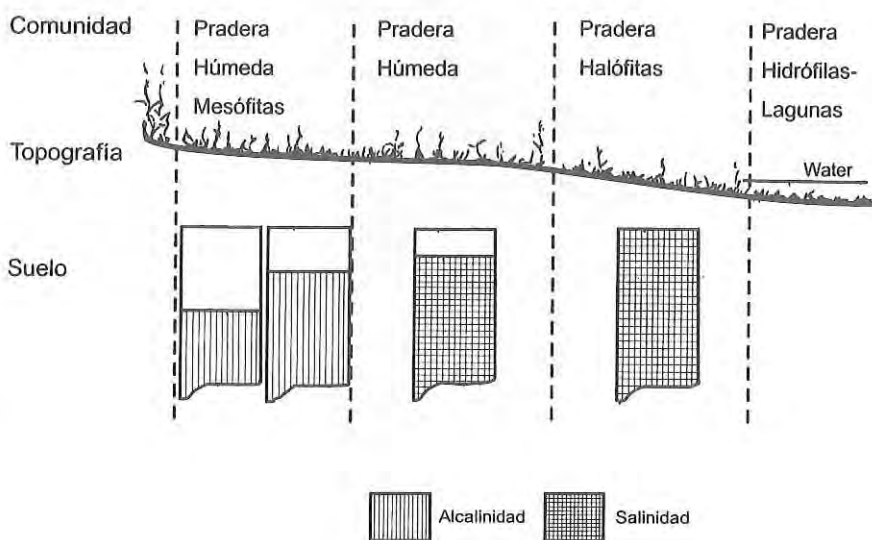


FIGURA 6.3. Toposecuencia típica de un relieve plano-cóncavo.

El partido de Gral. Lavalle presenta dos situaciones con problemática diferenciada: a) suelos que permanecen sumergidos durante todo o la mayor parte del tiempo, pero que a la vez soportan vegetación adaptada; y b) suelos



que sufren limitaciones por drenaje deficiente, pero que raramente llegan a inundarse (INTA, 1977).

Los suelos sumergidos se asocian con ambientes de lagunas y vías de avenamiento con agua permanente (Nº 1) y cañadas y canales de marea con agua semipermanente (Nº 2), abarcando una superficie de 91.712 ha (34% de un total de 270.444 ha) [Fig. 6.4]. Debido al exíguo relieve solamente se conectan durante los períodos muy lluviosos hasta la bahía de Samborombón. El escurrimiento es sumamente lento y en la parte más deprimida el agua permanece estancada la mayor parte del año. Dando lugar a la secuencia de comunidades acuáticas y cierto grado de eutrofización. Forman parte también del drenaje natural los canales: Nº 2, Guido al Mar y Palenque (Cañada de los Perales) [Fig. 6.1].

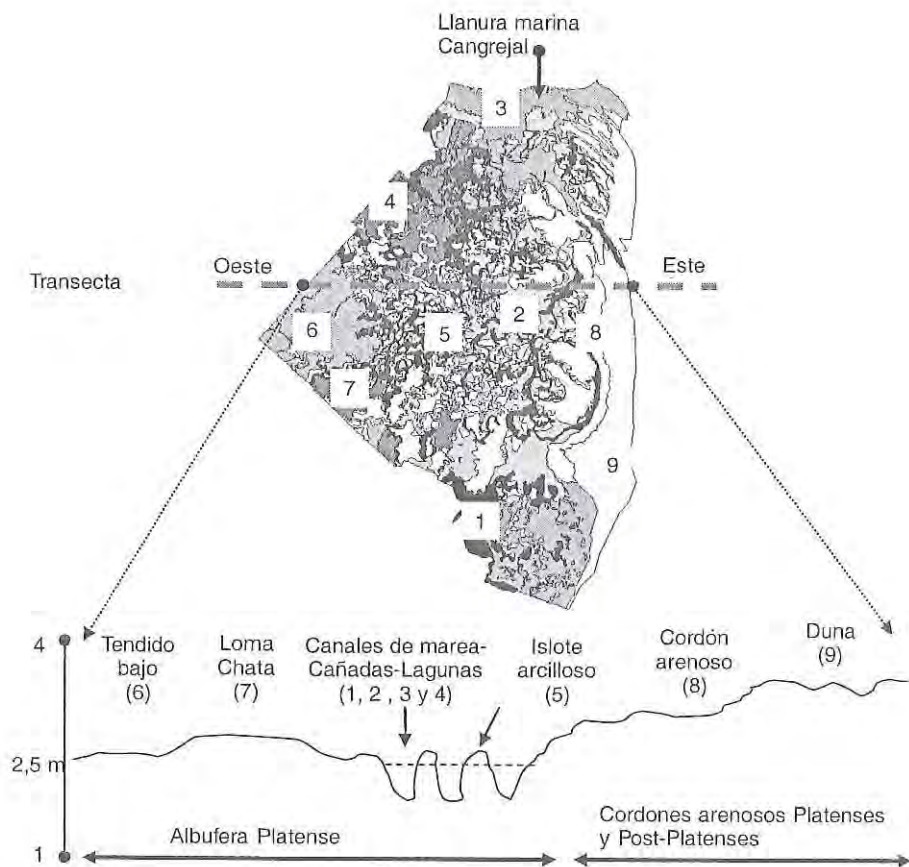


FIGURA 6.4. Perfil representativo del paisaje y unidades de ambiente asociadas del partido de General Lavalle.

Dentro de la categoría de suelos raramente inundables (b), se incluyen las restantes siete unidades de ambiente: cangrejal con cubetas (Nº 3), antiguos canales de marea (Nº 4), cordones marginales a los canales de marea (Nº 5), tendidos bajos (Nº 6), lomas chatas (Nº 7), cordones de arena (Nº 8) y dunas costeras (Nº 9). Estas unidades representan el 66% (178.732 ha) de la superficie total del partido. Los suelos son destinados a ganadería, e incluso algunos a agricultura, pero que sufren de leves a severas limitaciones por drenaje deficiente. Las limitaciones se deben principalmente a una baja posición en el relieve, lo cual da lugar a que el suelo se sature con agua durante un determinado período del año.

En ambientes con ligero a moderado riesgo de anegarse (Nº 5 y Nº 6), la calidad del agua inundante afecta al suelo de manera diversa. Las inundaciones con agua de lluvia generan problemas físico-mecánicos temporarios (deficiente aireación, falta de piso), fácilmente controlables con simples obras estructurales y manejo de la hacienda. En cambio, el daño causado por desborde de aguas salinas (Foto 6.1 y Fig. 6.5) y ascenso de la napa freática (Foto 6.2) con origen salino en los sedimentos depósitos en la planicie costera (Carol *et al.*, 2009), sólo es posible recuperarlos con prácticas muy onerosas y con éxito relativo como el agregado de enmiendas orgánicas o químicas (yeso, ácido sulfúrico, entre otros).

FOTO 6.1. Ambiente tendido anegable salinizado y especies vegetales degradadas por desborde de cursos de aguas con una importante carga iónica de cloruros y bicarbonatos de sodio y magnesio. Estancia La Fe.



FOTO 6.2. Perfil de suelo Natracuert donde se observa el ascenso de sales por capilaridad. Campo Cari Lauquen.



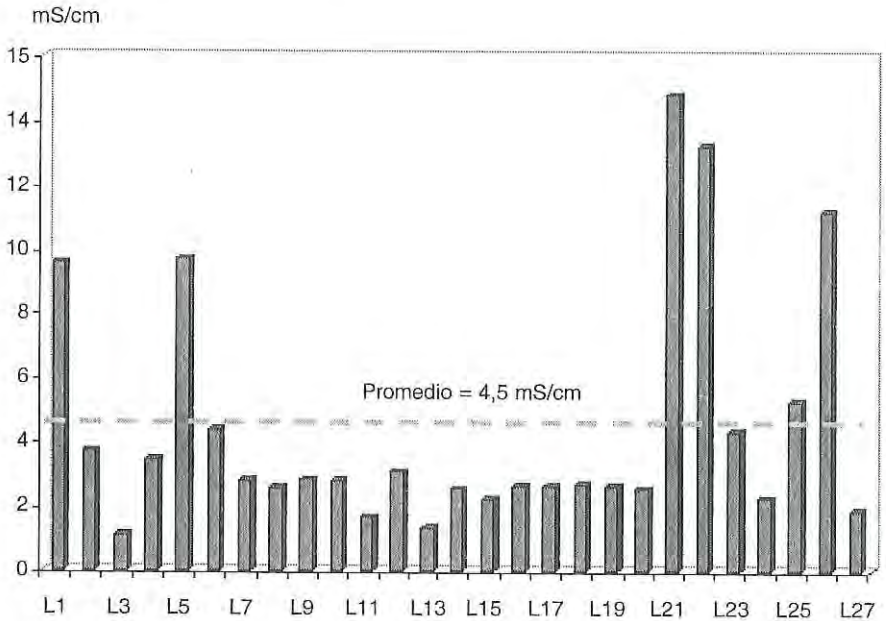


FIGURA 6.5. Variación espacial de la conductividad eléctrica del agua de arroyos, lagunas, cañadas y canales en el partido de Gral. Lavalle. Fuente MGL-UNLP.

## Ordenación de unidades morfoedáfica asociadas con procesos de hidro-halormorfismo

### Relevamiento y clasificación de unidades taxonómicas de suelos

Los suelos del partido de Gral. Lavalle se hayan íntimamente vinculados con los diversos ambientes geomorfológicos, producto de los variados procesos geomorfológicos ocurridos durante todo el cuaternario (Tricart, 1973) [Fig. 6.4]. Para el relevamiento de suelos y elección de los sitios más representativos, se contó con la digitalización del plano de ambientes, las Cartas de Suelos de la República Argentina del INTA escala 1:50.000 y el mapa de la Pampa Deprimida (INTA, 1977). Los suelos dominantes por unidad de ambiente fueron observados y muestreados en pozos de inspección, llamados «calicatas» en el lenguaje técnico, siguiendo las Normas de Reconocimiento de Suelos (INTA, 1976). La descripción morfológica de los horizontes y los datos analíticos físicos y físico-químicos fueron usados para clasificar el suelo por el sistema Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999).

En total se realizaron 17 calicatas (Fig. 6.6), eligiéndose 5 perfiles representativos de las unidades ambientales más conspicuas del partido (Fig. 6.4). El Cuadro 6.1 sintetiza la relación «ambiente-suelo» de las series modales.

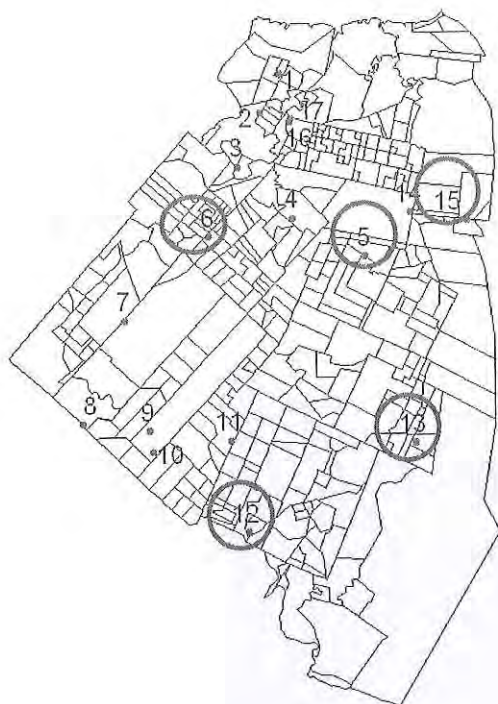


FIGURA 6.6. Ubicación de los sitios de observación de suelo sobre un plano rural del partido de Gral. Lavalle (ambientes ver Fig. 6.4).

CUADRO 6.1. Descripción de ambientes y clasificación taxonómica de suelos típicos del partido de General Lavalle (Nº de ambiente y Nº calicata ver Figuras 6.4 y 6.6, respectivamente).

Nº Paisaje	AMBIENTE		SUELO		
	Calicata	Posición	Tipo	Serie	
2	12	Bajo anegable	Natracuert Típico	El Tordillo	
5	5	Islotes arcillosos	Pelludert Típico	Mal Abrigo	
7	6	Loma chata	Pelludert Típico	Gral. Madariaga	
8	13	Loma	Hapludol Thapto Árgico	Santa Teresita	
9	15	Duna	Udipsament Típico	El Tuyú	

A continuación se describen los principales atributos morfológicos y analíticos de los cinco suelos modales y su grado de salinidad y sodicidad expresados por la conductividad eléctrica (CE) de la pasta saturada y la relación absorción de sodio (RAS), respectivamente:

SUELO	AMBIENTE	CALICATA	UBICACIÓN	PROPIETARIO
Natracuert Típico	2	12	36° 50' 45" S 57° 01' 40" O	Claverie



E	0-10 cm; franco arcillo limoso; columnar salino-sódico. CEs = 24,7 dS/m
Bt	10-41 cm; arcillo limoso sódico; prismas negros dispersos. CEs = 8,5 dS/m
Btg	41 cm +; arcilloso gleizado; masivo color gris oliva

FOTO 6.3. Ambiente de cañada con vegetación hidro-halomórfica: *Spartina* spp., *Scirpus* spp., *Salicornia ambigua* y *Distichlis* spp.

Perfil esquemático del suelo

Suelo salino-sódico ( $CE > 4 \text{ dS m}^{-1}$ ,  $RAS > 10$ ). El horizonte superficial está bien provisto de materia orgánica, con un pH neutro. La textura fina aumenta en profundidad desde franco arcillo limosa (E) a arcillosa (Bt). Este último horizonte manifiesta el máximo grado de hidromorfismo (g: gleyzación). El tipo de sal sódica predominante es  $\text{Cl}^-$  y  $\text{HCO}_3^-$ . El uso actual es ganadero sobre campo natural.

SUELO	AMBIENTE	CALICATA	UBICACIÓN	PROPIETARIO
Pelludert Típico	5	5	36° 34' 07" S 56° 52' 33" O	Rodríguez Ponte Est. Organización ITAR

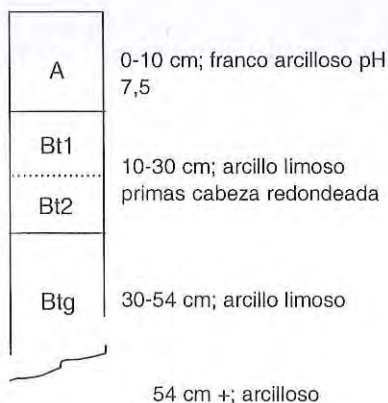


FOTO 6.4. Ambiente con islotes arcillosos bordeando cañadones con agua y vegetación acuática.

Perfil esquemático del suelo

Es un suelo desarrollado sobre sedimentos de origen marino. El estrato superior Platense y Post-Platense de textura franco arcillosa y arcillo limosa, respectivamente y el inferior Querandinense arcilloso y arenoso. Estos materiales han dado origen a todos los suelos del partido. El horizonte superficial está muy bien provisto de materia orgánica, con un pH ligeramente alcalino. El tipo de sal sódica predominante ( $\text{HCO}_3^-$ ) en los horizontes inferiores constituye, durante el ascenso freático, un potencial riesgo de alcalinizar la capa superior de suelo con efectos adversos sobre las propiedades físicas (permeabilidad, infiltración) y el crecimiento vegetal. Actualmente se lo usa con fines ganadero sobre pasturas adaptadas a condiciones de drenaje deficiente.

SUELO	AMBIENTE	CALICATA	UBICACIÓN	PROPIETARIO
Pelludert Típico	7	6	36° 32' 54" S 57° 04' 23" O	Zueta



FOTO 6.5. Ambiente con vegetación implantada y bosquecillos dominados (*Celtis spinosa*) por el tala. También presente en menor proporción en el ambiente 5.

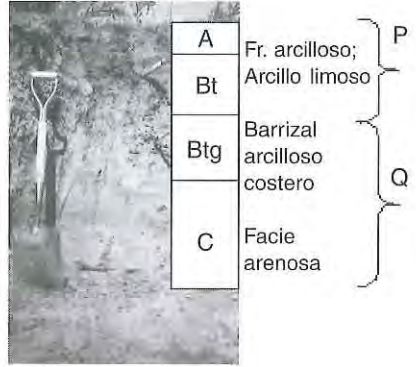


FOTO 6.6. Ambiente de loma bajo cultivo de maíz en siembra directa. Ea. Las Violetas.

Suelo profundo

P: sedimento Platense y Post-Platense

Q: sedimento Querandinense

Por su posición de loma y condiciones de drenaje superficial hace que este suelo sea rotado con cultivos agrícolas (verdes, maíz, trigo). El horizonte superficial está muy bien provisto de materia orgánica, con un pH débilmente ácido (5,7). La textura fina de las capas inferiores restringe el movimiento del agua en profundidad, generando durante lluvias intensas una napa colgada. El riesgo de sodicidad es ligero a moderado (RAS < 8), agravándose por la presencia de iones bicarbonatados.

SUELO	AMBIENTE	CALICATA	UBICACIÓN	PROPIETARIO
Hapludol Thapto Árgico	8	13	36° 45' 18" S 56° 48' 45" O	Bonavita



FOTO 6.7. Ambiente de cordón arenoso con microdepresiones del Platense y Post-Platense.

Es un suelo enterrado «thapto» por un material arenoso re-trabajado por acción eólica del actual marino. Está bien provisto de materia orgánica, con un pH ligeramente alcalino en profundidad. El perfil del suelo se encuentra levemente alcalinizado (PSI = 6 %) con una CE < a 1 dS m<sup>-1</sup> (no salino). El perfil del suelo puede sufrir en determinados momentos del año déficit y excesos de agua. El uso actual es ganadero sobre pasturas de buena palatabilidad (tréboles, rye-grass).



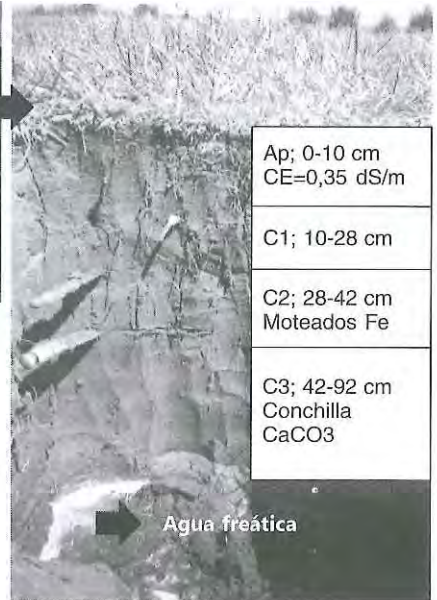
SUELO	AMBIENTE	CALICATA	UBICACIÓN	PROPIETARIO
Udipsament Típico	9	15	36° 31' 57" S 56° 44' 41" O	M.E- de Avellaneda



FOTOS 6.8. Vista aérea del ambiente de dunas con senos anegables.



FOTO 6.9. Lote con pastura de festuca y matas de *Juncus acutus*. Campo La Dormida.



Suelo arenoso de duna costera

Es un suelo típico de médano arenoso re-trabajado por acción eólica del actual marino. El contenido de materia orgánica es bajo, con un pH moderadamente alcalino (8,2). La relación RAS-CE indica que el suelo tiene ligero a severo riesgo de sodicidad. Dentro del metro de profundidad la napa freática es no salina ( $CE < 1 \text{ dS m}^{-1}$ ). El uso es ganadero con especies vegetales implantadas adaptadas a condiciones de déficit hídrico.

### **Clasificación de los suelos por capacidad de uso e índice de productividad**

Para evaluar la aptitud de los suelos se usaron los sistemas de clasificación aplicados por INTA en los Mapas de Suelos de la Argentina: a) Clasificación de las tierras por su capacidad de uso (USDA, 1960); b) Índice de productividad (Nakama y Sobral, 1987).

El primer sistema considera 8 clases de capacidad de uso y 3 subclases. Los niveles que indican el uso del suelo y sus limitantes edáficas son:

#### *Clases por capacidad de uso*

I al IV: uso agrícola en grado creciente de riego

VI y VII: uso ganadero con restricción de especies de valor forrajero

VIII: uso para recreación, conservación de la fauna y flora silvestre

#### *Subclases de capacidad de uso:*

w: exceso de humedad, drenaje deficiente, o peligro de inundación

e: riesgo de erosión eólica

s: limitaciones en la zona de actividad radical por salinidad, alcalinidad o textura muy arcillosa.

El Índice de Productividad (b) es un método paramétrico que toma en cuenta 10 variables edáficas. Se diferencia del anterior (a) por que considera, además de los factores edáficos, los factores climáticos. Para nuestros suelos se estableció la siguiente escala numérica:

< de 10 : no apto para uso pecuario

10 a < 30: uso exclusivo ganadero

30 a < 50: ganadero-agrícola

50 a < 70: agrícola-ganadero

70 a + : agrícola

En términos generales, los dos sistemas jerarquizaron apropiadamente los diferentes tipos de suelos relevados (Cuadro 6.2). Los ambientes no aptos o aquellos que requieren estudios especiales de drenaje representan un 39%

de la superficie total del partido (ambiente 1, 2 y 3, Fig. 6.4). Los suelos de uso netamente ganadero (clase VII ws e IP < 12) y que soportan pasturas resistentes a condiciones hidro-halomórficas abarcan una superficie de 71.344 ha (26% del total) [ambiente 5 y 6]. En cambio, los suelos ganaderos que admiten pasturas con mayor valor forrajero cubren el 19% (51.020 ha) [ambiente 4 y 9]. Por último, los suelos mixtos «ganadería-agricultura» son los de menor superficie 44.141 ha (16%) con un IP inferior a 34 (ambiente 7 y 8).

CUADRO 6.2. Aptitud pastoril de los suelos del partido de General Lavalle.

Aptitud	Superficie (ha)	%	Capacidad de uso	Índice de productividad
No aptos	103.939	39	VIII/VIIws	< 9
Pasturas resistentes	71.344	26	VIIws	10-12
Pasturas mejoradas	51.020	19	VIws	13-18
Ganadería/Agricultura	44.141	16	IVws	< 34
Total	270.444	100		

### Ordenación de unidades de ambiente por factores de drenaje y recuperación

En este último punto se evaluó la factibilidad de reducir los riesgos por estrés hídrico-salino y recuperación de suelos a través de prácticas estructurales (hidráulicas). Del cuadro 6.3 surge claramente que todos los ambientes descriptos necesitan obras hidráulicas. Las unidades 4, 7, 8 y 9 (95.161 ha) necesitan obras de drenaje menos costosas y fáciles de implementar a campo. En cambio, las unidades 5 y 6 (71.344 ha) requieren obras estructurales de gran envergadura y correctores del suelo. Las unidades 1, 2 y 3 fueron clasificadas como no aptas para uso pecuario, no obstante su gran importancia con fines de recreación y silvicultura.

CUADRO 6.3. Tierras factibles de drenaje en el partido de General Lavalle (ver Fig. 6.4).

Drenaje	Superficie (ha)	%	Unidad de ambiente
Obras hidráulicas menos costosas	95.161	34	4, 7, 8 y 9
Obras hidráulicas de gran envergadura	71.344	27	5 y 6
No apto	103.939	39	1, 2 y 3
Total	270.444	100	

A modo de ejemplo, existe a nivel predial alguna experiencia en el partido sobre el manejo del exceso de agua de lluvia e ingreso de agua del mar. Específicamente en el establecimiento Los Zorzales se construyó un terraplén-bordo fijado con *Spartina* spp. (espartillo) y *Tamarix* spp. (tamarisco). Esta obra permite regular el agua de lluvia y evitar el ingreso diario de agua salina del mar mediante un sistema tubo-compuerta (Foto 6.10).



FOTO 6.10. La foto muestra un sistema tubo-compuerta para manejar el agua interna y externa del establecimiento Los Zorzales, partido de Gral. Lavalle.

El ensayo se ubica sobre uno de los suelos más problemáticos Natracuert (ambiente 2: Cañadas y canales de marea con agua semi-permanente). Luego de controlada el agua se implantó una pastura de agropiro criollo con muy buenos resultados tanto en la cobertura del suelo como en su producción (com. pers. Sr. Héctor Michelis) [Foto 6.11].

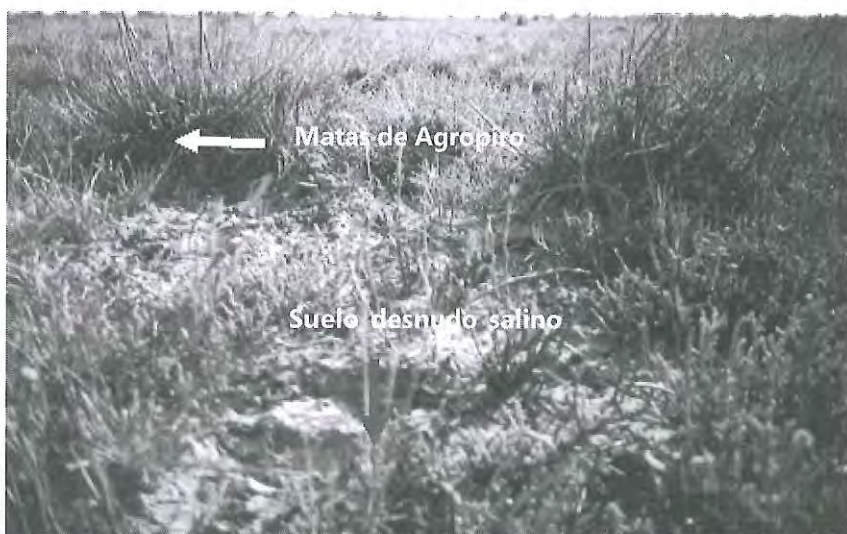


FOTO 6.11. Foto mostrando una pastura de agropiro criollo en un suelo fuertemente salino manejado agrohidrológicamente en el establecimiento Los Zorzales.

En otro sector del campo protegido y sobre un ambiente de antigua planicie marina (Nº 6: suelo Natracuert), se realizó un rejuvenecimiento de campo natural con rastra de discos en posición vertical y fertilización nitrogenada. El ensayo resultó muy promisorio (com. pers. H. Michelis). La Foto 6.12, tomada en el año 2004, muestra el crecimiento explosivo del rye-grass anual.



FOTO 6.12. Foto mostrando una pastura de rye-grass rejuvenecida por acción mecánica y fertilización en el establecimiento Los Zorzales.

En ambientes con severas limitaciones a la implantación de cultivos (clase IV ws), La siembra directa es una práctica que comienza a ser usada. En la Ea. Las Violetas se observaron lotes con maíz (Foto 6.6) sobre suelo Pelludert (ambiente 7, Cordones de Tala). Al igual que en otras áreas de la Región Pampeana y luego de transcurrido un tiempo determinado, la capa superior presenta una estructura en bloques angulares aplanados (Foto 6.13) que restringen la infiltración vertical del agua en favor del flujo horizontal (Álvarez *et al.*, 2009).

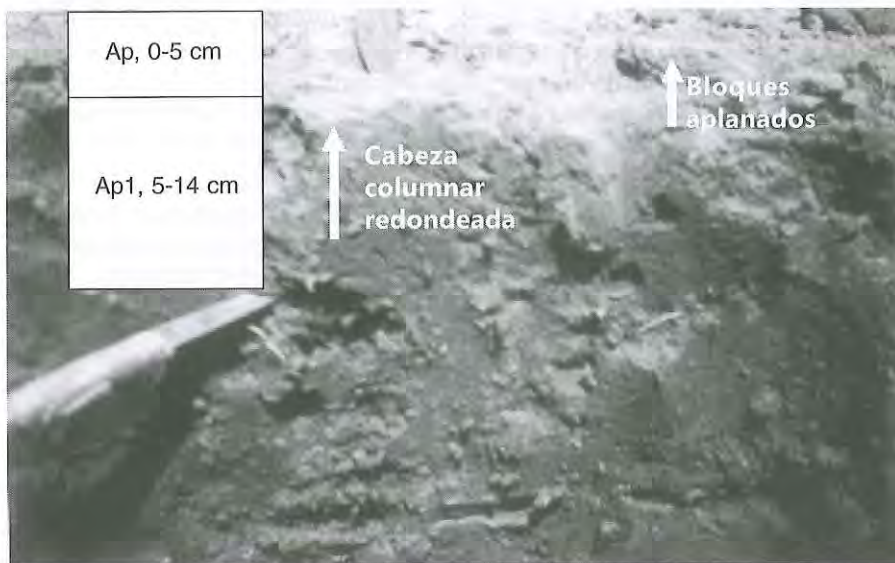


FOTO 6.13. Foto mostrando el perfil del suelo Pelludert bajo siembra directa desde 1997 con bloques aplanados superficiales y estructura columnar degradada, Ea. Las Violetas.

Una síntesis general del estudio de ordenamiento ambiental y factibilidad de drenaje y recuperación de los suelos del partido de Gral. Lavalle, se presenta en el cuadro anexo.

### Sumario

a. El partido de Gral. Lavalle presenta una problemática hídrica compleja, por excesos y defectos de aguas superficiales, habiéndose registrado inundaciones con más del 50% del territorio afectado. Esto produce dificultades para el

desarrollo de la actividad agropecuaria predominante -la ganadería- y en el equilibrio de un ecosistema de alto valor ambiental.

b. El ordenamiento ambiental del territorio del partido de Gral. Lavalle fue realizado sobre la base de la identificación de unidades morfo-fitoedáficas usando imágenes de satélite, cartografía de suelo, topografía del relieve y relevamiento de campo. El producto resultó en un mapa temático de susceptibilidad hídrica en grado variable.

c. Todos los ambientes descriptos se hayan limitados por factores de drenaje (anegamiento, freática, permeabilidad) y factores de recuperación (salinidad, alcalinidad). De la superficie total (270.444 ha), solamente el 34% (95.161 ha) podría ser incorporada al sistema productivo con mínimo riesgo mediante obras ingenieriles de tipo rural «Sistematización Agrohidrológica». El resto de la superficie (175.283 ha), se agrupa en ambientes que requieren obras hidráulicas de gran envergadura (27%) y aquellas que no justifican ningún tipo de intervención (39%).

d. Se concluye, a través de un caso de estudio, que la estrategia para la ordenación ambiental de tierras es una herramienta idónea con fines de evaluación y planificación de ambientes con características de hidro-halomórficas.

## Referencias

- ÁLVAREZ, C.R.; M.A. TABOADA; F.H. GUTIÉRREZ BOEM; A. BONO; P.L. FERNÁNDEZ and P. PRYSTUPA. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. *Soil Science Society of America Journal* (aceptado).
- CAROL, E.; E. KRUSE and J. MAS-PLA. 2009. Hydrochemical and isotopical evidence of ground water salinization processes on the coastal plain of Samborombón Bay, Argentina.
- DAMIANO, F.; P.A. MERCURI y S.M. CARBALLO. 1997. Sensores remotos en el análisis y propuesta agrohidrológica. Distrito Gral. Alvear. Pcia. de Bs. As. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 28(2): 1-15.
- INTA. 1976. Normas de Reconocimiento de Suelos. 2da. Edición actualizada INTA-CIRN. Publicación N° 52. Castelar.
- INTA. 1977. La Pampa Deprimida. Condiciones de Drenaje de sus suelos. Suelos Publicación N° 154. Buenos Aires. Argentina.
- MUNICIPALIDAD DE GENERAL LAVALLE-UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA. 2004. Plan Rural Participativo Hidráulico-Vial-Ambiental. Buenos Aires. Argentina.
- NAKAMA, V. y R. SOBRAL. 1987. Índice de Productividad. Método paramétrico de evaluación de tierras. SAGyP-INTA, Documento del Proyecto PNUD ARG 85/019. Buenos Aires. Argentina.
- SÁNCHEZ, R.O. 2009. Ordenamiento territorial. Bases y estrategia para la ordenación ecológica y ambiental de la tierra. 1ª Edición Orientación Gráfica Editora. ISBN 978-987-9250-63-0. Buenos Aires. 266 p.

SOIL SURVEY STAFF. 1999. Soil Taxonomy, 2<sup>th</sup> ed. United Stated Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service. Agriculture Handbook 436.

TRICART, J. 1973. Geomorfología de la Pampa Deprimida. Base para los estudios edafológicos y agronómicos. INTA Colección Científica N° XII. Buenos Aires.

UNITED STATED DEPARTMENT OF AGRICULTURE. 1960. Land Capability Clasification. Agriculture Handbook N° 210, Washington D.C.



CUADRO ANEXO. Clasificación taxonómica, grado de hidro-halormorfismo, aptitud de uso y factibilidad de recuperación de los suelos dominantes por unidad de ambiente identificada en el partido de General Lavalle.

	SUELO SUMERGIDO		SUELO RARAMENTE INUNDABLE
Ambiente	1	2	3
Superficie (ha)	41.678	50.034	12.227
Unidad Taxonómica dominante	Indiferenciado	Matracuet Típico	Cromudert acuéntico
Paisaje	Lagunas y canales de marea con agua permanente	Cañadas y canales de marea con agua semipermanente	Llanura marina
Relieve	Cóncavo	Subnormal	Subnormal
Posición	Espejo de agua	Bajo anegable	Cangrejal con cubetas
Drenaje	Muy pobre	Pobre	Pobre
<i>Horizonte superficial:</i>			
-Textura	*	Arcillosa	Arcillosa
-Color en seco	*	Gris claro	Gris
-Estructura	*	Columnar	Bloques/Columnar
-Signos de hidromorfismo	Gleización	Moteados de Fe-Mn	Moteados de Fe-Mn
<i>Factores de drenaje:</i>			
-Peligro de inundación	Muy inundable	Inundable	Inundable
-Anegabilidad	Permanente	Frecuente	Frecuente
-Nivel freático	Superficial	Dentro de los 25 cm	Dentro de los 25 cm
-Permeabilidad	Muy lenta a nula	Muy lenta	Muy lenta
<i>Factores de recuperación</i>			
-Alcalinidad	Alcalino	Alcalino	*
-Salinidad	Salino	Fuertemente salino	Fuertemente salino
Vegetación	Acuática	Hidro-halomórfica	Espartillar, Juncos
Uso actual	Recreación	Campo natural	Campo natural
Capacidad de Uso	VIII	VII ws	VII ws
Índice de Productividad	3	5	9
Drenaje y/o recuperación para pasturas	No apto	Estudios especiales de factibilidad	Estudios especiales de factibilidad

	SUELO RARAMENTE INUNDABLE		
Ambiente	4	5	6
Superficie (ha)	17.828	27.177	44.167
Unidad Taxonómica dominante	Natracuert típico	Pelludert Típico	Natracuert Típico
Paisaje	Antiguos canales de marea con agua temporal	Cordones marginales a los canales de marea	Antigua planicie marina
Relieve	Subnormal	Subnormal	Subnormal
Posición	Vía de escurrimiento	Loma	Bajo tendido
Drenaje	Imperfecto	Imperfecto	Imperfecto
<i>Horizonte superficial:</i>			
-Textura	Arcillo limosa	Franco arcillosa	Franco arcillo limosa
-Color en seco	Pardo oscuro	Pardo grisáceo	Grisáceo
-Estructura	Bloques subangulares	Bloques angulares	Bloques angulares
-Signos de hidromorfismo	Moteados de Fe en la base	Moteados de Fe en la base	Moteados de Fe en la base
<i>Factores de drenaje:</i>			
-Peligro de Inundación	Excepcional inundable	Excepcional inundable	Excepcional inundable
-Aneabilidad	Escaso	Periódico	Periódico
-Nivel freático	A más de 50 cm	A más de 50 cm	Dentro de los 50 cm
-Permeabilidad	Moderadamente lenta	Lenta	Lenta
<i>Factores de recuperación</i>			
-Alcalinidad	Alcalino a más de 50 cm	Alcalino a 50 cm	Alcalino a 25 cm
-Salinidad	Débilmente salino	Moderadamente salino	Moderadamente salina
Vegetación	Rye-grass, Trébol blanco, Cola de zorro	Abrepuño, Cebadilla, Cardo negro	Setaria, Altamisa, Flechilla
Uso actual	Ganadería	Ganadería	Ganadería
Capacidad de Uso	VI ws	VII ws	VII ws
Índice de Productividad	13	10	12
Drenaje y/o recuperación para pasturas	Prácticas de drenaje menores	Prácticas de drenaje mayores	Prácticas de drenaje mayores

CUADRO ANEXO. Continuación

SUELO RARAMENTE INUNDABLE			
Ambiente Superficie (ha) Unidad Taxonómica dominante Paisaje	7 20.230 Pelludert Típico Cordones de Tala	8 23.911 Hapludol Thapto Árgico Cordón arenoso en dunas	9 33.192 Udipsament Típico Cordones arenosos re-trabajados
Relieve Posición Drenaje	Normal/Subnormal Loma chata Moderado	Normal Loma Moderado	Normal Loma Algo excesivo
<i>Horizonte superficial:</i> -Textura -Color en seco -Estructura -Signos de hidromorfismo	Franco arcillo limosa Pardo grisáceo oscuro Bloques subangulares No	Franco arenosa Pardo Bloques subangulares No	Arenosa Pardo Grano simple No
<i>Factores de drenaje:</i> -Peligro de Inundación -Alegabilidad -Nivel freático -Permeabilidad <i>Factores de recuperación</i> -Alcalinidad -Salinidad	Excepcional inundable Escaso A más de 50 cm Moderada  Alcalino a más de 50 cm Débilmente salino	No inundable Muy excepcional Entre 50 y 125 cm Moderada  Alcalino a 50 cm No salino	No inundable Periódico Entre 50 y 125 cm Rápida  Levemente alcalino No salino
Vegetación Uso actual Capacidad de Uso Índice de Productividad Drenaje y/o recuperación para pasturas	Pastura/Cultivos Ganadería/Agricultura IV/VI ws 22 Prácticas de drenaje menores	Pastura Ganadería/Agricultura VI/IV es 34 Prácticas de drenaje menores	Pastura Ganadería VI es 18 Prácticas de drenaje menores

## **7. Contaminación de suelos de la Región Pampeana con elementos potencialmente tóxicos**

---

*Raúl S. Lavado<sup>1</sup>*

### **Mecanismos de entrada de los elementos potencialmente tóxicos a los suelos y sus características**

Los suelos pueden estar enriquecidos con los llamados «elementos potencialmente tóxicos» (EPT). El término EPT es muy amplio e incluye a: i) los denominados «metales pesados», elementos con peso atómico superior a 63 y con una densidad mayor que  $5\text{-}6\text{ g dm}^{-3}$ ; ii) otros metales de pesos atómicos más bajos y iii) distintos metaloides y no metales (Adriano, 2001). Muchos de esos elementos son esenciales para las plantas pero, independientemente de su esencialidad, todos ellos son tóxicos a altas concentraciones. La toxicidad se debe entre las causas al estrés oxidativo a nivel celular debido a la formación de radicales libres y el reemplazo de otros metales en pigmentos o enzimas, interrumpiendo su función esencial (Henry, 2000).

Estos elementos son liberados al ambiente por procesos naturales o por procesos de origen antrópico. La presencia natural de algunos EPT en los suelos se debe a que integran minerales de los materiales originales. Es el caso de suelos originados en rocas ígneas básicas y ultrabásicas. Otra causa natural de enriquecimiento de suelos, origen geoquímico, es por ascenso capilar desde capas freáticas ricas en estos elementos. También los suelos pueden acumular EPT por deposición de partículas provenientes de erupciones volcánicas. Los suelos son uno de los mayores reservorios de estos elementos en la naturaleza (Alloway, 1995), ya que más del 90% de la contaminación ambiental producida es retenida en las partículas de suelo. Por otro lado, se encuentra la contaminación de origen antrópica, que normalmente es mucho más importante que la natural. Eso se observa en el Cuadro 7.1.

---

<sup>1</sup> Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía UBA e INBA-CONICET; e-mail: lavado@agro.uba.ar

CUADRO 7.1. Factor de enriquecimiento antropogénico (AEF), a partir de emisiones globales anuales (adaptado de Walker *et al.*, 2001).

Metal	Fuentes antropogénicas (A) (industria, etc.)	Fuentes naturales (volcanes, etc.)	Total (T)	AEF (A/T)x100 %
Cadmio (Cd)	8	1	9	89
Plomo (Pb)	300	10	310	97
Cinc (Zn)	130	50	180	72
Manganeso (Mg)	40	300	340	12
Mercurio (Hg)	100	50	150	66

La contaminación de origen antrópico está asociada con la elevación del nivel de vida de la población humana, lo que ocasiona consecuencias no deseadas para el medio ambiente (Adriano, 2001). Los contaminantes provienen principalmente de la vida urbana (uso vehicular, residuos urbanos sólidos y residuos cloacales), la industria en su conjunto, la minería y la producción agropecuaria (Pais y Benton Jones, 2000). La actividad agropecuaria contamina principalmente a través del uso de insumos. Entre ellos se encuentran fertilizantes, calcáreo y yeso, enmiendas orgánicas (estiércol y otros como biosólidos (barros cloacales digeridos anaeróbicamente), pesticidas y demás agroquímicos, agua de riego, etc. (Ferguson, 1990).

Entre los insumos, los biosólidos han sido extensamente estudiados, y actualmente se destaca la importancia de los estiércoles. Esto se debe a que algunos EPT como As, Co, Cu, Fe, Mn, Se y Zn integran la dieta de pollos y otros animales domésticos, como cerdos. Esto se hace para estimular el crecimiento y aumentar la eficiencia en la alimentación, y otros propósitos, elevando claramente las concentraciones de EPT en los residuos (Sims *et al.*, 1994). Por ello, se encuentran altas concentraciones de EPT en suelos enmendados con estiércoles.

El comportamiento de los EPT en el medio ambiente está determinado por sus formas fisicoquímicas específicas, más que por su concentración total (Tack y Verloo, 1995). En términos generales se considera que hay relación entre la concentración de EPT extractables en los suelos y la toma y acumulación de EPT por los cultivos (Fergusson, 1990). En los suelos, los EPT se distribuyen en varias formas, relacionadas, en mayor o menor grado, con su disponibilidad para las plantas. Por otro lado, los metales de fuentes antropogénicas son potencialmente más móviles que los heredados del material geológico (Kabata-Pendias, 1993). En suelos que reciben EPT contenidos en residuos se suele sobrestimar la biodisponibilidad (Basta *et al.*, 2005). Esta mayor biodisponibilidad ha sido demostrada en experimentos con macetas y en condiciones de campo.

En algunos casos excepcionales de suelos naturales desarrollados a partir de rocas ricas en estos metales, y en suelos contaminados, entre el 30 a 60 por ciento de los EPT pueden estar en formas lábiles (Singh *et al.*, 1995). La disponibilidad también depende de otros factores, entre ellos las especies vegetales (Saverbeck y Hein, 1991).

Un problema muy estudiado fue el desarrollo de metodologías analíticas para determinar la disponibilidad de los EPT. La mayoría de los estudios encontró que la concentración total de EPT en suelos no correlaciona con la concentración de ellos en planta. Por otro lado, pese a lo que se esperaba, muchos autores encontraron un muy pobre comportamiento de los reactivos de extracción suaves. De esa manera se han encontrado pocos casos de elevadas relaciones entre EPT extraídos con EDTA, DTPA, u otros extractantes suaves, y la concentración de ellos en plantas (Dudka *et al.*, 1996; Grant *et al.*, 1998; McLaughlin *et al.*, 2000a). Pese a las limitaciones existentes los extractantes suaves (quelantes, sales diluídas y otros) se utilizan para «estimar tentativamente» la concentración biodisponible de los EPT y la determinación de total se utiliza en el uso de regulaciones.

La acumulación de EPT en el suelo, afecta a la flora microbiana, los cultivos y las plantas silvestres. En particular, muchos de estos elementos son fácilmente asimilados por las plantas y algunos de ellos (Cd, Cu, Ni, Pb y Zn) significan una amenaza para el medio ambiente y la salud, debido a su toxicidad potencial y acumulación en la cadena alimenticia (McLaughlin *et al.*, 1999). En casos extremos, pueden provocar la contaminación de aguas subterráneas y superficiales por escorrentía y lixiviación (Han *et al.*, 2000).

### **Efecto de los elementos potencialmente tóxicos sobre las plantas**

La acumulación de EPT en las plantas es el proceso inicial por el cual los EPT pueden entrar en la cadena alimentaria (Quian *et al.*, 1996). Las plantas pueden absorber grandes cantidades de EPT, pero las raíces generalmente acumulan la mayor parte, y frecuentemente, constituyen el sitio de almacenamiento. Esto evita que los tallos y granos acumulen concentraciones que lleguen a niveles tóxicos (Grifferty y Barrington, 2000). Las plantas poseen diferentes mecanismos de resistencia al estrés causado por los metales pesados, para lo cual se reconocen 5 mecanismos: i) reducción de la absorción; ii) secuestro en organelas subcelulares; iii) precipitación como sales insolubles; iv) complejación con compuestos orgánicos de bajo peso molecular y v) extrusión activa desde de la membrana plasmática (Brune *et al.*, 1994).

Las plantas poseen tres estrategias básicas para crecer sobre suelos contaminados (Raskin *et al.*, 1994). Hay plantas exclusoras de metales, las cuales previenen la entrada de EPT y restringen la acumulación de los metales en las raíces. Otra estrategia es la de las plantas acumuladoras, las cuales pueden concentrar metales en sus partes aéreas, en niveles que exceden varias veces el nivel presente en el suelo. Estas plantas son capaces de absorber altos niveles de EPT y concentrarlos en raíces, tallos y hojas (Raskin *et al.*, 1994; Cunningham y Ow, 1996). Sin embargo, la mayoría de las plantas acumulan metales en sus tejidos aéreos, reflejando el nivel de metal en el suelo y sufriendo el impacto de los EPT en sus características y rendimiento (Ghosh y Singh, 2005). En este caso, cuando la fuente de metales pesados es el suelo, en general los niveles decrecen en el orden: raíces > tallos > hojas > frutos > semillas. Los aportes por deposición aérea pueden cambiar este orden. Chaney y Giordano (1997) clasificaron al B, Cd, Mn, Mo, Se y Zn como elementos fáciles de translocar a la parte superior de las plantas. Ni, Co y Cu como intermedios, y Cr, Pb y Hg como EPT los translocados en última instancia. Finalmente, cuando el suelo es la fuente de los EPT biológicamente activos, éstos pueden afectar adversamente la salud humana en varias formas. Pueden causar enfermedades mediante su entrada directa al cuerpo a través de consumo o inhalación, y a través de heridas (Oliver, 1997). Para algunos elementos hay claras evidencias de que son causa de enfermedades, como sucede Cd, Pb, Se y Zn (Chaney *et al.*, 1999).

Una vez producida la contaminación, debe procederse a la rehabilitación de los ambientes afectados. Para ello se utilizan distintas estrategias de remediación. La remediación es el conjunto de técnicas que se aplican con el fin de eliminar o reducir la carga de elementos contaminantes en los suelos, por debajo de niveles tóxicos. Entre ellas se destaca la «fitoremediación», que es la utilización de plantas «hiperacumuladoras» para eliminar contaminantes del suelo (Chaney *et al.*, 1997). Esta técnica posee utilidad práctica potencial, con mayor efectividad y menor costo que otras actualmente en uso.

## **Contaminación de suelos de la Región Pampeana**

La Región Pampeana abarca aproximadamente 60 millones de hectáreas y se distribuye en las provincias de Buenos Aires, Santa Fe, Córdoba, Entre Ríos, San Luis y La Pampa. Es el centro de la actividad productiva agropecuaria nacional y donde se ubican las ciudades más populosas de la Argentina. Los suelos predominantes en el área pertenecen al Orden de los Molisoles, entre ellos Argiudoles, Hapludoles, Haplustoles y otros subgrupos (Lavado, 2006). Los principales materiales originales de los suelos fueron sedimentos de

tipo loésico (Teruggi e Imbellone, 1987), de baja concentración en EPT. Los suelos tampoco fueron afectados significativamente por el vulcanismo. Se conocen algunos casos de contaminación natural de origen geoquímico, por ejemplo, con arsénico, en áreas periféricas de la región (Lavado y Reinaudi, 1979; Lavado *et al.*, 1983; Reinaudi y Lavado, 1978).

Los suelos de la ciudad de Buenos Aires difieren significativamente en el contenido de EPT de los suelos agrícolas o con pasturas circundantes. Esto es principalmente debido a las industrias, tráfico vehicular y otras fuentes de contaminación. Esto se observa en la Figura 7.1. En estos suelos urbanos, las concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn fueron mucho mayores que los límites de varios estándares internacionales, como por ejemplo, la Organización Mundial de la Salud (Lavado *et al.*, 1998).

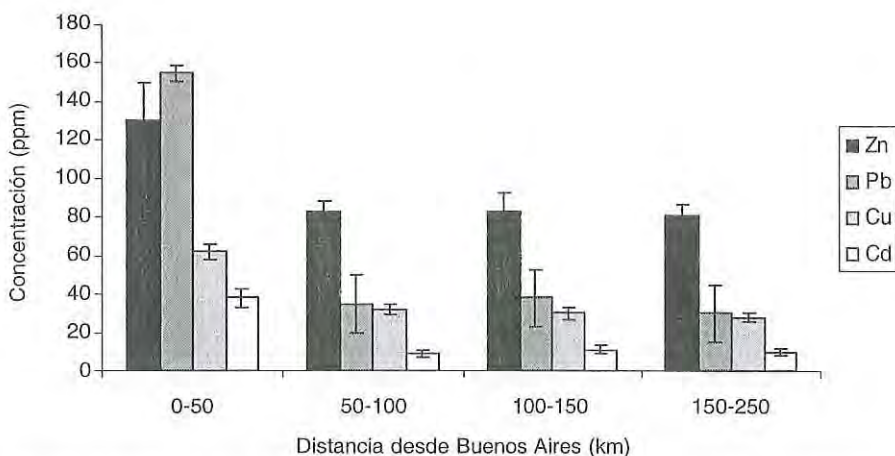


FIGURA 7.1.- Niveles de Cd, Cu, Pb y Zn en suelos de Buenos Aires y sus suburbios, y de áreas concéntricas ubicadas hasta 250 km de distancia de la urbe (adaptado de Lavado *et al.* 1998).

Dentro de la propia ciudad, se encontraron mayores concentraciones de algunos EPT entre los suelos de áreas industriales, en comparación con áreas residenciales (Llosa *et al.*, 1990). En otras áreas suburbanas industrializadas también se encontraron elevados valores de metales pesados e hidrocarburos de petróleo (Andrade *et al.*, 2002). Por otro lado, los suelos del Gran La Plata localizados cerca de rutas y autopistas, se encuentran enriquecidos en Pb y Zn respecto a suelos lejanos a las vías de comunicación (Camilión *et al.*, 1995).

La mayoría de los suelos agrícolas de la Región Pampeana no muestran signos de contaminación con EPT. Las concentraciones y valores de disper-



sión de EPT en estos suelos son similares a las observadas en otros suelos no contaminados en diferentes continentes (Lavado *et al.*, 2004). En la Figura 7.2 se presentan valores medios en suelos y su dispersión.

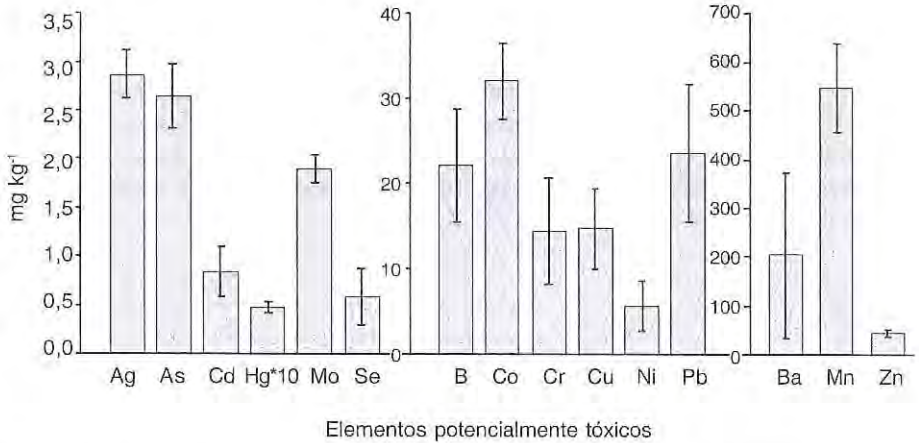


FIGURA 7.2. Valores medios y dispersión de 15 EPT en diferentes suelos de la Región Pampeana (adaptado de Lavado *et al.*, 2004).

Dentro de ese panorama, las concentraciones de Ba, Cr, Hg y Ni se encuentran en el segmento más bajo del promedio de valores de diferentes partes del mundo (Frinck, 1996; Berrow and Reaves, 1984). También, algunos de los elementos considerados (As, Cr and Ni) se encuentran en el mismo rango que suelos arenosos de otros países, es decir suelos con baja concentración natural de EPT (Dudka, 1993). Todos los elementos con alto riesgo potencial del ambiente se encuentran en concentraciones menores que el rango admisible de la UE (Berrow and Reaves, 1984). Las concentraciones de As y Pb son órdenes de magnitud menores que los límites de concentración permisibles de la norma US-EPA 501 (Dudka and Miller, 1998).

Además del material original de los suelos, la razón principal de este panorama es que en la región existe baja densidad poblacional, no existen la minería metalífera y las empresas industriales están mayoritariamente localizadas en las inmediaciones de las ciudades. Las concentraciones en las capas profundas de los suelos en comparación con el «solum» se presentan en el Cuadro 7.2. Estos datos muestran que la concentración de EPT en las capas profundas de los perfiles (2,00- 2,50 m), el antiguo material loésico, no difiere de los suelos superficiales (0,00-1,00 m de profundidad). Esta es una evidencia directa de la ausencia de contaminación antrópica de los suelos. Estos datos son consis-

tentes con los resultados obtenidos por Camilión *et al.* (1996) quienes encontraron que las concentraciones de Cu, Pb y Zn en dos paleosuelos fueron similares a la de un actual Argiudol Vértico sobrepuesto a ellos.

CUADRO 7.2. Concentración promedio de EPT a profundidad de 2,00-2,50m y a 0,00-1,00 (mg kg<sup>-1</sup>) en suelos de la región (adaptado de Lavado *et al.*, 2004).

PTE	Argiudol Vértico		Argiudol Típico		Hapludol Típico	
	2,00-2,50	0,00-1,00	2,00-2,50	0,00-1,00	2,00-2,50	0,00-1,00
Cd	0,90	0,64	0,84	0,82	0,44	0,55
Cr	34,27	33,88	ND	12,81	ND	8,14
Cu	33,93	32,67	22,10	16,45	12,30	13,22
Ni	18,60	15,23	ND	9,03	ND	4,35
Pb	65,73	36,34	21,07	15,71	19,05	12,53
Zn	83,50	85,05	56,06	59,57	32,60	41,11

La distribución de los EPT en los suelos muestra un patrón de máxima concentración en el horizonte B o un incremento de la concentración hacia la profundidad del suelo. Los patrones de distribución dependen de cada EPT y del tipo de suelo (Lavado *et al.*, 2004). Como se ha encontrado en otras regiones del mundo (Berrow y Reeves, 1984), esta forma de distribución de los EPT en los perfiles de suelos está principalmente relacionada al material parental y los procesos pedogénéticos, pero no a contaminación antrópica.

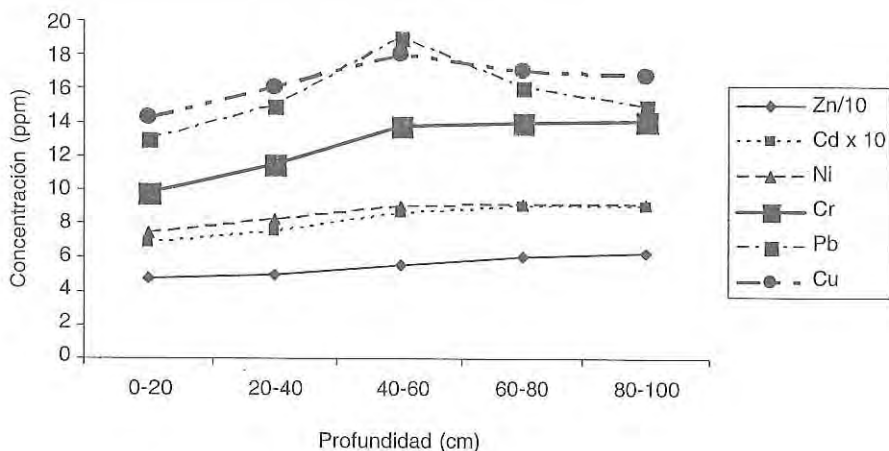


FIGURA 7.3. Variación de la concentración de 6 EPT en profundidad, promedio de Argiudoles Típicos (adaptado de Lavado *et al.* 2004).

La Figura 7.3 muestra la distribución de seis EPT en profundidad, en promedio de varios Argiudoles Típicos de la Región Pampeana. En los suelos de la región, los EPT se encuentran principalmente en las fracciones menos solubles, lo que constituye otra confirmación que no existe contaminación de suelos en las zonas agrícolas lejanas a las poblaciones (Lavado y Porcelli, 2000; Torri y Lavado, 2002; Orroño y Lavado, 2009). En cultivos como trigo, maíz, girasol, soja y otros también se encontró que no existe acumulación de EPT en hojas, tallos y raíces. En pasturas cercanas a rutas y caminos se encontraron algunos casos de acumulación de EPT, atribuidos a deposición atmosférica. Se observó, confirmando resultados previos, que la soja es la especie que posee mayor capacidad de acumular EPT (Lavado, 2006).

El riesgo potencial de contaminación antropogénica de estos suelos estaría ligado a la utilización continua de fertilizantes, agroquímicos o abonos orgánicos, como estiércoles o biosólidos (Lavado *et al.*, 2005; Lavado *et al.*, 2006; Rodríguez y Lavado, 2004). En relación con los fertilizantes fosfatados, en un ensayo de largo plazo desarrollado en Pergamino, se encontró un leve incremento de Co, Cu, Ni y Pb, atribuido a la fertilización (Lavado *et al.*, 1999). Sin embargo, en otro estudio similar, en un área cercana no se observó una acumulación significativa de EPT (Zubillaga y Lavado, 2002). De todas maneras, por el momento, los fertilizantes fosfatados no se vienen utilizando en altas dosis en los cultivos extensivos. Pese a ese panorama global, algunas áreas localizadas de la región han comenzado a mostrar el conocido proceso de acumulación antropogénica de EPT documentado en otras áreas del mundo (Fergusson, 1990). Por ejemplo, suelos ubicados en los cinturones hortícolas, que se encuentran alrededor de las ciudades. Reizábal *et al.* (2000) encontraron niveles tóxicos de Cu y Zn, atribuidos al uso intensivo de agroquímicos, fertilizantes y enmiendas, en el área de cultivos intensivos ubicada alrededor de Bahía Blanca.

Un problema estudiado localmente se refiere al desarrollo analítico para diagnosticar los problemas de contaminación con EPT. Así, en suelos de la Región Pampeana que recibieron biosólidos, se encontró que la concentración de EPT extractables con EDTA no siempre presentó alta correlación con los contenidos de ellos en cultivos como maíz y trigo. Por el contrario, en varios casos se encontraron altas correlaciones entre los contenidos de EPT totales en suelos y en planta (Lavado *et al.*, 2006). Las correlaciones encontradas entre concentraciones de EPT en suelos y cultivos fueron principalmente para algunos elementos micronutrientes. La excepción fue Pb en trigo. Esto se observa en el Cuadro 7.3.

CUADRO 7.3. Correlación entre el contenido de EPT en suelo y EPT extractables con EDTA y el contenido EPT total en plantas de trigo y maíz (mg kg<sup>-1</sup>) (adaptado de Lavado *et al.*, 2006).

Cultivo	Variable independiente	Variable dependiente	Equación de regresión	R	r <sup>2</sup>
Maíz	Mn total en suelo	Mn en biomasa aérea	$Y = -43,45 + 0,15 X$	0,40	15,70 **
	Cu EDTA extractable en suelo	Cu en granos	$Y = -1,30 + 2,54 X$	0,82	67,60 ***
Trigo	Pb Total en suelo	Pb en biomasa aérea	$Y = 0,43 + 0,13 X$	0,87	75,70 ***
	Zn en suelo	Zn en biomasa aérea	$Y = 10,65 \cdot (\ln X) - 24,60$	0,70	49,90 ***
	Cu Total en suelo	Cu en granos	$Y = 0,63 - 0,06 X$	0,84	70,80 ***
	Pb Total en suelo	Pb en granos	$Y = 0,40 + 0,14 X$	0,85	72,25 ***
	Zn Total en suelo	Zn en granos	$Y = 15,73 \cdot (\ln X) - 8,01$	0,68	46,80 ***

\*\*\*: Significancia 0,1%

\*\*: Significancia 1%

En la región se observó que cuando los suelos se contaminan con EPT en formas solubles, los metales son lentamente transformados en formas estables a lo largo del tiempo (Orroño y Lavado, 2009). No obstante, Cd y Zn permanecen en las formas más solubles e intercambiables. El Cr, por el contrario, fue principalmente localizado en la fracción más insoluble, que principalmente comprende a los minerales silicatados estructurales del suelo. Esta fracción es considerada inerte. En estados de disponibilidad intermedia se encuentran el Cu, que forma complejos con muchos grupos funcionales de los ácidos húmicos y fulvicos, y el Ni y el Pb, que se asocian principalmente a los carbonatos y óxidos de Al, Fe y Mn.

En síntesis, por sus características pedogenéticas, demográficas y productivas, los suelos de la Región Pampeana no ha sufrido hasta el presente un gran impacto de acumulación de EPT. Se exceptúa la periferia de las ciudades y pueblos, donde se llevan a cabo innumerables actividades, como producción

nes animales y agrícolas intensivas, proyectos agroindustriales, desarrollos paisajísticos, etc. Estas actividades están haciendo uso de un alto nivel de insumos. A estas fuentes locales de EPT, se suman los procesos de orden general, deposición atmosférica, por ejemplo. Todo esto contribuye a ubicar estos problemas ambientales en las zonas periurbanas.

## Sumario

---

- a. Los suelos pueden estar enriquecidos con «elementos potencialmente tóxicos» (EPT), que incluyen a metales pesados y elementos esenciales para las plantas que alcanzan toxicidad a elevadas concentraciones.
- b. La contaminación con EPT es de origen natural y/o antrópico, esta última asociada con el nivel de vida de la población.
- c. La absorción de EPT por los cultivos se relaciona con su biodisponibilidad, más que por su concentración en el suelo.
- d. La actividad agropecuaria contamina principalmente a través del uso de insumos, como por ejemplo, los fertilizantes, el calcáreo y el yeso, las enmiendas orgánicas, los pesticidas y demás agroquímicos y el agua de riego.
- e. La acumulación de EPT en las plantas es el proceso inicial de entrada a la cadena alimentaria. Sin embargo, las raíces generalmente acumulan la mayor parte y frecuentemente constituyen el sitio de almacenamiento.
- f. Las plantas poseen diferentes mecanismos de resistencia al estrés causado por los metales pesados, para lo cual se reconocen 5 mecanismos: i) reducción de la absorción; ii) secuestro en organelas subcelulares; iii) precipitación como sales insolubles; iv) complejación con compuestos orgánicos de bajo peso molecular y v) extrusión activa desde de la membrana plasmática.
- g. Las plantas poseen tres estrategias básicas para crecer sobre suelos contaminados: a) hay plantas «excluidoras de metales», las cuales previenen la entrada de EPT y restringen la acumulación de los metales en las raíces; b) hay «plantas acumuladoras», las cuales pueden concentrar metales en sus partes aéreas, en niveles que exceden varias veces el nivel presente en el suelo; y c) la mayoría de las plantas que acumulan metales en sus tejidos aéreos, reflejando el nivel de metal en el suelo y sufriendo el impacto de los EPT en sus características y rendimiento.
- h. La remediación es el conjunto de técnicas que se aplican con el fin de eliminar o reducir la carga de elementos contaminantes en los suelos, por debajo de niveles tóxicos. La «fitorremediación» es la utilización de plantas «hiperacumuladoras» para eliminar contaminantes del suelo.

i. La mayoría de los suelos agrícolas de la Región Pampeana no muestran signos de contaminación con EPT. Las concentraciones y valores de dispersión de EPT en estos suelos son similares a las observadas en otros suelos no contaminados en diferentes continentes.

j. Los suelos de la ciudad de Buenos Aires difieren significativamente en el contenido de EPT de los suelos agrícolas o con pasturas circundantes. Esto es principalmente debido a las industrias, tráfico vehicular y otras fuentes de contaminación. También los suelos del Gran La Plata localizados cerca de rutas y autopistas, se encuentran enriquecidos en Pb y Zn respecto a suelos lejanos a las vías de comunicación.

k. El riesgo potencial de contaminación antropogénica de los suelos agrícolas pampeanos estaría ligado a la utilización continua de fertilizantes, agroquímicos o abonos orgánicos, como estiércoles o biosólidos. Por ejemplo, se encontraron niveles tóxicos de Cu y Zn, atribuidos al uso intensivo de agroquímicos, fertilizantes y enmiendas, en áreas con cultivos intensivos.

## Referencias

- ADRIANO, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of heavy metals. 2<sup>nd</sup> ed. Springer, New York, p 867.
- ALLOWAY, B.J. 1995. Heavy metals in soils. Second Edition. Blackie and professional, London, Glasgow, U.K., p 332.
- ANDRADE, M.L.; M.L. REYZABAL; P. MARCET and M.J. MONTERO. 2002. Industrial Impact on Marsh Soils at the Bahía Blanca, Argentina. *Journal of Environmental Quality* 31: 532-538.
- BASTA, N.T.; J.A. RYAN and R.L. CHANEY. 2005. Trace element chemistry in residual-treated soil: Key concepts and metal bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 34: 49-63.
- BERROW, M.L. and G.A. REAVES. 1984. Background levels of trace elements in soils. *In: International Conference on Environmental Contamination*, pp 333-340. London, England Edinburgh, UK, CEP Consultants Ltd.
- CAMILION, M.; M. HURTADO; A. ROCA; M. DA SILVA; L. MORMENEO y B. GUICHON. 1995. Niveles geogénicos en metales pesados en suelos del partido de La Plata y sus alrededores. *Proceedings IV Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses* 2: 57-65.
- CAMILIÓN, M.; M. HURTADO; A. ROCA y M. DA SILVA. 1996. Niveles de Cu, Pb y Zn en Molisoles, Alfisoles y Vertisoles platenses, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *In: Actas del XIII Congreso Latinoamericano de Ciencia del Suelo*, pp 9-16. Aguas de Lindola, Brazil.
- CHANEY, R.L. and P.M. GIORDANO. 1997. In soils for the management of organic wastes and waste waters. *Eds. L.F. Elliot and F.J. Stevenson*, Soil Science Society of America, Am. Soc. Agron. Cop Sci. Soc. Am., Madison, pp 235-279.
- CHANEY, R.L.; Y.M. LI; J.S. ANGLE; A.J.M. BAKER; S.L. REEVES; F.A. BROWN; F.A. HOMER; M. MALIK and M. CHIN. 1999. Improving metal hyperaccumulators wild plants to develop commercial phytoextraction systems: Approaches and progress. *In: phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, (eds.) Terry, N. and Bañuelos, G.S., Press, C.R.S., Boca Raton, FL, pp 129-158.

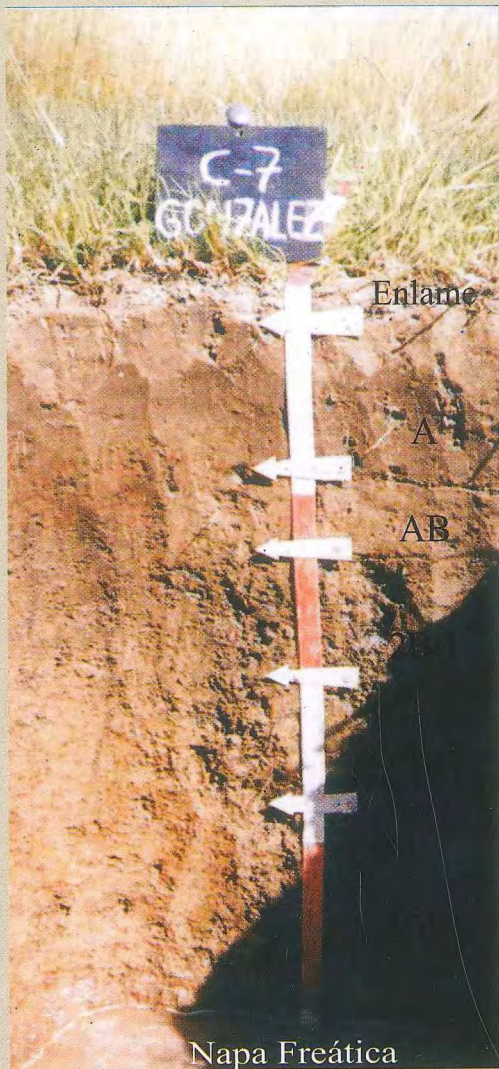
- CUNNINGHAM, S.D. and D.W. OW. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology* 110: 715-719.
- DUDKA, S. 1993. Baseline concentrations of As, Co, Cr, Cu, Ga, Mn, Ni and Se in surface soils, *Poland Applied Geochemistry* 2: 23-28.
- DUDKA, S.; R. PONCE-HERNANDEZ; G. TATE and T.C. HUTCHINSON. 1996. Forms of Cu, Ni and Zinc in soils of Sudbury, Ontario and metal concentrations in plants. *Water, Air and Soil Pollution* 90: 531-542.
- DUDKA, S. and W.P. MILLER. 1999. Permissible concentration of arsenic and lead in soils based on risk assessment. *Water Air and Soil Pollution* 113: 127-132.
- FERGUSON, J.E. 1990. The heavy elements: Chemistry, environmental impact, and health effects. Pergamon Press, New York.
- FRINK, C.R. 1996. A perspective on metals in soils. *Journal of Soil Contamination* 5: 329-359.
- GHOSH, M. and S.P. SINGH. 2005. A review of phytoremediation of heavy metals and utilisation of its byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research* 1: 1-18.
- GRANT, C.A.; W.T. BUCKEY; L.D. BAILEY and F. SELLES. 1998. Cadmium accumulation in crops. *Can. J. Plant Sci.* 78: 1-17.
- GRIFFERTY, A. and S. BARRINGTON. 2000. Zinc uptake by Young Wheat Plants under Two Transpiration Regimes. *Journal of Environmental Quality* 29: 443-446.
- HAN, F.X.; W.L. KINGERY; H.M. SELIM and P. GERARD. 2000. Accumulation of heavy metals in a long - term poultry waste amended soil. *Soil Science* 165: 260-268.
- HENRY, J.R. 2000. *In: An Overview of Phytoremediation of lead and Mercury*. NNEMS Report. Washington, D.C., pp 3-9.
- KABATA-PENDIAS, A. 1993. Behavioral properties of trace metals in soils. *Applied Geochemistry Suppl.* 2: 3-9.
- LAVADO, R.S. and N.B. REINAUDI. 1979. «Fluoride in salt-affected soils of La Pampa (Rep. Argentina)». *Fluoride* 12(1): 28-32.
- LAVADO, R.S.; N.B. REINAUDI y J.A. VAQUERO. 1983. «Fluor en aguas, suelos y vegetación del oeste bonaerense». *Ciencia del Suelo* 1(1): 9-14.
- LAVADO, R.S.; M.B. RODRIGUEZ; J.D. SCHEINER; M.A. TABOADA; G. RUBIO; R. ÁLVAREZ; M. ALCONADA and M.S. ZUBILLAGA. 1998. Heavy metals in soils of Argentina: Comparison between urban and agricultural soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29: 1913-1917.
- LAVADO, R.S.; C.A. PORCELLI and R. ÁLVAREZ. 1999 Concentration and distribution of extractable elements in a soil as affected by tillage and fertilization. *The Science of the Total Environment* 232: 185-191.
- LAVADO, R.S. and C.A. PORCELLI. 2000. Contents and main fractions of trace elements in Typic Argiudolls of the Argentinean Pampas. *Chemical speciation and Bioavailability* 12: 67-70.
- LAVADO, R.S.; M.S. ZUBILLAGA; R. ÁLVAREZ and M.A. TABOADA. 2004 Baseline levels of potentially toxic elements in pampas soils. *Soil and Sediment Contamination: an International Journal* 13: 329-339.
- LAVADO, R.S.; M.B. RODRÍGUEZ and M.A. TABOADA. 2005. Treatment with biosolids affects soil availability and plant uptake of potentially toxic elements. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 109: 360-364.
- LAVADO R.S.; M. RODRÍGUEZ; R. ÁLVAREZ; M.A. TABOADA and M.S. ZUBILLAGA. 2006. Transfer of potentially toxic elements from biosolid-treated soils to maize and wheat crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118: 312-318.

- LLOSA, R.; G. NORIEGA; E. NEGRO DE AGUIRRE y E. KESTEN. 1990. Niveles de plomo, cadmio, zinc y cobre en suelos del área metropolitana y suburbana de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 8: 3-8.
- McLAUGHLIN, M.J. and B.R. SINGH. 1999. Cadmium in soil and plants. In: Cadmium in soil and plants, (eds.) McLaughlin and Singh, B.R., Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, pp 257-267.
- McLAUGHLIN, M.J.; D.R. PARKER and J.M. CLARKE. 1999. Metals and nutrients-Food safety issues. *Field Crops Research* 60: 143-163.
- McLAUGHLIN, M.J.; B.A. ZARCINAS; D.P. STEVENS and N. COOK. 2000a. Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31: 1661-1700.
- OLIVER, M.A. Soil and Human health: a review. 1997. *European Journal of Soil Science* 48: 573-592.
- ORRÑO, D.I. and R.S. LAVADO. 2009 Distribution of extractable Heavy Metals in different Soil Fractions. Chemical Speciation and Bioavailability (en prensa).
- PAIS, I. and J. BENTON JONES. 2000. The Handbook of Trace Elements. Ed. St. Lucie Press, Boca Raton, Florida, pp 8-10.
- QUIAN, J.; Z. WANG; X. SHAN; Q. TU; B. WEN and B. CHEN. 1996. Evaluation of plant availability of soil trace metals by chemical fractionation and multiple regression analysis. *Environmental Pollution* 91: 309-315.
- RASKIN, I.; P.B.A.N. KUMAR; S. DUSHENKOV and D. SALT. 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion Biotechnology* 5: 285-290.
- REIZÁBAL, L.; L. ANDRADE; P. MARCET and M. MONTERO. 2000. Effect of long-term cultivation on zinc and copper contents in soils from the Bahía Blanca horticultural belt (Argentina). *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 31: 1155-1167.
- REINAUDI, N.B. y R.S. LAVADO. 1978. «Contaminación con arsénico, paralela a la salinización y alcalinización por el agua de riego». *Turrialba* 28(2): 155-157.
- RODRÍGUEZ, M.B. and R.S. LAVADO. 2004. Uptake and distribution of trace elements by soybean from a physically degraded soil treated with biosolids. *Agrochimica* 48(1-2): 1-10.
- SAVERBECK, D.R. and A. HEIN. 1991. The Ni uptake from different soils and its prediction by chemical extractions. *Water, Air and Soil Pollution* 57-58: 861-871.
- SMITH, S.R. 1994. Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. In: Ni, Cu and Zn uptake and toxicity to Reygrass. *Environmental Pollution* 85: 321-327.
- TACK, F.M.G. and M.G. VERLOO. 1995. Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. *International Journal of environmental Analytical Chemistry* 59: 225-238.
- TERUGGI, M.E. y P.A. IMBELLONE. 1987. Paleosuelos loessicos superpuestos en el pleistoceno superior-holoceno de la región de La Plata. Provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 5: 175-188.
- TORRI, S.I. y R.S. LAVADO. 2002. Distribución y disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en suelos representativos de la provincia de Buenos Aires enmendados con biosólidos. *Ciencia del Suelo* 20: 98-109.
- WALKER, H.C.; S.P. HOPKIN; R.M. SIBLY and D.B. PEAKALL. 2003. In: Principles of Ecotoxicology. 3th edition. Taylor & Francis. New York. USA. ISBN:0-7484-0939-4.
- ZUBILLAGA, M.S. y S.R. LAVADO. 2002. Efecto de la fertilización fosfatada prolongada sobre el contenido de elementos traza en un Argiudol típico. *Ciencia del Suelo* 20: 110-113.



*Esta edición se terminó de imprimir  
en el mes de agosto de 2009*

**ORIENTACIÓN GRÁFICA EDITORA SRL**  
Gral. Rivas 2442 - C1417FXD Buenos Aires - Argentina  
Tel./Fax (011) 4501-5427 / 4504-4851  
e-mail:sergiowaldman@yahoo.com.ar  
www.ogredit.com.ar



Las alteraciones de la fertilidad restringen o impiden a menudo la expresión del potencial de fertilidad de los suelos. Nuestro país posee grandes superficies afectadas por alteraciones tales como la acidez, el halomorfismo, la anegabilidad, la contaminación con metales y químicos, y otros.

El presente libro compendia la experiencia reunida por los autores de cada capítulo, a menudo con información muy reciente y difícil de hallar en otros medios. Su interés abarca desde los estudiantes de cursos de suelos y ciencias ambientales, los profesionales del sector y -por qué no- productores y público en general relacionado con estas temáticas.

ISBN 978-950-29-1162-5



9 789502 911625



EDITORIAL FACULTAD AGRONOMÍA  
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES