
“Variabilidad espacial de la salinidad y su efecto en la vegetación en el Ex lago de Texcoco: Implicaciones para su monitoreo por percepción remota”

Tesis Doctoral

Norma Fernández Buces

Asesora

Dra. Christina Siebe Grabach

Junio, 2006



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

El secreto de la felicidad no es
hacer lo que uno disfruta; sino
disfrutar lo que uno hace.

James Barrie

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México y al Instituto de Geología por darme la oportunidad y brindarme el espacio para mi formación académica.

Al CONACYT (Ref. 27944-T) y al PAPIIT (Ref. IN107998) por el financiamiento otorgado al proyecto.

A las diferentes instancias que me otorgaron beca o apoyos económicos para la realización de mis estudios: al CONACYT (No. 138492) por la beca otorgada de 1999 a 2001. A la Dirección General de Estudios de Posgrado (DGEP) por la beca proporcionada de 2001 a 2003. Al Programa de Apoyo a los Estudios de Posgrado (PAEP) por el apoyo brindado en el año 2002 para la corroboración de algunos resultados de este trabajo en una zona similar en la laguna de Cuitzeo, Michoacán. Al Posgrado en Ciencias Biológicas por su apoyo para mi participación en actividades académicas de índole Nacional e Internacional.

Agradezco a los miembros del jurado por sus aportes y comentarios al trabajo. Al Dr. José Luis Palacio Prieto (Presidente) y al Dr. Gerardo Bocco Verdinelli (Vocal) por su apoyo en lo referente a los sistemas de información geográfica y sus observaciones. A la Dra. Silke Cram Heydrich y a la Dra. Patricia Dávila Aranda (Vocales) por sus comentarios, apoyo y confianza. Al Dr. Alfonso Valiente Banuet por su revisión y comentarios para mayor claridad y mejoramiento del trabajo. Al Dr. Alejandro Velázquez Montes por sus comentarios en lo referente a los métodos de análisis multivariados.

Agradezco muy especialmente a la Dra. Christina Siebe Grabach, por la dirección de esta tesis y la confianza puesta en mi trabajo. Le agradezco todo el apoyo económico, académico y moral brindados.

A la M. en C. Kumiko Shimada por el gran apoyo en el análisis químico de tantas muestras. Le agradezco su paciencia y profesionalismo. Agradezco el apoyo de su equipo, Lucero, Sr. Jorge y Sr. Roberto.

Al Ing. Solís de la Gerencia del Proyecto Lago de Texcoco de la CNA por las facilidades brindadas para la realización de este trabajo; particularmente a Luz Helena, Olga y Vicente por el gran apoyo que me dieron en campo.

Al M. en C. Salvador Sánchez del Instituto Politécnico Nacional por su apoyo para la identificación taxonómica de las especies y al M. en C. Armando Peralta del Instituto de Geografía de la UNAM, por la toma de imágenes aéreas.

A todos los integrantes del Laboratorio de Edafología Ambiental (LEA) por su apoyo en las diversas campañas de muestreo y en la preparación y análisis de las muestras.

Contenido

CONTENIDO

1.0	INTRODUCCION	1
2.0	MARCO TEÓRICO	12
	2.1.- Salinidad en suelos	12
	2.2.- Calidad de sitios afectados por sales	17
	2.3.- Efectos de la acumulación de sales sobre las propiedades de los suelos y plantas	20
	2.4.- La vegetación en condiciones salino sódicas	27
	2.5.- Desempeño de las plantas en gradientes salinos en función de su tolerancia	34
	2.6.- Dinámica en comunidades vegetales	38
	2.7.- Monitoreo de suelos afectados por sales	52
3.0	HIPOTESIS	55
	3.1.- Hipótesis generales	55
	3.2.- Hipótesis particulares	56
4.0	OBJETIVOS	58
	4.1.- Objetivo general	58
	4.2.- Objetivos particulares	58
5.0	CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	60
	5.1.-Localización	60
	5.2.- Antecedentes históricos de la desecación de la zona	61
	5.3.- Caracterización ambiental	63
	5.4.- Origen y problemática de la salinización en la ZFLT	75
6.0	METODOLOGIA	79
	6.1.- Muestreo	79
	6.2.- Muestreo de suelos.	82
	6.3.- Muestreo de vegetación.	89
	6.4.- Medición de la respuesta espectral de superficies	94
7.0	RESULTADOS	99
	7.1.- Estado actual de la salinización del suelo y su variación espacial	99
	7.2.- Evaluación de la afectación salina: identificación de sitios con diferente calidad de suelo	125

7.3.- Composición y tolerancia de la vegetación en los suelos salino-sódicos de la ZFLT	147
7.4.- Mapeo de la salinidad del suelo usando un índice de respuesta espectral combinada para suelo descubierto y vegetación	169
8.0 DISCUSION	186
8.1.- Estado actual de la salinización del suelo y su variación espacial	186
8.2.- Evaluación de la afectación salina: identificación de sitios con diferente calidad de suelo	191
8.3.- Composición y tolerancia de la vegetación en los suelos salino-sódicos de la ZFLT.	193
8.4.- Mapeo de la salinidad del suelo usando un índice de respuesta espectral combinada para suelo descubierto y vegetación	202
9.0 CONCLUSIONES	206
9.1.- Estado actual de la salinización del suelo y su variación espacial	206
9.2.- Evaluación de la afectación salina: identificación de sitios con diferente calidad de suelo	207
9.3.- Composición y tolerancia de la vegetación en los suelos salino-sódicos de la ZFLT.	207
9.4.- Mapeo de la salinidad del suelo usando un índice de respuesta espectral combinada para suelo descubierto y vegetación	208
10.0 BIBLIOGRAFIA	210
ANEXOS	
Anexo 1.- Descripción y análisis de 6 perfiles de suelos.	
Anexo 2.- Agrupación de polígonos del área de estudio en función del análisis de similitud de colores, patrones y texturas en una imagen aérea digital. Clasificación manual.	
Anexo 3.- Distribución de la función profundidad de la conductividad eléctrica (CEe) y el RAS suelos descubiertos, con vegetación y combinados de ambos.	
Anexo 4.- Clasificación por calidad de sitio resultante para los suelos de 0 a 40 cm de profundidad.	

Índice de Cuadros

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.1.-	Características físicas, químicas y biológicas del suelo propuestas como indicadores de la calidad del suelo (Doran y Parkin, 1994)	4
Cuadro 2.1.-	Efectos de la salinidad y sodicidad del suelo en sus propiedades.	20
Cuadro 2.2.-	Clasificación de suelos según su conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEe.) y el radio de absorción de sodio (RAS).	27
Cuadro 2.3.-	Clasificación de especies halófitas	28
Cuadro 2.4.-	Adaptaciones ecológicas, morfológicas y fisiológicas adoptadas por las plantas.	29
Cuadro 2.5.-	Factores que afectan la tasa de excreción de sales	32
Cuadro 5.1.-	Especies halófitas y glicófitas tolerantes reportadas para el área de estudio. (modificado de SRH, 1971; SARH, 1981).	74
Cuadro 6.1.-	Características generales de las imágenes digitales utilizadas en este trabajo.	95
Cuadro 7.1.1.-	Resultado del ANOVA anidado para la conductividad eléctrica y los cálculos para obtener la asignación proporcional de la varianza (Sokal y Rohlf, 2000).	103
Cuadro 7.1.2.-	Resultado del ANOVA anidado para el pH y los cálculos para obtener la asignación proporcional de la varianza (Sokal y Rohlf, 2000).	104
Cuadro 7.1.3.-	Áreas ocupadas en la ZFLT en diciembre de 1999 por diferentes tipos de coberturas de suelo	106
Cuadro 7.1.4.-	Datos promedio de suelos (ponderados por profundidad de horizonte en el espacio superficial de 0 a 15 cm) en polígonos (Pol.) y sus variantes (subpolígonos) (Sub. Pol.) de sitios descubiertos, dados por distintos colores.	109
Cuadro 7.1.5.-	Datos promedio de suelos (ponderados por profundidad de horizonte en el espacio superficial de 0 a 15 cm) en polígonos (Pol.) y sus variantes (subpolígonos) (Sub. Pol.) de sitios con vegetación, dadas por distintas asociaciones.	110
Cuadro 7.1.6.-	Datos promedio de suelos (ponderados por profundidad de horizonte en el espacio superficial de 0 a 15 cm) en polígonos de sitios combinados (vegetados con baja cobertura vegetal y grandes manchones de suelo descubiertos).	111
Cuadro 7.1.7.-	Valores promedio de características de suelo en los primeros 15 cm de profundidad para diferentes tipos de cobertura superficial.	111
Cuadro 7.1.8.-	Frecuencia de correspondencias entre la distribución vertical de las sales (CEe y RAS) y el patrón de distribución vertical de la textura del suelo.	122

Cuadro 7.2.1.-	Valores promedio ponderados de variables edáficas y edafocológicas a lo largo de los primeros 40 horizontes del suelo por sitio (perfil).	125
Cuadro 7.2.2.-	Valores máximos y mínimos de las variables edáficas y edafocológicas consideradas para una profundidad de 0 a 0.40 m	127
Cuadro 7.2.3.-	Asignación proporcional de la varianza por componente principal.	128
Cuadro 7.2.4.-	Pesos asignados a cada variable por componente principal.	128
Cuadro 7.2.5.-	Organización jerárquica de los conglomerados en grupos	131
Cuadro 7.2.6.-	Asignación proporcional de la varianza por componente principal.	133
Cuadro 7.2.7.-	Pesos asignados a cada variable por componente principal.	133
Cuadro 7.2.8.-	Clasificación por calidad del suelo considerando los horizontes dentro de los primeros 40 cm.	136
Cuadro 7.2.9.-	Listado de especies identificadas en las zonas planas (praderas) del área de estudio.	140
Cuadro 7.2.10.-	Asociaciones vegetales correspondientes a cada clase de calidad del suelo en orden decreciente de afectación por sales.	142
Cuadro 7.3.1.-	Resultado del ajuste gaussiano del Índice de Dominancia por especie a diferentes niveles de conductividad eléctrica (CEe) y sodio (RAS). Se incluyen los parámetros del modelo según ecuación 7 correspondientes al máximo (a), óptimo (b), y tolerancia (x_0), así como la bondad del ajuste (r^2) (Jongman, Ter Braak y Van Tongeren, 1995).	148
Cuadro 7.3.2.-	Distribución proporcional de la varianza en tres ejes canónicos considerando 15 especies de halófitas y 10 variables edáficas con promedios ponderados registrados en los primeros 40 cm de suelo. Eigenvalores significativos (>2.40).	158
Cuadro 7.3.3.-	Distribución proporcional de la varianza en tres ejes canónicos considerando 15 especies de halófitas y 10 variables edáficas con promedios ponderados registrados en los primeros 15 cm de suelo. Eigenvalores significativos (> 2.40).	161
Cuadro 7.3.4.-	Pesos y variables integrantes del modelo multiplicativo no paramétrico que mejor explica (xR^2) la distribución del índice de dominancia de cada especie bajo diferentes condiciones del suelo.	164
Cuadro 7.3.5.-	Valores máximos, mínimos y promedios de las variables superficiales medidas en los sitios de muestreo.	166
Cuadro 7.3.6.-	Gradiente de variables considerado desde un sitio con malas condiciones edáficas a uno con condiciones mejores.	166
Cuadro 7.4.1.-	Clases de vegetación en función de los diferentes valores de CEe y RAS.	179

Cuadro 7.4.2.-	Intervalos de confianza (80%) para COSRI y la CEe en el extracto de saturación.	180
Cuadro 7.4.3.-	Intervalos de confianza (80%) para COSRI y el RAS en el extracto de saturación.	181
Cuadro 7.4.4.-	Resultados de la validación del modelo. Valores observados (laboratorio) y esperados (estimados por modelo) de la conductividad eléctrica (CEe) y el radio de absorción de sodio (RAS) usando 11 sitios maestras dentro de dos imágenes aéreas.	185

Índice de Figuras

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1.-	Ubicación de las principales zonas afectadas por sales a nivel mundial (Fuente: Szabolcs, 1989).	1
Figura 1.2.-	Distribución de zonas afectadas por sales en la República Mexicana. (Gama-Castro et al., 1992)	2
Figura 2.1.-	Clasificación de suelos normales, salinos, sódicos y salino-sódicos a partir de la conductividad eléctrica y la proporción de iones de sodio. Fuente: Brady y Weil, 1996.	12
Figura 2.2.-	Principales factores promotores de la salinización de un suelo.	14
Figura 2.3.-	Distribución de las sales en función de su solubilidad bajo ambientes húmedos y secos, considerando fuentes atmogéneas y topogéneas. (Modificado de Schlichting, sin publicar)	15
Figura 2.4.-	Representación de una arcilla mineral laminar con sus láminas de triadas, sus innumerables cargas negativas y sus cationes adsorbidos en superficies externas e internas. Se presenta la distribución iónica en la superficie en función de la distancia hacia la solución del suelo y su zona activa formando una doble capa difusa, cuya amplitud va a estar dada por la concentración de iones en la solución acuosa (Integrado de Brady y Weil, 1999; White 2000).	21
Figura 2.5.-	Representación esquemática del proceso de dispersión de arcillas ante elevadas concentraciones de sodio intercambiable. (Integrado de Tanji, 1999; Brady y Weil, 1999; White 2000).	22
Figura 2.6.-	Patrones de abundancia hipotética de especies vegetales (A-I) a lo largo de un gradiente ambiental siguiendo la conceptualización de Clements (1916; 1936). La comunidad cambia por completo en el tiempo conforme cambia el ambiente. Existen asociaciones de especies claramente identificables en cada etapa. (modificado de Kent y Coker 1992).	43
Figura 2.7.-	Respuesta del ecosistema a disturbios aleatorios recurrentes que reinician el proceso de sucesión en bosques templados. (modificado de Delcourt y Delcourt, 1991).	44
Figura 2.8.-	Distribución de especies bajo el concepto de "Florística inicial" de Engler. (Modificado de Wilson et al., 1992)	44
Figura 2.9.-	Patrones de abundancia hipotética de especies vegetales a lo largo de un gradiente ambiental, siguiendo la conceptualización de Gleason (1962). No es factible identificar asociaciones de especies particulares de cada condición dentro del gradiente ambiental. Las especies obedecen a distintos niveles de tolerancia para ubicarse a lo largo del gradiente y por consiguiente, no es factible definir una comunidad repetible (modificado de Kent y Coker 1992).	46
Figura 2.10.-	Descripción gráfica de los tres modelos de los mecanismos que rigen el proceso de sucesión en comunidades planteados por Connell y Slatyer (1977).	48

Figura 5.1.-	Localización del área de estudio.	60
Figura 5.2.-	Lagos del Valle de México a principios del siglo XVI. Principales diques y calzadas de la gran Tenochtitlán. (Fuente: Cruickshank, 1995)	61
Figura 5.3.-	Climograma de la zona de estudio desarrollado a partir de datos meteorológicos registrados de 1978 a 1988 en la estación Texcoco.	64
Figura 5.4.-	Mapa altimétrico del área de estudio.	65
Figura 5.5.-	Esquema hidrológico en torno a la Zona Federal del ex Lago de Texcoco. Aportes y salidas de agua (Modificado de Cruickshank, 1995).	68
Figura 6.1.-	Localización de la ZFLT y el área de estudio.	79
Figura 6.2.-	Diagrama esquemático del anidamiento en los sitios de muestreo utilizado.	80
Figura 6.3.-	Diferentes patrones y colores de afloramiento de sales en suelos desnudos: (a) granuloso, b) motas, c) formación de polígonos gruesos por propiedades taquíricas, c) polígonos finos y franjas de sales, d) montículos y e) jaspeado.	83
Figura 6.4.-	Diagrama del procedimiento estandarizado de análisis de muestras en laboratorio.	83
Figura 6.5a.-	Ajuste de dos modelos lineales a la correlación entre el sodio y la conductividad eléctrica (CE) en extracto acuoso considerando por separado dos niveles de dilución: 1:10 (triángulos) y 1:100 (círculos).	85
Figura 6.5b.-	Ajuste de un modelo lineal a la correlación entre el sodio y la conductividad eléctrica (CE) en extracto acuoso (1:10 y 1:100) para todas las muestras.	85
Figura 6.6.-	Curva del número de especies presentes en función del área de muestreo. Los puntos corresponden al número promedio y las barras al error estándar.	90
Figura 6.7.-	Esquema de ubicación de radios formando cuartos de muestreo y ubicación de los cuadrantes reticulados (a cada 10 cm).	91
Figura 7.1.1.-	Secuencia típica de horizontes en suelos sin vegetación y suelos con vegetación. El jaboncillo y los estratos arenosos intercalados constituyen los horizontes C.	100
Figura 7.1.2.-	Mapa de distribución de los tres principales tipos de suelo presentes en la ZFLT. Los achurados corresponden a sitios no muestreados, cuyo tipo de suelo ha sido inferido a partir de su similitud con sitios inmediatos muestreados.	102
Figura 7.1.3.-	Distribución de la varianza en la CEe de los horizontes superficiales (0-30m) en función de la distancia entre sitios.	104
Figura 7.1.4.-	Distribución de la varianza del pH en función de la distancia.	105
Figura 7.1.5.-	Relación entre la CEe y los colores superficiales del suelo.	106
Figura 7.1.6.-	Mapa corolocromático de la ZFLT en donde se identifican los diferentes tipos de coberturas de suelos descubiertos y vegetación.	107

	Los distintos colores en la figura representan los diferentes colores y tonalidades de cada polígono del suelo descubierto (blanco, beige, gris y café) y con vegetación de pastizal (verde claro) o arbustiva y pastizal (verde oscuro), según se identifican en la imagen aérea.	
Figura 7.1.7.-	Variación en la distribución a profundidad de la CEE y el RAS en suelos descubiertos con distintas tonalidades ubicados a menos de 30 metros de distancia dentro de un mismo polígono (sitio) de muestreo. Se presentan los resultados para dos polígonos de muestreo (sitio 59 y sitio 17) y sus sub-polígonos.	113
Figura 7.1.8.-	Variación en la distribución a profundidad de la CEE y el RAS en suelos combinados con distintas tonalidades ubicados a menos de 30 metros de distancia dentro del polígono de muestreo número 64.	113
Figura 7.1.9.-	Variación en la distribución a profundidad de la CEE y el RAS en suelos con vegetación con distintas tonalidades ubicados a menos de 30 metros de distancia dentro de un mismo polígono de muestreo (sitio 120).	114
Figura 7.1.10.-	Aspecto general de las costras superficiales identificadas.	114
Figura 7.1.11.-	Variación a profundidad de la CEE y el RAS en dos posiciones del surco en un mismo sitio.	115
Figura 7.1.12.-	Variabilidad en la distribución vertical de las sales en sitios con vegetación. Nótese la presencia de costras superficiales altamente salinas. (Nota: no se utilizan escalas iguales en todas las gráficas pues se pierde la visualización de la gran variabilidad).	116
Figura 7.1.13.-	Variabilidad en la distribución vertical de las sales en sitios combinados. Nótese que a profundidad, la distribución de las sales llega a ser similar en sitios con y sin vegetación.	117
Figura 7.1.14.-	Variabilidad en la distribución vertical de las sales en sitios con vegetación. Nótese el abrupto aumento en la salinidad a profundidades mayores a 40 cm, el cual no es coincidente con la profundidad a la que se registra el jaboncillo.	118
Figura 7.1.15.-	Correlación entre la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEE) y el radio de absorción de sodio (RAS).	119
Figura 7.1.16.-	Ejemplo de correspondencias directas (D) e indirectas (I) entre las fluctuaciones en la distribución vertical de las sales y las fluctuaciones en la distribución vertical de la textura	120
Figura 7.1.17a.-	Análisis de comparación de distribuciones utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la distribución de arena y la C.E. y el RAS a lo largo de los perfiles. Sobre el eje de las x se distribuyen los diferentes horizontes que integran cada uno de los sitios señalados con números de forma consecutiva.	123
Figura 7.1.17b.-	Análisis de comparación de distribuciones utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la distribución de limo y la C.E. y el RAS a lo largo de los perfiles. Sobre el eje de las x se distribuyen los diferentes horizontes que integran cada uno de los sitios señalados con números de forma consecutiva.	123
Figura 7.1.17c.-	Análisis de comparación de distribuciones utilizando la prueba de	124

	Kolmogorov-Smirnov para la distribución de arcilla y la C.E. y el RAS a lo largo de los perfiles.	
Figura 7.1.18.-	Análisis de comparación de distribuciones utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la distribución de C.E. y el RAS a lo largo de los perfiles.	124
Figura 7.2.1.-	Dendrograma de clases de suelo considerando los horizontes dentro de una profundidad de 0 a 40 cm. (Distancia Euclidiana, método de varianza mínima de Ward).	130
Figura 7.2.2.-	Dendrograma agrupando sitios con similitud multivariada considerando los horizontes dentro de los primeros 40 cm de suelo y las variables de mayor importancia. (Distancia Euclidiana y método de mínima varianza de Ward).	134
Figura 7.3.1.-	Modelo teórico de respuesta a la conductividad eléctrica (CEe) de la comunidad de plantas halófitas en las planicies de la ZFLT.	153
Figura 7.3.2.-	Modelo teórico de respuesta al radio de adsorción de sodio (RAS) de la comunidad de plantas halófitas en las planicies de la ZFLT.	153
Figura 7.3.3.-	Distribución de valores óptimos e intervalos de tolerancia de cada especie a lo largo de un gradiente de conductividad eléctrica (CEe).	155
Figura 7.3.4.-	Distribución de valores óptimos e intervalos de tolerancia de cada especie a lo largo de un gradiente de valores del radio de adsorción de sodio (RAS).	156
Figura 7.3.5.-	Gráfico dual (Biplot) de ordenación del CCA para 15 especies halófitas (círculos) en 40 sitios (triángulos) considerando 10 variables del suelo a profundidad de 0-40 cm. Al corte de una R2 de 0.341 aparecen las variables RAS(log), CEe(log), Prof. Del Solum (log) y Prof. al Horiz. tixotrópico como las más relevantes en explicar esta variabilidad. Los vectores de las variables se proyectaron en ambas direcciones de acuerdo con Jongman, Ter Braak y Van Tongeren (1995) para identificar gradientes en la ubicación de los sitios y las especies dentro del gráfico.	159
Figura 7.3.6.-	Gráfico dual (Biplot) de ordenación del CCA para 15 especies halófitas (círculos) en 40 sitios (triángulos) considerando 10 variables del suelo a profundidad de 0-15 cm. Al corte de una R2 de 0.353 aparecen las variables RAS (log), CEe (log), % de Arcilla y % de Limo como las más relevantes en explicar esta variabilidad. Los vectores de las variables se proyectaron en ambas direcciones de acuerdo con Jongman, Ter Braak y Van Tongeren (1995) para identificar gradientes en la ubicación de los sitios y las especies dentro del gráfico.	162
Figura 7.3.7.-	Curvas de respuesta por especie generadas a partir de modelos multiplicativos no paramétricos a lo largo de un gradiente teórico de calidad ambiental. Los valores de dominancia del eje Y han sido eliminados ya que para que las curvas fueran legibles en una misma figura hubo que dividir entre 10 la respuesta de las especies <i>E. mexicana</i> y <i>H. jubatum</i> ; entre 1000 las respuestas de <i>S. oleraceus</i> y <i>T. officinale</i> , y entre 1500 la respuesta de <i>S. torreyana</i> .	167

Figura 7.3.8.-	Diagrama de distribución de óptimos y tolerancias por especie a lo largo de un gradiente ambiental multivariado que refleja el cambio de una condición de calidad de sitio desfavorable a una más favorable. Se consideraron solamente las especies con un ajuste aceptable al modelo de RMNP establecido. Los números en el eje de las x no representan valor alguno, solamente reflejan un gradiente de calidad de sitio.	168
Figura 7.4.1.-	Promedios calculados de NDVI y error estándar de diferentes plantas halófitas.	169
Figura 7.4.2.-	Correlación entre el Índice Normalizado de Diferenciación Vegetal (NDVI) y a) la conductividad eléctrica (CEe), b) radio de absorción de sodio (RAS), en suelo superficial (0-15 cm).	170
Figura 7.4.3.-	Respuesta espectral de diferentes especies de plantas en las primeras cuatro bandas del espectro.	171
Figura 7.4.4.-	Promedio calculado de NDIV y error estándar de diferentes colores/patrones de suelo descubierto.	171
Figura 7.4.5.-	Ajuste de modelo exponencial para a) la conductividad eléctrica (CEe), b) radio de absorción de sodio (RAS), estimación utilizando el 'índice combinado de respuesta espectral (COSRI).	173
Figura 7.4.6.-	Valores estimados por modelo exponencial en una imagen Landsat (1:70,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI) con definición arbitraria de clases. El color verde representa superficies donde la CEe permite el crecimiento de la vegetación. a) Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.826$). b) Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.751$). c) Imagen Landsat original (ETM bandas 1 a 3)(tamaño de píxel de 30x30 m).	175
Figura 7.4.7.-	Valores estimados por modelo exponencial en una imagen aérea multiespectral (1:10,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI) con definición arbitraria de clases. El color verde representa superficies donde la CEe permite el crecimiento de la vegetación. a) Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.826$). b) Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.751$). c) Imagen aérea original (pancromática) (tamaño de píxel de 2.6x2.6 m).	176
Figura 7.4.8.-	Correlación entre color/patrón de suelo superficial y a) conductividad eléctrica (CEe), b) radio de absorción de sodio (RAS).	177
Figura 7.4.9.-	Correlación entre la conductividad eléctrica (CEe) y el radio de absorción de sodio (RAS) y a) riqueza de especies (número de especies), b) cobertura total.	178
Figura 7.4.10.-	Valores estimados por modelo exponencial en una imagen Landsat	183

(1:70,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI) con rasgos superficiales como referencia de límites de clase e intervalos de confianza del 80%. El color verde representa superficies donde la CEe permite el crecimiento de la vegetación.

a) Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm).

b) Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm).

c) Imagen Landsat original (ETM bandas 1 a 3)(tamaño de píxel de 30x30 m)

Figura 7.4.11.-

Valores estimados por modelo exponencial en una imagen aérea multiespectral (1:10,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI), con rasgos superficiales como referencia de límites de clase e intervalos de confianza del 80%. El color verde representa superficies donde la CEe permite el crecimiento de la vegetación.

184

a) Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm).

b) Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm).

c) Imagen aérea original (pancromática) (tamaño de píxel de 2.6 x 2.6 m).

RESUMEN

La salinización de los suelos es un problema importante y de difícil solución a nivel mundial. Tiene efectos perceptibles a diferentes escalas de resolución, dados por una distribución espacial y temporal de las sales en el suelo muy heterogénea. Esto se atribuye a las diversas fuentes de aporte, y a la gran dinámica de las sales en el suelo. Por ello las técnicas convencionales de estudio de suelos no resultan apropiadas para el monitoreo, ya que requieren tiempos y costos elevados. El mosaico de concentraciones salinas ofrece diferentes oportunidades para las plantas, las que colonizan y proliferan en estas condiciones gracias a adaptaciones morfológicas, ecológicas y fisiológicas. No obstante, la vegetación halófila pocas veces es utilizada como un indicador para el monitoreo de la salinidad en estos suelos, y poco se conoce sobre la colonización de sitios altamente salinos y el proceso de sucesión ecológica en estas comunidades. El objetivo general de esta tesis fue estudiar la relación entre la distribución espacial de las sales en el suelo y la cobertura vegetal, así como analizar el proceso de reemplazo de especies en función de su tolerancia a las sales. La información de la cobertura vegetal en conjunto con propiedades particulares de suelos descubiertos se utilizó para elaborar mapas detallados de distribución de sales a partir de sensores remotos y demostrar que es posible monitorear usando percepción remota cambios en propiedades tan dinámicas como la salinidad de los suelos en tiempos cortos y a bajo costo.

El sitio seleccionado para el estudio fue la Zona Federal del exLago de Texcoco, en el Estado de México. Éste tiene un clima templado-seco con alta evaporación, y presenta una fuerte afectación por sales producto de quinientos años de desecación gradual. El suelo muestra diferentes grados de afectación salina y sobre él se encuentra una comunidad halófila en diferentes estadios de desarrollo.

Se utilizó un muestreo anidado para identificar la variabilidad espacial en la distribución de la sal, seguido de un muestreo estratificado basado en la clasificación de una fotografía aérea. Se describieron perfiles de suelo en 86 sitios y se determinó la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEe) y la razón de absorción de sodio (RAS) en 475 muestras. También se analizaron 21 especies vegetales en lo referente a su abundancia, frecuencia, altura y cobertura en 44 de dichos sitios. Se calculó un índice de dominancia por especie en cada sitio. Se practicaron mediciones radiométricas (en 4 bandas) de elementos de suelo y vegetación con las que se desarrolló un algoritmo para mapear la distribución de

las sales utilizando imágenes remotas a diferentes escalas y considerando los cambios en la vegetación como un indicador.

Se utilizaron técnicas de análisis geoestadístico (distribución espacial de la variabilidad), estadística multivariada (análisis de componentes principales, de conglomerados jerárquico y no jerárquico, análisis de correspondencia canónica) y análisis estadísticos paramétricos (intervalos de confianza probabilística), para lograr los diferentes objetivos de la tesis. Se analizaron modelos gaussianos de tolerancia de especies y modelos de simulación de hábitat (hyperniche).

La distribución horizontal y vertical de las sales resultó muy heterogénea, con grandes cambios en salinidad a distancias muy cortas (<10m). La distribución vertical de la sal está muy relacionada con cambios texturales; sin embargo, los análisis arrojaron que otros factores, como la profundidad al horizonte tixotrópico y la profundidad fisiológica, son los responsables de los patrones observados. El análisis estadístico multivariado permitió identificar 12 clases de calidad de sitio. Las clases con suelos descubiertos (clases 2, y 4) corresponden a sitios con muy alta concentración de sal y sodio, con horizontes tixotrópicos muy cerca de la superficie, suelos fisiológicamente someros y texturas predominantemente arcillosas. En el otro extremo del dendrograma, los sitios con vegetación (clases 8 a 12) corresponden a suelos de profundidad fisiológica mediana a muy somera, con el horizonte tixotrópico a más de 40 cm de profundidad, una textura más arenosa que los anteriores, de franco arcillo arenosa a arenosa franca, y conductividad eléctrica menor a 60 dS/m.

Se identificaron dos especies como las colonas de sitios altamente salinizados, *Distichlis spicata* (L) y *Suaeda torreyana* (Watts); siendo la primera, la más abundante en toda la zona de estudio. Se modeló (curvas gaussianas) la respuesta de cada especie en función de su tolerancia a la sal y sodio, se estimaron los valores de desarrollo óptimo y ámbito de tolerancia y con ello se identificaron tres estadios de la comunidad vegetal (diferente composición de especies) conforme se reducen las condiciones salinas del sitio. Asimismo se analizaron de forma integrada aquellas variables edáficas que definen la mayor proporción de la variabilidad observada en la distribución del índice de dominancia de la vegetación, mediante un programa de simulación de hábitat. Con ello se identificaron los diferentes estadios en la vegetación conforme mejoran las condiciones de calidad del suelo.

Finalmente se elaboró un Índice Combinado de Respuesta Espectral para suelos descubiertos y vegetación que correlacionó fuertemente con la conductividad eléctrica y el radio de adsorción de sodio ($R=-0.885$ y $R= -0.857$, respectivamente).

Se modeló el comportamiento de esta correlación ($R^2= 0.826$, $R^2= 0.751$) y dichas ecuaciones fueron utilizadas para generar mapas de salinidad a dos escalas de resolución con confiabilidad del 83 y 75% para la C.E.e y el RAS, respectivamente.

Esta tesis presenta una contribución metodológica integrada, que ayuda a entender los procesos funcionales inherentes a suelos salinos, su origen, su efecto en la vegetación y su representación espacial. Combina el análisis de diferentes factores particulares de disciplinas como la edafología, la ecología vegetal y la percepción remota, que usualmente no se analizan de forma conjunta, para obtener una visión integral de la variabilidad espacial de la salinidad y su efecto en la vegetación en el Ex lago de Texcoco, así como sus implicaciones para su monitoreo por percepción remota.

ABSTRACT

Soil salinization is an important problem world wide. Its effects are observed at different scales of resolution as spatial salt distribution is very heterogeneous. This is a consequence of different sources of salts, as well as the wide dynamics of salts along soil profile. Therefore conventional soil analysis techniques are not appropriate as they require high times and costs.

Salt concentration mosaic offers different opportunities for plants, which colonize and prosper under these conditions due to their morphological, ecological and physiological adaptations. Nevertheless, halophytic vegetation is seldom used as an indicator for monitoring salts in soils, and little is known of their colonization process under the framework of ecological succession.

The general objective of this thesis was to study the relation between spatial distribution of salts and vegetation cover, as well as analyze the species interchange process related to their individual salt tolerances.

The information on vegetation cover and salt affected soil properties was used to elaborate detailed maps of salt distribution using remote sensors, making it a use full tool for the efficient and low cost monitoring of dynamic soil properties as salts.

The selected study site was the Federal Zone of the former Texcoco Lake, in the state of Mexico. It has a template-dry climate, with high evaporation and a strong salt affectation as a consequence of more than 500 years of gradual evaporation.

Texcoco soil shows different degrees of salt affectation and a well established halophytic community exists under different development degrees.

A nested sampling was used to identify spatial variability in salt distribution, followed by a stratified sampling based on the classification of an aerial photograph.

Soil profiles were analyzed in 86 sites. Electric conductivity in the saturation extract (EC_e), as well as sodium absorption ratio (SAR) were estimated in a total of 475 soil samples. Conjunctly, 21 plant species were studied in a total of 44 sites. Vegetation parameters like abundance, frequency, plant height and cover were measured and a Dominance Index was estimated for each species at each site.

Four band radiometric measurements were taken of bare soil and vegetation targets. With reflectance values a combined spectral response index was developed to map salt distribution using remote images at different scales and considering vegetation changes as an indicator.

Geostatistical techniques (spatial distribution of variance), multivariate analysis (principal component analysis, hierarchical and non hierarchical cluster analysis,

and canonical correspondence), parametric (confidence intervals) and non parametric statistical analysis were used. Gaussian distribution models and habitat models (hyperniche) were elaborated for each species tolerances to salts.

Vertical and horizontal distribution of salts was very heterogenous, with large changes in salinity at short distances (<10m). Salt vertical distribution is highly related to textural changes; nevertheless, analysis showed that other factors like tixotropic horizon depth and physiological depth are also important variants in the observe distribution patterns.

Statistical analysis allowed the identification of 12 site quality classes. Classes 2 and 4 of bare soils showed extremely high salt and sodium concentration, with tixotropic horizons close to surface, physiologically shallow soils and dominant clayish textures. On the other side of the dendrogram, classes 8 to 12 corresponded to medium to shallow physiological depth soils, with tixotropic horizon beyond 40 cm and a predominance of sandy loam texture, with electric conductivity of less than 60 dS/m.

Two species were identified as colones of highly affected sites: *Distichlis spicata* L and *Suaeda torreyana* Watts; the first being the most abundant species in the study site.

Species tolerances to salts were adjusted to gaussian curves, optimum and tolerance were estimated and three states of different vegetation composition in the community were identified, as salt concentrations are reduced. Habitat simulation model using all soil variants explaining the largest possible variance in the dominance index distribution, showed another set plant assemblages within the community as site quality improves.

Finally, a Combined Spectral Response Index (COSRI) was estimated for bare soil and vegetation. It strongly correlated with ECe and SAR ($R = -0.885$ y $R = -0.857$, respectively). Such correlation was modeled and adjusted exponential models were used to generate salt prediction maps ($R^2 = 0.826$, $R^2 = 0.751$) at two different scales of resolution.

This thesis presents an integrated methodological contribution, which helps understand the functional processes involving salt affected soils, their origin, their effect on vegetation and their spatial representation. It combines the analysis of different disciplines as soil, ecology and remote sensing, which are usually not jointly studied. This study is an integrated vision of salinity variability and its effect on vegetation in the former lake Texcoco, as well as its implications for remote monitoring.

APORTES PARTICULARES DEL TRABAJO

Entre los aportes particulares de este trabajo se pueden mencionar los siguientes en función de que no han sido realizados con la metodología utilizada o bien no han sido practicados en la zona de estudio y por ende se desconocían al momento de inicio de esta tesis:

1. El analizar la variabilidad en la distribución de las sales en Texcoco como punto de inicio para reconocer a que escala se dan las mayores variaciones en la distribución de sales.
2. El análisis detallado y comparativo del comportamiento de la distribución de las sales a lo largo del perfil del suelo en distintos puntos dentro del área de Texcoco y su relación con algunas propiedades del suelo usualmente reconocidas como determinantes en la acumulación de sales en los horizontes, como resulta ser la textura.
3. Se presenta un método para jerarquizar sitios con distinta calidad, seleccionando variables de forma objetiva y distinguiendo los diferentes niveles de participación de cada variable en la respuesta. Este método además permite contar con una proporción de la varianza general explicada como marco de referencia.
4. El analizar la distribución de cada especie vegetal en función de su ámbito de tolerancia a las sales a lo largo de gradientes de salinidad, y la participación de los niveles de sal y sodio en la distribución observada de las especies para identificar los diferentes estadios de la comunidad conforme cambian las condiciones de afectación salina.
5. El analizar la distribución de cada especie en función de su respuesta a gradientes multivariados que integran una determinada calidad de sitio para identificar los diferentes estadios que componen la comunidad, bajo una óptica multivariada.
6. Elaboración de un procedimiento para el mapeo (y por ende el monitoreo) de salinidad del suelo con base en la respuesta espectral de suelo descubierto y vegetación, integrando un algoritmo que puede ser empleado en imágenes remotas de diferente resolución.

Introducción

1. INTRODUCCIÓN

La afectación de los suelos por sales ocasiona la pérdida de importantes zonas productivas en todo el mundo (Figura 1.1) (Ortíz, 1992a).



Figura 1.1.- Ubicación de las principales zonas afectadas por sales a nivel mundial (Fuente: Szabolcs, 1989).

Las zonas áridas y semiáridas en México ocupan aproximadamente 90 millones de hectáreas, cerca del 40% de la superficie nacional. Los suelos en estas zonas frecuentemente se encuentran afectados por sales, porque la lluvia en estos sitios es insuficiente para lavar los cationes liberados por el intemperismo de las rocas (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ etc.). Como resultado, los suelos presentan valores de pH mayores a 7, y las concentraciones de sales solubles como NaCl , CaCl_2 , MgCl_2 y KCl son elevadas (Brady y Weil, 1999). No obstante, la salinización no es un problema exclusivo de zonas áridas y semiáridas ya que es factible encontrar suelos afectados por sales en diferentes tipos de climas y condiciones de relieve (Szabolcs, 1989). En nuestro país, aproximadamente 6.8 millones de hectáreas están conformadas por suelos afectados por las sales (Figura 1.2), los que se localizan principalmente en zonas costeras y en cuencas cerradas como la zona del ex-lago de Texcoco (Ortíz, 1992a). En esta zona, si bien no corresponde a una zona árida o semiárida propiamente, la evaporación excede a la precipitación todo el año, lo que ha promovido, de forma conjunta con otros factores, la salinización de su superficie.

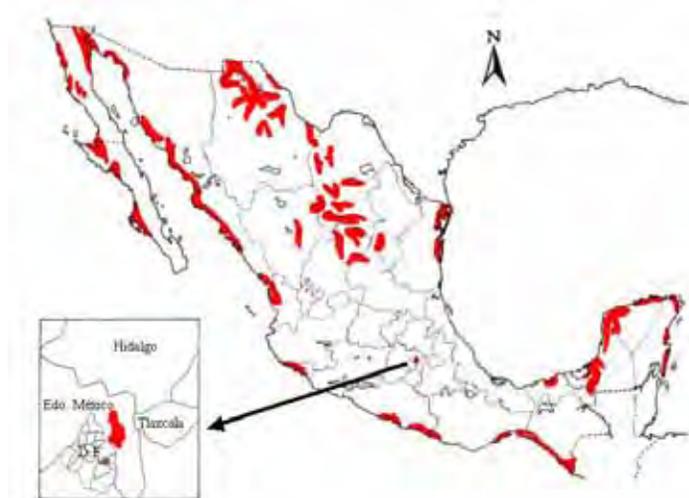


Figura 1.2.- Distribución de zonas afectadas por sales en la República Mexicana. En el recuadro se amplifica la zona afectada al centro del país, correspondiente al ex lago de Texcoco (Fuente: Gama-Castro *et al.*, 1992)

Los factores que determinan la movilidad y la acumulación de las sales en un sitio son diversos y de interacciones complejas, por lo que usualmente son poco estudiados de manera integral. Los suelos afectados por sales reciben aportes de varias fuentes, siendo el agua el medio de transporte dominante. El movimiento vertical de las sales a través del perfil ocurre en función de variaciones en diversos factores como el clima, la capacidad de drenaje del suelo, tipos y distancia a las fuentes de aporte y su fluctuación periódica, entre otros factores (Sen y Rajpurohit, 1982b; Richards, 1985; Tanji, 1996). Estos factores cambian en función de la escala de observación, por lo que a escalas regionales adquieren importancia el clima, la surgencia de agua freática y el macro-relieve, mientras que a nivel local, los factores más relevantes son las características particulares del micro-relieve y la textura del suelo.

Variaciones en las características del suelo, las fuentes de aporte y el vector movilizador resultan en un mosaico altamente cambiante de condiciones de salinidad, en espacio y tiempo (Bresler, McNeal y Carter, 1982), que va a condicionar el resultado final de la afectación; sitios con gran variación en sus fuentes, factores movilizadores y características intrínsecas del perfil del suelo pueden reflejar condiciones altamente cambiantes de afectación por sales en distancias muy cortas, resultando en una problemática difícil de analizar y estudiar a escalas regionales. Por otro lado, el análisis detallado de esta variabilidad en extensas superficies afectadas no resulta eficiente en términos de

costos y tiempos, por lo que deben buscarse indicadores adecuados a escala detallada, que puedan ser extrapolados a menores escalas de resolución.

La gran heterogeneidad en la distribución espacial de sales y su dinámica en el tiempo hace que estos sistemas sean complejos de estudiar y monitorear (Szabolcs, 1989). En muchas ocasiones la variabilidad espacial no se conoce al momento de realizar algún estudio, y se infieren indicadores que no siempre resultan ser los más apropiados a la escala en la que se presentan las mayores variaciones en los niveles de sales en el suelo. De ahí la necesidad de, además de reconocer la heterogeneidad en la distribución de las sales en un sitio por estudiar, es necesario tener un estimado de dicha variabilidad (Webster y Oliver, 2001), a fin de que los métodos y técnicas de análisis sean apropiados para caracterizar el problema.

Pocos trabajos en México analizan la distribución de sales a lo largo del perfil del suelo y su variación entre diversos puntos dentro de un mismo sitio afectado por sales; condiciones que son importantes para entender la relación entre la afectación del suelo y la presencia de especies tolerantes a la salinidad (Ortiz, 1992b; Ortiz, 1997); cuyas raíces penetran selectivamente en los horizontes del suelo en función de las concentraciones de sales presentes. La mayoría de los trabajos en salinidad analizan la problemática desde el punto de vista de la remediación (Juárez, 1967; Luna Orea y Martínez, 1981; Flores et al., 1996) o a escalas muy generales en cuanto a su distribución (Ortiz, 1992a). En el otro extremo se tienen trabajos sobre aspectos muy detallados como macro y micromorfología de estos suelos (Gutiérrez, 1997) que no pueden ser llevados a una escala de menor resolución para comprender la relación entre planta y suelo, o bien trabajos sobre la distribución de sales en los horizontes del suelo a profundidades pre-establecidas (0-30, 30-60 cm, etc.) (SARH, 1981 a,b,c; Barrera, 1999), que no permiten visualizar el comportamiento diferencial de la acumulación de sal en los distintos horizontes y su relación con algunas propiedades del suelo.

En zonas salinizadas el criterio de calidad de sitio está frecuentemente dado por la capacidad del lugar de permitir el establecimiento de una cubierta vegetal. Los principales parámetros que definen la calidad de sitios salinizados son la conductividad eléctrica y el radio de absorción de sodio, ya que estos determinan la sobrevivencia de las especies vegetales en el mismo (Tanji, 1996; Tóth et al., 1991). Sin embargo, existen varios factores físicos, químicos y biológicos que influyen en el efecto que la salinidad y la alcalinidad tienen sobre los organismos (Doran y Parkin, 1994). Por ejemplo, altos contenidos de materia orgánica y texturas francas y limosas amortiguan el efecto nocivo que altas concentraciones de sales ejercen

sobre el potencial osmótico del suelo. Por lo tanto, para analizar el efecto de la salinidad del suelo sobre la vegetación, se requiere considerar de forma simultánea diversas variables dentro de un índice de calidad de suelo, integrando las principales características que determinan el efecto de la sal sobre la vegetación en cada sitio (Kerr, 1992; Larson y Pierce. 1994).

No existe un lote de indicadores básicos que sean los más adecuados para conformar dicho índice; en la literatura se mencionan una serie de propiedades del suelo que permiten visualizar condiciones generales del funcionamiento del suelo e indicar rutas a seguir en caso de requerirse un análisis más detallado (Doran y Parkin, 1994). En el cuadro 1.1 se muestran algunas de las propiedades más comúnmente utilizadas para evaluar la calidad del suelo.

Cuadro 1.1.- Características físicas, químicas y biológicas del suelo propuestas como indicadores de la calidad del suelo (Doran y Parkin, 1994)

<i>Propiedades del suelo</i>	
Indicadores físicos	textura
	profundidad de desarrollo
	penetrabilidad de raíces
	densidad aparente e infiltración
	capacidad de retención de agua
	contenido de agua
Indicadores químicos	temperatura
	carbono y nitrógeno orgánico totales
	pH
	conductividad eléctrica
	contenido de N, P y K
Indicadores biológicos	biomasa microbiana (C y N),
	biomasa (C/C org. Total)
	nitrógeno potencialmente mineralizable
	respiración del suelo, respiración/biomasa

La combinación de varias de las propiedades anteriores dentro de un índice de calidad del suelo (Doran y Parkin, 1994; Etchevers, 1999) permite calificar a los sitios y obtener una secuencia de sitios de menor a mayor calidad para un uso específico. No obstante, la elección de los parámetros y particularmente de los pesos que deban ser asignados a los mismos dentro de dicho índice es un problema complejo, que muchas veces se realiza de forma subjetiva, o considerando solamente algunas variables como las más determinantes de la calidad. Un ejemplo de ello se puede encontrar en los trabajos de Richards, (1985) en donde se evalúa la calidad del suelo considerando solamente la conductividad eléctrica y el RAS. Otros trabajos, como el de Doran y Parkin (1994) consideran como buenas indicadoras de calidad del suelo a la textura, la profundidad

fisiológica, la capacidad de retención de agua, el pH y la conductividad eléctrica; Harris y Bezdicek (1994) y Linden et al. (1994) utilizan una combinación de aspectos descriptivos y analíticos de forma cualitativa; Dick (1994) y Duxbury y Nkambule (1994) interpretan la actividad química de enzimas o el nitrógeno orgánico. No existen métodos o técnicas únicas o más adecuadas, sino cada técnica puede resultar apropiada en algunos casos y bajo circunstancias particulares. No obstante, poder contar con métodos que permitan seleccionar variables de una forma más objetiva y distinguan los diferentes niveles de participación de cada variable en la respuesta, resulta de gran utilidad. En Ecología, problemáticas similares se han abordado utilizando técnicas de análisis exploratorio multivariado; sin embargo, no existen trabajos que apliquen estas técnicas para analizar y caracterizar sitios con diferente calidad. En este trabajo se propone un método de calificación de sitios con distinta calidad utilizando métodos de análisis multivariado para elegir los mejores indicadores entre diversas variables edáficas e identificar su participación proporcional (pesos) dentro un índice de calidad.

La presencia de altos contenidos de sales representa una limitante para el desarrollo vegetal. Sitios con distinta calidad de afectación por sales ofrecen diferentes oportunidades para las plantas, las que colonizan y proliferan en estas condiciones en función de sus adaptaciones morfológicas, ecológicas y fisiológicas particulares (Sen y Rajpurohit, 1982a y b; Sen, Rajpurohit y Wissing, 1982; Sen et al., 1992; Tanji, 1996). La salinidad afecta el crecimiento radicular y ejerce efectos adversos sobre el tallo y las hojas (Morales, 1997). En suelos salinos solamente pueden desarrollarse plantas con adaptaciones morfológicas (p.e. glándulas y vesículas) y fisiológicas (p.e. acumulación de electrolitos y ácidos orgánicos en vacuolas para contrarrestar los efectos osmóticos) que les permitan minimizar el efecto negativo de las sales (Sen, Rajpurohit, y Wissing, 1982). El efecto de la salinidad sobre la morfología y fisiología de la vegetación puede inferirse a través de su desempeño bajo diferentes condiciones salinas, el cual se ve reflejado como cambios en el índice de dominancia de cada especie (Osorio et al., 1996).

Una planta no puede considerarse halófito por el sólo hecho de encontrarse en un suelo afectado por sales, ya que algunas plantas glicófitas pueden crecer en estos suelos durante la temporada de lluvias, cuando la salinidad es considerablemente reducida. De igual manera, la distribución heterogénea de la salinidad anteriormente referida, puede derivar en el establecimiento de una glicófito en un manchón con baja concentración de sales, lejos del cual le sería imposible existir (Ortiz, 1992b). Por ello, para poder afirmar que una planta es

realmente tolerante a la salinidad se requiere conocer la distribución de la sal en el suelo, la profundidad a la cual se desarrollan las raíces y registrar la presencia de estas plantas en condiciones de alta salinidad (estiaje) y en diferentes puntos del sitio afectado por sal. Aún así, varias de las especies que se encuentran en suelos salinos son halófitas facultativas, dado que son capaces de desarrollarse también en suelos no salinos (Ortiz, 1992b).

Poco se conoce sobre la colonización de sitios altamente salinos en México (Cruickshank, 1981) y menos aún sobre el proceso de sucesión ecológica (Glenn-Lewin, y van der Maarel, 1992) en estas comunidades al cambiar la calidad del sitio. Las propiedades intrínsecas del suelo determinan el movimiento de agua y nutrientes dentro de éste (Brady y Weil, 1999), así como condiciones adversas o tóxicas relacionadas con la afectación por sales, lo que impone condiciones favorables y restricciones para diferentes especies de plantas. Estas propiedades del suelo no son estáticas, sino que cambian en el tiempo. Ello es particularmente evidente en sitios con grandes variaciones en la concentración salina dentro del perfil del suelo a lo largo del tiempo. En este sentido, los suelos que en un momento dado son favorables para ciertas especies, en un segundo tiempo pueden dejar de serlo y resultar favorables para otro grupo de especies (Fernández-Buces, y Valiente-Banuet, en revisión). Como resultado de esto, el suelo se considera como un importante factor detonador del proceso de cambio de especies en una comunidad.

En ninguno de los trabajos referentes a la vegetación halófila en México, y en particular en la zona de Texcoco (SRH, 1971; Ortiz, 1992b; Ortiz, 1997; Ortiz, 1998), se analiza la distribución de cada especie en función de su ámbito de tolerancia a las sales a lo largo de gradientes de salinidad. Tampoco se estudia la participación de los niveles de sal y de sodio en la distribución observada de las especies. Con esta información podría ser factible identificar los diferentes estadios de la comunidad conforme cambian las condiciones de afectación salina. No obstante, se reconoce que las especies vegetales no responden a un sólo factor ambiental sino a la combinación de ellos, y que la respuesta de cada especie generalmente no es unimodal o susceptible de ser simulada por modelos gaussianos tradicionales como los propuestos por Whitaker (1954) (apud in: McCune, 2004). Los cambios en la calidad del sitio son producto de la interacción de diversas variables (particularmente edáficas en este caso) y a esta amplia combinación de variables, también estará asociada una amplia combinación de respuestas en la vegetación (McCune, 2004). En este sentido, resulta oportuno analizar los diferentes estadios que componen una comunidad para comprender el proceso de sucesión ecológica bajo una óptica multivariada, en donde los modelos

de simulación de hábitat (McCune, 2004) y la identificación de variables que definen de mejor manera sitios con distinta calidad, son herramientas muy importantes.

Los sitios fuertemente afectados por las sales son muy sensibles a cambios climáticos, edáficos e hidrológicos en tiempo y espacio (Kertész y Tóth, 1994). Su caracterización y mapeo es difícil debido a que la concentración de sales varía estacionalmente y a distancias muy cortas. Esta caracterización se realiza considerando las propiedades químicas del suelo como a) el pH, b) la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (ECe) o bajo diferentes proporciones agua/suelo, c) el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y la capacidad de intercambio catiónico y d) la proporción de la concentración de sodio (Na⁺) en relación con otros cationes (K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺) en la solución del suelo o extractos acuosos, también conocido como el radio de adsorción de sodio (RAS) (Kertész y Tóth, 1994).

Para elaborar mapas detallados de distribución de sales utilizando cualquiera de las anteriores técnicas se requiere de gran cantidad de muestras. Esto hace que el mapeo consuma tiempos prolongados y resulte costoso. Motivo de ello, técnicas específicas de análisis son necesarias y el uso de la espectroscopía de campo y la percepción remota resultan ser herramientas de gran utilidad (Milton, 1987).

Diversos autores han caracterizado sitios afectados por sales utilizando imágenes de satélite, fotografías y videografías aéreas, y técnicas radiométricas terrestres, todas basadas en la correlación entre la reflectancia de las eflorescencias de sales y algunos indicadores, y los niveles de sales en el suelo (Long y Nielsen, 1987; Everitt et al., 1988; Csillag et al., 1993; Verma et al., 1994). La mayoría de estos estudios se basan en una clasificación visual o semi-automática de los datos digitales (Long y Nielsen, 1987; Verma et al., 1994), el uso de radiómetros terrestres caros y sofisticados (Csillag et al., 1993) o el análisis de muestras de suelo en radiómetros de laboratorio (Valeriano et al., 1995).

Los suelos descubiertos generalmente se analizan con poca o ninguna referencia a la comunidad de plantas halófitas cuando ésta se encuentra presente. La diversidad, cobertura, tamaño de las plantas y su dominancia varían en función de la tolerancia de las especies a la salinidad y alcalinidad (Joshi, 1982; Liphshitz y Waisel, 1982; Schrimmer y Breckle, 1982; Sen et al., 1982; Tanji, 1996; Khan et al., 2000). Motivo de ello, las plantas pueden ser utilizadas para predecir variables edáficas como el pH y los contenidos de sal y sodio, ya sea por observación directa en campo, o utilizando sensores remotos (Kertész y Tóth, 1994). Algunos de las mencionadas respuestas fisiológicas y ecológicas producen una respuesta espectral

particular que puede ser caracterizada por espectroscopía remota (Long y Nielsen, 1987; Verma et al., 1994; Nagler, et al., 2001; Altnutt et al., 2002).

La respuesta espectral de la vegetación ha sido ampliamente estudiada utilizando el Índice Normalizado de Diferencia Vegetal (NDVI); (ver por ejemplo, Tóth et al., 1991; Schmidt y Karnieli, 2000; Diouf y Lambin, 2001; Nagler, et al., 2001; Altnutt et al., 2002). El NDVI muestra una correlación con la actividad fotosintética, la biomasa y el índice foliar, y ha mostrado ser útil para analizar patrones de vegetación y estudiar la dinámica vegetal. Este índice se calcula con base en la reflectancia de la vegetación en la banda del infrarrojo cercano (NIR) y la banda roja (R) del espectro de la siguiente manera: $NDVI = NIR - R / NIR + R$.

En la mayoría de los casos, el NDVI ha sido calculado utilizando imágenes de satélite, validadas posteriormente en campo. Una amplia gama de aplicaciones ha sido reportada, incluyendo el monitoreo de la cubierta vegetal en dunas de arena y rocas (Schmidt y Karnieli, 2000), la correlación de la vegetación con la precipitación y mediciones en campo de biomasa y composición florística (Diouf y Lambin, 2001), procesos de desertificación (Collado et al., 2002), degradación del hábitat y estrategias para la conservación (Altnutt et al., 2002), entre otras. Sin embargo, el NDVI no ha sido utilizado para mapear la salinidad del suelo, lo que puede explicarse debido a la baja reflectancia de las eflorescencias de sales en las bandas rojas e infrarrojas, bandas que se involucran en el cálculo de este índice.

Al utilizar imágenes de satélite como Landsat ETM, además de las limitantes derivadas de la resolución espectral, la resolución espacial es otro factor de importancia a tomar en consideración para detectar la salinidad de un suelo. Las sales se mueven en el suelo y sus concentraciones varían en distancias cortas, menores a aquellas comúnmente cubiertas por un píxel de este tipo de imágenes (30x30m); por lo tanto, mayor resolución espacial es requerida para mapas de escala grande. A este respecto, el uso de imágenes aéreas multiespectrales pueden representar una buena alternativa (Peralta et al, 2001; Palacio-Prieto y Peralta, 2004).

La respuesta espectral de suelos descubiertos y especies vegetales es diferente, y ambos responden a distintas condiciones de afectación por sales, por ende, en esta tesis se considera factible elaborar mapas de salinidad utilizando un algoritmo integrando la respuesta espectral de suelos descubiertos y vegetación como indicadores, y se propone un procedimiento para el mapeo a gran escala basado en estos indicadores y utilizando imágenes Landsat ETM, fotografías aéreas y espectroscopía de campo, conjuntamente con métodos tradicionales de análisis de suelos.

La predicción del comportamiento de la salinidad y la vegetación halófitas en el tiempo, su mapeo y su monitoreo, resultan complejos. De ahí la necesidad de contar con un estudio integral, que contemple, tanto la distribución espacial de las sales en el suelo y su variabilidad superficial y a profundidad, así como el efecto que estas condiciones tienen sobre la comunidad vegetal y el proceso de reemplazo de especies en función de su tolerancia a las sales, conforme cambia la calidad de un sitio.

Como se mencionó, en México, una de las zonas con mayor extensión y severidad del problema de afectación por sales en el centro del país resulta ser la Zona Federal del Ex Lago de Texcoco (ZFLT). En la ZFLT se han combinado diversos procesos, tanto naturales como antrópicos, promotores de la salinización. Como consecuencia, las concentraciones de sales en el suelo son extremadamente altas y muy variantes, sin que se conozca la variabilidad de la distribución de la afectación.

Pocos estudios en Texcoco describen y analizan la variación en la distribución de las sales sobre la superficie del suelo y a profundidad, particularmente con el objetivo de entender su relación con la vegetación existente. Algunos estudios previos describen esta variabilidad de manera general (SRH, 1971; SARH, 1981a,b,c; CNA, 1996; Barrera, 1999). En ellos se utilizan muestras tomadas a profundidades pre-determinadas, técnicas de muestreo sistemáticas y el análisis geoestadístico de resultados. No obstante, ninguno de los estudios anteriores analiza la distribución horizontal y vertical de las sales a detalle, ni su posible relación con una respuesta superficial (vegetación/suelo desnudo) con miras a entender un poco más las relaciones entre plantas y suelos.

Otros estudios analizan el resultado de la aplicación de diversos métodos de remediación de la salinidad en parcelas o sitios definidos (Villegas, 1946; Juárez, 1967; Serrano, 1969). Sin embargo, no existe un estudio que analice el comportamiento de las sales en los horizontes del suelo en toda la Zona Federal, ni una clasificación de suelos con base en su calidad de afectación salina que amplíe nuestro conocimiento sobre el proceso y pueda servir para el establecimiento de acciones de remediación claramente encausadas.

No son muchas las referencias sobre las asociaciones de especies presentes en la zona de Texcoco, y aún menos aquellas que analizan conjuntamente las asociaciones y las diferencias en la calidad del suelo sobre el que se desarrollan. Asimismo se carece de métodos que permitan el monitoreo de las variaciones en la distribución de la salinidad y/o de la vegetación en la zona.

Desde 1971, la Comisión del Lago de Texcoco y sucesivas instancias gubernamentales encargadas de su administración hasta la fecha (actualmente dependiente de la CNA), han realizado diferentes acciones que han permitido resolver progresivamente el problema de sales y de contaminación atmosférica (tolvaneras) mediante obras que permiten manejar y aprovechar las aguas negras y de escurrimiento que se captan en la zona (SARH, 1981a). Algunos de los trabajos han ocasionado modificaciones favorables en los suelos que no han sido evaluadas en su totalidad (SARH, 1981a). La recuperación de la vegetación en la ZFLT no ha sido totalmente exitosa por falta de conocimiento detallado de la distribución de las sales en el suelo y su relación con la vegetación, lo que ha dificultado la planeación de estrategias de remediación. Este desconocimiento motiva la necesidad de realizar estudios del comportamiento de las sales y los cambios que ocurren en las propiedades físicas y químicas de los suelos, así como en la cobertura vegetal en la superficie del ex Lago en espacio y tiempo. Sin embargo, se adolece de una técnica de monitoreo adecuada en tiempo y costo.

Motivo de lo anterior, en esta tesis se busca, en primer lugar, reconocer la distribución de la sal en el suelo en la ZFLT y evaluar su variación superficial y a lo largo del perfil del suelo. En segundo lugar se pretende reconocer las especies presentes en la comunidad vegetal e identificar a aquellas con mayor tolerancia hacia las sales, así como aquellas que funcionan como especies colonas de claros salinos. Se analiza también la secuencia de integración de especies al sistema en función de sus intervalos de desarrollo óptimo y ámbito de tolerancia a las sales, tanto en un concepto univariado (Jongman, Ter Braak y Van Tongeren, 1995), como en un concepto multivariado a partir de modelos de situación de hábitat (McCune 2004). Con este conocimiento, y con el apoyo de percepción remota y la selección de los indicadores más adecuados tanto para suelo descubierto como para diferentes especies halófitas, se propone un procedimiento para el mapeo (y por ende el monitoreo) de salinidad del suelo con base en la respuesta espectral de suelo descubierto y vegetación, integrando un algoritmo que puede ser empleado tanto en imágenes Landsat e imágenes aéreas multiespectrales.

En esta tesis se buscó generar una contribución metodológica integrada para entender los procesos funcionales inherentes a suelos salinos, su origen, sus expresiones vegetales y su despliegue espacial. No se pretende analizar cada tópico a profundidad, pero en el estudio se mantiene un balance entre la edafología, la ecología vegetal y la percepción remota; y se aprovechan al máximo las virtudes de

las técnicas multivariadas para analizar problemas y situaciones complejas a distintas escalas de resolución. Pese a que dichas técnicas son de carácter exploratorio y no comprobatorio, se consideran fundamentales para la construcción de las hipótesis inductivas de este trabajo.

Marco teórico

2. MARCO TEÓRICO DEL ESTUDIO

2.1 SALINIDAD EN SUELOS

En muchos sistemas de clasificación de suelos el término “afectados por las sales” se limita a suelos salinos y alcalinos, en los que las sales de sodio predominan. La WRB (FAO, ISRIC Y SICS, 1999) clasifica a los suelos afectados por sal como Solonchaks, y los suelos afectados por sodio, como Solonetz. La mayoría de los suelos afectados por las sales pertenecen a estos dos grupos; sin embargo existen otros electrolitos como el magnesio y el yeso que también ocasionan la salinización del suelo, aunque son menos comunes. Por ello, el uso del término suelos salinizados para cualquier tipo de suelo afectado por las sales resulta errónea y es más apropiado referirse a ellos como suelos afectados por sales (Szabolcs, 1989).

De los suelos antes referidos, son los suelos salinos, los alcalinos y la combinación de ambos (salino-sódicos)(Richards, 1985), los que predominan en el área de estudio y es por ello que el presente trabajo se enfoca exclusivamente a éstos (Figura 2.1).

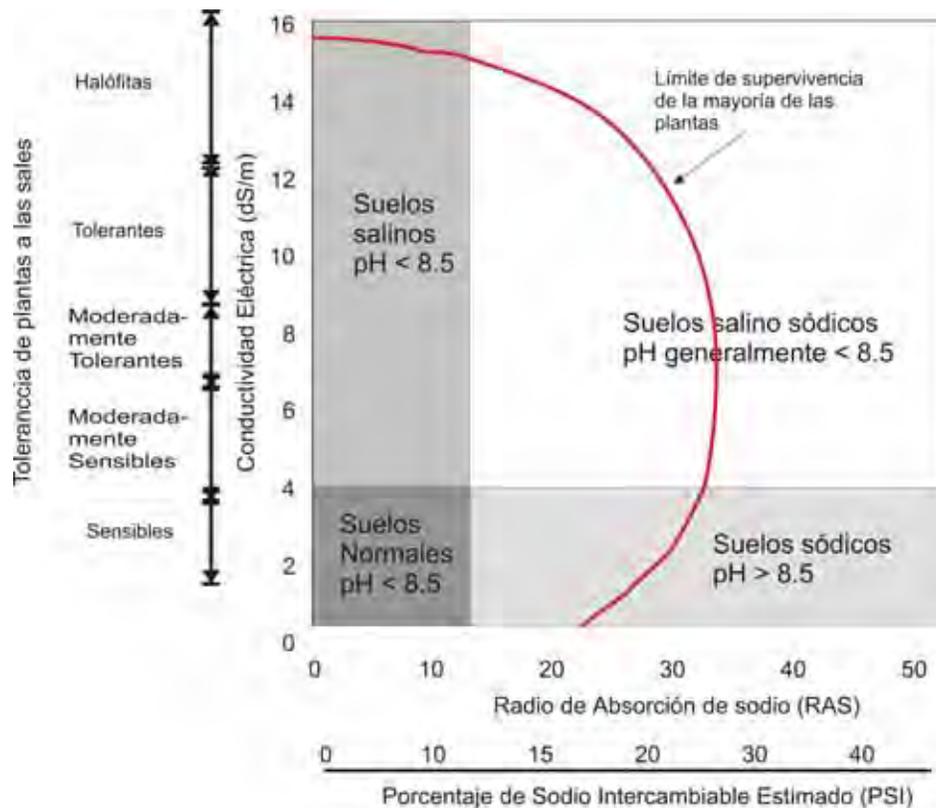


Figura 2.1.- Clasificación de suelos normales, salinos, sódicos y salino-sódicos a partir de la conductividad eléctrica y la proporción de iones de sodio.

Fuente: Brady y Weil, 1999.

Los **suelos salinos** (Solonchaks) son aquellos cuya conductividad eléctrica en el extracto de saturación rebasa los 4 dS/m a 25°C, con un porcentaje de sodio intercambiable inferior a 15% y un pH que generalmente es menor de 8.5. Las características químicas de estos suelos quedan determinadas por el tipo y cantidad de sales presentes. El sodio rara vez representa más de la mitad de los cationes solubles totales; y, tanto el cloruro, el sulfato y a veces el nitrato, constituyen los aniones de mayor importancia en estos suelos. Los suelos salinos casi siempre se encuentran floculados debido a la presencia de un exceso de sales y a la ausencia de cantidades significantes de sodio intercambiable, por lo que en consecuencia, la permeabilidad es similar o mayor que la que se presenta en suelos similares no salinos. Sin embargo, un exceso de sales incrementa el potencial osmótico y puede llegar a tener efectos tóxicos sobre las plantas, restringiendo o inhibiendo su desarrollo.

Por su parte, los **suelos sódicos** (Solonetz) son aquellos cuyo porcentaje de sodio intercambiable es mayor a 15%, la conductividad del extracto de saturación es menor de 4 dS/m a 25°C y su pH es alcalino (de 8.5 a 10). Al aumentar la proporción de sodio intercambiable, los agregados del suelo se dispersan y el pH aumenta. Con ello se afecta la aireación, la conductividad hidráulica del suelo y se modifica la disponibilidad de nutrimentos, lo que ocasiona situaciones de estrés para las plantas, restringiendo o inhibiendo su desarrollo (Richards, 1985; Siebe *et al.*, 1996).

Los **suelos salino-sódicos** (Solonchaks sódicos o Solonetz sálicos) presentan una conductividad eléctrica en el extracto de saturación mayor a 4 dS/m a 25°C, con un porcentaje de sodio intercambiable mayor al 15%. Este tipo de suelos se forma a partir del proceso combinado de salinización y acumulación de sodio. Cuando el pH es inferior a 8.5, las propiedades de estos suelos son similares a las que se presentan en los suelos salinos, conservando cierto grado de floculación de los agregados. Sin embargo, cuando el pH es mayor, los agregados del suelo tienden a dispersarse dificultando la aireación y la conductividad hidráulica. Los efectos anteriores se suman a aquellos causados por la presencia de sal que provoca una mayor presión osmótica y un efecto tóxico. El lavado de estos suelos, por un lado reduce las concentraciones de sales, pero por otro los vuelve cada vez más dispersos, lo que hace que la remediación de estos suelos sea compleja (Richards, 1985).

La fuente natural de sales en los suelos son los minerales primarios que se encuentran en las rocas expuestas de la corteza terrestre (Richards, 1985). Las sales solubles del suelo consisten principalmente en cationes como sodio, calcio, potasio y

magnesio, y aniones como cloruro, sulfato, bicarbonato, carbonato y nitrato; siendo los cationes de sodio, calcio y magnesio y los aniones cloruro y sulfato los más abundantes. De forma particular, el cloruro de sodio (NaCl) es la sal más común presente en suelos afectados por las sales (Sen y Rajpurohit, 1982a), y es a su vez, la sal que predomina en la zona de estudio (Cruickshank, 1995).

Para que un suelo se salinice deben existir: a) fuentes de sales (naturales o antrópicas), b) un medio de movilización de dichas sales (agua o aire) y c) condiciones que permitan su concentración por evaporación (Figura 2.2).

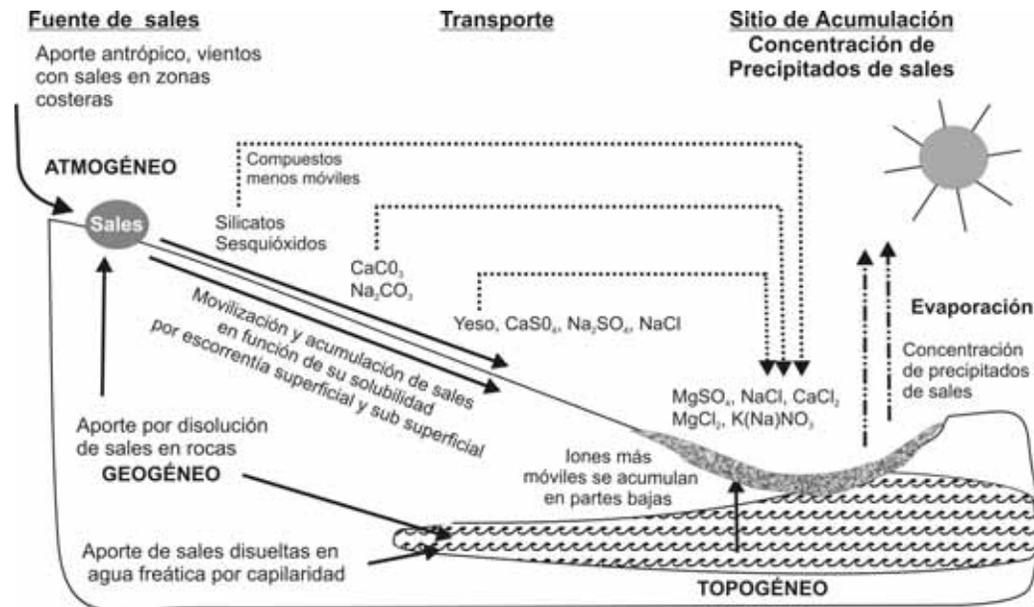


Figura 2.2.- Principales factores promotores de la salinización de un suelo.

Las fuentes de sales pueden ser atmogéneas, geogéneas o topogéneas si su aporte ocurre por aire, intemperismo de rocas o infiltración de agua freática, respectivamente. El intemperismo de rocas de origen ígneo aporta mayor cantidad de iones (Szabolcs, 1989). Un material parental rico en sales (p.ej. antiguos depósitos marinos), las sales en la atmósfera en zonas costeras, así como sales disueltas en aguas superficiales y subterráneas (en sitios con inundaciones periódicas), son las principales fuentes directas naturales de sales al suelo (Sen y Rajpurohit, 1982b; Richards, 1985). Además de las anteriores, existen otras fuentes antrópicas que pueden ocasionar la salinización de un suelo, tales como el uso excesivo de fertilizantes químicos, el uso de sales para evitar congelamiento de calles (en países templados), la intrusión salina en acuíferos por sobreexplotación de pozos en zonas costeras, así como el riego con aguas residuales con bajo tratamiento (Richards, 1985).

Los factores que propician la movilidad de las sales en solución a través del suelo son: el drenaje sub-superficial, el ascenso de agua con sales por capilaridad a partir de mantos freáticos someros, la permeabilidad del suelo (conductividad hidráulica) y la continuidad de poros existente entre sus horizontes.

Los suelos afectados por sales generalmente se encuentran en zonas donde reciben aportes de varias fuentes, siendo el agua el mayor factor de acarreo seguida del viento. El movimiento vertical de las sales a través del perfil del suelo a lo largo del tiempo ocurre en función de variaciones en el clima (la precipitación), la capacidad de drenaje del suelo dado por sus características intrínsecas (textura, porosidad, disposición de horizontes, etc.), tipos y distancia a las fuentes de aporte y su fluctuación periódica, entre otros factores (Sen y Rajpurohit, 1982b; Tanji, 1996).

La solubilidad de los diferentes tipos de sales determina en gran medida la afectación. Durante el proceso de intemperismo químico (hidrólisis, hidratación, solución, oxidación y/o carbonatación), los iones de cloro, sodio, calcio o magnesio son gradualmente liberados, adquiriendo mayor solubilidad y pasando a incorporarse a la solución del suelo. Existe una relación inversa entre la disolución de minerales y su precipitación, resultando en que los óxidos e hidróxidos de sílice y aluminio son los primeros en precipitarse y los últimos en disolverse, mientras que los iones de sodio, cloro, magnesio, calcio y los cloruros son los últimos en precipitar, dada su mayor solubilidad, por lo que son los causantes más frecuentes de la salinización del suelo (Tanji, 1996) (Figura 2.3).



Figura 2.3.- Distribución de las sales en función de su solubilidad bajo ambientes húmedos y secos, considerando fuentes atmogéneas y topogéneas. (Modificado de Schlichting, sin publicar)

Cuando la fuente es atmogénea, la profundidad de penetración de sales va a estar en función de la solubilidad de las mismas: sales como el cloruro de sodio (NaCl), son transportadas a mayor profundidad que el sulfato de calcio (CaSO₄) o que el carbonato de calcio (CaCO₃), el cual es el menos soluble de las tres. Asimismo, cuando la fuente de sales es topogénea, las sales como el cloruro de sodio, tienden a ser transportadas a distancias mayores y depositadas sobre la superficie del suelo, que sales con menor solubilidad.

Los suelos salinos predominan en zonas de clima árido y semiárido, en donde la evaporación excede a la infiltración (Sen y Rajpurohit, 1982b), promoviéndose la depositación de sales en las capas superiores del suelo. Sin embargo, la salinización no es un proceso exclusivo de sitios cálidos y secos. En regiones de clima húmedo, las sales solubles usualmente se infiltran hacia el interior del suelo, llegando al manto freático en donde bajo condiciones de buen drenaje, son transportadas a los ríos o al mar. No obstante, bajo condiciones deficientes de drenaje, las sales se infiltran y se van depositando en distintos horizontes del suelo, ocasionando la salinización de éstos.

La movilización de las sales en solución es incapaz por sí misma de generar suelos afectados por sales. Se requiere que exista un sitio de confinamiento de éstas y su concentración por evaporación. La topografía del terreno y el drenaje restringido, son factores que contribuyen a la salinización de los suelos. El drenaje deficiente impide el movimiento descendente del agua, y con ello su lavado. Esta baja permeabilidad puede deberse a una textura o estructura desfavorables, o bien a la presencia de una capa endurecida constituida por arcilla compacta, caliche o una capa sílica dura (Richards, 1985). Asimismo, la presencia de una capa freática poco profunda con alta concentración salina y su ascensión temporal hacia la superficie del suelo, promueven la acumulación de sales en superficie. En zonas áridas y semiáridas, debido a la baja precipitación, las corrientes del drenaje superficial están poco desarrolladas y en consecuencia, existen depresiones carentes de drenaje. El aporte por lavado de sales de la superficie del terreno en tierras altas hacia zonas más bajas, puede elevar el nivel de la capa freática hasta la superficie del suelo formando lagos salinos. Bajo tales condiciones, el movimiento ascendente del agua subterránea, usualmente rica en sales, y la evaporación del agua superficial, se conjugan para dar origen a la formación de suelos salinos; como resulta ser el caso de los lagos de Texcoco, El Carmen y Cuitzeo, y otras zonas lacustres en nuestro país.

2.2 CALIDAD DE SITIOS AFECTADOS POR SALES

2.2.1.- Calidad de sitio

Gómez Orea (1980) señala que la calidad es el grado de excelencia de un recurso o de un punto determinado. La palabra calidad proviene de la palabra latina *qualitas* que quiere decir “de que tipo”. El término calidad de un sitio considera la naturaleza y atributos de un sitio, en relación con su capacidad de funcionamiento (Gómez Orea 1980).

Definir la calidad de un sitio sin considerar un propósito establecido para el mismo, implicaría que existe un estado de “calidad” ideal, y por ende, todos los sitios deberían apuntar a ello. Entonces, la valoración de la calidad de un sitio estaría en función de qué tanto dista de ese estado ideal. Esto no ocurre en la naturaleza, ya que no hay parámetros o sitios que puedan considerarse como ideales “*per se*”, sino como ideales para alguna función o propósito, sea éste de índole natural o algún aprovechamiento antrópico. Por lo tanto, no se puede decir que un sitio tenga mejor o peor calidad que otro, sin hacer referencia a la calidad necesaria para un propósito.

La calidad de un sitio está determinada por la interacción de diversos factores, los que a su vez cuentan con diferentes índices e indicadores de niveles de calidad particulares, (p.ej. calidad del aire, calidad del agua (Wild, 1988), calidad del suelo (Doran y Parkin, 1994; Etchevers, 1999), etc. El estudio de un sistema con base en el uso de todos los indicadores presentes resulta prácticamente imposible debido a la gran cantidad de parámetros que debieran ser medidos, analizados y calificados. Por ello, al evaluar la calidad de un sitio, además de hacer referencia al propósito de la evaluación, se deben ponderar, de acuerdo con su participación, el o los factores de mayor importancia en determinar la factibilidad de lograr el propósito.

En el caso de sistemas afectados por sales, la calidad del sitio está fuertemente regida por la calidad del suelo, por lo que su estudio permite la clasificación de sitios con distinta calidad.

2.2.2.- Clasificación de sitios a partir de indicadores de calidad de suelo

Para establecer la calidad de un suelo se requiere del análisis ordenado de diversas variables de forma simultánea, a fin de identificar aquéllas que resulten ser los mejores indicadores. Las técnicas de análisis multivariado han resultado ser metodologías exploratorias muy convenientes para ordenar y clasificar sitios y unidades muestrales dentro de estudios de vegetación en Ecología. Estas técnicas

han sido poco utilizadas en otras disciplinas como la Edafología y particularmente no han sido utilizadas, hasta nuestro conocimiento, para analizar y clasificar sitios con distinta calidad. De ahí que se consideran como una buena alternativa para ello y sus generalidades se presentan dentro de este marco teórico.

El análisis multivariado de datos contempla el estudio de p características o variables aleatorias (cualitativas o cuantitativas) en un número n de unidades experimentales (individuos, sitios, etc.)(Jongman, ter Braak y Van Tongeren, 1995). Estos análisis permiten el estudio simultáneo de variables de diversa índole propias de organismos o sujetos de estudio, así como de variables ambientales, lo que permite realizar un análisis integral. Estos métodos son de tipo exploratorio (no paramétrico) y pueden ser agrupados en dos clases: métodos de ordenación, en donde se organizan de forma jerárquica una serie de datos multivariados; o de clasificación, donde se agrupan elementos o sitios con características multivariadas similares.

Los métodos de ordenación contemplan el arreglo de las observaciones a lo largo de varios ejes o gradientes en función de sus semejanzas en respuesta. Son muy utilizados en el análisis de la vegetación, en donde las muestras se arreglan en función de sus semejanzas en la composición de especies y/o en sus variables ambientales asociadas. Permiten visualizar relaciones entre variables y sujetos de estudio de forma gráfica y ordenada, ya que suponen que de inicio existe una estructura en los datos y que por ejemplo, la ocurrencia de especies o características del suelo particulares no son casuales y son producto de la interacción de varios factores (Kershaw, 1973; Pielou, 1984; Jongman, ter Braak y Van Tongeren 1995; Wackernagel, 2003). El tipo de análisis de ordenación más conocido es el análisis de componentes principales (PCA). Este análisis describe la variación de un conjunto de observaciones en términos de un conjunto de variables no correlacionadas (variables teóricas), que son combinaciones lineales de las variables originales. Adicionalmente permite la reducción del número de variables a considerar para explicar algún fenómeno, ya que dentro de sus variables teóricas incluye a aquellas variables reales que representan mayor influencia en la respuesta observada, con su correspondiente peso.

Los factores o componentes principales son variables lineales teóricas construidas por un programa de análisis multivariado que pueden o no estar compuestas por variables ambientales. La varianza general se distribuye proporcionalmente entre cada uno de estos factores maximizándose y ordenándose de mayor a menor, por lo que los primeros 2 factores generalmente explican entre el 50 y el 80% de la variación total observada y el resto de la varianza se distribuye proporcionalmente entre los demás.

Este análisis es útil para seleccionar las variables ambientales que de mejor manera explican las diferencias entre los sitios. Permite integrar índices de calidad de suelo a partir de las variables teóricas generadas, y calcula además el porcentaje de toda la variación existente que conjugan dichos índices.

Una vez contando con dichos índices, se requiere de alguna forma o criterio de organización jerárquica de la información. Para ello, dentro de los métodos de clasificación, el mayormente conocido es el análisis de conglomerados (análisis de Cluster) (Kershaw, 1973; Pielou, 1984; Jongman, ter Braak y Van Tongeren 1995). Esta técnica, junto con PCA, son los métodos de análisis multivariado más utilizados en el estudio de la vegetación. El análisis de cluster permite la clasificación de datos por sitios, especies o variables ambientales de interés. Se busca asociar sitios o especies en función de su "similitud espacial" dada por una medida geométrica de distancia entre diferentes puntos en un espacio multidimensional, generado por las variables en cuestión. La agrupación de sitios o puntos en un análisis de cluster jerárquico puede realizarse mediante métodos divisivos o métodos aglomerativos. Los métodos divisivos inician considerando a todos los objetos (p.e. especies) como un grupo gigante. Dicho grupo comienza a ser dividido en grupos más pequeños hasta que se satisface una regla de desagrupación (definida por cada método). En contraparte, los métodos aglomerativos parten de un objeto de estudio y a éste le van asociando aquel objeto con mayor semejanza hasta que se han agrupado todos los objetos bajo estudio. Este tipo de análisis parte de una matriz de índices de similitud (como el índice de Sørensen o el de Jaccard) o disimilitud (distancia euclidiana). Un análisis de cluster jerárquico produce como resultado un dendrograma, en donde se identifican los sitios o especies más próximos (similares). No obstante, su interpretación final y la formación o identificación de los grupos es subjetiva, por lo que se recomienda no dividir el dendrograma en grupos tan grandes que carezca de sentido la interpretación o grupos tan pequeños que dificulten la interpretación global del análisis, así como buscar técnicas o criterios menos subjetivos para establecer la línea de corte del dendrograma cuando los grupos no son suficientemente claros por sí mismos (Jongman, ter Braak y Van Tongeren 1995).

El uso combinado de un análisis de conglomerados jerárquico de los índices de calidad de suelo, estimados a partir de los factores obtenidos en el PCA, permite organizar por semejanza multivariada diferentes sitios, para establecer un gradiente de sitios con diferente calidad para el establecimiento de vegetación. Esta particularidad fue considerada dentro de esta tesis para analizar y organizar los sitios de muestreo en función de su calidad.

2.3 EFECTOS DE LA ACUMULACIÓN DE SALES SOBRE LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS Y PLANTAS

2.3.1.- Efectos sobre propiedades del suelo

El aumento en las concentraciones de sales, y particularmente de iones de sodio, tiene diferentes efectos en los suelos (Cuadro 2.1). Estos se conjuntan en el caso de los suelos salino-sódicos.

Cuadro 2.1.- Efectos de la salinidad y sodicidad del suelo en sus propiedades.

Efectos de la salinidad en el suelo:

- 1) Disminución del potencial osmótico (lo que implica una mayor dificultad para adsorber agua para las raíces de las plantas).
- 2) Efectos químicos (toxicidad hacia las plantas por aumento en los iones de cloro).
- 3) Deficiencias de elementos como el potasio y el calcio (por interferencia de los iones de cloro y sodio).

Efectos de la sodicidad en suelos:

- 1) Efectos cáusticos por elevado valor de pH debido al carbonato y bicarbonato de sodio.
- 2) Efectos químicos por toxicidad del bicarbonato y otros aniones.
- 3) Baja disponibilidad de nutrimentos debido al elevado pH (reducción en la movilidad de los mismos).
- 4) El aumento de los iones de sodio en el suelo ocasionan la pérdida de estructura del mismo y por consiguiente deficiencias en la aireación y conductividad hidráulica.

El efecto más importante derivado del aumento de los iones de sodio en el suelo es la dispersión de las partículas de arcilla y la pérdida de estructura, con lo que se presentan deficiencias en la aireación y conductividad hidráulica (Brady y Weil, 1999). La estructura y estabilidad del suelo, y la retención y movimiento del agua, están influenciados por las arcillas (coloidales). Estas retienen los iones de elementos esenciales como calcio, potasio y azufre, y los protegen de ser lixiviados. Estos elementos son desorbidos para eventualmente ser absorbidos por las raíces de las plantas, y nuevos elementos, liberados en el proceso de intemperismo o por la descomposición de tejidos vegetales, se vuelven a adherir a las arcillas.

Las arcillas (coloidales) tienen grandes superficies externas e internas por unidad de masa (Tanji, 1996), que son debidas a su estructura (cristalina). Están formadas por láminas de tetrahedros de sílice y de octaedros de aluminio en medio de las anteriores, acomodados en triadas de láminas unidas por átomos de oxígeno y grupos hidroxilo.

Las triadas tienen una doble capa difusa con cargas negativas en su superficie, lo que genera las fuerzas de repulsión que las mantienen separadas y en cuyo espacio

se adsorben además cationes (carga +). Esto les permite adherirse a otras triadas de forma paralela, formando estructuras denominadas micelas o cuasi cristales (Figura 2.4) en un delicado balance electroquímico (Brady y Weil, 1999).

Este balance va a estar dado por la concentración de sales, altas concentraciones de sales, reducen las fuerzas de repulsión entre las cargas negativas de las láminas, manteniendo juntas a las láminas en la micela.

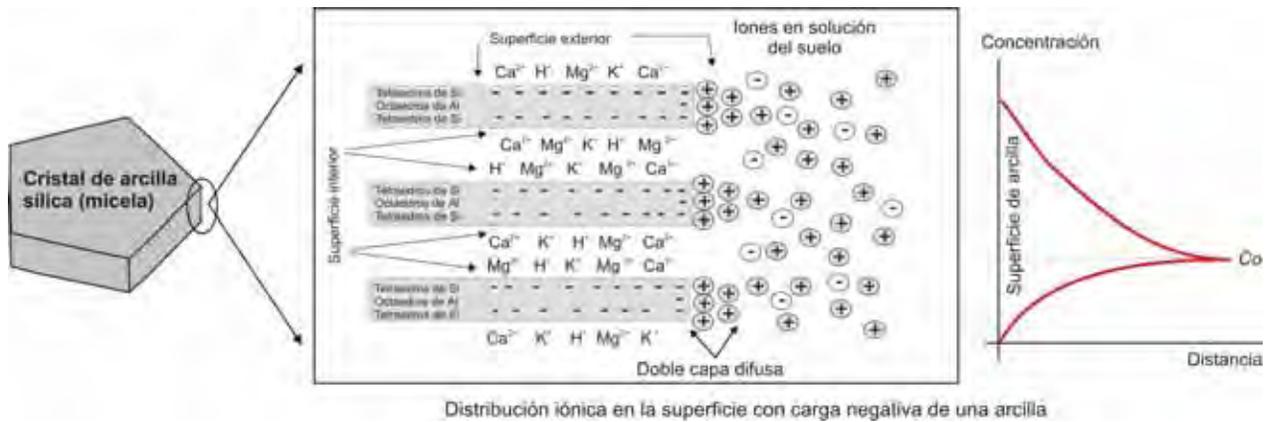


Figura 2.4.- Representación de una arcilla mineral laminar con sus láminas de triadas, sus innumerables cargas negativas y sus cationes adsorbidos en superficies externas e internas. Se presenta la distribución iónica en la superficie en función de la distancia hacia la solución del suelo y su zona activa formando una doble capa difusa, cuya amplitud va a estar dada por la concentración de iones en la solución acuosa (Integrado de Brady y Weil, 1999; White 2000).

En contraparte, iones monovalentes, especialmente el sodio, no tienen la fuerza suficiente para contrarrestar las fuerzas de repulsión entre las triadas, originando la disgregación de las micelas. Cuando el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en la solución del suelo es bajo (<20%), el sodio adsorbido se concentra en la superficie externa de las micelas, aumentando su movilidad electroforética. Conforme el PSI aumenta a más del 20% (según Shainberg y Otoh, 1968: *apud in* Tanji, 1996), el sodio penetra entre de las láminas y se incrementan las fuerzas de repulsión, ocasionando la desintegración de las micelas (Figura 2.5). Las láminas se separan completamente cuando el sodio reemplaza un aproximado del 50-60% de los iones divalentes adsorbidos (Tanji, 1996). Dos son las causas que contribuyen a la dispersión: 1) los iones de sodio están altamente hidratados y no se aproximan suficiente a las superficies negativas de las arcillas para neutralizar estas cargas de forma efectiva, 2) la carga monovalente del sodio no es efectiva para formar puentes entre las partículas de arcilla.

Cuando un suelo es afectado por exceso de iones de sodio, se ocasiona la dispersión de las láminas de arcillas y el suelo pierde por completo su estructura, ocasionando una pérdida de la capacidad de aireación y una baja conductividad hidráulica. Sin embargo, cuando además del exceso de iones de sodio se incrementa la concentración de sales en el medio, las partículas tienden a flocularse y el suelo no se disgrega. Por ello, los suelos salino sódicos presentan menor problema de dispersión que los suelos sódicos. El lavado de sales de estos primeros puede conllevar a empeorar el problema de afectación por sodio (Tanji, 1996).

Aunado a lo anterior, el efecto en la conductividad hidráulica y la tasa de infiltración de un suelo afectado por sodio depende además de la forma de aplicación de agua. Superficies que son afectadas por el golpeteo de gotas de lluvia son más susceptibles de ser dispersadas a concentraciones de sodio menores debido a la dispersión mecánica del suelo. Este constituye uno de los factores más importantes en zonas áridas y semiáridas, donde a una prolongada temporada de estiaje le sigue una temporada de lluvia con alta energía. En estas zonas, el efecto disgregante del sodio intercambiable es más evidente durante la temporada de lluvias que durante alguna irrigación o lavado de las sales por inundación, ya que estas segundas implican una aplicación más suave de láminas de agua (Tanji, 1996).

Además de lo anterior, el aumento en las concentraciones de sales solubles en el suelo tiene otras repercusiones como el aumento en el pH hacia valores arriba de 8.5. A este pH, algunos procesos edáficos como el intemperismo químico, la neoformación de minerales, la humificación y la actividad biológica se reducen considerablemente. Asimismo, la agregación, la lixiviación de arcillas y la movilización de hierro y aluminio son prácticamente inexistentes. Por su parte, la movilidad de nutrimentos como el nitrógeno, azufre, boro, fósforo, calcio, magnesio y potasio se reduce, al igual que la movilidad de cobre, zinc, hierro y manganeso (Siebe *et al.* 1996; Brady y Weil, 1999); lo que puede afectar el desarrollo de las plantas en el suelo.

2.3.2.- Efectos sobre la vegetación

El efecto de la salinidad en las plantas se atribuye principalmente a dos propiedades del medio salino: 1) la disminución del potencial de agua en el exterior (potencial osmótico), como un efecto físico, y 2) iones de cloro y sodio que provocan efectos químicos en las plantas (Tanji, 1996). En el primer caso, altas concentraciones de sales solubles afectan el potencial osmótico, reduciendo el crecimiento de las plantas. Esto implica una mayor dificultad para adsorber agua para las raíces de las plantas. Las células de las raíces, al entrar en contacto con la

solución del suelo alta en sales, pierden agua (vía movimiento osmótico) y por ende, sus células se colapsan (Tanji, 1996; Brady y Weil, 1999). El grado de colapso celular va a depender del tipo de sales, la especie de planta en cuestión y la tasa de salinización (Brady y Weil, 1999).

En el segundo caso, altas concentraciones de algún ión pueden ocasionar desequilibrios en la nutrición mineral de las plantas, como por ejemplo, altas concentraciones de sodio pueden ocasionar deficiencias de elementos como el potasio y el calcio. Asimismo, algunos iones como el cloro, pueden tener efectos tóxicos que difícilmente pueden ser diferenciados de deficiencias nutrimentales (Tanji, 1996).

En los suelos sódicos, el elevado valor del pH por exceso de carbonatos y bicarbonatos de sodio tiene efectos cáusticos sobre flora y fauna. Además, a estos valores de pH se reduce la movilidad de los nutrimentos hacia la solución del suelo, ocasionando deficiencias importantes. Asimismo, el exceso de bicarbonato de sodio y otros aniones son tóxicos para la vegetación.

La presencia de altas concentraciones de iones de sodio y cloro en los suelos afectados por las sales interfiere con la nutrición y el crecimiento vegetal. Los iones de sodio han demostrado ocasionar afectación en la asimilación de calcio, ya que altas proporciones de sodio afectan la absorción de Ca por las plantas (antagonismo). La falta de Ca afecta la función de membrana celular y el crecimiento. De ahí que las diferencias en tamaños de organismos adultos de una misma especie sea un indicador de diferentes niveles de salinidad. Sin embargo, cuando las concentraciones de calcio en el medio son altas, se mitiga el efecto del sodio, promoviéndose el crecimiento (Tanji, 1996). Asimismo, el potasio es un macronutriente que participa en la translocación de productos de la fotosíntesis e interviene en la apertura y cierre de estomas. Dependiendo de cada especie, el potasio puede ser reemplazado en la inducción de apertura estomatal por el sodio, tan abundante en suelos salinos, e incluso ser más efectivo (Ortíz, 1997). Por su parte, el sodio no es considerado en general como un macronutriente, sin embargo ha demostrado ser un micronutriente en varias especies de halófitas. Pero sí es bien conocido que el sodio tiene efectos tóxicos cuando éste se encuentra en concentraciones excesivas.

Altas concentraciones de iones en suelos salino/sódicos tienen efectos tóxicos sobre los organismos. Moderadas a altas concentraciones de sodio, cloro, sulfato y otros iones reducen el crecimiento y causan daños específicos en diversas plantas leñosas, así como en sus semillas (Tanji, 1996). Por su parte, la presencia de carbonatos de sodio, de sulfato de magnesio, sulfato de sodio, cloruro de calcio, cloruro de magnesio y cloruro de sodio pueden tener efectos tóxicos a muy tóxicos en las plantas dependiendo de sus concentraciones (Szabolcs, 1979). En orden

descendente de toxicidad, se presentan las siguientes sales con base en su efecto tóxico en semillas (Ungar, 1982): $\text{NaHCO}_3 > \text{Na}_2\text{CO}_3 > \text{NaCl} > \text{CaCl}_2$.

El estrés que sufren las plantas ante condiciones salinas reduce la turgencia en las hojas por continuos cambios en la expansión del tejido vegetal (Flowers *et al.* 1977; Kelley *et al.*, 1982). La turgencia del tejido en expansión se recupera rápidamente a través de la compensación osmótica. En el corto plazo, la turgencia en las plantas sujetas a condiciones salinas se recupera mediante las estrategias de ajuste osmótico; sin embargo, en el largo plazo, el tejido de las plantas va perdiendo turgencia que no es posible recuperar y eventualmente las plantas se vuelven flácidas y mueren (Flowers *et al.* 1977).

Las tasas de transpiración en *Atriplex* y *Maireana* en sitios salinos son considerablemente bajas, y al parecer fluctúan independientemente de los factores ambientales. Ello no sólo permite a estas plantas sobrevivir bajo condiciones de estiaje, sino conlleva un uso eficiente del agua (bajas tasas de transpiración implican eficiencia fotosintética). Lo anterior corresponde a una adaptación más de las plantas halófitas para su supervivencia en ambientes con concentraciones de sales extremas (Sharma, 1982).

La sensibilidad hacia las sales es distinta para cada estadio de desarrollo de las plantas. El efecto de la sal durante la germinación, el crecimiento vegetativo y la reproducción varía de acuerdo con la concentración de sales y las estrategias de eliminación de cada especie (Tanji, 1996).

a) Germinación

La mayoría de las halófitas son intolerantes a la salinidad durante la etapa de germinación (Sen y Rajpurohit, 1982(c); Zahran y Abdel Wahid, 1982). La respuesta a la salinidad en esta etapa consiste principalmente en una reducción del número total de semillas germinantes y un retraso en la germinación en espera de temporadas con máxima precipitación, como ocurre a finales de la primavera y durante el verano (Ungar, 1982; Zahran y Abdel Wahid, 1982). Los mayores porcentajes de germinación en halófitas se obtienen en fechas posteriores a la temporada de lluvias, cuando la precipitación ha lavado la sal de la capa superficial del suelo (Sen *et al.*, 1982). Varios autores (Sen *et al.*, 1982; Ungar, 1982) reportan que un incremento en la salinidad conlleva a una dormancia de las semillas de halofitas, las que solamente germinan cuando la salinidad es suficientemente baja para la especie de que se trate. Esta condición de permanecer dormantes bajo condiciones extremas de salinidad es indicio de que son más salino-tolerantes que las plantas en sí (Ungar, 1982) y constituye una adaptación eco-fisiológica para asegurar la máxima supervivencia de semillas.

Otro factor importante en la germinación de las semillas de las halófitas, además de la salinidad, es la temperatura ambiental. Okusanya (1977) (*apud in*: Ungar, 1982) señala que temperaturas alternantes, con cambios de +/- 10°C, las que generalmente se presentan durante la primavera, producen mayores porcentajes de germinación que los tratamientos bajo similares salinidades que fueron mantenidos a temperaturas constantes. Al parecer existe una interacción entre la temperatura y el estrés osmótico a nivel de la germinación; sin embargo, este efecto sinérgico aún no es comprendido en su totalidad (Ungar, 1982).

b) Crecimiento vegetativo

El crecimiento del tallo en las halófitas depende de la concentración y transporte de iones. Ante concentraciones de sales elevadas, las demandas del tallo para contrarrestar las sales limita la absorción de nutrientes, restringiendo su crecimiento, (Flowers *et al.*, 1977; Schirmer y Breckle, 1982). Tanji (1996) reporta que el calcio actúa como un amortiguador del efecto de las sales en el crecimiento de algunas especies como el algodón, ya que altas concentraciones de cloruro de sodio no afectan su crecimiento cuando se agrega calcio al suelo. Esto se atribuye a que el calcio favorece el crecimiento celular apical y aumenta la tasa de reproducción celular, protegiendo el crecimiento del tallo del efecto de las sales (Tanji, 1996).

c) Reproducción.

Otra adaptación en esta etapa del ciclo de vida de las plantas halófilas es la presencia de semillas heteromórficas (de tamaños distintos). El heteromorfismo en la germinación representa una ventaja para especies que se desarrollan en ambientes variables, ya que proporciona alternativas espaciales y temporales para asegurar su germinación. Si una población completa depende de un sólo período reproductivo y un sólo tipo de semilla, puede ser eliminada por un incremento en la salinidad durante dicho período y no existirá una reserva de semillas disponibles, (Ungar, 1982).

2.4 LA VEGETACIÓN EN CONDICIONES SALINO SÓDICAS

Los diferentes niveles de sales y sodio determinados con base en la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (C.E.e.) para los primeros 30 cm de horizonte de suelo han sido considerados por diversos autores (Richards, 1985; SRH, 1971 y Tanji, 1996), junto con la capacidad de desarrollo de cultivos y otros tipos de plantas, para clasificar los suelos afectados por la sal (Cuadro 2.2).

Cuadro 2.2.- Clasificación de suelos según su conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEe.) y el radio de absorción de sodio (RAS).

Clasificación de afectación al suelo	Conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEe) (dS/m)	Radio de absorción de sodio RAS
Sin afectación Los suelos no muestran exceso de sales en forma de eflorescencias en la superficie o sobre los agregados. Prácticamente ningún cultivo muestra inhibición en su desarrollo o daños producidos por el exceso de sales. Los rendimientos de cultivos muy sensibles pueden ser restringidos a valores de C.E.e. superiores a 2 dS/m.	< 4	<8
Ligeramente afectado Cultivos sensibles como el tomate, almendra, manzana, durazno, zanahoria, apio, limón, cebolla, peras, piñas, papas, fresas y rosas pueden desarrollarse por debajo de los 6 dS/m sin inconveniente. Por arriba de esta C.E.e., la productividad decrece a un 20%.	4 - 8	8 - 10
Moderadamente afectado Los cultivos moderadamente sensibles como alfalfa, coliflor, calabaza, maíz, pepino, uvas, juníferos, lechugas, cacahuete, rábano, arroz, caña de azúcar y camotes, pueden desarrollarse por debajo de los 9 dS/m con rendimientos aceptables (productividad del 80%). No obstante, C.E.e. en la porción alta de este intervalo implica rendimientos menores al 20%.	8 - 16	10 - 15
Fuertemente afectado Sólo cultivos moderadamente tolerantes (brócoli, higo, juníferos, mandarinas, avena, sorgo, soya, zucchini y trigo) y tolerantes (pasto bermuda, algodón, dátiles, ciruelas, pasto salado, <i>Tamarix</i> , olmos y robles) sobreviven. No obstante los cultivos moderadamente tolerantes tienen una productividad menor al 20%, cuando los tolerantes pueden llegar a tener hasta un 40% de productividad relativa. La mayoría de las plantas halófitas toleran estos niveles de sales, por lo que se pueden desarrollar sin problema en estos sitios.	16 - 25	15 - 20
Muy fuertemente afectado Sólo plantas halófitas con alta tolerancia a la sal (que han desarrollado varios mecanismos de manejo de sales) pueden existir en estos ambientes.	25 - 50	20 - 30
Extremadamente afectado Sólo las plantas halófitas más especializadas y con los mejores mecanismos de manejo de sales pueden desarrollarse en estos ambientes. La mayoría de ellas presenta crecimiento restringido.	50 - 100	30 - 40
Muy extremadamente afectado Solamente una o dos especies halófitas fuertemente especializadas puede sobrevivir en estas condiciones, con crecimiento muy restringido.	100 - 200	40 - 50
Excesivamente afectado No se permite el desarrollo de ninguna especie vegetal.	> 200	> 50

Elaborado a partir de: Siebe *et al.* 1996; Richards 1985; Brady y Weil, 1999; Tanji, 1999; SRH, 1971

Con base en su tolerancia a diversas condiciones de salinidad, las plantas han sido divididas en: 1) glicófilas, aquellas no tolerantes a condiciones elevadas de salinidad, y 2) halófitas, plantas altamente tolerantes a la salinidad del suelo (desarrollándose a C.E.e. > 16 dS/m).

De acuerdo con Joshi, (1982), la referencia más antigua a las plantas tolerantes a las sales se remonta a 1563 con los trabajos de Dodoens describiendo a *Plantago maritima*. Asimismo el termino "Halófitas" fue dado por un botánico ruso de apellido Pallas en 1803 para aquellas plantas que pueden crecer bajo condiciones salinas; sin embargo, quedaba por mostrar si se trata de plantas que solamente toleran las condiciones de un ambiente salino o si en realidad se desarrollaban óptimamente en él (Sen y Rajpurohit, 1982(a)).

Las plantas halófitas son aquellas capaces de sobrevivir a altas concentraciones de electrolitos en su medio. Estos electrolitos generalmente están dominados por el cloruro de sodio (NaCl), pero suelen encontrarse una gran variedad de sales como CaCO₃, MgCO₃, Na₂SO₄, MgSO₄, CaSO₄, CaCl₂, MgCl₂, KCl y Na₂CO₃ (Flowers *et al.*, 1977; Szabolcs, 1979). De acuerdo con Flowers *et al.*, (1977), las halófitas son plantas que difieren grandemente en su respuesta ante distintos iones, por lo que su clasificación resulta compleja. Sen y Rajpurohit en 1978 (Sen *et al.*, 1982) clasificaron las plantas halófitas en función de su adaptabilidad a suelos salinos como se presenta en el siguiente cuadro:

Cuadro 2.3.- Clasificación de especies halófitas

DENOMINACIÓN	CARACTERÍSTICAS GENERALES
1) Verdaderas halófitas	Plantas que exclusivamente crecen en suelos salinos. Por citar algunos ejemplos se incluyen en este grupo especies de los géneros <i>Suaeda</i> , <i>Cressa</i> , <i>Aeluropus</i> , <i>Salsola</i> , <i>Haloxylon</i> , <i>Distichlis</i> y <i>Zygophyllum</i>
2) Halófitas facultativas	Plantas que pueden crecer tanto en suelos salinos como en suelos no afectados por las sales: 2.1.- Crecen principalmente en suelos salinos pero también en suelos no salinos: los géneros <i>Trianthema</i> , <i>Laurnaea</i> , <i>Tamarix</i> , <i>Eragrostis</i> , <i>Salvadora</i> y <i>Cleomene</i> , así como el género <i>Atriplex</i> (Kelley <i>et al.</i> , 1982). 2.2.- Crecen principalmente en suelos no salinos pero llegan a desarrollarse en suelos salinos: <i>Pulcaria</i> , <i>Euphorbia</i> e <i>Indigófera</i> (Sen <i>et al.</i> , 1982).
3) Halófitas transicionales	Plantas que exclusivamente se desarrollan en sitios de transición entre zonas salinas y no salinas. Especies de los géneros <i>Sporobolus</i> y <i>Haloxylon</i> .
4) Halófitas acuáticas y semiacuáticas	Plantas que crecen en zonas inundables de cuencas salinas. Especies de los géneros <i>Scirpus</i> y <i>Mariscus</i>
5) Verdaderas glicófitas	Plantas que crecen en sitios no salinos. Con gran representación de géneros.

Modificado de Sen *et al.*, 1982.

2.3.1.- Mecanismos de respuesta de las plantas a condiciones salinas.

Las plantas en general cuentan con mecanismos que les permiten enfrentar condiciones de estrés debidas a una variación en la salinidad del suelo. Este estrés se puede definir como una condición que diverge del intervalo normal dentro del cual se desarrolla una planta, a tal grado que le impida expresar completamente su información genética para su crecimiento, desarrollo y reproducción (Tanji, 1996).

Los altos contenidos de sales y sodio en el suelo imponen condiciones difíciles para el crecimiento y permanencia de las plantas en un sitio. Esta situación ha sido aprovechada por algunas especies (halófitas), las que evolutivamente han desarrollado una serie de adaptaciones ecológicas, morfológicas y fisiológicas para sobrevivir y colonizar sitios con altas concentraciones de sales. Estas adaptaciones permiten, a) evitar el contacto con condiciones adversas, b) disminuir la pérdida de agua de los tejidos vegetales a la vez que permitan acumular la mayor cantidad posible del líquido y c) eliminar o aislar el exceso de sales de los tejidos evitando daños celulares. Las principales adaptaciones adoptadas por las plantas para cubrir estas tendencias se presentan en el cuadro 2.4 y se detallan en los incisos siguientes.

Cuadro 2.4.- Adaptaciones ecológicas, morfológicas y fisiológicas en las plantas.

Adaptaciones ecológicas para evitar la salinidad

- Las plantas limitan su reproducción, crecimiento y/o germinación a temporadas específicas del año y/o a condiciones ambientales favorables (p.ej. climáticas: temporada de lluvia), evitando entrar en contacto con concentraciones de sales muy elevadas.

Adaptaciones morfológicas y fisiológicas

- Aumento en la succulencia de las hojas.
- Incremento en número y tamaño de estomas.
- Reducción de la superficie foliar (microfilia).
- Engrosamiento de la cutícula.
- Cubiertas cerosas en epidermis.
- Presencia de vellosidades.
- Rápida lignificación de tejidos.
- Presencia de glándulas excretoras o vesículas.
- Compensación osmótica.

Conjuntado de: Schirmer y Breckle, 1982; Sen *et al.*, 1982; Sen y Rajpurohit 1982(a)

a) Mecanismos para evitar el contacto con condiciones adversas

Muchas plantas evitan la salinidad limitando su reproducción, crecimiento y germinación a temporadas específicas del año, en donde las condiciones climáticas favorecen la dilución de sales en el suelo (Sen *et al.*, 1982).

b) Mecanismos para disminuir la pérdida de agua de los tejidos vegetales a la vez que permiten acumular la mayor cantidad posible del líquido

Las raíces de las halófitas absorben la solución del suelo. Sin embargo, conforme el agua es transpirada, las sales disueltas se van acumulando en las hojas. Por ello, bajo condiciones de estiaje fisiológico, las hojas de plantas halófitas reducen la pérdida de agua, lo que les asegura una mayor tolerancia al incremento de sales. Lo anterior ocurre a través de los siguientes mecanismos: a) aumento en la succulencia, b) incremento en el número y tamaño de los estomas, c) la reducción de la superficie foliar, d) el engrosamiento de la cutícula, e) la presencia de cubiertas cerosas en la epidermis, f) la presencia de vellosidades, g) ocurrencia temprana de la lignificación, h) cambios en el diámetro y número de los vasos del xilema, etc. (Schirmer y Breckle, 1982; Sen *et al.*, 1982; Sen y Rajpurohit 1982(a)).

Las halófitas extremas carecen de la capacidad de excretar sales y generalmente son suculentas. Reúnen varias de las características antes mencionadas, por lo que regulan el aumento en la concentración de sales mediante un constante incremento y conservación del contenido de agua en sus tejidos, como el género *Suaeda* (Sen *et al.*, 1982).

Por su parte, las xerosuculentas se caracterizan por tener una cutícula y una cubierta cerosa en las hojas que las protegen de la pérdida de agua, y otras halófitas como el género *Gnaphalium* presentan en sus hojas y tallos con vellosidades (tricomos) que les brindan un aspecto grisáceo. La eficiencia de estos tricomas para prevenir la pérdida de agua es baja; sin embargo son útiles para proteger la superficie de la hoja del polvo que es abundante en sitios salinizados debido a los amplios espacios sin cobertura vegetal (Schirmer y Breckle, 1982).

c) Mecanismos para eliminar o aislar el exceso de sales de los tejidos para evitar daños celulares.

Sólo un reducido número de halófitas es capaz de excretar sales, acción que se desarrolla por medio de glándulas excretoras y vesículas. Dentro de estos órganos y organelos las plantas van acumulando gradualmente sales hasta un umbral de concentración para posteriormente excretarlas hacia el exterior. Entre las halófitas que presentan glándulas excretoras se encuentran los géneros *Tamarix* y *Distichlis*.

La excreción de sales por medio de glándulas especializadas es un mecanismo común en plantas halófitas. Las glándulas de la sal son comunes en diversas especies y su estructura varía entre familias de plantas. Las glándulas de la sal son más abundantes en las hojas y su número generalmente es inferior al de los estomas. El número de glándulas es dependiente de la salinidad del medio, por lo

que plantas que viven bajo condiciones de alta salinidad contienen un mayor número de glándulas que las que se desarrollan en sitios menos salinos (Liphshitz y Weisel, 1982).

Las glándulas más simples son aquellas presentes en las gramíneas y se localizan en ambas caras de las hojas, dispuestas en filas longitudinales paralelas a las venas. Cada glándula consiste de una célula basal y una célula capital. En la célula basal se lleva a cabo la acumulación de las sales mientras que en la célula capital ocurre la excreción de las mismas.

Otros tipos de glándulas (similares en varias familias de plantas) son las siguientes: en las gramíneas de la subfamilia Chloridoideae se encuentran inmersas o semi-inmersas en la epidermis de las hojas como se observa en las especies *Sporobolus sp* y *Distichlis spicata*, respectivamente (Liphshitz y Weisel, 1982). Las glándulas de Avicenniaceae (mangles) son diferentes, ya que consisten de 4 células colectoras, una célula peduncular a manera de disco y ocho o hasta doce células excretoras. Por su parte, la familia Tamaricaceae (género *Tamarix*) presenta glándulas más complejas compuestas de ocho células dispuestas en cuatro pares. Estas glándulas consisten de dos células colectoras y seis pequeñas células excretoras cubiertas por una cutícula (Liphshitz y Weisel, 1982).

Además de su forma y posición, existen diferencias en la eficiencia de excreción de las glándulas, ya que éstas son afectadas por varios factores (Cuadro 2.5). Entre más inmersa se encuentra la glándula, mayor es su eficiencia excretora, por lo que especies con glándulas inmersas como *Spartina sp* y semi-inmersas como *Distichlis spicata* secretan sales con mayor eficiencia que especies con glándulas en forma de tricomas como *Bouteloua sp*. Las glándulas de *Distichlis spicata* se encuentran entre las más eficientes, de ahí su facilidad de adaptación a condiciones extremas de salinidad (Liphshitz y Weisel, 1982) y su importancia como especie excretora de sal en este tipo de ambientes.

Otra estructura excretora de sales la constituyen las vejigas, muy comunes en las Quenopodiaceas como los géneros *Atriplex*, *Chenopodium*, *Halimnion*, *Obione* y *Salsola*. De forma similar que las glándulas, las vejigas acumulan el exceso de sales dentro de una vacuola de gran tamaño, para posteriormente excretarlas al medio mediante la ruptura de las vejigas maduras. Estas vejigas son pedunculadas y cuando están llenas de sales tienen tamaños de 80 a 200 μm de diámetro. Son variables en forma, tamaño y número, variación que al parecer es independiente de la concentración salina en el medio; sin embargo, son dependientes de la edad de la hoja, ya que en hojas más viejas, un mayor número de vejigas tienden a colapsarse y son lavadas por la lluvia. La formación de nuevas vejigas disminuye con la edad, por lo que las plantas y brotes jóvenes están facultados para una mejor eliminación de las sales que los viejos (Shirmer y Breckle, 1982).

Cuadro 2.5.- Factores que afectan la tasa de excreción de sales

FACTOR	CARACTERISTICAS
1) La concentración de sales en el medio	Las glándulas de sal deben transportar y excretar iones contra un gradiente de concentración, lo que aparentemente implica un gasto energético.
2) El tipo de iones.	Los constituyentes iónicos que principalmente son excretados en las sales son el sodio y el cloro. No obstante, otros iones como el potasio, calcio, magnesio, sulfato, nitrato y fosfato, así como varias sustancias orgánicas también se encuentran presentes en el exudado. Las preferencias en la excreción de uno u otro ión varían entre especies; en el caso de <i>Tamarix aphylla</i> , el orden de preferencias de excreción es: $Na^+ > Ca^{2+} > K^+$.
3) La temperatura	Bajo condiciones de altas temperaturas (25° a 30° C) las tasas de excreción de sales son aceleradas.
4) La luz	En especies como <i>Limonium sp</i> se han reportado que los procesos de excreción de sales son dependientes de la luz. En otras especies, se ha observado que las tasas de excreción disminuyen considerablemente en la oscuridad.
5) La presencia de inhibidores metabólicos.	Bajas concentraciones de inhibidores metabólicos como el KCN, NaF, Arsenita y DNP estimulan ligeramente la excreción del ión cloro; sin embargo cuando se encuentran a concentraciones mayores a $5 \times 10^{-3}M$, inhiben por completo el proceso excretorio.

(Fuente: Liphshitz y Weisel, 1982)

Los trabajos realizados por Sharma (1982) muestran que las especies acumuladoras de sales como los géneros *Atriplex* y *Maireana* (antes *Kochia*; Wilson 1975 *apud in*: Sharma (1982)) son más eficientes en la tolerancia a las sales que las especies que son excretantes. *Atriplex* por ejemplo, acumula grandes cantidades de electrolitos (principalmente Na^+ y Cl^-) en sus hojas y las redistribuye hacia otras partes específicas logrando su dilución, lo que le permite una tolerancia mayor a las sales. Este género cuenta con vesículas (tricomas) o vejigas en donde se concentran y conservan las sales (Sharma, 1982).

Si el potencial osmótico del medio se vuelve menor que el existente al interior de las células vegetales (como ocurre en suelos salinos), éstas sufrirán una desecación. Para sobrevivir, las plantas deben realizar ajustes osmóticos, lo que generalmente hacen elevando su concentración interna de solutos, ya sea por absorción de iones del medio y/o la síntesis de compuestos orgánicos.

Las halófitas utilizan diversos mecanismos de absorción de iones del medio como regulador osmótico (Flowers *et al.*, 1977; Sen *et al.*, 1982; Tanji, 1996). La presencia de sales al interior de las células vegetales puede ser dañina, ya que altas concentraciones de sales en el citoplasma afectan enzimas y organelos celulares,

ocasionando el hinchamiento de cloroplastos y mitocondrias (Kelley *et al.*, 1982; Tanji, 1996). Por ello, los mecanismos de compensación osmótica consideran la concentración de las sales del medio al interior de las vacuolas de sus células foliares, donde no afectan organelos celulares. En el citoplasma en cambio, la osmoregulación ocurre por medio de solutos orgánicos que son sintetizados por la propia planta y acumulados en citoplasma para equiparar concentraciones (Flowers *et al.*, 1977; Tanji, 1996). Los solutos orgánicos (ácidos orgánicos como el ácido málico y compuestos nitrogenados como los aminoácidos: aspartato, prolina, alanina, glicina, serina y glutamato, así como algunos carbohidratos), hacen las funciones de ajuste osmótico en el citoplasma (Flowers *et al.*, 1977; Joshi, 1982). De los anteriores, la prolina siempre se encuentra en mayores cantidades que los demás aminoácidos por lo que se presume que es la de mayor importancia (Joshi, 1982).

Las glicófitas también regulan el flujo iónico a nivel celular, aunque de manera menos eficiente que las halófitas (Tanji, 1996). Las plantas glicófilas son menos capaces de ocasionar una compartimentalización intracelular asimétrica de solutos orgánicos e inorgánicos, lo que es un mecanismo clave para la adaptación a un medio salino y se encuentra bien desarrollado en las plantas halófitas. Cuando las glicófitas se encuentran expuestas a salinidad moderada, tienden a excluir las sales y compartimentalizarlas en raíces y tallos, disminuyendo la exposición de las células de las hojas a las sales (protegiendo su principal aparato fotosintético).

La supervivencia de las plantas en ambientes salinos depende de las relaciones bioquímicas y el balance entre compuestos tóxicos y de protección (Joshi, 1982). La exclusión de sales, la incorporación de solutos en la vacuola y la producción de solutos orgánicos en el interior del citoplasma, son acciones que requieren de una considerable inversión energética por parte de la planta. Las plantas varían mucho en lo que se refiere a su administración energética ante la presencia de sales; las tasas de respiración generalmente se incrementan ante moderada salinidad, (dependiendo de la tolerancia de cada planta). El uso de solutos orgánicos para compensar osmolaridad representa un costo energético mayor que el que implica el uso de sales inorgánicas tomadas del medio, por lo que estas adaptaciones presentes en las plantas halófitas son energéticamente costosas (Tanji, 1996). No obstante, poco se sabe sobre el balance energético de los flujos iónicos en halófitas, y la mayoría de los casos se refieren solamente al flujo de iones en glándulas de sal, por lo que se estima que el costo energético es alto, sin que se conozca las dimensiones.

Otro tipo de halófitas son las denominadas “acumulativas”, que carecen de cualquier mecanismo de regulación y en las que la concentración de sales aumenta gradualmente a lo largo de toda la vida de la planta y al cabo de cierto nivel crítico de concentración, la planta muere, habiendo cumplido todo su ciclo de vida (Joshi,

1982). Esto ocurre en algunas especies de los géneros *Fagonia*, *Eclipta* y *Scirpus* reportados por Sen *et al.*, (1982) en la vegetación de la región árida de la India.

2.5 DESEMPEÑO DE LAS PLANTAS EN GRADIENTES SALINOS EN FUNCIÓN DE SU TOLERANCIA

Una de las principales manifestaciones de las plantas establecidas en suelos altamente salinos es una disminución considerable en su tamaño y frondosidad, y un color verde azulado del follaje. Esta reducción en el tamaño ha sido atribuida en parte al efecto osmótico sobre la disponibilidad hídrica y el efecto tóxico de los iones de las sales, además de que el estrés salino inhibe la conducción y transporte de nutrimentos minerales como el calcio (Morales, 1997), creando condiciones de desbalance nutricional. Asimismo, las variaciones en la coloración son posiblemente debidas a alteraciones en la actividad fotosintética, reduciéndose ésta en plantas estresadas (Hever 1987; *apud in* Morales, 1997).

Las diferencias en la sensibilidad al NaCl entre las especies de plantas están al parecer relacionadas con diferencias en la traslocación del sodio y cloro dentro del tallo, y particularmente en las hojas. Algunas plantas mantienen una baja concentración de sodio en la raíz, aún cuando la concentración de NaCl en el suelo es elevada; no obstante, se presentan concentraciones elevadas de sales en el tallo y las hojas, ya que las traslocan hacia éstos. Las sales no son tóxicas en el tallo, pero sí limitan su crecimiento, ya que inducen un crecimiento celular lento. Asimismo, la sal también afecta la división celular y producen el endurecimiento prematuro de las paredes de las mismas (Morales, 1997), lo que afecta también el crecimiento.

El grado de afectación en el crecimiento de las plantas va a estar relacionado con su tolerancia a las sales, ello en función de los diferentes mecanismos de exclusión, asimilación y compartimentalización de sales con que cuente cada especie, y su eficiencia. Motivo de lo anterior, se considera que variaciones en el desarrollo (crecimiento longitudinal y transversal) de una planta es un buen indicador de la concentración de sal en el medio y su capacidad para soportarla. De ahí que en esta tesis se consideró el uso de un índice de dominancia de especies, que refleje este crecimiento, así como la abundancia y frecuencia de las especies como un buen indicador del desempeño de cada especie ante diferentes condiciones de salinidad.

2.5.1.- Respuesta de las especies ante gradientes ambientales

Todas las plantas tienen requerimientos específicos para sobrevivir y desarrollarse. Si estos requerimientos no están satisfechos totalmente, el crecimiento vegetal se restringe o limita (Morales 1997). Al respecto este autor

señala que diversos ecólogos han coincidido en considerar que todos los organismos necesitan un nivel mínimo de factores ambientales para su desarrollo, y que así como existen factores que en condiciones mínimas limitan el desarrollo, también existen factores máximos que lo limitan. De acuerdo con la teoría de las Tolerancias desarrollada por Shelford (1913; apud in: Morales, 1997), cada factor ecológico ante el cual responde un organismo tiene un máximo y mínimo efecto limitante, entre los cuales el organismo puede desarrollarse adecuadamente. A este rango de valores se le denomina límite de tolerancia y fue tomado por Whittaker a mediados de los años 50's para señalar que la respuesta de los organismos en gradientes ambientales describe curvas ideales, similares a una curva gaussiana (McCune y Grace, 2002).

Actualmente, y con fines descriptivos se acepta el concepto de que las especies presentan una respuesta unimodal similar a una curva gaussiana (coanoclinas) ante gradientes ambientales (McCune, 2004). Estas curvas son útiles para describir de forma general y simplificada el comportamiento del desempeño de una especie bajo diferentes condiciones de un factor ambiental. No obstante se consideran como ideales ya que responden a un modelo teórico puesto que las especies en realidad presentan diferentes tipos de curvas de respuesta (logística, sigmoide, bimodal, etc.) ante diferentes factores ambientales. Además, las especies no solamente responden a un factor ambiental a la vez, ni son independientes unas de otras en una comunidad (McCune, 2004), por lo que son tan solo aproximaciones a la realidad. Pese a ello, se estima que pueden ser modelos útiles por su simplicidad de interpretación y su uso puede ser adecuado en sitios donde uno o dos factores ambientales son fuertemente dominantes sobre el resto, ocasionando que algunos organismos muestren un tipo de comportamiento unimodal, como resultan ser sitios afectados por sales.

El ajuste de los datos de desempeño de las especies a un modelo de este tipo simplifica la interpretación de resultados y permite identificar fluctuaciones en el desempeño de varias especies a lo largo de un gradiente ambiental particular (McCune y Grace, 2002), lo que es útil para identificar la secuencia de diferentes estadios en la comunidad, relacionados con la colonización de un sitio sujeto a condiciones extremas (como resulta la salinización), dentro del marco del proceso de sucesión ecológica de comunidades que se presenta en incisos posteriores.

2.5.2.- Respuesta multivariada de las especies

Si bien la salinidad es un factor importante en determinar la calidad del sitio, no es el único, ya que diferentes variables interactúan y por lo tanto definen la permanencia de cada especie y su grado de desarrollo. De ahí que para identificar

con mayor claridad la secuencia de incorporación de especies en el sistema afectado por sales es necesario recurrir al uso de modelos que consideren de forma simultánea gradientes de respuesta de las especies ante diversas variables ambientales, como resultan ser los modelos de simulación de hábitat (McCune, 2004).

Estos modelos representan la relación entre las especies y los diferentes factores ambientales que controlan su existencia. El desempeño de una especie en relación con dichos factores usualmente se mide como presencia/ausencia de especies, abundancias, o tasas fisiológicas y demográficas. Asimismo, los factores componentes del hábitat son variables que describen las características de localidades particulares y por lo tanto incluyen a todos aquellos factores que determinan el desempeño de una especie, incluyendo otras especies, enfermedades, historial de disturbio, entre otras (McCune, 2004).

Conceptualmente, los modelos de simulación de hábitats se basan en dos principios ecológicos: 1) la descripción Hutchinsoniana del nicho (como hipervolumen n-dimensional de factores dentro del cual una especie puede mantener una población viable (Begon, Harper y Townsend, 1990) y 2) los diagramas de Whittaker sobre la respuesta unimodal de las especies ante gradientes ambientales (McCune y Grace, 2002, McCune 2004). La dificultad en analizar las funciones de respuesta de las especies surge de la complejidad de considerar varios factores de forma simultánea, y que además, dichos factores influyen unos sobre los otros (interactúan y por tanto están correlacionados), además de que en muchas ocasiones las funciones de respuesta no tienen una distribución equitativa de la varianza en torno a la media (distribución cercana a una Normal); limitándose fuertemente el uso de principios y modelos estadísticos paramétricos convencionales (como la regresión lineal y el análisis de varianza multivariados). Estos modelos lineales generalmente se asocian con supuestos que difícilmente se cumplen cuando se manejan datos ecológicos. En particular, aquellos referentes a la distribución de las variables respuesta, la distribución de la varianza y la independencia entre observaciones (Miller et al., 2004).

Para representar las curvas de respuesta, los ecólogos tradicionalmente utilizan modelos simples como los presentados en el inciso anterior, que si bien facilitan el entendimiento del comportamiento de una especie bajo un gradiente ambiental, no capturan las relaciones multifactoriales no lineales entre las especies y su hábitat de una forma más aproximada a la realidad. Es decir, dan una idea de cómo ocurre la secuencia de reemplazo entre especies a lo largo de un gradiente (p.e. de salinidad o sodio), más no es necesariamente lo que ocurre cuando se consideran simultáneamente más factores ambientales interrelacionados.

Describir las respuestas de las especies a gradientes ambientales es importante para desarrollar y probar teorías ecológicas, mejorar métodos de análisis de comunidades e identificar especies indicadoras. No obstante, la complejidad de las curvas de respuesta (a veces sesgadas, a veces polimodales o con el valor óptimo fuera del rango muestreado), hacen que la mayoría de las veces los modelos quedan muy cortos al tratar de explicar la dinámica en una comunidad ante cambios en el hábitat. Una opción para analizar las superficies de respuesta en un espacio multidimensional es el uso de la **regresión multiplicativa no paramétrica (RMNP)** (McCune 2004; Miller et al., 2004). En la modelación paramétrica convencional se parte de supuestos sobre la forma de la distribución de la respuesta de las especies ante gradientes ambientales. A diferencia de ello, en la RMNP se niega este supuesto y se generan modelos predictivos sin necesidad de que se conozca la forma de la distribución de la respuesta de las especies a los factores ambientales. Esto es una ventaja ya que usualmente, la respuesta de una especie es de diferente forma ante distintos factores ambientales (p.e. gaussiana para un factor y sigmoideal para otro). Además, al ser un modelo multiplicativo, considera tanto a varios factores ambientales de forma simultánea, como a las interacciones entre éstos. El procedimiento de la RMNP para ajuste de modelos representa las interacciones entre los factores ambientales sin necesidad de ver la superficie de respuesta en el hiperespacio de factores ambientales. No obstante, cuando se trabaja con muchas variables ambientales simultáneamente, la interpretación de los resultados es cada vez más compleja, y algunas variables pueden no ser realmente relevantes en la determinación de la presencia y/o desempeño de las especies. Por ello, los factores ambientales por incluir en la RMNP deben ser seleccionados con base en criterios que permitan identificar el papel que juegan en la respuesta observada en la vegetación.

a) Identificación de los factores ambientales más relevantes

Diversos factores ambientales existen e intervienen de forma combinada en la respuesta de la vegetación. Es imposible medir todos los factores presentes en un sitio, por lo que usualmente se muestrean y analizan algunos de ellos, los que se presume que son de mayor importancia. No obstante, al pretender modelar la respuesta de las especies ante gradientes de diferentes factores de calidad del sitio, es importante conocer si los factores bajo estudio son los más relevantes en la determinación de la presencia de ciertas especies en uno u otro lugar, así como que porcentaje de la variabilidad en la distribución observada de las especies es explicada por los factores ambientales bajo consideración. Para ello, el uso de

técnicas estadísticas multivariadas como el análisis de correspondencia canónica (CCA) es de gran utilidad.

El CCA es una técnica que selecciona aquella combinación lineal de variables ambientales que maximizan la dispersión de las especies (Jongman, Ter Braak y Van Tongeren, 1995). Es decir, permite identificar a las variables ambientales que explican de mejor manera por qué las especies se distribuyen en los sitios en donde lo hacen y con el valor con que lo hacen (p.e. abundancia, dominancia). De forma similar al PCA, genera ejes o variables teóricas no correlacionadas (ortogonales) conformadas por variables reales, sobre las cuales maximiza la distribución de especies a partir de sus valores de respuesta en cada sitio. Los pesos de cada variable real (coeficientes canónicos) sobre la combinación lineal (variables teóricas) señalan la importancia relativa de cada variable en la respuesta observada de la vegetación. Asimismo, cada eje explica una proporción distinta de la variabilidad general observada, por lo que la variabilidad de cada eje es aditiva, siendo que los primeros ejes explican la mayor proporción posible de la varianza. A diferencia del RMNP, en esta técnica se trabaja con modelos lineales (aditivos) y no multiplicativos, en donde la distribución de la varianza debe ser equitativa en torno a la media (similar a una curva de respuesta Normal), por lo que las variables deben ser transformadas de forma previa al análisis para lograr una distribución más equitativa de la varianza.

2.6 DINAMICA EN COMUNIDADES VEGETALES

Desde el desarrollo inicial de la teoría a finales del siglo XIX, el estudio de la dinámica de la vegetación ha cruzado por períodos de gran actividad académica y períodos de baja actividad. En las últimas décadas, los avances en el conocimiento de la naturaleza de comunidades, la dinámica de poblaciones y la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, junto con nuestra mayor capacidad de análisis cuantitativo y modelaje de los procesos vegetales, han llevado a una re-evaluación de las bases conceptuales de la dinámica vegetal. Este tema se encuentra en un punto de gran cantidad de datos e hipótesis, innumerables definiciones y términos y diversas áreas en debate aún sin resolver (Glen Lewin y Van der Maarel, 1992). El surgimiento de las técnicas de análisis multivariado mencionadas en apartados anteriores y su factibilidad de utilización en computadoras hoy en día, han hecho que se retomen varios de los conceptos e ideas sobre la dinámica de la vegetación. Éstos se reanalizan a la luz de sistemas complejos, integrando mayor cantidad de factores promotores de la sucesión, junto con diferentes y formas o tipos de

respuestas en la vegetación, que permiten identificar estadios de la comunidad. Estos análisis multivariados, si bien son generalmente de carácter exploratorio, permiten integrar la información para entender un poco más los procesos de cambio en comunidades vegetales.

2.6.1 Sucesión de especies en comunidades

a) Principales conceptos

Por más de 80 años la teoría de sucesión de especies en comunidades ha jugado un papel muy importante en la ecología, tanto como una herramienta de predicción, como un esquema de organización (Peet y Christensen, 1980; Delcourt y Delcourt, 1991). No obstante, la mayoría de los estudios sobre el tema han sido desarrollados en sistemas templados, siendo reducida en comparación la literatura al respecto en otros sistemas (Drury y Nisbet, 1973; Delcourt y Delcourt, 1991) como pueden ser los tropicales (Martínez Ramos, 1985) o áridos (Bowers, Webb y Pierson, 1997); por lo que mucha de la información sobre el proceso para nuestro país es inferida a partir de estudios en bosques templados. Entre algunos de los estudios sobre sucesión en otros tipos de vegetación realizados se pueden mencionar el de bosques mesófilos de montaña en México (Challenger, 1998), los estudios de Mahmood et al., (1989) en sistemas halófitos, y los estudios realizados por varios autores (Shreve, 1951; Montaña et al, 1990 y García-Oliva 1991; *apud in* Challenger, 1998) para matorral xerófilo en zonas áridas. En éstos últimos la existencia del proceso ha sido ampliamente discutida (McMahon y Wagner, 1985; *apud in* Challenger, 1998), a raíz de la presencia de plantas longevas que han sido dominantes bajo diferentes condiciones ambientales (Valiente Banuet et al., 1995) y que por lo mismo hacen que resulte difícil poder hablar de una comunidad monoclímática o un proceso direccional, o un cambio en la vegetación, acordes a la teoría de sucesión de comunidades en su planteamiento original.

La sucesión ecológica es un proceso que se caracteriza por un cambio direccional en la composición de la vegetación como producto de propiedades intrínsecas de las plantas o factores ambientales cambiantes a lo largo del tiempo (Kershaw, 1973). Algunos de estos cambios consisten en el paso de comunidades con pocas especies, tamaño pequeño y estructura simple, a comunidades con mayor diversidad, mayor talla, biomasa y complejidad de estructura (Drury y Nisbet, 1973; Glen-Lewin y Van der Maarel, 1991).

En ecología, el término sucesión generalmente implica secuencias en el tiempo; sin embargo, solamente los cambios espaciales al corto plazo pueden ser observados directamente, y la mayoría de las descripciones que consideran cambios en el largo

plazo se basan en la observación de secuencias espaciales, asumiendo homología entre secuencias temporales y espaciales (Drury y Nisbet, 1973); que no siempre pueden ser claramente sustentadas. Pese a la disponibilidad de medios de investigación paleoecológicos, se han hecho pocos estudios que analizan la dinámica de variación vegetal al largo plazo y su relación con una adecuada representatividad en los procesos observados en espacio al corto plazo (Delcourt y Delcourt, 1991).

Cuando la sucesión ocurre en sitios previamente no ocupados por vegetación, carentes de un banco de semillas y directamente sobre un material parental, en donde de forma preliminar debe desarrollarse un suelo, se presentan condiciones de baja fertilidad, y los propágulos llegan por inmigración, se denomina Sucesión Primaria. Si el proceso se detona en un sitio a partir de una alteración (antrópica o natural) en la vegetación original, más no del suelo, y donde existe un legado vegetal dado por la vegetación previa al disturbio (banco de semillas), se considera una Sucesión Secundaria (Glen-Lewin y van der Maarel, 1991).

Como muchas otras dicotomías en ecología, los conceptos de sucesión primaria y secundaria son formas útiles de organizar la información de la naturaleza, no obstante no siempre resulta factible asignar a una u otra categoría lo ocurrente en algún sitio, ya que se reconoce que existen condiciones intermedias de estos tipos de sucesión (Glen-Lewin y van der Maarel, 1991). De acuerdo con Delcourt y Delcourt (1991), la mayoría de los estudios sobre dinámica de la vegetación han sido en realidad realizados sobre la sucesión secundaria, es decir, cambios en las comunidades de plantas que ocurren de forma posterior a un disturbio (ver Rykiel, 1985; Pickett et al., 1989) que solamente afecta la porción vegetal.

El disturbio ha sido definido por varios autores, siendo la definición más clara y consistente la brindada por van Andel y van der Bergh, 1987 (apud in: Glen-Lewin y van der Maarel, 1991) que señala que un disturbio es: *"es un cambio en las condiciones que interfiere con el funcionamiento normal de un sistema biológico determinado"* el disturbio es una causa (cambio en la condición) medida por sus efectos (cambios en el funcionamiento normal del sistema) (Rykiel, 1985 y Glen-Lewin y van der Maarel, 1991), lo difícil es establecer cual es el funcionamiento "normal" de un sistema.

Una segunda divergencia de opinión existe entre que si la sucesión ocurre como producto de la acción de las propias plantas en la modificación del hábitat (sucesión autogénica) o si los cambios son inducidos por factores externos (sucesión alogénica) (Drury y Nisbet, 1973).

Delcourt y Delcourt (1991) señalan que dicha diferencia está en función de la escala a la que se analicen los cambios, ya que a escala paleoecológica, la sucesión es producto de la frecuencia e intensidad de disturbios externos aleatorios (alogénica). No obstante, a una escala más fina se puede ver que cambios inducidos

el sitio por las mismas plantas pueden derivar en el reemplazo de unas por otras, por ejemplo, a raíz de cambios en la acumulación de sedimentos orgánicos producto de la muerte de predecesoras (Connel y Slatyer, 1977; Delcourt y Delcourt, 1991).

Al parecer tanto fuerzas autogénicas como alogénicas juegan un papel importante en la sucesión, y la importancia relativa de cada una bajo cada circunstancia cambia conforme cambia la vegetación (Glen-Lewin y Van der Maarel, 1991). En cualquiera de los casos, aún bajo situaciones controladas principalmente por factores autogénicos, la sucesión puede dirigirse en diversos sentidos, resultando en un proceso poco predecible, siendo que las especies presentes en un sitio en determinado momento pueden o no ser las mismas que existieron bajo similares circunstancias antes del disturbio (Delcourt y Delcourt, 1991).

Una forma de analizar la polémica en torno a si la sucesión es alogénica o autogénica (Delcourt y Delcourt, 1991) es considerar la fusión de ambas condiciones y analizarlas a diferentes escalas conjuntamente. El paisaje cambia, cambian las condiciones climáticas, cambian las unidades geomórficas y cambia el suelo al modificarse sus propiedades edafocológicas (Siebe et al., 1996) que implican cambios en la disponibilidad y movilización de agua y nutrientes; por consiguiente se inducen cambios en la vegetación (alogénica, escala de tiempo muy amplia y baja resolución espacial). Con el paso del tiempo, la propia vegetación induce cambios en suelo (incremento de aireación por efecto radicular o aumento de materia orgánica) y en la vegetación aledaña, dados por las fuertes interacciones entre especies (competencia, facilitación, mutualismo, cadenas tróficas, entre otras) (Strauss, 1991), lo que conlleva a nuevos cambios en la vegetación (autogénica, escala de tiempo corto y alta resolución espacial).

Lo anterior lleva a una segunda divergencia de opinión entre si los cambios en la vegetación acompañan los cambios en el ambiente de forma unidireccional, y por ende, predecible, o bien si una serie de estados vegetales diferentes son posibles en función de un mosaico cambiante de condiciones de sitio (Delcourt y Delcourt, 1991). La ruta particular que sigue la sucesión no es unidireccional como originalmente fue planteada, ya que va a depender de ambiente y de la fuerza inicial del proceso. El desarrollo de diversos tipos de vegetación no ocurre de manera ordenada, sino como mosaicos de combinaciones vegetales que cambian hacia otros mosaicos igual de poco predecibles (Glen-Lewin y van der Maarel, 1991). Esta multiplicidad de rutas, su variación y estocasticidad, y la dependencia de la sucesión de las condiciones locales y el azar han llevado a varios autores (Pickett, 1988, Glen-Lewin, 1980 y Myster y Pickett, 1988; apud in Glen-Lewin y van der Maarel, 1991) a reconsiderar planteamientos originales del proceso, retomando la teoría individualista de Gleason postulada hace más de 50 años, misma que se presenta en el siguiente inciso.

Asimismo, ocurre que en algunos sistemas se presentan regresiones en las tendencias de desarrollo de una sucesión. En ellos, como efecto de un disturbio que actúa de forma gradual, el sistema se desplaza hacia estadios más simples, con menos especies, menor biomasa y menor productividad, lo que ha sido denominado sucesión retrospectiva (Delcourt y Delcourt, 1991; Glenn-Lewin y Van der Maarel, 1992). Este tipo de sucesión generalmente esta asociada a cambios constantes en el ambiente físico como lavado de suelo o elevación del manto freático y consecuentemente, ha sido aplicado en muchas ocasiones cuando se tiene un sistema con condiciones extremas que implican situaciones de estrés en la vegetación como el que existe en zonas afectadas por sales.

b) Surgimiento y evolución de la teoría

Las primeras ideas sobre la existencia de un reemplazo ordenado de especies en un sitio sin vegetación surgen a partir de los trabajos de Bufón (1742) (*apud in* Drury y Nisbet, 1973), y los trabajos botánicos de Warming (1896) y Cowles (1901) en dunas arenosas (*apud in*: Krebs 1985). Sin embargo, no es hasta 1916 con los trabajos de F.E. Clements que se elabora una primera hipótesis del proceso y se postulan detalladamente los conceptos clásicos, introduciendo el planteamiento del *monoclimax*. Esto es, que el proceso de sucesión culmina cuando se alcanza una comunidad clímax, relativamente estable en lo referente a su composición de especies y un estado estable, adaptado a su hábitat, que permanece en tanto el sitio no sea disturbado (Drury y Nisbet, 1973).

En tiempos de Clements (1916; 1936), se consideraba que las formaciones (comunidades) funcionaban como un organismo viviente en donde las especies fungían como los diferentes órganos del organismo. Clements propuso que, como todo organismo viviente, las comunidades surgían, crecían, maduraban y morían, y que la sucesión era el proceso universal encargado de su desarrollo; por lo que su modelo fue denominado la teoría organísmica. Ésta queda representada en la Figura 2.6, en donde se grafican tres diferentes comunidades que, bajo su teoría, surgen, crecen, maduran y mueren.

La concepción de Clements era que al cambiar las condiciones ambientales, las asociaciones serían reemplazadas en su totalidad. Al igual que en un organismo viviente, la falta de alguno de sus componentes, ocasionaba la muerte del organismo, por lo que la composición, fisonomía y funcionamiento de la comunidad dependía de que estuvieran presentes todos y cada uno de sus componentes (especies), por lo que los cambios ambientales resultaban en drásticas modificaciones en la vegetación; condición que actualmente se sabe no es así.

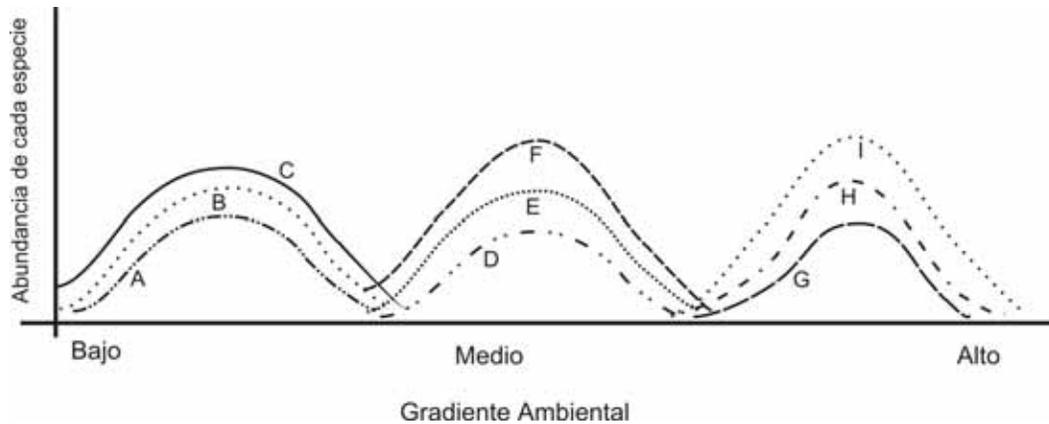


Figura 2.6.- Patrones de abundancia hipotética de especies vegetales (A-I) a lo largo de un gradiente ambiental siguiendo la conceptualización de Clements (1916; 1936). La comunidad cambia por completo en el tiempo conforme cambia el ambiente. Existen asociaciones de especies claramente identificables en cada etapa, "Florística de relevo". (modificado de Kent y Coker 1992).

En contra parte, cuando se encontraban todas las especies en un estado equilibrado y de máxima abundancia, el super organismo pasaba a ser lo que Clements denominó comunidad clímax, manifestando la tendencia de todas las comunidades a llegar a dicha comunidad clímax. La sucesión presumiblemente continúa hasta que la combinación de especies se ajusta de mejor manera a las condiciones climáticas regionales y del sitio, llegando a establecerse una comunidad Climax (Clements 1916). Esta posición resulta altamente cuestionable en la actualidad, ya que parte de una visión estática de las condiciones del sitio, sin tomar en consideración que pequeños cambios en propiedades como las edáficas, que evolucionan en el tiempo, pueden tener importantes repercusiones en la composición de la comunidad vegetal y en el proceso de sucesión (Drury y Nisbet, 1973; Werner, 1984; Mahmood et al., (1989) y Fernández-Buces y Valiente-Banuet, en revisión) y que impiden que en realidad se pueda llegar a una condición de estabilidad que pueda considerarse como una comunidad clímax como tal, ya que todas las condiciones ambientales evolucionan, aunque a diferentes escalas de resolución.

La influencia constante de un disturbio recurrente (p.ej. incendios forestales) en una comunidad ocasiona un continuo reinicio a las etapas iniciales de la sucesión (Figura 2.7), por lo que estos pequeños disturbios son un importante agente causal de cambio continuo en las comunidades de plantas (Delcourt y Delcourt, 1991), en donde difícilmente se pueden encontrar comunidades que puedan denominarse clímax. Incluso el propio Clements aceptaba que ni en la comunidad más estable se alcanza un punto de total equilibrio, pues siempre aparecen áreas disturbadas, en donde es factible observar distintas etapas de sucesión secundaria.

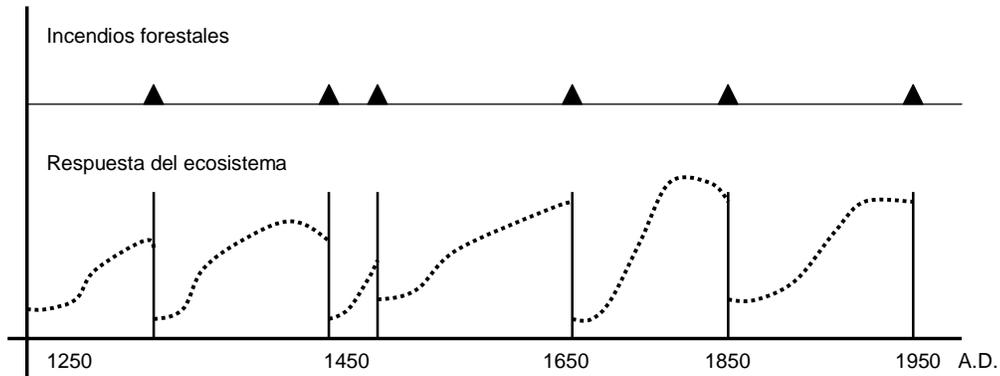


Figura 2.7.- Respuesta del ecosistema a disturbios aleatorios recurrentes que reinician el proceso de sucesión en bosques templados. (Modificado de Delcourt y Delcourt, 1991).

Cuarenta años después de la postulación de la teoría de Clements surgió una variante con las ideas de la “Florística inicial” de Engler, propuestas en 1954 (Engler 1954; Wilson *et al.* 1992). Engler postula dos hipótesis opuestas, en la primera denominada “florística de relevo”, Engler propone que un grupo florístico es relevado del sitio por otro hasta que se alcanza un estado relativamente estable (similar al flujo de especies propuesto por Clements). En la segunda, a diferencia del planteamiento de Clements, Engler propone que en la sucesión secundaria, desde el momento de finalizar algún disturbio, las semillas de todas las especies de todas las etapas serales están presentes en el suelo y que los cambios observados en la comunidad tan solo son reflejo de las variaciones de los valores de dominancia de las diferentes especies dentro de cada estrato y sus tiempos de germinación (herbáceo, arbustivo y arbóreo) (figura 2.8).

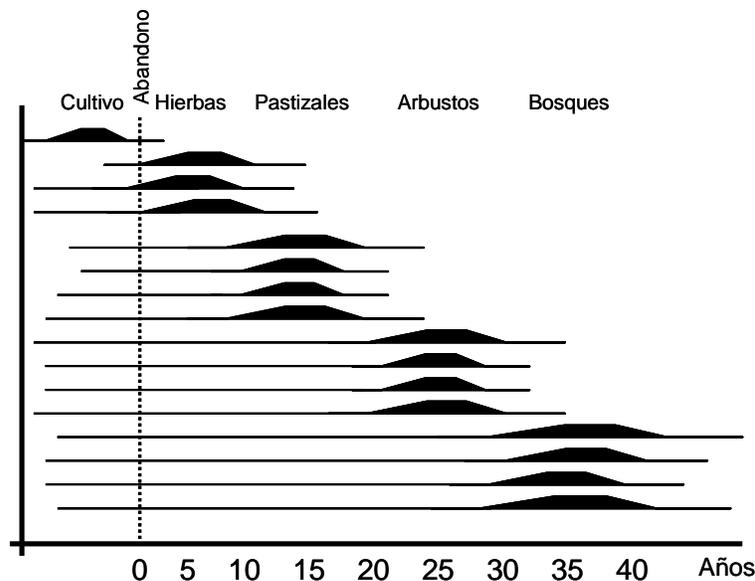


Figura 2.8.- Distribución de abundancias de las especies bajo el concepto de “Florística inicial” de Engler. (Modificado de Wilson et al., 1992)

Al respecto, algunos autores (Drury y Nisbet, 1973; Connell y Slatyer, 1977; McCune y Cottam, 1985) concuerdan con esta idea y consideran que todas las especies involucradas en la sucesión están presentes desde el inicio, aunque solo algunas son dominantes en las primeras etapas y otras en etapas posteriores, ello en función de su reproducción, dispersión, germinación y/o características de crecimiento. En contra parte, otros autores (Pickett et al., 1987; Bornkamm, 1988) consideran que depende de que especies estén presentes en un sitio al inicio de la sucesión, lo que determinará la ruta y el resultado de la misma, y que por azar, las especies que lleguen inicialmente determinarán las etapas subsecuentes. En este sentido algunos interpretan la florística inicial de Engler como que el desarrollo de la comunidad en un sitio puede ser muy heterogéneo y la comunidad resultante va a depender cuales especies llegan al sitio primero (Wilson et al., 1992), lo que hace que el proceso sea impredecible.

Como se mencionó, los cambios en la comunidad son progresivos y direccionales, por lo que algunos autores consideran que es posible predecir cuales especies remplazará a otras en el curso de la sucesión (Drury y Nisbet, 1973). Otros atribuyen un papel importante al azar y por ende, consideran que el resultado de la sucesión será impredecible (Wilson et al., 1992). Al respecto, para tratar de entender un poco más este proceso, podemos considerar la propuesta de Gleason en la década de los 60's, el cual propone que todas las especies de plantas se distribuyen como un continuo y que cada especie responde de manera individual a los cambios ambientales, los que a su vez varían mucho en tiempo y espacio (Gleason, 1962). Su teoría ha recibido el nombre de modelo individualista, ya que de acuerdo con Gleason, la ocupación de plantas en un sitio disturbado va a ser producto de una combinación tan cambiante de condiciones ambientales y tolerancias fisiológicas, que prácticamente va a dar un resultado difícilmente predecible en lo que respecta a las integrantes de cada etapa en la sucesión (Figura 2.9).

Gleason señala que la composición de especies observada en cada sitio es única, ya que cada especie tiene una particular distribución de su ámbito de tolerancia y que la asociación de plantas en un sitio va a depender tanto de la combinación de las condiciones ambientales, como de su tolerancia a dichas condiciones y su capacidad dispersora. En este sentido, no hay espacio para el "azar" que plantean autores como Wilson et al. (1992).

Para Gleason (1962), el éxito de las especies va a depender exclusivamente de la combinación entre factores ambientales en un sitio determinado y los rangos de tolerancia individuales de las especies invasoras (Kent y Coker 1992). No obstante, si analizamos las posibles combinaciones entre todos los factores ambientales y las diferentes formas y tipos de respuestas individuales de las especies (factores alogénicos), junto con las interacciones entre las propias especies (factores

autogénicos), encontramos que dicha combinación es extremadamente grande, imposibilitando predecir el resultado de la sucesión, más el resultado del proceso en sí no será azaroso.

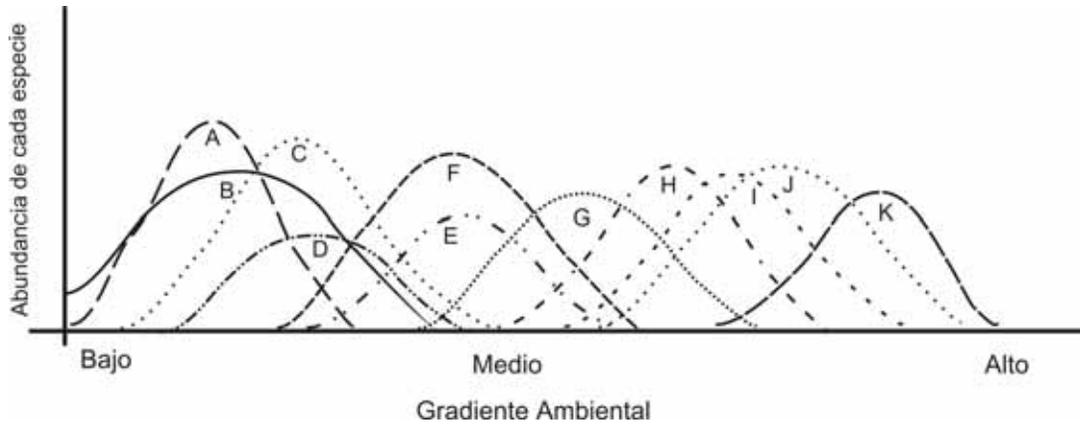


Figura 2.9.- Patrones de abundancia hipotética de especies vegetales a lo largo de un gradiente ambiental, siguiendo la conceptualización de Gleason (1962). No es factible identificar asociaciones de especies particulares de cada condición dentro del gradiente ambiental. Las especies obedecen a distintos niveles de tolerancia para ubicarse a lo largo del gradiente y por consiguiente, no es factible definir una comunidad repetible. (modificado de Kent y Coker 1992).

2.6.2 Principales modelos de sucesión propuestos en la literatura

Una comunidad vegetal se puede definir como una agrupación de especies de plantas que ocupan una misma área y cuyas interacciones afectan significativamente su distribución y abundancia (Connell y Slatyer 1977). El proceso de sucesión en comunidades se refiere a los cambios observados en una comunidad ecológica derivados de algún disturbio (Picket *et al.*, 1989), que abre espacios en la misma ("claros") (Grubb, 1977; Martínez-Ramos 1985; McConnaughay y Bazzaz, 1991) de muy diferentes tamaños, y en los que es posible el establecimiento de ciertas especies, generalmente distintas a las existentes en la comunidad antes del claro. No obstante, éstas nuevas especies pueden resultar ser competitivamente inadecuadas para hacerse de recursos (p.e. agua y nutrientes), particularmente en claros pequeños, con respecto a las plantas ya instaladas, cuyo funcional sistema radicular se encuentra expandido por todo el sitio. Ello entonces va a restringir cuales especies pueden o no ingresar en estos claros y persistir en ellos. En este sentido, aunque la llegada de especies sea azarosa, su persistencia no lo será, ya que las restricciones existentes impondrán la necesidad de una cierta arquitectura, morfología y actividad del sistema radicular particulares en cada planta colona. Las

diferencias en las tolerancias de las especies a estas restricciones en el volumen radicular pueden jugar un papel muy importante en la dinámica del sistema, en donde los pequeños claros y las especies colonas pueden cambiar en función de que tan libre esté o no el espacio físico donde se alberguen las raíces (McConnaughay y Bazzaz, 1991) y las condiciones en éste.

La interacción entre plantas colonas y plantas establecidas o propias de la vegetación antes del disturbio ha sido estudiada por varios autores, considerando que el ingreso de ciertas plantas colonas y su establecimiento en la comunidad a lo largo de diversos estadios de desarrollo, no es independiente de la composición vegetal existente.

A efectos de reconocer como ocurren estas interacciones dentro del mecanismo de sucesión de especies en comunidades, Connell y Slatyer (1977) describieron tres modelos explicativos que se ilustran en la Figura 2.10. Cabe señalar que los tres modelos propuestos obedecen a diferentes experiencias de los investigadores, y dado que la sucesión es un proceso tan dinámico como se ha presentado hasta ahora, los tres modelos ayudan a entender el funcionamiento de sistemas bajo diferentes circunstancias, sin que se pueda o deba considerar que uno u otro modelo sea más preciso.

El primer modelo, ha sido denominado de “Facilitación”, ya que considera que la entrada y crecimiento de las especies subsecuentes de la sucesión depende de que las especies iniciales o pioneras, preparen el terreno. Este modelo considera que sólo algunas especies de etapas serales iniciales son capaces de colonizar de forma inmediata el espacio abierto por el disturbio (p.e. un sitio salinizado). Ello debido a que sólo algunas especies han podido desarrollar características colonizadoras como la habilidad de producir grandes números de propágulos, tener buena capacidad de dispersión, que sean capaces de permanecer en un estado de dormancia hasta contar con las características adecuadas para su germinación, que sean capaces de crecer en sitios abiertos con fuerte insolación y que sean capaces de crecer y madurar de forma rápida, o bien que se localicen en sitios menos afectados por el disturbio y sean capaces de propagarse hacia sitios más afectados (como ocurre con algunos pastos estoloníferos como *D. spicata* o especies como *Suaeda torreyana*), reduciendo eventualmente las características adversas creadas por el disturbio. En contraparte, estas colonas no son buenas para germinar, crecer y sobrevivir en sitios ocupados por otras especies, donde hay sombra, por lo que en este modelo, al igual que en los otros dos, las especies pioneras crecen y se desarrollan mientras existe espacio abierto, siendo incapaces de continuar un reclutamiento de plántulas una vez que se ha asentado una comunidad de adultos.

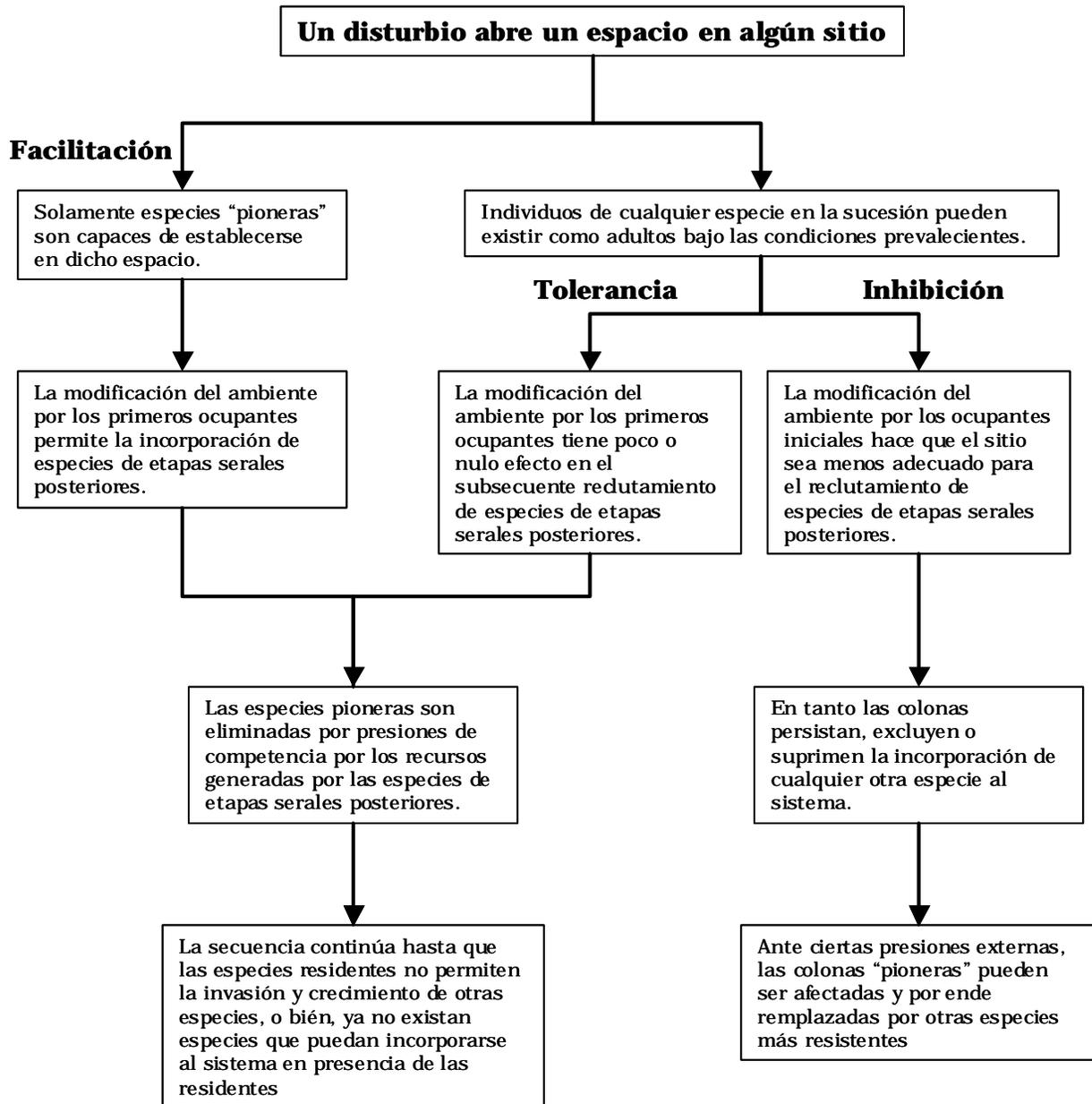


Figura 2.10.- Descripción gráfica de los tres modelos de los mecanismos que rigen el proceso de sucesión en comunidades planteados por Connell y Slatyer (1977).

La principal diferencia entre el primero y los demás modelos radica en el concepto de que una vez establecida la comunidad de plantas pioneras, éstas modifican el ambiente de tal forma que eventualmente lo hacen más adecuado para la incorporación de otras especies, con lo que eventualmente ellas mismas son desplazadas (Connell y Slatyer 1977).

De acuerdo con Whittaker (1975) (*apud in*: Connell y Slatyer 1977), las especies pioneras dominantes modifican el suelo y el microclima permitiendo la entrada de una segunda especie, la que a su vez se vuelve dominante y modifica el sitio permitiendo la entrada de una tercera especie, y así subsecuentemente, quedando desplazadas las especies originalmente asentadas. De acuerdo con la teoría esta secuencia se detiene cuando las especies dominantes asentadas ya no facilitan la entrada de alguna otra. Cabe agregar que en cualquier momento puede ocurrir algún disturbio, como la re-salinización del sitio, y de nueva cuenta iniciar todo el proceso.

En el modelo de “Tolerancia”, se asume que las especies que inicialmente ocupan un sitio lo hacen de forma aleatoria y que no existen especies pioneras como tales ya que cualquier especie de las presentes en la comunidad puede colonizar inicialmente el claro. Según este modelo, los cambios en las micro-condiciones del sitio que generen estas especies no determinan cuales serán aquellas de la siguiente etapa. No obstante, acepta que existe el reemplazo de unas especies por otras, derivado de fuerzas de competencia.

Finalmente el modelo de “Inhibición” es una combinación de los dos anteriores considerando que no existen especies pioneras como tales, sino que la definición de cuales serán las que ocupen inicialmente el sitio, es producto de la capacidad de dispersión de diferentes especies presentes y el azar. Sin embargo, reconoce que las especies iniciales ocasionan cambios ambientales en el sitio que repercuten en cuales serán las subsecuentes especies. No obstante, éstas no serán capaces de ingresar en el sistema, en tanto las anteriores no hayan desaparecido o disminuido considerablemente, ya que no son capaces de lograr su desplazamiento competitivo.

2.6.3 Estado actual del concepto

Actualmente existe mucha divergencia de opiniones en torno al proceso de sucesión ecológica en comunidades. Esto se debe a que es factible encontrar casos que se ajustan a uno u otro postulado, claramente éstos han sido enunciados con base en alguna experiencia de los autores. Algunos investigadores han atribuido un papel muy importante a la competencia entre especies para definir las asociaciones de especies en una comunidad y el resultado del proceso de sucesión (Diamond, 1975; *apud in* Connor y Simberloff, 1979), mientras que otros le atribuyen un papel más importante al azar (Connor y Simberloff, 1979). En lo que la mayoría de los ecólogos coinciden, es en aceptar la existencia de cambios direccionales en las asociaciones de plantas.

De acuerdo con Peet y Christensen (1980), la idea de que la sucesión es una secuencia de reemplazo de especies derivada de la modificación autogénica del ambiente, ha sido rechazada por varios autores como Engler (1954), Drury y Nisbet (1973) y Connel y Slatyer (1977) quienes atribuyen un papel más importante a las asociaciones entre las propias especies. Asimismo, los anteriores autores señalan que la generalización de que los cambios sucesionales implican una situación de incremento constante en biomasa y productividad primaria no resulta acertada, ya que los mayores valores de productividad y biomasa en el desarrollo de bosques se alcanzan en etapas predecesoras del climax.

Lo que lo anterior refleja es que el proceso de sucesión es más complejo de lo que la teoría clásica ha postulado. Todas las hipótesis existentes no son mutuamente excluyentes, ni hay unas más válidas que otras, ya que todas se aplican en diferentes grados a una secuencia sucesional. Lo interesante es ver que tanto son aplicables y generalizables a diferentes circunstancias, y de que manera se pueden combinar para ayudar a explicar el proceso en su conjunto (Peet y Christensen, 1980). Por ejemplo, cuando se considera la sucesión como un gradiente en tiempo (Drury y Nisbet, 1973; Pickett, 1976), una visión, casi Gleasoniana, es considerar que la sucesión es simplemente una secuencia a lo largo de un gradiente de estrés al que las plantas se adaptan mediante la evolución de estrategias; estrategias que Noble y Slatyer (1977) han tratado de identificar buscando el número mínimo de “atributos vitales” de las plantas, necesarios para predecir los cambios sucesionales (Peet y Christensen, 1980). Otro enfoque comúnmente atribuido a la teoría de la sucesión es considerar que la sucesión secundaria es resultado de longevidad diferencial entre las plantas y que la mayoría de las especies dominantes ingresan en la comunidad durante las etapas iniciales del desarrollo, cuando las presiones de competencia son bajas; condiciones fundamentales que determinan el desarrollo de la comunidad futura. Esto implica que si una especie no puede instalarse en etapas iniciales, sus posibilidades de llegar a ser un elemento dominante en la comunidad se verán fuertemente restringidas (Drury y Nisbet, 1973; Peet y Christensen, 1980).

Un último enfoque ha sido atribuirle al proceso de sucesión un papel estocástico (Horn, 1975; apud in Peet y Christensen, 1980) al utilizar modelos de reemplazo de árbol por árbol en una matriz probabilística en donde se considera la probabilidad de que un árbol sea reemplazado por otro de distinta especie y por otro de la misma especie, señalando que el azar juega un papel muy importante en la sucesión.

Estos tres enfoques son reduccionistas, enfatizan las historias de vida y las relaciones competitivas de las especies y no de la comunidad en sí. Al respecto, Peet y Christensen (1980), en un intento por compaginar estos tres enfoques, proponen que la sucesión ocurre como un proceso poblacional, como consecuencia de diferencias en las tasas de reproducción, el establecimiento, crecimiento y

mortalidad. Señalan que las características fisiológicas e historias de vida de las especies determinan en gran medida la respuesta de la población a un ambiente competido y cambiante; y que los procesos poblacionales influyen fuertemente a nivel comunidad cambiando la composición, diversidad, productividad y biomasa, condiciones que se reflejan en los cambios sucesionales. El establecimiento y la mortalidad conjuntamente determinan cambios en la composición y estructura de la comunidad (Peet y Christensen, 1980), esta mortalidad y establecimiento están muy relacionados con la tolerancia de las especies a estos ambientes cambiantes y ante condiciones de mayor o menor competencia.

En la mayoría de los trabajos analizados resalta que usualmente se consideran las respuestas de las especies a gradientes ambientales o fisiológicos univariados, lo que se explica debido a la complejidad de manejar simultáneamente diversas variables y sus interacciones en la definición de una respuesta en la vegetación, sea mortalidad, establecimiento, dominancia, diversidad, o cualquiera de las postuladas y utilizadas por los anteriores autores para entender el proceso de sucesión. No obstante, en la naturaleza las especies, poblaciones y comunidades responden de forma integral a gran variedad de condiciones, que difícilmente pueden ser analizadas en su totalidad, por lo que la investigación al respecto se ha visto obligada a recurrir a modelos multivariados, que si bien pueden no resultar ser satisfactorios para explicar todos los casos, constituyen una buena y simplificada aproximación a la descripción del proceso para su mejor entendimiento y poder empezar a proponer un marco conceptual más integrado de la dinámica vegetal.

En este trabajo se concibe que la distribución de especies halófitas en una comunidad va a estar definida por su tolerancia a diferentes niveles de concentración de sales en el suelo, así como a la interacción de otros factores ambientales, en una combinación de sucesión alogénica y autogénica. Con la reducción de la salinidad, se promueve la colonización de plantas poco tolerantes; incrementándose la diversidad en el sitio. Proceso que puede ser incluido dentro de alguno de los modelos de sucesión propuestos en la literatura como resultan aquéllos propuestos por Connell y Slatyer (1977). No obstante, en sistemas salinos la incidencia del disturbio (salinización p.e. por afloramiento eventual de agua freática salinizada) es recurrente, dando como consecuencia el aumento de la salinidad en el mismo sitio. Al ocurrir ello, se promueve la salida (muerte) de especies menos halo-tolerantes y la entrada de plantas más halo-tolerantes, con una reducción en el número de especies y la biomasa, proceso que puede ser homologado con una sucesión retrospectiva (Delcourt y Delcourt, 1991; Glenn-Lewin y Van der Maarel, 1992).

Motivo de lo anterior, se considera que en sitios fuertemente afectados por las sales, la dinámica entre procesos de cambio en la vegetación tendientes al aumento

de la diversidad en la comunidad o su reducción, se dan en tiempos cortos y espacios cortos, homologables a la gran variabilidad espacial y temporal existente en la distribución de la sal en el suelo en estos sistemas. Se presenta entonces en estos sistemas un intercambio continuo entre procesos sucesionales prospectivos y retrospectivos.

2.7 MONITOREO DE SUELOS AFECTADOS POR SALES

En México se invierten importantes cantidades de recursos para lograr la rehabilitación de suelos afectados por sales y su recuperación con fines recreativos o agrícolas. El principal problema es que la mayoría de las acciones no parten de un análisis detallado de las características de la salinidad en cada sitio, de los factores determinantes o los procesos involucrados, sino que aplican técnicas de lavado de sales que han sido exitosas en otras localidades (p.e. Richards 1985) como recetas generales. Esto conlleva a un empleo desorganizado de recursos, con los que se obtienen resultados que no siempre son satisfactorios.

Una forma de determinar la distribución de las sales en términos espacio-temporales a escala detallada es midiendo la conductividad eléctrica (C.E.) en un extracto acuoso del suelo tomado de diferentes sitios y extrapolar los datos puntuales a la totalidad del área de estudio (menor escala de resolución). Ello puede realizarse por métodos directos o indirectos. En el caso de métodos directos, generalmente se utilizan técnicas para el manejo de variables regionalizadas y espacialmente dependientes (p.e. extrapolación por Kriging y Co-kriging) (Tanji, 1996; Webster *et al.*, 1989). No obstante, estas técnicas implican un considerable esfuerzo de muestreo y de análisis de laboratorio, lo cual eleva los costos. Además, no resultan eficientes cuando se requiere caracterizar la distribución de la salinidad en superficies muy grandes, y la variación de ésta ocurre a distancias muy pequeñas. Por ello, actualmente se utilizan cada vez más técnicas indirectas en donde se analizan variables denominadas “indicadores”, que responden a diferentes niveles de salinidad, y que pueden ser percibidos a diferentes escalas. Entre ellas se encuentran las técnicas basadas en la percepción remota para distinguir y clasificar sitios con diferentes condiciones de afectación por sales (Long y Nielsen, 1987; Everitt *et al.*, 1988; Csillag *et al.*, 1993; Verma *et al.*, 1994).

La clave en este tipo de estudios está en encontrar los indicadores que permitan dar seguimiento al avance de la salinidad en una zona determinada. Estos indicadores pueden cambiar en función de la escala que se utilice (p.e. fotografías

aéreas o imágenes de satélite). Sin embargo, las imágenes solamente dan indicio de lo que ocurre a nivel superficial en el suelo, y no permiten establecer una relación con la dinámica de las sales a profundidad.

Los indicadores utilizados con mayor frecuencia son el color, el patrón y la textura de suelos afectados por sales. La mayoría de los estudios en donde se aplican estas técnicas no consideran la información que aporta la vegetación referente a la salinización de los suelos, no obstante de que existen especies capaces de tolerar muy altos niveles de salinidad y conformar un indicador por sí mismas.

La caracterización y mapeo de suelos afectados por sales es compleja debido a que la concentración de sales puede variar considerablemente en espacio y tiempo. La caracterización de suelos afectados por sales generalmente se realiza considerando las propiedades químicas del suelo como el pH, la conductividad eléctrica en extracto de saturación o en diluciones, el porcentaje de sodio y cationes intercambiables y la relación de sodio intercambiable en relación con otros cationes en la solución del suelo o extractos acuosos (Kertész y Tóth 1994). Para elaborar mapas detallados, se requiere una gran cantidad de muestras utilizando cualquiera de las anteriores técnicas en un diseño experimental extensivo. Ello hace que el mapeo resulte costoso y consume tiempos considerables, por lo que una alternativa es el desarrollo de técnicas específicas de monitoreo de suelos que integren espectroscopía de campo y percepción remota (Milton, 1987).

Diversos autores han caracterizado los suelos afectados por sales empleando imágenes de satélite, video-imágenes aéreas y técnicas de medición radiométrica, basadas en la correlación entre la reflectancia de las eflorescencias de sales e indicadores de salinidad o alcalinidad del suelo (Long y Nielsen, 1987; Everitt et al., 1988; Csillag et al., 1993; Verma et al., 1994). La mayoría de estos estudios se basan en una clasificación visual o semi-automática de los datos digitales (Long y Nielsen, 1987; Verma et al., 1994) y el uso de radiómetros de campo muy sofisticados y costosos (Csillag et al., 1993) o bien, en el uso de radiómetros con muestras de suelo en laboratorio (Valeriano et al., 1995).

Los suelos descubiertos generalmente se analizan con poca o ninguna referencia a las comunidades de vegetación halófitas, cuando éstas están presentes. La cobertura, diversidad, crecimiento y dominancia de las plantas varían en función de las tolerancias de las especies a la salinidad y sodicidad (Joshi, 1982; Liphshitz y Waisel, 1982; Schrimmer y Breckle, 1982; Sen et al., 1982; Tanji, 1996; Khan et al., 2000). Por ello, las plantas pueden ser utilizadas para predecir variables del suelo como el pH y los contenidos de sal y sodio; ya sea a partir de observación en campo, o por medio de percepción remota (Kertész y Tóth, 1994).

Algunas de las respuestas fisiológicas y ecológicas en la vegetación producen una respuesta espectral particular, que puede ser caracterizada por espectroscopía remota (Long y Nielsen, 1987; Verma et al., 1994; Nagler, et al., 2001; Alnlutt et al., 2002).

La respuesta espectral de la vegetación ha sido estudiada ampliamente utilizando el índice normalizado de diferenciación vegetal (NDVI); (Tóth et al., 1991; Schmidt y Karnieli, 2000; Diouf y Lambin, 2001; Nagler, et al., 2001; Alnlutt et al., 2002). El NDVI muestra una correlación positiva con la actividad fotosintética, biomasa y el índice de área foliar, y ha mostrado ser útil para analizar patrones de vegetación en el estudio de dinámica de comunidades vegetales. Este índice se calcula con base en las diferencias existentes en la reflectancia de la vegetación entre la banda roja del visible y la banda del infrarrojo cercano mediante la siguiente expresión:

$$\text{NDVI} = \text{IRC} - \text{R} / \text{IRC} + \text{R} \quad (1)$$

Donde IRC= respuesta en la banda del infrarrojo cercano.
R= respuesta de la banda roja del visible.

El NDVI usualmente ha sido generado utilizando imágenes de satélite con validación en campo. Una gran cantidad de aplicaciones se reportan en la literatura, incluyendo el monitoreo de la cobertura vegetal, dunas de arena y rocas de ambientes semi-áridos (Schmidt y Karnieli, 2000). También ha sido utilizado para relacionar la precipitación con respecto a mediciones de campo de la biomasa y la composición florística (Diouf y Lambin, 2001), o para estudios sobre procesos de desertificación (Collado et al., 2002), degradación de hábitats y generación de estrategias de conservación (Allnutt et al., 2002), entre otros estudios. No obstante, el NDVI no ha sido utilizado, de acuerdo con la revisión de antecedentes, para mapear suelos salinizados, lo que puede explicarse por la baja reflectancia de los suelos descubiertos en las bandas roja e infrarroja cercana, involucradas en la estimación del NDVI.

Al utilizar imágenes de satélite como las Landsat ETM, además de las limitaciones derivadas de la resolución espectral, la resolución espacial es también un factor importante a considerar para detectar suelos salinos. Las sales se mueven y sus concentraciones varían en distancias más cortas que la superficie cubierta por un sólo píxel de estas imágenes (aproximadamente 30x30 m); por lo tanto, una mayor resolución espacial se requiere para mapear en detalle la distribución de sales. A este respecto, el uso de fotografía aérea multiespectral puede representar una alternativa importante (Peralta et al, 2001; Palacio y Peralta, 2004).

3. HIPÓTESIS

3.1 HIPÓTESIS GENERALES

- Si el contenido de sal en los suelos resulta de la interacción de varios factores a distintas escalas de resolución, entonces esto se reflejará como patrones característicos de distribución de sales tanto en superficie como a profundidad. El estudio de estos patrones permite hacer una clasificación de sitios con diferente grado de afectación salina, la cual es representativa de su capacidad de soportar una cubierta vegetal.
- La ocurrencia de las especies halófitas en un sitio responde al contenido de sal en los suelos. Las especies colonizan y se desempeñan en un sistema afectado por sales principalmente en función de su tolerancia a la sal. Si las aseveraciones anteriores son correctas, entonces la composición de la comunidad halófitas en sitios con distinta afectación por sales será el resultado de la tolerancia a la salinidad de las especies y de su desempeño a lo largo de un gradiente de salinidad. De ocurrir lo anterior, es de esperarse que cambios en la salinidad del suelo se perciban como variaciones en la dominancia y el reemplazo de unas especies por otras; esta situación puede ubicarse dentro del marco del proceso de sucesión ecológica de comunidades, en donde las especies más tolerantes colonizan inicialmente un claro salino, ingresando posteriormente otras especies menos tolerantes conforme se reducen las concentraciones de sales en el sistema, desplazando a las primeras y cambiando la configuración de la comunidad.
- Los patrones de distribución espacial de sales, identificados por el color, tonalidad y textura de suelos descubiertos, así como por diferentes asociaciones de plantas halófitas, están relacionados con distintos niveles de concentración de sales en el suelo, ya que son producto de éstos. Si ambos constituyen rasgos que pueden ser percibidos por sensores remotos, entonces los valores de reflectancia de estas superficies sirven como indicadores indirectos de distintos niveles de sales en el suelo y pueden ser utilizados en el diseño de un algoritmo que permita elaborar mapas de concentración de sales en el suelo.

2.2 HIPÓTESIS PARTICULARES

2.2.1.- Clasificación de suelos a partir de patrones superficiales y verticales de acumulación de sales

- Si la participación de diversos factores en la determinación de las propiedades del suelo y la distribución de las sales en éste, da como resultado una gran heterogeneidad espacial; entonces dicha heterogeneidad se vera reflejada en una serie de patrones superficiales de eflorescencia de sales como costras, bandas y motas, que se repiten en diferentes lugares.
- Si los patrones superficiales son consecuencia del proceso de movilización ascendente de sales a lo largo del perfil del suelo desde un manto freático salinizado, movimiento determinado por la profundidad a éste, la textura a lo largo del perfil del suelo, la estratificación de horizontes con distintas características y el macro y microrelieve; entonces el estudio de la distribución de la salinidad a lo largo del perfil del suelo y su representación superficial, permitirá tipificar cada patrón superficial a lo largo de un gradiente salino, pudiendo asignarle una determinada clase de calidad salina a los diferentes sitios.

2.2.2.- Colonización de sitios afectados por sales y reemplazo gradual de especies

- Si las superficies salinas desprovistas de vegetación (claros) son gradualmente cubiertas por algunas especies pioneras, las que dominan siempre que las condiciones salinas sean elevadas; entonces es de esperar que estas especies muestren amplios ámbitos de tolerancia a las sales y sean capaces de incursionar en sitios altamente salinizados.
- Si el incremento de la salinidad en el suelo afecta en mayor o menor medida el desarrollo y abundancia de las especies halófitas (en función de los mecanismos de manejo de sales de cada una) y este comportamiento puede ser modelado por curvas de respuesta gaussiana a partir de las cuales es posible calcular (Jongman, Ter Braak y Van Tongeren, 1995) el óptimo y ámbito de tolerancia hacia las sales; entonces el cálculo de estos valores para cada especie y su ubicación a lo largo de un gradiente de salinidad, permitirá identificar diferentes estadios en la comunidad vegetal conforme aumenta la concentración de sal o sodio.

- Si el desempeño de una especie en un ecosistema no va a estar regulado por un sólo factor, sino por la acción combinada de diversos factores ambientales, entre los que se encuentran los factores edáficos; entonces se esperaría que al analizar la respuesta particular de cada especie a cada factor edáfico en un entorno multivariado (considerando un modelo multiplicativo; McCune, 2004), sea posible trazar curvas hipotéticas de respuesta de cada especie al conjunto de factores ambientales.
- De ocurrir lo anterior, a partir de dichas curvas será factible calcular el óptimo y tolerancia multivariado de cada especie conforme cambian estos factores de una condición de calidad de suelo más adversa a una menos desfavorable. Ello permitirá identificar estadios de la comunidad vegetal al cambiar la calidad del suelo.

2.2.3.- Monitoreo de la salinización del suelo.

- Si el proceso de salinización ocurre debido a la interacción de diferentes factores que actúan en distintas escalas de resolución, en el que existen como regla: una fuente de origen, un vector movilizador y características edáficas que facilitan la acumulación y concentración de sales en el suelo; entonces la afectación del suelo por las sales será un identificable también en diferentes escalas.
- Si las reglas que definen la salinización de un suelo en una escala mayor son las mismas que las que rigen una escala menor, entonces analizar el proceso de salinización a nivel detallado, reconociendo los indicadores apropiados a esta escala, permitirá realizar extrapolaciones para escalas de resolución menores, ya que un indicador apropiado debe ser factible de ser aplicado en diferentes escalas consideradas, y debe presentar una fuerte correlación con los diferentes niveles de concentración de sales en el suelo.
- Una deficiencia de algunos métodos para mapeo de suelos salinos es el desconocimiento de la información que aporta la vegetación halófitas a este respecto. Varios estudios concentran la clasificación de los mapas en las diferentes tonalidades del suelo descubierto, e incluyen a la vegetación dentro de una misma clase o ni siquiera la consideran. Por ello se espera que al identificar los mejores indicadores, tanto de suelo descubierto como de vegetación, entonces al integrarlos en un sólo algoritmo y con el apoyo de la percepción remota, será factible elaborar mapas precisos de la distribución de sales.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Conocer la variabilidad espacial y en profundidad de la salinidad en el suelo de la ZFLT y su efecto en los diferentes estadios de la comunidad vegetal, así como identificar indicadores en escala detallada que permitan elaborar mapas de distribución de sales en sitios de distinta calidad, incluyendo suelos desnudos y con cubierta vegetal.

4.2. OBJETIVOS PARTICULARES

4.2.1.- Reconocer la intensidad de la afectación por sales en el suelo en el área de estudio, su variabilidad espacial y su relación con otras variables edáficas.

- Conocer las propiedades del suelo en la ZFLT.
- Analizar la variabilidad espacial en la distribución de las sales, así como el comportamiento de las sales a lo largo del perfil y su relación con suelos descubiertos o vegetación.
- Identificar la relación entre la distribución de las sales y algunas variables edáficas mayormente relacionadas con el proceso de salinización.

4.2.2.- Clasificar de forma jerárquica sitios con diferente calidad con base en el estudio combinado de indicadores edáficos.

- Identificar aquellas variables que puedan fungir como indicadoras de suelos de diferente calidad.
- Estimar índices de propiedades edáficas y afectación por sales de los suelos, que permitan identificar sitios con diferente calidad para el establecimiento de la vegetación.
- Identificar las asociaciones de especies características de sitios con diferentes calidades de afectación por sales.

4.2.4.- Identificar la dinámica y composición de especies en función de su tolerancia a la sal.

- Analizar la dominancia de especies ante diferentes niveles de salinidad y sodicidad, como reflejo de sus tolerancias particulares.
- Identificar los distintos estadios de la comunidad vegetal a lo largo de un gradiente de salinidad y sodio en el suelo, y a las especies pioneras en la colonización de claros salinos.
- Identificar aquellos factores edáficos que explican la mayor proporción de la variabilidad observada en la distribución espacial de la vegetación.
- Considerar los principales factores edáficos identificados para simular respuestas teóricas de las especies en un espacio multidimensional que permitan obtener una representación más real de los distintos estadios de la comunidad vegetal a lo largo de un gradiente de condiciones de calidad de suelos con afectación por sal.

4.2.4.- Desarrollar una metodología que permita elaborar mapas de distribución de las sales considerando la correlación entre la vegetación o el suelo descubierto y los distintos niveles de sal y sodio en el suelo, empleando técnicas de percepción remota.

- Identificar la respuesta espectral de suelo descubierto con distintas tonalidades y colores.
- Identificar la respuesta espectral de diferentes especies vegetales.
- Elaborar un algoritmo que integre la respuesta espectral de la vegetación, el suelo y los diferentes niveles de salinidad en el suelo.
- Utilizar el algoritmo para elaborar mapas de distribución de sal y sodio en el suelo en diferentes escalas.
- Proponer métodos de asignación de clases a partir de intervalos de confianza probabilísticos, a fin de contar con mapas con rasgos reconocibles en campo.

Caracterización del Área de Estudio

5. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

5.1.- LOCALIZACIÓN

Para realizar este estudio se eligió la porción Norte de la Zona Federal del ex Lago de Texcoco (ZFLT). Ésta se localiza en el fondo de una cuenca endorreica de forma oval, embalsada durante el Plioceno, entre los 19° 35' 10" y los 19° 26' 42" de latitud Norte y los 98° 55' 56" y 99° 01' 05" de longitud Oeste, a una altitud de 2240 m.s.n.m. (Luna y Martínez, 1981; Durand y Escobar, 1992).

El lago originalmente ocupaba una extensión de 270 km². Actualmente se ha reducido a unos aproximados 70 km², de los cuales sólo 10 km² se conservan como cuerpo de agua y constituyen el lago artificial Nabor Carrillo (Durand y Escobar, 1992; Cruickshank, 1995). La ZFLT se ubica a 15 km hacia el oriente de la Ciudad de México (Figura 5.1), a la altura del km 8 de la autopista México- Texcoco. Tiene como límites tres canales de aguas negras y hacia el Norte un evaporador de sales en desuso, originalmente perteneciente a la empresa Sosa Texcoco, comúnmente conocido como El Caracol.

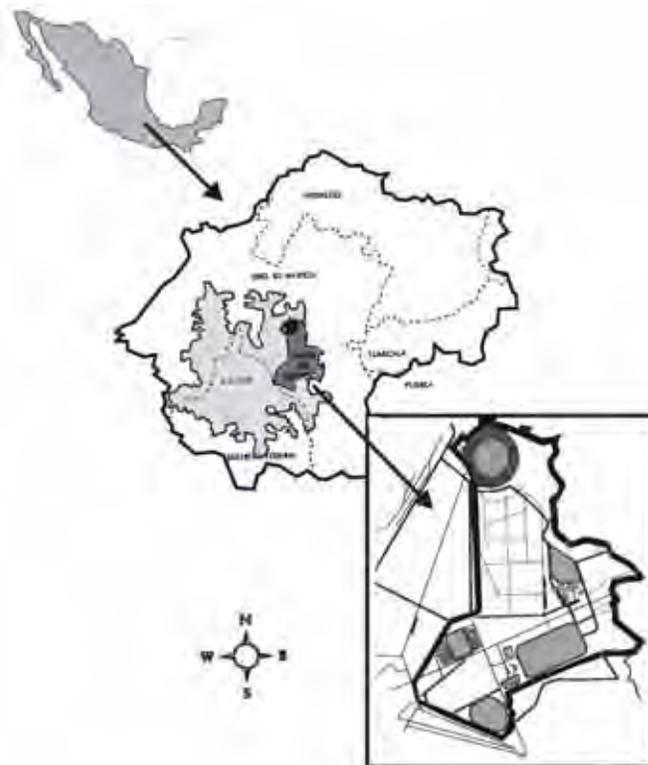


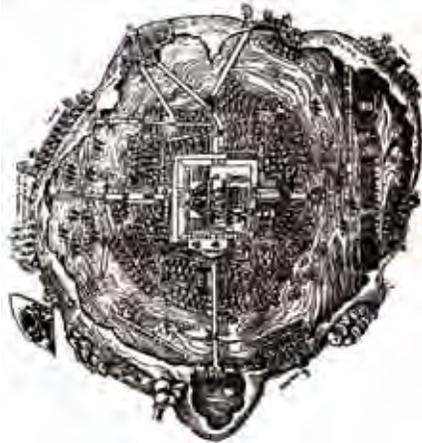
Figura 5.1.- Localización del área de estudio.

5.2.- ANTECEDENTES HISTÓRICOS DE LA DESECACIÓN DE LA ZONA

En 1245, a la llegada de los mexicas, la zona lacustre era un complejo lagunar conformado por 5 cuerpos de agua interconectados (Chalco, Xochimilco, Texcoco, Xaltocan y Zumpango). En un islote del lago de Texcoco, los aztecas fundaron la gran Tenochtitlán. Desde entonces, el lago fue objeto de diversas obras tendientes a proteger de la inundación la ciudad de Tenochtitlán, y de separar sus aguas dulces (lagos de Xochimilco y Chalco), de sus aguas salobres (Texcoco, Zumpango y Xaltocan). Ejemplo de ello fueron el albarradón de Nezahualcóyotl (1520) y el dique de Ahuizótl, construidos con piedras y barro y cubiertos de palizada (Figura 5.2).



Figura 5.2.- Lagos del Valle de México a principios del siglo XVI. Principales diques y calzadas de la gran Tenochtitlán. (Fuente: Cruickshank, 1995)



Después de la conquista española (1519), estos diques fueron destruidos. El estilo de vida de los españoles y el crecimiento de la ciudad conllevaron a que la presencia de los lagos fuera un inconveniente, particularmente por la gran severidad de las inundaciones ocurridas en 1555, 1579, 1580, 1604, 1629 y 1635. Motivo de ello, se construyeron diversas obras hidráulicas y en el siglo 17, se decidió eliminar totalmente al complejo lagunar. (Durand y Escobar, 1992).

Las obras de drenado total del lago tardaron cuatro siglos. Se construyeron sistemas de drenaje artificial hacia el lado noreste de la cuenca como el Tajo de Nochistongo (1608-1822), el túnel de Tequixquiac (1630-1866), el Gran Canal de Desagüe (1879-1910), el túnel Nuevo de Tequixquiac (1937-1947) y el Emisor Poniente (1959-1964) (Cruickshank, 1995). Estas obras controlaron los problemas de inundación de la Ciudad de México, pero se acentuó el problema de abasto de agua, por lo que fue necesario perforar pozos profundos para abastecer la creciente población. Como consecuencia se hundió la ciudad por debajo de la zona de Texcoco y volvieron los problemas de inundación. Finalmente con las obras del Drenaje Profundo de la Ciudad de México (1967-1975) se eliminó totalmente el agua en la zona del lago, quedando al descubierto una extensa superficie con suelos que eventualmente fueron concentrando sales, hasta adquirir en la década de los '70s las condiciones de extremada afectación por sales y sodio, que persisten en la actualidad.

Desde su desecación, esta superficie en temporadas de estiaje aportaba gran cantidad de polvo a la ciudad, por lo que en 1971 se conformó el Plan Lago de Texcoco, ahora Proyecto Lago de Texcoco de la CNA, tendiente a mejorar las condiciones ambientales y recuperar un ambiente lagunar por medio de la construcción del lago artificial Nabor Carrillo. Asimismo, dicho plan tenía como objetivo reforestar la zona para reducir el aporte de polvos hacia la Ciudad de México, que en los años 50-70's constituyeron un importante problema de contaminación del aire por las denominadas "tolvaneras".



Efectos de las inundaciones y tolvaneras sobre la ciudad de México en los años 50-60's
(Fotos tomadas de Cruickshank, 1995)

El éxito del proyecto no se hizo esperar, recuperándose parcialmente el ecosistema lacustre con la construcción del lago Nabor Carrillo. También se inició el proyecto de lavadote sales de los suelos y la reforestación del área. No obstante, para 1981, el problema de la salinidad y la falta de cobertura vegetal aún abarcaba la mayor parte de la superficie de la ZFLT, teniéndose que el 82% de la superficie estaba conformada por suelos descubiertos y sólo el 18% restante tenía una cobertura vegetal (SARH, 1981(a)).

Finalmente en 1992 se dio inicio a la segunda etapa del proyecto, en la que se sembraron especies forestales del género *Tamarix* y el pasto salado (*Distichlis spicata* (L) Greene) en la parte Sur y Sureste de la Zona Federal, alrededor del Lago Nabor Carrillo. Los restantes 60 km² al Norte de la autopista México- Texcoco han sido eventualmente cubiertos tanto de forma natural, como artificial, por diversas especies de halófitas, reduciéndose la superficie conformada por suelo descubierto al 43% en 1999.

5.3- CARACTERIZACION AMBIENTAL

5.3.1.- Clima

El clima en la zona de estudio es de tipo BS₁Kw(w)(1'); corresponde a un clima templado semiseco, con verano fresco y lluvioso. La temperatura del mes más caliente es inferior a 18°C; en invierno se registra un total de lluvia menor del 5% del total anual. La temperatura media anual reportada (SRH, 1971; Cruickshank, 1995) es de 15.3°C, con media máxima de 24.9°C y máxima extrema anual en el mes de abril de 36°C. La media mínima anual es de 6.65°C con mínima extrema de -11°C en el mes de enero. Las temperaturas medias más altas y más bajas coinciden con la precipitación media más alta y más baja, respectivamente. La precipitación media anual oscila entre 460 y 600 mm (SRH, 1971; Cruickshank, 1995). Es inferior prácticamente todo el año a la evaporación media anual (1700-2519 mm)

reportada en la estación proyecto Texcoco dentro del lago. La temporada de lluvia abarca 6 meses, de mayo a octubre, con lluvias torrenciales en julio y agosto. Se presenta un estiaje muy marcado de noviembre a abril, con máxima evaporación en marzo y abril (Figura 5.3).

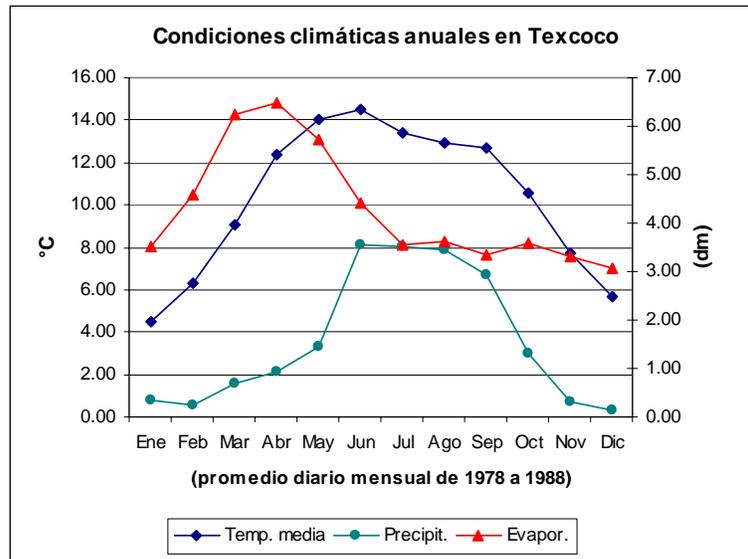


Figura 5.3.- Climograma de la zona de estudio desarrollado a partir de datos meteorológicos registrados de 1978 a 1988 en la estación Texcoco.

La precipitación ayuda a la formación de pequeños embalses en la zona, sin embargo, la evaporación es tan alta, que la mayor parte del agua precipitada se evapora en razón de 7 m³/s, aumentando la humedad relativa y desecando rápidamente el suelo (SRH, 1971). Las heladas se presentan durante los meses de noviembre a abril, perjudicando a los cultivos en la zona agrícola que circunda la zona de estudio. Afortunadamente éstas no se presentan todos los años.

En la zona predominan fuertes y vientos continuos, que junto con la insolación, contribuyen a una mayor evaporación en la zona. De acuerdo con la SRH (1971), SARH, (1981(a)) y Cruickshank, (1995), los vientos son de tres tipos, vientos de altura, vientos rasantes y vientos convectivos. Los vientos de altura llegan del W y provienen de la Sierra del Ajusco, a una altura aproximada de 3,000 m.s.n.m. Los vientos rasantes proceden del NE, SSE, N y NW y son los causantes de la mayor parte de la erosión de la superficie del lago. Dentro de éstos, los vientos del NE son vientos polares que entran a la zona del ex lago y salen por Amecameca o Tlalnepantla, y parten rumbo al Valle de Toluca. Los vientos del SSE provienen del antiguo lago de Chalco, los vientos del N provienen de las montañas y son vientos fríos que corren de norte a sur por la noche, y los vientos del NW provienen de Pachuca. Finalmente los vientos convectivos se producen durante las horas de

mayor calor provocando remolinos que arrastran grandes cantidades de polvo y plantas secas. De todos los anteriores, los vientos dominantes son los del NE y SSE, con velocidades máximas de 2.3 a 4.1 m/s. Le siguen en importancia los vientos convectivos, que son los que ocasionan las tolvaneras que han afectado la Ciudad de México (SRH, 1971; SARH, 1981(a) y Cruickshank, 1995).

5.3.2.- Relieve

En un sistema de información geográfica se elaboró un modelo digital de terreno de la zona de estudio. Para ello se utilizó un levantamiento topográfico realizado por el Proyecto Lago de Texcoco con curvas de nivel a cada metro (Figura 5.4). La topografía de la ZFLT es casi plana, cubriendo un área de 8 km de largo por 7 km de ancho. Las partes más altas se encuentran hacia el sureste y las más bajas hacia el oeste, con una diferencia máxima entre el nivel más bajo y el nivel más alto de 5 metros. Se identifican las zonas frecuentemente inundables, relacionadas con sitios sin vegetación y con alta salinidad, así como las zonas más elevadas, donde predomina la cobertura vegetal.

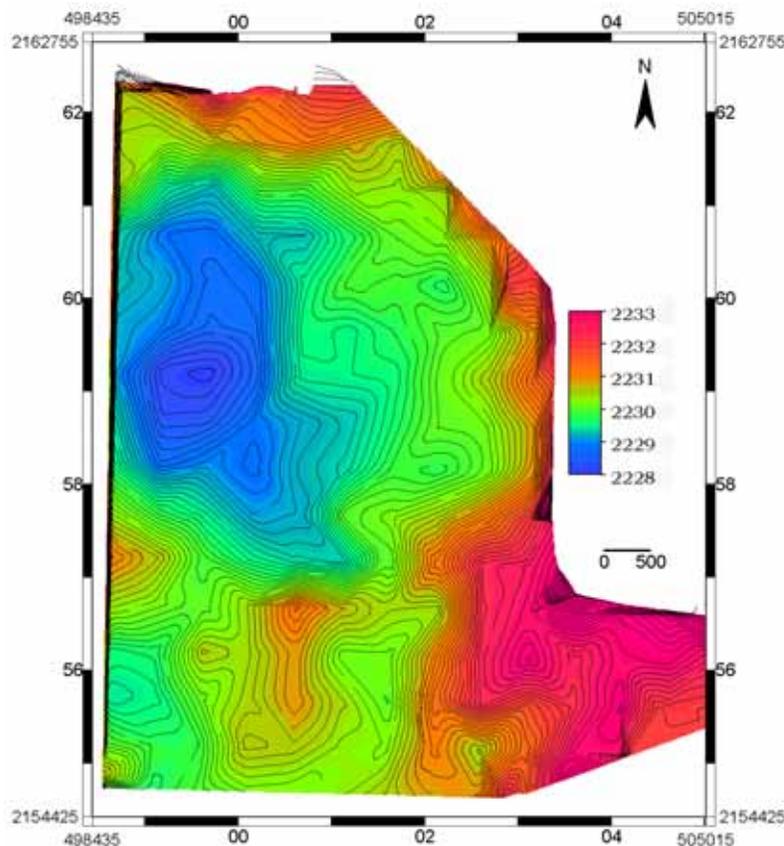


Figura 5.4.- Mapa altimétrico del área de estudio. Curvas a cada metro.

5.3.3.- Geología y Geohidrología

La base del ex lago de Texcoco ocupa probablemente una fosa tectónica originada por esfuerzos tensionales y fracturamiento en bloques (SRH, 1971). Este sitio ha estado sujeto a grandes movimientos tectónicos y erupciones volcánicas desde el Terciario. Las formaciones geológicas de esta época (principalmente la Formación Balsas) comprenden volcanes estratificados, tobas, brechas, derrames de lavas y depósitos de lahares, por lo que se presentan diferentes tipos de rocas que afloran principalmente en el piedemonte de las sierras que limitan la cuenca al Este, Oeste y Norte.

Durante el Cuaternario se inició el último ciclo de vulcanismo cuyas manifestaciones aún persisten. De esa época son los volcanes de Cerro Gordo, Chimalhuacán, Cerro de la Estrella y Chiconautla. Posteriormente se formó la sierra de Chichinautzin entre la Sierra Nevada y el Ajusco, con lavas basálticas que cerraron la cuenca por el Sur. En este periodo debido a las condiciones climáticas semiáridas y a las lluvias torrenciales que arrasaban las sierras desprovistas de vegetación densa, comenzaron fuertes procesos de erosión y la formación de abanicos aluviales hacia el interior de la cuenca (formación Tarango). Ello dio origen al relleno de las partes bajas de la cuenca (convertida en endorréica) con materiales de acarreo y cenizas volcánicas. Se depositaron lavas, tobas y brechas andesíticas y basálticas de la formación Chichinautzin (SRH,1971). Estos depósitos con profundidad de 1000 a 1200 m conformaron una gran planicie que fue ocupada por lagos someros (Cruickshank, 1995).

Los estratos superiores a 800 m de profundidad en la zona del ex lago se encuentran saturados de agua. Las aguas superficiales en las capas arcillosas hasta 180 m de profundidad son de tipo fósil, mientras que las aguas contenidas en los derrames de lava y capas arenosas sepultados a mayor profundidad son frescas de origen meteórico (tienen su origen en las lluvias dentro del Valle). El acuífero subyacente a la zona de Texcoco es somero, con un valor promedio del nivel estático de 47.0 m con abatimiento anual de 1.0 m en 1991 (Cruickshank, 1995). La calidad del agua en los mantos superiores (<60 m) es salina con un contenido de sólidos disueltos (54,000 ppm) que supera la salinidad del agua de mar. El 50% de las sales en esta agua corresponde a carbonatos y bicarbonatos de sodio, y el restante 50% a cloruro de sodio. Los mantos entre 60 y 150 m son poco permeables y también tienen un alto contenido de sales (40,000 ppm) con gran cantidad de carbonato de calcio en suspensión. Acuíferos entre 200 y 350 m de profundidad están constituidos por arenas finas y su salinidad disminuye a 2,000 ppm. De ahí en adelante, la salinidad disminuye notablemente, siendo que los acuíferos entre 500 y

600 m son muy productivos y con baja salinidad. No obstante, la sobreexplotación del acuífero del Valle de México con la consecuencia del hundimiento de una porción de la Ciudad de México, ha obligado a establecer la veda en la zona desde 1954 (Cruickshank, 1995).

Las aguas saladas extraídas por bombeo de las capas arcillosas ubicadas hasta 150 m de profundidad tienen gran valor industrial, ya que poseen un elevado porcentaje de álcalis, aprovechables en la elaboración de sosa cáustica (Cruickshank, 1995). Este recurso lo aprovechó por muchos años la empresa Sosa Texcoco con sus instalaciones dentro de la ZFLT.

5.3.4.- Hidrología

La cuenca del Lago de Texcoco abarca dos de las zonas hidrológicas del Valle de México, la zona VI "Teotihuacan" con 930 km² y la VII "Texcoco" con 1,146 km², incluyendo las 10,000 ha de la Zona Federal. Originalmente el lago ocupaba la parte más baja del valle, constituyendo un receptáculo de las aguas de la ciudad e incluso de otros lagos. No obstante, con el hundimiento de la Ciudad de México, el lago ha quedado 3 m por arriba del nivel de ésta. Aún así, sigue dando servicio como vaso regulador de corrientes naturales y artificiales (drenaje) (SRH, 1971).

La zona del ex lago de Texcoco es alimentada por los ríos Churubusco (el de mayor caudal del sistema e ingresa por bombeo de la planta del lago), la Compañía (aguas del dren Xochiaca, Chimalhuacán I y II y Cd. Nezahualcóyotl), el Papalotla (más caudaloso de la zona oriente), los ríos Xalpango y Coxacoaco (que requieren manejo y control), el río de los Remedios (con flujo irregular dado que sus aguas descargan en el Gran Canal de Desagüe), el río San Juan Teotihuacan (con aguas casi nulas en el estiaje pues se aprovechan en los ejidos al NE), el río Texcoco (que funciona como drenaje sanitario), y los ríos San Bernardino, Chapingo, Coatepec y Santa Mónica; todos ellos con un aporte menor que los anteriores.

El volumen anual aproximado que ingresa en la zona del ex lago es de 461.42 Hm³ (Cruickshank, 1995). No obstante, la mayoría de los ríos de oriente que drenan al lago tienen una aportación nula en época de secas, y durante las lluvias, usualmente se desbordan antes de llegar a las partes más bajas de la zona federal o bien son entubados o canalizados para conducir agua fuera de la Zona Federal por el Bordo de Xochiaca y el Canal de las Sales (Figura 5.5).



Figura 5.5.- Esquema hidrológico en torno a la Zona Federal del ex Lago de Texcoco. Aportes y salidas de agua (Modificado de Cruickshank, 1995).

La ZFLT cuenta con tres salidas, la primera es el canal de desfogado que se interna al vaso hasta el sitio llamado Casa Colorada (al W del área de estudio) con sus compuertas de control denominadas Netzahualcóyotl. Desde 1960 se abrieron en las proximidades de la descarga del río de los Remedios en la zona denominada Bordo Poniente, la compuerta El Patito y las compuertas llamadas Nuevas. Todos estos desfogues descargan en el Canal de las Sales, que limita la zona federal al poniente (SRH, 1971).

En lo referente al balance de agua incidente y saliente, por citar un ejemplo se puede mencionar que de 218 millones de m³ de aguas negras y grises que entraron entre 1965 y 1969, 161 millones de m³ fueron desfogados hacia el Canal de las Sales y los remanentes 57 millones de m³ que permanecieron en el vaso fueron

rápidamente perdidos por evaporación. Esta condición contribuyó a incrementar el problema de salinidad. En la actualidad, las corrientes incidentes son interceptadas cada vez más por las poblaciones cercanas por medio de jagüeyes y derivaciones diversas, de tal manera que el volumen aportado a la zona del ex lago se ha visto disminuido (SRH, 1971; Cruickshank, 1995).

5.3.5.- Suelos

Los suelos del ex lago de Texcoco son suelos jóvenes. Carecen de horizontes diagnóstico, presentan discontinuidades litológicas (identificados por la presencia de sedimentos finamente estratificados, cambios de color y límites abruptos entre estratos) y los procesos pedogenéticos son escasos. Ello se atribuye a que los sedimentos afloraron recientemente a la superficie como producto del secamiento del lago (Gutiérrez, 1997).

Estos suelos se formaron a partir de materiales ígneos intrusivos y extrusivos (principalmente cenizas volcánicas, basaltos, andesitas, tobas y brechas) que proceden de las serranías que rodean al lago. En los horizontes superficiales se pueden observar estratos de cenizas poco intemperizadas intercalados con estratos de arenas y gravas pumíticas, andesíticas y basálticas, así como estratos de material muy intemperizado, posiblemente derivado de cenizas volcánicas. Asimismo, el viento y el agua han acumulado capas de arena en forma de pequeñas dunas o estratos laminares que se asientan sobre los horizontes más viejos (SRH, 1971). A profundidad (<1.0 m y hasta 20 m), presentan una capa típicamente lacustre denominada localmente “jaboncillo”. Este material está compuesto principalmente por materiales amorfos (25% de sílice amorfa y menos de 1% de aluminio) (SHCP, 1969, Rivera 1975 y Del Valle, 1983; apud in Gutiérrez, 1997). Está compuesto por 14% de arenas, 44% de limos y 42% de arcillas, estas últimas formadas por estratos de arcillas kaoliniticas y esmectíticas producto del intemperismo de rocas basálticas, así como haloicita producto del intemperismo de tobas volcánicas denominadas tepetates (Oleschko et al., 1992).

El jaboncillo presenta una alta capacidad de retención de humedad, generalmente arriba del 240%, e inclusive alcanza valores del 540%, lo que significa que la mayor parte del jaboncillo es agua. Sobre este jaboncillo se observa que los diferentes horizontes de otros materiales retienen menores porcentajes de humedad en función del tamaño de sus partículas, como resulta ser el horizonte formado por cenizas volcánicas, con textura arenosa y tan solo un 9.5% de humedad (Gutiérrez, 1997).

El jaboncillo está formado por amorfos y arcillas lacustres que al depositarse se arreglaron horizontalmente con un empaquetamiento suelto, lo que permite que el

jaboncillo en forma natural retenga grandes cantidades de agua, lo que le brinda sus propiedades tixotrópicas. Lo anterior ha derivado en el término de “jaboncillo”, que es como comúnmente se le conoce a este material (Cruickshank, 1995).

En los sitios en donde el jaboncillo ha estado expuesto a periodos secos o cerca de la superficie, el material ha perdido humedad y se ha colapsado, generando microagregados masivos y disminuyendo de manera irreversible la superficie específica de las arcillas y de los amorfos, y consecuentemente, su capacidad de retención de humedad. Esta desecación del jaboncillo produce grietas que pueden tener hasta 5 cm de ancho, por las que se desliza material de estratos superiores. Los prismas o columnas que se generan conservan todavía su humedad (de 314 a 246%), predominando las condiciones de fuerte reducción y presentando en la parte interna un color verde olivo. En la superficie de los agregados, los poros y canales de raíces gruesas (>0.5 mm) el hierro se oxida y toma un color rojizo y una apariencia rayada sobre el jaboncillo verde (Gutiérrez, 1997).

El estudio agrológico de la SRH (1971) reconoce dos zonas dentro de la actual ZFLT, correspondientes a la zona con vegetación de pastizal y la zona sin vegetación. Los suelos en la primera son profundos, con topografía casi plana. Se reportan texturas medias y gruesas a lo largo del perfil, con frecuentes intercalaciones de estratos de arena, grava y ceniza volcánica. La variación en el contenido de sales solubles y sodio en los primeros 30 cm es muy alta, de 0 a 200 dS/m y de 0 a 90% de sodio intercambiable, predominando salinidades de entre 16 y 100 dS/m. El jaboncillo se encuentra a más de 30 cm de la superficie y el manto freático a más de 2 m; sin embargo, algunas zonas permanecen inundadas buena parte del año, ya que el drenaje superficial e interno es deficiente. Son suelos con un epipedón mólico originado por la alta densidad del pasto salado *Distichlis spicata* (L) Greene.

En las zonas sin vegetación, correspondientes a las partes más bajas y frecuentemente inundadas, se encuentran suelos descubiertos o en algunos casos con manchones poco densos de *D. spicata*, *Suaeda nigra* (Raf.) Macbride y *Sesuvium portulacastrum* (L). Son suelos muy profundos con topografía plana y pequeñas dunas de hasta 2 m de altura en algunos sitios, así como pequeñas depresiones. El jaboncillo se localiza muy próximo a la superficie por lo que las texturas son predominantemente limoso-arcillosas, con estratos de arena intercalados en los horizontes y depósitos ocasionales de arena en la superficie acarreados por el viento (SRH, 1971). El color de los horizontes varía de café, amarillo, rojo, gris, verde y negro, presentando manchas y motas como resultado de características de oxidación/reducción en los sitios con el manto freático a poca profundidad. Estos suelos presentan generalmente salinidad de 100-200 dS/m y un porcentaje de sodio intercambiable de 70 a 90%, con drenaje superficial e interno muy deficiente.

La mayoría de los suelos en la ZFLT son salino-sódicos, aunque se presentan manchones de suelo salino no sódico en algunos puntos. Las sales predominantes son el cloruro, carbonato y bicarbonato de sodio, las cuales se presentan en altas concentraciones a lo largo del perfil (SRH, 1971). El catión soluble dominante es el sodio, con concentraciones que fluctúa de 90 a 97%, seguido del potasio con 3 a 6% del total. El calcio y el magnesio solubles sólo se encuentran en trazas (del 0.1 al 0.01% del total). Por su parte, el anión soluble predominante es el cloruro, con una concentración entre el 50 y el 70% del total de aniones solubles. Le siguen en importancia los carbonatos, con un intervalo de 20 a 40% del total, y por último los bicarbonatos, con 1 al 4% del total (SARH, 1981).

Estos suelos salinos se caracterizan por presentar costras salinas en la superficie y una escasa cobertura vegetal que se distribuye en manchones (Gutiérrez, 1997). Las concentraciones de sales varían en función de la época de lluvias y secas, ya que en la primera, la mayor concentración de sales se encuentra en los horizontes subsuperficiales, mientras que en la temporada de estiaje, la mayor concentración de sales se encuentra en superficie. Ello está en función del transporte y precipitación de las sales como producto de la diferente disolución de éstas.

La mayoría de los suelos presentan un alto contenido de humedad, asociado con una baja densidad aparente, así como una irreversible pérdida de agua pues difícilmente se hidratan de nuevo (Cruickshank, 1995).

Por su alta salinidad y sodicidad, y sus propiedades de óxido-reducción, estos suelos han sido clasificados de acuerdo con la FAO (SRH, 1971) como Solonchaks gléyicos y Gleysoles cálcicos con fases sódicas.

5.3.6.- Vegetación

a) Especies en la ZFLT, asociaciones características y zonación.

La vegetación en la ZFLT actualmente no es muy diversa debido a las fuertes restricciones que imponen las condiciones salinas predominantes, mencionadas con anterioridad. La vegetación terrestre está conformada por plantas halófitas verdaderas, halófitas facultativas y plantas semiacuáticas, las que se distribuyen en función de las concentraciones de sales en el suelo. Dentro de las 5,600 ha que abarca el área de estudio, el tipo de vegetación dominante es el pastizal de *Distichlis spicata* (pasto salado). Le sigue en importancia la comunidad de *Suaeda torreyana* (S. Wats.) Standl. (Romerillo) y el pastizal de *Eragrostis obtusiflora* (Forun.) Scribn. (Zacahuistle). Los pastizales de *D. spicata* en las zonas menos salinas tienen la peculiaridad de estar compuestos por varias especies herbáceas, reduciéndose

gradualmente el número de éstas hacia las zonas más salinas, quedando sólo el pasto salado como única especie en los sitios con mayores concentraciones de sales, siguiendo una disposición de especies de la periferia hacia el centro de sitios altamente afectados por sales (SARH, 1981).

Rzedowski (1957) describió una gran diversidad de especies terrestres y acuáticas (presentes en zanjas, canales y pequeños lagos en zonas inundables). En su estudio este autor señala que pese a las superficies relativamente pequeñas que ocupan estas últimas, su importancia es fundamental para el ecosistema del ex lago, pues albergan gran cantidad de aves, particularmente en el invierno, cuando la zona brinda refugio y anidamiento a diversas aves migratorias que proceden de Estados Unidos y Canadá.

En los estudios originales de la zona, (Rzedowski, 1957) se divide la vegetación terrestre en vegetación de llanuras y vegetación de orillas de canales, zanjas y bordos de las lagunas. De acuerdo con Rzedowski, la vegetación de llanuras era la más extensa de todas y se encontraba compuesta principalmente por el pasto de la especie *D. spicata*, acompañado de *S. torreyana*, soportando altos grados de salinidad e inundaciones eventuales. En llanuras con menor salinidad y mayor humedad reportó la presencia de otras especies menos resistentes a la sal como *Juncus balticus*, *Atriplex muricata* Humb. et Bonpl., *Chenopodium mexicanum* Moq., *Heliotropium curasavicum* L., *Hordeum jubatum* L., *Eragrostis obtusiflora*, *Sesuvium portulacastrum* y *Trianthema portulacastrum* L. Para la vegetación de bordos y canales Rzedowski (1957) reporta especies leñosas como *Aster subulatus* Michx., el género *Buddleia*, *Nicotiana glauca* Graham, *Solanum nigrum* L., *Haplopappus venetus* y *Baccaris glutinosa* Pers., así como especies de herbáceas como *Atriplex muricata*, varias especies de *Chenopodium*, *Conyza sophiaefolia*, *Cynodon dactylon* L., *Lepidium virginicum* L. y *Taraxacum officinale* Web., entre otras.

Posteriormente, los estudios realizados por la entonces SRH en 1971 reportaban 16 especies arbóreas, 9 especies arbustivas y 86 especies de herbáceas, además de 20 especies acuáticas. Hacia inicios de los años 80's Cruickshank (1981) reporta sólo 12 especies en "praderas", presumiblemente halófitas en zonas planas, y 65 especies en bordos de lagunas o canales y laterales de caminos y 5 especies acuáticas. Ello nos hace pensar que posiblemente ha habido una reducción en el número de especies detonada por el incremento en la salinidad de la zona. Incluso, antes de que desapareciera el lago de Texcoco, cuando aún el problema de la salinización del suelo no era tan grande.

Las especies en la ZFLT se encuentran formando asociaciones diversas. La SRH (1971) identificó comunidades de pastizal dominadas por *D. spicata* en un gradiente desde sitios con poca afectación salina, donde esta especie es acompañada por

Argemone mexicana var. *Ochroleuca* (Lindl.), *Bouteloua simplex*, *Cynodon dactylon*, *Hordeum jubatum*, *Muhlenbergia tenuiflora* (H.B.K.) Kunth. y *Sporobolus pyramidatus*, hasta las partes más salinas del área, en donde se va estableciendo *D. spicata* como única especie. Identifica además otra asociación de pastizal en zonas muy próximas a la zona inundada y que por lo mismo frecuentemente se anegan. En esta comunidad señala como especie dominante a *D. spicata*, acompañado de *Echinochloa crusgalli*, *Chenopodium mexicanum* (Moq.) y *Polygonum* sp.

Otras comunidades identificadas por el estudio de la SRH (1971) son el pastizal de *Eragrostis obtusiflora* (Fourn.) Scribn., que se localiza de forma dominante en pequeñas elevaciones o montículos y solo en ocasiones es acompañada de *D. spicata*. La comunidad de *Suaeda nigra* (Rat.) Macbride, para zonas con altas concentraciones de sales y es acompañada de *S. mexicana*. Por su parte Cruickshank (1981) reporta asociaciones de *Sonchus oleraceus* (L), varias especies del género *Gnaphalium* acompañando al pasto salado en lugares más húmedos y Morales (1977) señala como asociación más característica aquella entre *D. spicata* y *S. torreyana* bajo condiciones de alta salinidad del suelo, seguida de otras asociaciones de pastos como *Eragrostis obtusiflora*, *Hordeum jubatum* y *Muhlenbergia repens* (Presl.) Hitch. y la quenopodiacea *Chenopodium murale* (L) en sitios donde las actividades de pastización, riego y drenaje han mejorado las condiciones de salinidad del suelo (ver más adelante). Este autor reporta varias especies arbustivas o herbáceas en los bordos y terraplenes de caminos construidos con material producto de excavaciones en la ciudad de México, asociaciones de especies exógenas de los géneros *Tamarix*, *Casuarina*, *Eucalipto*, *Atriplex* y *Nicotiana*, de los cuales únicamente el género *Tamarix* y *Atriplex* son consideradas como tolerantes a las sales.

Las preferencias y tolerancia a las sales de algunas de las mencionadas especies se presentan en el cuadro 5.1.

Cuadro 5.1.- Especies halófitas y glicófitas tolerantes reportadas para el área de estudio. (modificado de SRH, 1971; SARH, 1981a).

Especies Arbóreas		
<i>Casuarina equisetifolia</i>	L.	Se desarrolla a los lados de canales y caminos.
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Dehn.	Soporta zonas inundables
<i>Populus mexicana</i>	Wesm	Crece en suelos poco profundos
<i>Schinus molle</i>	L.	Amplia distribución
<i>Tamarix juniperina</i>	Bunge	Tolerante a sales con raíces profundas.
<i>Tamarix chinensis</i>	Hour	Tolerante a sales con raíces profundas.
<i>Pinus halepensis</i>	Mill	Especie introducida medianamente tolerante a la sal
Especies Arbustivas		
<i>Baccaris glutinosa</i>	Pers	Crece en suelos profundos o someros con distinta humedad
<i>Ficus carica</i>	L.	Crece en suelos arcillosos y arenosos
<i>Mimosa biuncifera</i>	Benth	Crece en suelos someros degradados en climas secos
<i>Atriplex spp</i>	---	Soportan suelos salinos y alcalinos
<i>Phragmites communis</i>	Trin.	Crece en riberas de ríos y orillas de lagos.
Especies Herbáceas		
<i>Beta vulgaris</i>	L.	Prospera en terrenos salinos
<i>Brassica campestris</i>	L.	Maleza en terrenos abandonados y de cultivo
<i>Cynodon dactylon</i>	(L.)Pers.	Planta de terrenos abandonados y suelo arenoso.
<i>Reseda luteola</i>	(L.)Greene	Maleza de terrenos abandonados, orillas de caminos.
<i>Distichlis spicata</i>	(L)Greene	Crece en suelos con altos niveles de sales e inundables
<i>Eragrostis obtusiflora</i>	(Forun)Scribn.	Crece en suelos salinos pero intolerante a inundación.
<i>Suaeda nigra</i>	(Raf.)Macbride	Crece en suelos salinos y soporta inundaciones
<i>Scirpus lacustris</i>	L.	Crece en terrenos inundados y orillas de cuerpos de agua
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	L.	Tolerante a alta salinidad y soporta inundación leve
<i>Suaeda torreyana</i>	(S. Wats) Standl.	Crece en suelos salinos y alcalinos.

Muchas de las especies mencionadas son nativas y se han propagado de manera natural o artificial, pero muchas otras han sido introducidas (ruderales o arvenses) con o sin intención, al construir y reforestar terraplenes de caminos y bordos de canales como parte de los trabajos de reforestación del Proyecto Lago de Texcoco de la CNA desde 1971. Estos bordos han sido construidos con material exógeno a la ZFLT (Morales, 1997) y por consiguiente, no constituyen substratos adecuados para estudiar la relación entre la salinidad del suelo y la vegetación. Contrario a ello, las llanuras corresponden a sitios originales en donde las fuertes concentraciones de

sales han permitido que solamente un determinado grupo de especies sea capaz de persistir, ya sea que se hayan instalado inicialmente de manera natural o artificial (p.e. tepes de pasto salado). Su propagación formando pastizales extensos ha sido natural, por lo que, en este estudio se consideran como parte de la vegetación natural de las zonas planas (llanuras) de la ZFLT.

5.4- ORIGEN Y PROBLEMÁTICA DE LA SALINIZACION EN LA ZFLT

5.4.1. Origen de la salinización

Como se mencionó en el capítulo anterior, la salinización de un sitio es atribuida a la interacción de diversos factores entre los que se encuentran el relieve, el tipo de material geológico, calidad del agua freática y sus ascensiones a superficie, las propiedades del suelo (p.e. textura), la temperatura, precipitación y evaporación en el sitio, entre otros. En el caso de la ZFLT, se conjuntaron todos estos factores, los que aunados con la intervención humana (con la construcción de las diversas obras de drenaje), propiciaron la gran acumulación de sales existente.

Por su posición en la parte más baja de la cuenca endorréica del Valle de México, hacia la zona lagunar fluyeron por muchos miles de años las sales solubles producto del intemperismo químico de las rocas ígneas en las montañas adyacentes. De ahí que buena parte de los lagos existentes en el pasado fueran salobres.

La desecación ocasionada por las obras de drenaje construidas para proteger la Ciudad de México de inundaciones, fue agravada por el desvío o entubado de la mayoría de los ríos que descargaban hacia la zona del lago conforme crecía la ciudad. El aporte y acarreo de materiales hacia el fondo de la cuenca derivó en suelos con texturas muy finas, que junto con un manto freático salino a poca profundidad y la evaporación tan superior a la precipitación que existe en la zona, fomentó el ascenso de las sales por capilaridad y su concentración en superficie formando los suelos fuertemente afectados por las sales que existen hoy día.

5.4.2. Antecedentes de acciones de mejoramiento de los suelos salino sódicos en la ZFLT.

La Comisión del lago de Texcoco inició en los años sesentas varios programas de recuperación en 2237 ha en la parte norte y oriente del estado de México, abarcando los municipios de Texcoco, Atenco, Ecatepec y Tezoyuca. La zona se dividió en dos áreas, una parte netamente agrícola y la otra de pastoreo, donde se introdujeron especies vegetales adaptadas a suelos salino sódicos como el pasto salado (*D. spicata* Greene) (Gutiérrez, 1997).

Los altos contenidos de sales solubles y de sodio intercambiable en los suelos de Texcoco presentaron un verdadero problema para su mejoramiento y recuperación, así como para el desarrollo de la vegetación silvestre.

Las prácticas para mejoramiento o rehabilitación de suelos salino-sódicos difieren entre sí por sus características físicas y químicas. Las más conocidas de éstas se refieren al lavado de sales y la aplicación de mejoradores químicos (SRH, 1971; Richards, 1985; Flores *et al.*, 1996). En el caso de los suelos salinos de Texcoco, el mejoramiento se ha venido realizando por medio de lavados, aplicando láminas de agua para disolver y transportar las sales solubles hacia profundidades fuera de la influencia de la zona radicular, o bien, drenarlas artificialmente. No obstante, para que el lavado tenga éxito, es necesario utilizar agua de buena calidad con bajo contenido de sales y sodio, y que se cuente con un sistema de drenaje adecuado, lo que no siempre es factible.

Los suelos sódicos no salinos presentan problemas por la gran cantidad de sodio intercambiable adsorbido en las arcillas coloidales. Estos suelos requieren la aplicación de mejoradores químicos (cloruro de calcio, yeso, azufre, ácido sulfúrico, sulfato de hierro o sulfato de aluminio) que promuevan el intercambio del sodio por el calcio y posteriormente efectuar lavados para eliminar las sales de sodio mediante láminas de lavado y un drenaje adecuado. En el caso de los suelos salino-sódicos se debe aplicar un mejorador químico previo al lavado para evitar que el suelo se convierta en sódico y se disgreguen las partículas, dificultando el lavado posterior (SRH, 1971; Richards, 1985).

La mayoría de los suelos en el ex lago de Texcoco son salino sódicos y con un drenaje muy lento. Se han realizado diversos estudios y experimentos para el mejoramiento de estos suelos. Entre ellos están los realizados por la Escuela Nacional de Agricultura en los años 70's probando diversos mejoradores químicos (azufre, yeso, sulfato ferroso, caliza y materia orgánica), corrientes eléctricas y lavados. Los resultados de estos trabajos indicaron que era posible disminuir las altas concentraciones de sal y sodio, pero el costo de rehabilitación era sumamente elevado (SRH, 1971).

Los estudios e intentos de recuperación de los suelos en la zona de Texcoco se remontan hasta los años 40's con el trabajo realizado por Villegas (1946), sobre la recuperación de los suelos salinos y los límites de tolerancia de las plantas. Este autor concluyó que es factible recuperar los suelos mediante la introducción de drenaje subterráneo utilizando tubos de barro cocido. Sin embargo, su recomendación era muy costosa por lo que no pudo ponerse en práctica.

Posteriormente, Juárez (1967), realizó un trabajo sobre lavado de suelos salinos aplicando diferentes láminas de agua y una sola dosis de yeso, concluyendo junto

con Serrano (1969) que es más efectivo el proceso de lavado de sales cuando se aplica previamente yeso. No obstante, su recomendación también resultaba costosa.

Siguiendo varias recomendaciones, en 1971 el Proyecto lago de Texcoco inició acciones combinadas de pastización y lavado de sales en las inmediaciones del actual Lago Nabor Carrillo. Se utilizan tepes de pasto salado *D. spicata*, se construye un sistema de drenaje parcelario y se aplican láminas de lavado para reducir la salinidad. Sin embargo, surge el problema de la presencia de suelos con arcillas expansivas y ceniza volcánica altamente hidratada, que retienen hasta un 400% de agua. Éstos al ser desecados, reducen su volumen y se agrietan, lo que ocasiona pérdidas de agua por infiltración directa hacia los drenes del subdrenaje o percolación profunda, perdiéndose la capacidad de lavado que pudiera tener el agua. Asimismo, la alta sodicidad y la proximidad del manto freático salino en muchos sitios, ocasiona que en estado húmedo, los suelos se expandan, provocando impermeabilidad y que el lavado sea infructuoso.

De ahí que de 1985 a 1998 se introduce un sistema de drenaje parcelario (subdrenaje) en diversos puntos de la zona. Este sistema se utiliza para abatir la profundidad del manto freático en sitios donde éste se encuentra muy superficial (Flores *et al.*, 1996). En combinación con riego y aspersion, favorece el lavado de sales en donde la infiltración natural del suelo es baja y/o el manto freático muy superficial. Consiste en drenar de forma artificial las capas de suelo influenciadas por el manto freático, obligando al agua a fluir hacia el interior de tubos perforados cubiertos por una malla o rodeados de un ademe de tezontle, colocados a la profundidad de abatimiento deseada (mayor a 1.2 m para suelos arenosos y 1.6 m para suelos arcillosos). Estos tubos llevan una pendiente tal que permiten la captación y conducción del agua hacia drenes colectores construidos a cielo abierto y que fluyen hacia el canal de las sales, fuera de la ZFLT. El mayor inconveniente de esta medida resulta en que se generan grandes cantidades de agua salada, que van a ser depositadas en algún cuerpo receptor, mismo que puede resultar afectado si no se contempla su capacidad de dilución.

Los trabajos de sistema de drenaje parcelario y lavado de sales han sido complementados en algunos sitios con la formación de surcos de 1.5 metros de ancho separados 3 metros entre crestas, en donde se han realizado siembras de pasto salado y pino salado (*Tamarix chinensis*), siguiendo la recomendación de los estudios agrológicos realizados en 1971 y 1981 (SRH, 1971; SARH, 1981a) y Ortiz, (1998). Al hacer correr el agua del lavado por las partes bajas de estos surcos se forma un gradiente de salinidad que facilita la introducción de la vegetación.

En todos los trabajos antes referidos se señala que la vegetación se presenta donde la C.E. es menor a 70 dS/m. No obstante, la mayoría de las especies a esta salinidad no logran germinar o establecerse de forma permanente. Se han sembrado principalmente *Tamarix chinensis*, *T. juniperina* (Bunge) y *D. spicata*; resultando exitoso solamente este último, pues el género *Tamarix*, aunque es una halófito bien reconocida, requiere considerables cantidades de agua de calidad aceptable para sobrevivir a altas concentraciones de sales, la cual no se encuentra disponible en muchos sitios, y por ello solamente crece adecuadamente en bordes de canales.

Las acciones realizadas en la zona del ex lago de Texcoco por 30 años han sido complejas y costosas. Se ha logrado recuperar la vegetación de forma gradual, ya que ésta era prácticamente inexistente en 1971 y se logró recuperar una cobertura vegetal en aproximadamente 18% de la superficie para 1981. No obstante, al año de 1999 solamente un 57% del total de la superficie estaba cubierta por vegetación (SRH, 1971; SARH, 1981; cálculos de superficies en un SIG a partir de imágenes aéreas tomadas en diciembre de 1999 por el Instituto de Geografía de la UNAM).

Las tolvaneras se han reducido considerablemente, y su efecto hacia la Ciudad de México resulta casi imperceptible hoy en día. No obstante aún falta una gran superficie por recuperar, por lo que los estudios como el presente, que incrementan el conocimiento que se tiene sobre la situación de la afectación por sales y la distribución de las especies dentro de la comunidad halófito, resultan importantes para la planeación y diseño de medidas por aplicar.

Metodología

6. METODOLOGÍA

6.1 MUESTREO

Se realizaron dos campañas de muestreo, la primera con un muestreo anidado (Webster y Oliver, 2001) para identificar las condiciones generales de la salinización y la variabilidad espacial de ésta. La segunda campaña consistió en un muestreo estratificado, analizando suelos, vegetación y respuesta espectral de superficies en 86 puntos del área de estudio (Figura 6.1).

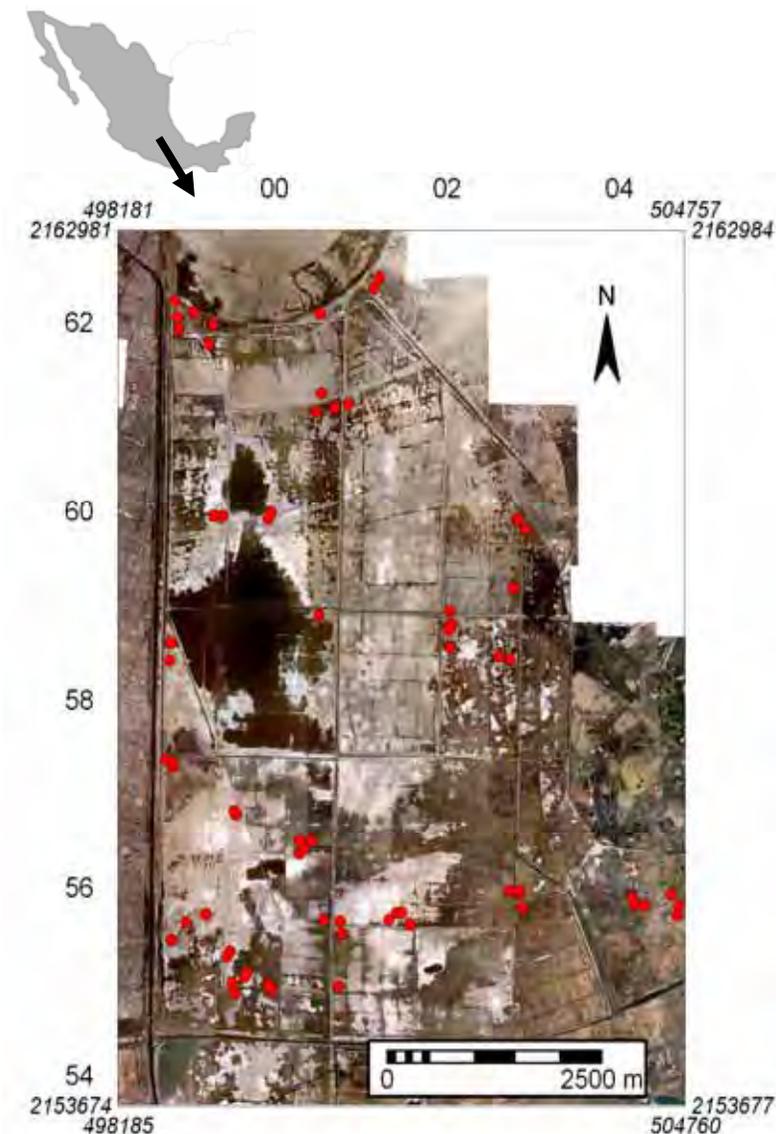


Figura 6.1.- Localización de los puntos de muestreo utilizando un GPS sobre un mosaico fotográfico aéreo escala 1:10,000, elaborado por el Instituto de Geografía de la UNAM con imágenes digitales generadas en diciembre de 1999.

6.1.1.- Muestreo anidado.

Se realizó un muestreo anidado (Webster y Oliver 2001) en 10 diferentes puntos (nodos) aleatorios, a partir de los cuales se establecieron pares de puntos secundarios a distancias de 200, 50 y 10 metros. El muestreo se diseñó utilizando como referencia sitios marcados por la CNA en un plano y en el campo como parte de un estudio para analizar los suelos (CNA, 1996). Estos sitios forman una retícula equidistante de 16 x 16 puntos, separados cada 500 metros y se encuentran georreferenciados y claramente señalados tanto en el plano como en el campo.

Mediante un proceso aleatorio se seleccionaron 10 sitios en dicho plano a los que se les denominó “nodos”. A partir de cada nodo se seleccionaron aleatoriamente dos rumbos a seguir para establecer los siguientes sub-nodos (nodos secundarios) a una distancia de 200 metros del nodo primario. Seguido de ello se volvieron a seleccionar aleatoriamente dos rumbos para establecer los nodos terciarios a 50 metros de los secundarios. Finalmente de los nodos terciarios se seleccionó un rumbo y un último sitio de muestreo (nodo cuaternario) a una distancia de 10 metros del terciario (Figura 6.2).

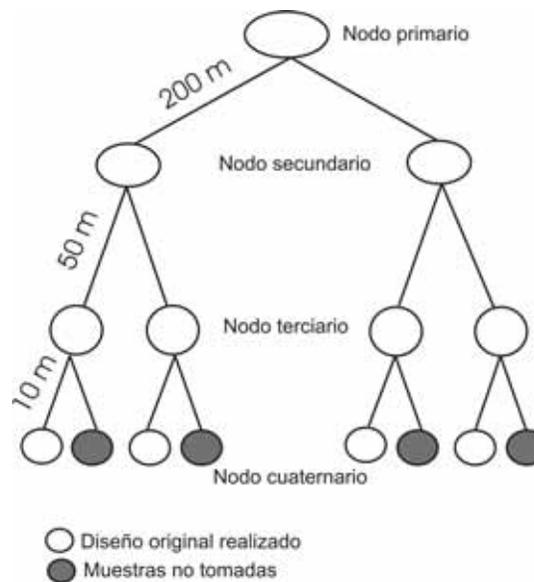


Figura 6.2.- Diagrama esquemático del anidamiento en los sitios de muestreo utilizado.

En cada nodo se practicó un levantamiento de suelo y vegetación. Se tomaron muestras compuestas de suelo a profundidad 0-30 cm. Se midió pH y conductividad eléctrica (dilución 1:10). Se estimó la conductividad eléctrica en el

extracto de saturación (CEe) y la textura al tacto de acuerdo con Siebe *et al.*, (1996). Las fracciones (%) promedio de arena, limo y arcilla involucradas en cada textura fueron estimadas a partir del triángulo de texturas.

Además de analizar el suelo, se colectó la vegetación para iniciar un herbario de referencia, un listado florístico del sitio y una curva de especies/áreas para definir la superficie del muestreo en etapas subsecuentes de este estudio

a) Análisis de la distribución espacial de la salinidad en suelos

El análisis de la variabilidad en la distribución espacial de la salinidad en el suelo en función de la distancia se realizó con base en un análisis de varianza anidado (Sokal y Rohlf, 2000), y la modificación de Webster y Oliver (2001) para variables regionalizadas. El modelo considerado fue el siguiente:

$$Z_{ijkl} = \mu + A_i + B_{ij} + C_{ijk} + \xi_{ijkl} \quad (2)$$

Donde: Z_{ijkl} es el valor de las unidades anidadas en los diferentes nodos.
 μ es la media general
 A_i, B_{ij}, C_{ijk} diferencias entre media general y media por nodo siguiendo el anidamiento propuesto en el diseño.
 ξ_{ijkl} desviación de los valores observados con la media por nodo en el último nivel

6.1.2.- Muestreo estratificado.

Con el apoyo del M. en C. Antonio Navarrete del Instituto de Geografía de la UNAM, se integró un mosaico fotográfico del área de estudio a partir de las imágenes aéreas tomadas en un vuelo de baja altura (aprox. 2,000 m) por este instituto en diciembre de 1999. Se practicó una clasificación visual de todos los polígonos en dicho mosaico, bajo el criterio de que los límites de los polígonos encierran áreas que son presumiblemente uniformes, por lo que una misma descripción puede ser aplicada a éstos (Burrough, 1989). Se identificaron polígonos con diferentes colores, tonalidades y patrones de suelo desnudo y vegetación, y se elaboró un mapa crocromático considerando dichos patrones, colores, tonalidades y texturas (Burrough, 1989). Como producto de esta clasificación se identificaron 127 polígonos con los siguientes tipos de coberturas: vegetación, zona inundada, humedal y suelo desnudo.

De los 127 polígonos se seleccionaron los de suelo descubierto y vegetación más grandes y representativos para conformar los estratos de muestreo. De estos fueron seleccionados 45 de forma aleatoria para realizar en ellos el muestreo. Estos estratos son aparentemente homogéneos a la escala de la imagen, sin embargo, presentan una gran heterogeneidad de coberturas (suelo descubierto y vegetación) dentro de ellos. Con el fin de caracterizar de mejor manera la variación en las condiciones de salinidad en la ZFLT, se optó por considerar como unidades de muestreo (Kent y Coker, 1992) a los sub-polígonos más grandes y homogéneos dentro de los 45 polígonos seleccionados, subiendo a 86 el número de sitios de muestreo. En cada uno de estos sitios se analizó vegetación, suelo y respuesta espectral de superficies como se detalla a continuación.

6.2 MUESTREO DE SUELOS.

6.2.1.- Caracterización de suelos

Se realizó la descripción de 6 perfiles “tipo” de suelo de 1 m³ para caracterizar las principales propiedades edáficas en diferentes puntos de la Zona Federal del ex Lago de Texcoco (ZFLT) con base en Siebe *et al.* (1996). Se analizó la distribución de horizontes en estos perfiles y con base en los resultados se diseñó el muestreo de suelos en diversos puntos de la ZFLT.

a) Identificación de las principales propiedades edáficas

En cada sitio de muestreo (86 sitios) se excavó un perfil de suelo de 50x50x50 cm aproximadamente. Se determinó la cobertura superficial, color y características de la costra salina, profundidad y distribución de horizontes, pH, textura al tacto, densidad aparente, color en húmedo (Tablas Munsell), contenido de carbonatos (%), presencia de tixotropía, capacidad de campo, entre otras observaciones, siguiendo el procedimiento descrito por Siebe *et al.* (1996). De cada horizonte identificado se tomó una muestra de suelo de aproximadamente 0.5 kg para su posterior análisis en laboratorio.

Adicionalmente se realizó la descripción de los horizontes más profundos de 50 cm utilizando un barreno de 1 m de profundidad. Se describieron las características de cada horizonte siguiendo el mismo procedimiento anterior. Se tomó también una pequeña muestra de aproximadamente 200 gr de cada horizonte para posteriores pruebas de laboratorio.

En los casos de sitios con suelo descubierto se identificaron áreas con diferentes colores, tonalidades y patrones superficiales (blanco, beige, gris claro, gris oscuro, manchas, franjas, etc.)(Figura 6.3) y en cada uno de ellos se excavó y analizó un perfil de suelo como se describió en el párrafo anterior.



Figura 6.3.- Diferentes patrones y colores de afloramiento de sales en suelos desnudos:
(a) granuloso, b) motas, c) formación de polígonos gruesos por propiedades taquiricas,
d) polígonos finos y franjas de sales, e) jaspeado.

b) Análisis de laboratorio y cálculos para estimación de variables

Las muestras fueron analizadas en laboratorio. Se midió la conductividad eléctrica en extracto acuoso (C.E._{1:10}), pH y cationes solubles (Na, K, Mg, Ca), siguiendo el procedimiento que se señala en el esquema de la figura 6.4.

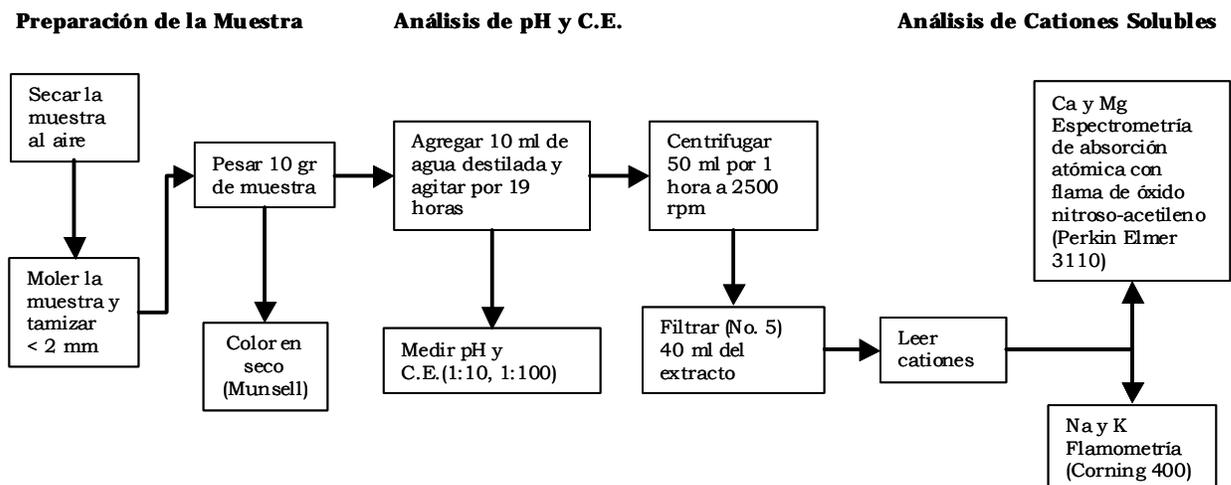


Figura 6.4.- Diagrama del procedimiento estandarizado de análisis de muestras en laboratorio

La determinación de la resistencia eléctrica para estimar las concentraciones de sales solubles fue una técnica muy empleada hasta hace algunos años; sin embargo, la conductividad eléctrica, que es la recíproca de la resistencia, resultó ser más aplicable para mediciones de salinidad, ya que aumenta en proporción directa a la concentración de las sales, simplificando la interpretación de las lecturas (Richards, 1985). Por ello, en este trabajo se optó por determinar la salinidad a partir de la conductividad eléctrica.

La medición de la conductividad eléctrica en extractos acuosos ($CE_{1:10}$) (proporción 1:10 con agua destilada) se realizó utilizando un conductímetro (WTW) a 25°C de temperatura ambiente. Este equipo usualmente registra valores de C.E. entre 0 y 20 dS/m y resulta suficiente para la mayoría de los suelos con problemas de afectación por sales. No obstante, para las elevadas concentraciones de sales presentes en la zona de Texcoco, estos límites de detección se rebasaron en un 13% de las muestras (56 de 432 muestras), con $CE_{(1:10)} > 20$ dS/m. Ante la imposibilidad de contar con un equipo con mayor ámbito de registro, se optó por diluir las 56 muestras en proporción 1:100 con agua destilada.

Es conocido que el comportamiento de la conductividad eléctrica en función de la concentración no es lineal, por lo que no es recomendable analizar muestras en distintas diluciones (Eith, 2004).

Se analizó el comportamiento de ambas diluciones con respecto a la concentración de sodio (catión dominante en la zona) y se observó que el comportamiento de la C.E. en función de la concentración del sodio para las muestras con dilución 1:10 y 1:100 es ligeramente distinta para ambas diluciones (tanto en la pendiente como en la ordenada al origen) (Figura 6.5a). Esta diferencia probó ser significativa mediante la aplicación de una prueba de comparación de pendientes (Zar, 1974), rechazándose la hipótesis nula de igualdad de pendientes ($P < 0.001$).

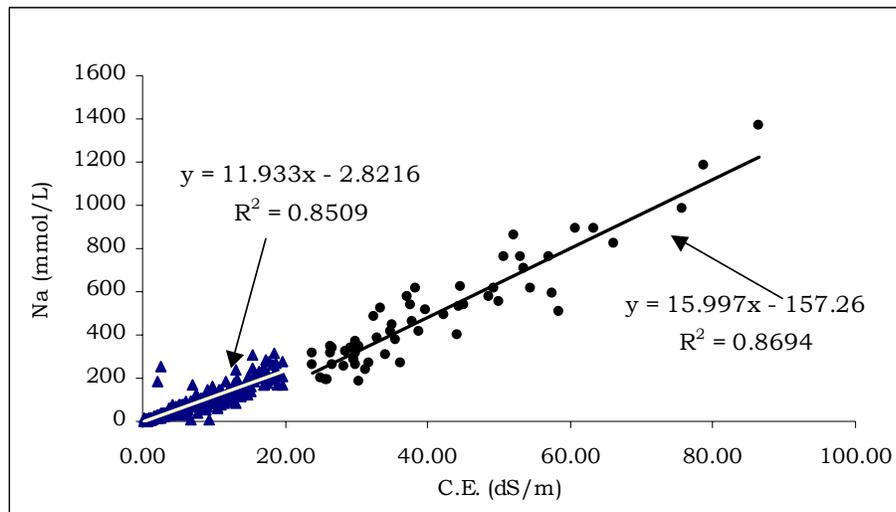


Figura 6.5a.- Ajuste de dos modelos lineales a la correlación entre el sodio y la conductividad eléctrica (CE) en extracto acuoso considerando por separado dos niveles de dilución: 1:10 (triángulos) y 1:100 (círculos).

El comportamiento de la C.E. frente a la concentración de algún ión correlacionado, aparentemente no varía en función de la dilución aplicada, ya que al considerar la totalidad de las muestras de forma conjunta, el comportamiento pudo ajustarse a un modelo lineal con una certeza del 94% ($R^2=0.94$) (Figura 6.5b).

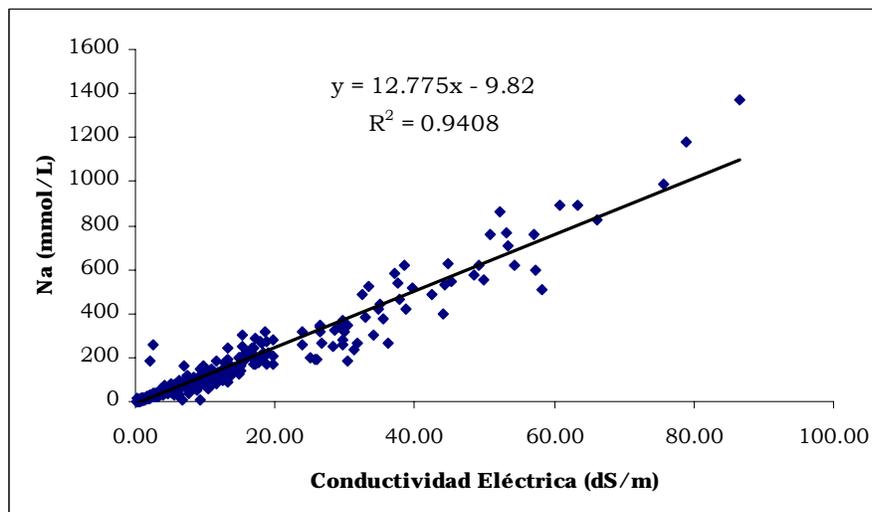


Figura 6.5b.- Ajuste de un modelo lineal a la correlación entre el sodio y la conductividad eléctrica (CE) en extracto acuoso (1:10 y 1:100) para todas las muestras.

En función de lo anterior, se consideró adecuada la realización de dichas diluciones. No obstante, es importante señalar que en las 56 muestras analizadas con $CE_{(1:10)}$ mayor a 20 dS/m, el valor de la $CE_{(1:10)}$ reportado puede estar

ligeramente sobre o subestimado del valor real. Este límite de certidumbre en los valores de $CE_{(1:10)}$ se traduce en muestras que reportan más de 800 dS/m en el extracto de saturación (CEe) (ver incisos más adelante). Tomando en cuenta las altísimas concentraciones de sales a partir de las cuales se identifica esta variación en la medición, se considera que pequeños cambios en la estimación del valor real no tienen mayor repercusión en la ejecución de este trabajo, y por lo tanto, solamente se recomienda tomar con reserva los valores absolutos de la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEe) mayores a 800 dS/m.

c) *Estimación de la conductividad eléctrica en extracto de saturación: CEe*

Con el fin de comparar los resultados con otros estudios, se transformaron los valores medidos de CE en extracto acuoso, a valores de conductividad eléctrica en el extracto de saturación, utilizando para ello la siguiente fórmula (Siebe *et al.* 1996):

$$EC_{(pF1.8)} [dS/m] = EC_{(1:10)} [dS/m] \times 1000 \times d.a. [g/cm^3] / CC [Vol\%] \quad (3)$$

donde: $EC_{(pF1.8)}$ = (CEe) conductividad eléctrica en extracto de saturación.

$EC_{(1:10)}$ = conductividad eléctrica en solución de campo (suelo 1 : 10 agua destilada)

d.a. = densidad aparente (medida en peso de suelo seco por unidad de volumen)

CC = capacidad de campo (cantidad de agua retenida en un suelo contra la gravedad)

Los valores de d.a. y CC se estimaron a partir de las descripciones de miniperfiles en cada sitio, considerando la textura determinada al tacto (Siebe *et al.*, 1996).

d) *Estimación de la sodicidad de un suelo*

La sodicidad del suelo se refiere a los iones de sodio (Na^+) presentes en el suelo. Se estima de dos maneras: como porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y como radio de absorción de sodio (RAS). El primero representa el porcentaje de cationes intercambiables que es ocupado por iones de sodio. El segundo permite analizar el riesgo potencial de toxicidad de la concentración de sodio para las plantas, ya que analiza la concentración del ión sodio en referencia a los demás cationes solubles (Brady y Weil, 1999).

El RAS se calcula mediante la siguiente expresión (concentraciones en molaridades mmol/l):

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}}. \quad (4)$$

Cuando éste radio es mayor a 13, entonces se considera que se trata de un suelo sódico.

Cabe señalar que la concentración de sales en algunos sitios fue tan elevada que hubo necesidad de hacer diluciones 1:5,000 para poder leer la concentración de sodio. Asimismo, la elevada concentración de sales en algunas muestras ocasionó la precipitación del Lantano con el que se prepara la muestra para analizar calcio. Por ello, el calcio no pudo ser medido en estas muestras y hubo de estimar el valor del RAS a partir de la correlación existente entre el sodio y éste ($R=0.93$) mediante la siguiente expresión:

$$\text{RAS} = 1.67 * [\text{Na}^+] + 56.99 \quad (R^2=0.88) \quad (5)$$

6.2.3.- Análisis de la distribución vertical de las sales a lo largo del perfil de suelo y su relación con otras variables edáficas.

La distribución en función de la profundidad se analizó de manera gráfica, buscando semejanzas entre los patrones de distribución de las sales y los patrones de distribución de arena, limo y arcilla. Posteriormente, en los casos en que se observó una correspondencia directa (al aumentar uno, aumentaba el otro) entre ambos factores, se realizó una prueba de Kolmogorov-Smirnov para probar la hipótesis nula de que ambos tipos de distribuciones son iguales y así establecer un grado de significancia estadística en la correspondencia encontrada de forma gráfica. Para ello se utilizó el programa estadístico Genstat 5, (PC/Windows 98, Copyright 1998). con los datos previamente estandarizados.

a) Evaluación de la afectación salina: identificación de sitios con diferente calidad de suelo.

Se estimaron algunas variables edáficas y edafocológicas con base en Siebe *et al.*, (1996). Éstas segundas integran la información de los varios horizontes de un perfil de suelo para determinar características indicadoras del sitio. Permiten crear un marco de comparación entre distintos suelos con fines de planeación y evaluación de tierras para usos específicos.

Las variables consideradas en este apartado fueron:

- 1) **Profundidad al primer horizonte tixotrópico (jaboncillo).**- Éste representa una fuerte restricción para el desarrollo de las raíces por su alta proporción de arcillas, estructura masiva a prismática (restricción física) y elevada concentración de sales y condiciones oxido-reductoras (restricción química).
- 2) **Profundidad fisiológica.**- Espesor del suelo en que pueden penetrar y desarrollarse potencialmente las raíces.
- 3) **Cantidad de agua disponible para las plantas (dCC).**- Correspondiente a la cantidad de agua que el suelo puede proporcionar a las plantas, ya que se encuentra en poros con diámetros entre 50 y 0.2 μm de donde las plantas la pueden extraer con facilidad. El agua retenida en poros menores a 0.2 μm no puede ser absorbida por la mayoría de las plantas y se denomina “agua muerta” o punto de marchitez permanente.
- 4) **Textura (promedios ponderados de % de arena, % de limo y % de arcilla).**- la cual es una propiedad que describe el contenido promedio de arena, limo y arcilla en el suelo. Estos fueron ponderados por profundidad del horizonte con el fin de obtener un valor representativo para todo el perfil.
- 5) **Materia orgánica.**- Estimada como la proporción de materia orgánica presente en la totalidad de los horizontes Ah del suelo.
- 6) **Carbonatos.**- Estimados como el promedio ponderado por profundidad de horizontes del contenido de carbonatos estimados en campo mediante la aplicación de HCl al 10%. Ello con el fin de obtener un valor integral y representativo de todo el perfil.

En el caso de la dCC, la evaluación edafocológica (Siebe *et al*, 1996) considera la sumatoria de los valores individuales por horizonte dentro del espacio radicular efectivo. Dada la gran variabilidad entre sitios y a fin de estandarizar, en la obtención de esta variable se sumaron los valores de dCC de cada horizonte hasta 1m de profundidad.

Con las anteriores variables se construyeron dos matrices, una considerando los valores promedio ponderados por espesor de cada horizonte en el perfil, y otra tomando solamente los promedios ponderados de los horizontes dentro de los primeros 40 cm. Esta separación se hizo en virtud de que en sitios con vegetación, la salinidad y la textura del suelo en los primeros 40 cm resultó muy distinta (más baja en el caso de la CEe) que en los horizontes subyacentes; siendo que en estos últimos, la variación de la salinidad y la textura no es tan grande. Dichas diferencias hacen suponer que la calidad de los sitios para permitir una cubierta vegetal posiblemente esté siendo definida de mayor manera por las características

del suelo dentro de los primeros 40 cm, y no tanto por la distribución de los parámetros edáficos a lo largo de todo el perfil. Ante esta posibilidad se optó por analizar por separado ambas condiciones (la totalidad del perfil -profundidad de 1m- y los primeros 40 cm de éste) para elegir aquella que proporcione la mejor definición de clases de sitios afectados por sales.

b) Tratamiento y análisis estadístico.

Se realizó un análisis multivariado de componentes principales (PCA) con dos fines, uno fue el de identificar entre las variables reales (que presentan un cierto grado de correlación natural entre ellas), a aquellas que definieran de mejor manera las diferencias entre todos los sitios, con respecto de aquellas que no son relevantes en dichas diferencias. Con ello se identificaron aquellas variables que resultaron ser las mejores indicadoras de calidad del suelo. El segundo fin fue el de obtener índices de afectación por sales a partir de las variables teóricas que conforman este análisis (componentes o factores), ya que éstas integran las variables reales dentro de variables no correlacionadas (ortogonales), que maximizan la variación observada y permiten cuantificar la proporción de dicha variación explicada por cada variable.

Esta técnica requiere que la varianza de los datos se reparta equitativamente en torno a la media (distribución aproximada a una normal), por lo que las variables que mostraron sesgo en su distribución fueron transformadas a logaritmos (proporción de arcilla, CEe, CaCO₃, RAS y profundidad fisiológica). Asimismo, dado que se consideran variables en diferentes unidades de medición, todas las variables fueron estandarizadas $((X_j - X_{media}) / \text{div. Estandar})$ de forma previa al PCA.

Para el PCA se utilizó el programa Genstat 5 (PC/Windows 98, Copyright 1998).

Con las variables teóricas (componentes) se realizó un análisis de conglomerados (Cluster) con el fin de agrupar sitios con respuesta integral multivariada semejante y poder identificar grupos de sitios con diferente calidad, dentro de un margen de variabilidad conocido. El análisis de conglomerados fue de tipo aglomerativo y jerárquico, utilizando como parámetros la distancia Euclidiana y el método de mínima varianza de Ward, que reduce posibles interpretaciones erróneas al construir los grupos. El análisis de conglomerados se realizó en SYSTAT V.6.

Una vez identificados los grupos, los datos de los perfiles representados dentro de éstos fueron promediados y se obtuvo el error estándar para identificar su variabilidad interna. Con estos promedios se realizó una evaluación de las propiedades edafo-ecológicas de cada grupo de acuerdo con Siebe *et al.*, (1996) para definir las cualidades de cada clase.

6.3.- MUESTREO DE VEGETACIÓN.

6.3.1.- Definición de superficie de muestreo y cuadrantes.

Con los datos de 9 nodos del muestreo anidado (365 registros), se elaboró una curva de especies/área, para definir la superficie representativa a muestrear para la vegetación. La curva elaborada se presenta en la figura 6.6.

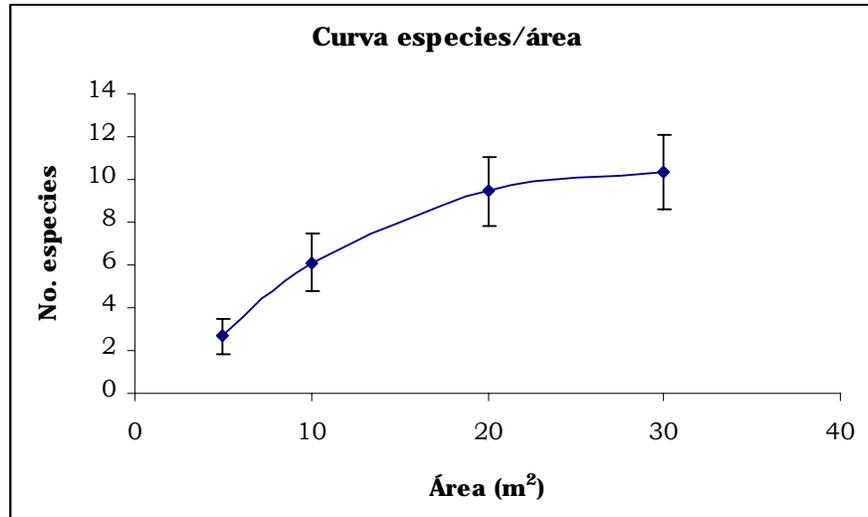


Figura 6.6.- Curva del número de especies presentes en función del área de muestreo. Los puntos corresponden al número promedio y las barras al error estándar.

De la anterior curva se desprendió que el área mínima para muestreo de vegetación es de aproximadamente 20 m². No obstante, esta curva fue elaborada con especies arbóreas, arbustivas y herbáceas indistintamente, para las que la literatura (Bonham, 1987) recomienda diseñar técnicas y superficies de muestreo adecuadas a cada forma de vida a fin de optimizar el esfuerzo de muestreo. Motivo de ello, y considerando que en la zona predominan arbustos y herbáceas (particularmente pastos), se decidió realizar el muestreo de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas grandes (>30 cm de altura) dentro de una área circular de 16 m², trazada a partir de cuatro radios de cuerda de 2.25 m c/u clavados con estacas en orientación con los puntos cardinales para asegurar simetría. Terminando el muestreo de herbáceas, los pastos y herbáceas pequeñas se muestrearon utilizando 4 cuadrantes reticulados de 1 m² c/u (Figura 6.7).

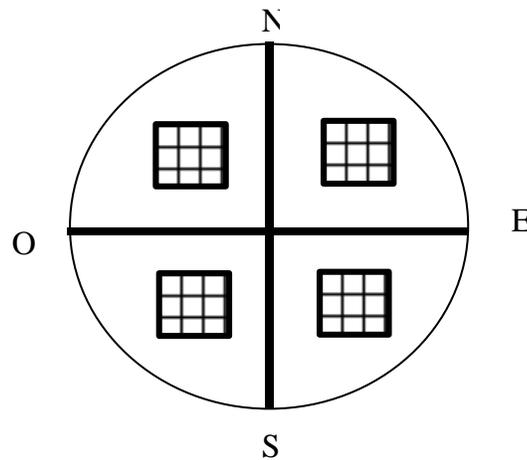


Figura 6.7.- Esquema de ubicación de radios formando cuartos de muestreo y ubicación de los cuadrantes reticulados (a cada 10 cm).

6.3.2.- Identificación de especies y obtención del índice de dominancia por especie.

De los 86 sitios de muestreo, se seleccionaron aquellos con cobertura vegetal (45 sitios) para analizar la vegetación. Se identificaron las especies, se cuantificaron los individuos de cada especie y se registró la cobertura, altura y frecuencia. Con estos datos se calculó un índice de dominancia de cada especie por sitio (Osorio *et al.*, 1996) utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Índice de dominancia (ID)} = \text{Altura} * \text{Cobertura} * \text{Frecuencia} \quad (6)$$

Donde:

Altura.- altura promedio de los individuos de la especie,

Cobertura.- la superficie total cubierta por el follaje de los individuos de la especie y

Frecuencia.- la proporción de cuadrantes o cuartos en donde apareció la especie.

El índice no contempló la densidad como lo calculan Osorio *et al.*, (1996) debido a que varias de las especies corresponden a pastos estoloníferos, en donde es imposible determinar el número de individuos por metro cuadrado para obtener la densidad. No obstante, el índice calculado con la ecuación 6 da una representación tridimensional (altura*cobertura) del desarrollo de cada especie ante diferentes condiciones del sitio y su representatividad en el sistema (frecuencia), lo que se consideró adecuado para este estudio.

a) *Listado florístico.*

La relación de especies identificadas en la ZFLT se complementó con información bibliográfica (SRH, 1971; Cruickshank, 1981) y una revisión por Internet para cada especie, en lo referente a su grado de tolerancia a la sal. Esta relación se incluyó en el cuadro 5.1 del capítulo anterior. El listado de especies identificadas en este trabajo se presentan en el cuadro 7.2.9 de resultados.

b) *Asociaciones de especies en función de la calidad del sitio.*

Los valores de índice de dominancia de cada especie por sitio fueron agrupados dentro de la clase correspondiente a la que pertenece cada sitio, identificada como se señaló en el inciso 6.3.2 de esta metodología. A partir de ello se obtuvo un valor promedio del I.D. de cada especie, para identificar su participación proporcional en la asociación en función de su dominancia. De esta manera las especies con mayor índice de dominancia llevan una participación mayor en la composición de la asociación vegetal dentro de un sitio con determinada calidad.

En el caso de sitios combinados de suelo descubierto y vegetación, primeramente se estimó la proporción de superficie ocupada por suelos con vegetación y aquella con suelos descubiertos, para luego realizar la asignación proporcional del I.D. por especie dentro de la porción con vegetación.

6.3.3.- Tolerancia a las sales por especie. Enfoque univariado.

Con los valores del índice de dominancia por especie en los 86 sitios muestreados se estimó una curva del desempeño de cada especie sobre un gradiente ambiental de sal y sodio (coanoclina) ajustando modelos de distribución gaussiana. Se incluyeron todas las coanoclinas a lo largo de un gradiente ambiental para identificar los cambios en la composición y dominancia de las especies conforme se reduce o aumenta la salinidad del sitio.

La curva de respuesta gaussiana corresponde a la siguiente fórmula y el ajuste y los parámetros fueron estimados utilizando el programa Sigma Plot V.9 (SYSTAT Software, Inc. 2004):

$$z = a * \exp [-0.5(x-x_0)^2/t^2] \quad (7)$$

Donde: z=es el valor original de dominancia

a = es el valor máximo de dominancia de la especie

x₀ = es el nivel óptimo de salinidad (al cual se obtiene la máxima dominancia)

t = es la tolerancia (una medida de la aptitud ecológica) a la salinidad

A partir de dicha fórmula se estimaron los valores de óptimo y tolerancia (Jongman, Ter Braak y Van Tongeren, 1995), con los que se construyó un diagrama de cajas para identificar la secuencia de aparición de las especies conforme varían las condiciones salinas del sitio. Dentro de esta secuencia se procuró identificar posibles estadios de la comunidad en el proceso de colonización de sitios salinizados.

6.3.4.- Respuesta de especies a cambios en la calidad de sitio. Enfoque multivariado.

a) Identificación de los factores ambientales más relevantes

Se elaboraron dos matrices de datos, una correspondiente a la matriz respuesta, en donde se incluyó el índice de dominancia por especie en cada sitio con vegetación (40 sitios en total); y otra matriz de factores ambientales para los mismos sitios, en donde se incluyeron las 10 variables que definieron la calidad del sitio. Ambas matrices fueron utilizadas en un análisis de Correspondencia Canónica (CCA) (Jongman, Ter Braak y Van Tongeren, 1995) utilizando el programa PC-Ord V.4 (mjm Software Design, 1995).

b) Modelos de simulación de hábitat y secuencia de incorporación de especies en función de su tolerancia a cambios en la calidad del sitio.

A partir del resultado en el anterior inciso, se seleccionaron las variables de mayor relevancia para simular de forma multivariada la respuesta en las especies vegetales e identificar una secuencia de ingreso de éstas al sistema conforme cambia la calidad del sitio. Para ello se utilizó un programa para modelación de hábitat por medio de la regresión multiplicativa no paramétrica (RMNP) (HyperNiche V.1., mjm Software Design, 2004). Con este programa se obtuvieron los pesos más adecuados de cada variable dentro de un modelo multiplicativo multivariado, tales que explican la mayor proporción de la variación observada en la respuesta de cada una de las especies. La bondad del ajuste de los modelos se obtuvo a partir de un coeficiente de determinación cruzada denominado xR^2 , (una semi R^2) que corresponde a una validación cruzada dejando un dato fuera a partir de la siguiente expresión:

$$R^2 = 1 - (SCR/SCT) \quad (8)$$

Donde SCR= suma de cuadrados residuales
SCT= suma de cuadrados

Esta R^2 difiere de la tradicional R^2 en que un punto de los observados a la vez se excluye al realizar la modelación y se calculan los residuales (distancias entre los puntos observados y su valor correspondiente en los predichos por el modelo). Cuando el modelo ajusta perfectamente al quitar una observación a la vez el valor de la R^2 es igual a 1.0. No obstante, esta forma de cálculo deriva en que modelos con un ajuste pobre resultan en R^2 muy bajas e incluso negativas.

Una vez identificados los modelos más adecuados a la respuesta de cada especie y los pesos de las variables en ellos, se simuló la respuesta por especie ante una combinación de las variables más relevantes, a lo largo de un gradiente hipotético de cambios en la calidad del suelo, desde un sitio con mala calidad, hasta uno con mejor calidad. Se graficó la respuesta por especie a lo largo de este gradiente de mejoramiento de calidad del sitio y se calcularon los valores de óptimo y tolerancia de forma similar a lo calculado en el inciso 6.2.6.3 para identificar los estadios de la comunidad conforme mejoran las condiciones de calidad en el sitio.

6.4 MEDICIÓN DE LA RESPUESTA ESPECTRAL DE SUPERFICIES

Se midió la respuesta espectral de diferentes tipos de superficies, tanto de suelos descubiertos como de especies de plantas. El muestreo se realizó entre enero y marzo de 2000 para obtener cielos despejados y altas tasas de evaporación. Con ello se pudo tener concordancia en una misma temporada entre los datos en campo y las imágenes. Se utilizó un radiómetro de campo modelo Milton con cuatro bandas de registro (B1: 430-525 nm; B2: 510-600nm; B3: 600-700 nm; B4: 780-1100 nm) que son similares a las bandas de visible e infrarrojo cercano de una imagen Landsat (ETM). Se tomaron entre 3 y 5 repeticiones por cada superficie, y se analizaron diferentes superficies en cada sitio. Las mediciones se realizaron de forma estandarizada colocando el sensor del radiómetro a una altura de 1.5 m del objetivo para asegurar el mayor campo de observación posible (FOV), obteniendo un área de registro de 0.385 m² por superficie analizada.

Para calibración del radiómetro por diferencias en la irradiación y nubes se empleó un panel Kodak de color gris (Milton, 1989). Las mediciones del panel fueron utilizadas para estandarizar los datos al factor de reflectancia bi-direccional utilizando la siguiente expresión:

$$\text{Factor de reflectancia Bi-cónica} = (V_s - V_o) * k / (V_r - V_o) \quad (9)$$

donde:

V_s = registros del objetivo en cada banda

V_r = registros del panel en cada banda

V_o = constante de voltaje en oscuro

K = factor de reflectancia intrínseco del panel (70%)

6.4.1.- Procesamiento de imágenes digitales

Se utilizó una imagen Landsat ETM geo-referenciada generada en diciembre de 2000, así como imágenes aéreas multiespectrales (visible e infrarrojo cercano) de toda el área de estudio, tomadas en diciembre de 1999 por el instituto de Geografía de la UNAM (antes referidas). Todas las imágenes corresponden a la misma temporada, para asegurar condiciones ambientales comparables. Las cámaras utilizadas fueron una Nikon F90x con un lente de 28 mm para imágenes en visible, y una Kodak DCS 420 monocromática con corte para IR y filtros para infrarrojo cercano de 850-1100 nm. Ambos equipos no son fotogramétricos, sin embargo son herramientas de bajo costo capaces de proporcionar la precisión métrica y la calidad espectral requeridas por este estudio. Para evitar distorsiones métricas y espectrales, solamente el centro de las imágenes fueron consideradas y georreferenciadas con por lo menos 5 puntos de liga, obtenidos a partir de cartas topográficas 1:50,000. El procesamiento digital se realizó en un sistema de información geográfica (ILWIS v.3.0). Las características de las imágenes se presentan en el siguiente cuadro:

Cuadro 6.1.- Características generales de las imágenes digitales utilizadas en este trabajo.

Imagen	Fecha de adquisición	Resolución	Rango espectral	Medio de adquisición
Landsat ETM	Diciembre 2000 Path 26 Row 46	30 m	Azul Verde Rojo Infrarrojo cercano Infrarrojo medio Infrarrojo medio lejano	Sensor Landsat ETM
Fotografía aérea	Diciembre 1999	2.6 m	Azul Verde Rojo	Nikon F90x
Fotografía aérea	Diciembre 1999	2.6 m	Infrarrojo cercano (850-1100 nm)	Kodak DCS 420

6.4.2.- Análisis de respuesta espectral de superficies y obtención de un índice combinado.

Las respuestas espectrales (mediciones promedio de la radianza tomadas en tierra) de diferentes plantas y suelos descubiertos fueron comparadas gráficamente. Se calculó el NDVI para todas las muestras y se realizó un análisis de correlación de Pearson para determinar la relación entre el NDVI con la

conductividad eléctrica y el RAS. Diversos algoritmos fueron probados utilizando las bandas 1 a 4 en combinación con el NDVI, a fin de buscar aquél que presentara la mayor correlación posible con los niveles de sales y sodio en el suelo superficial (0-15 cm). El algoritmo resultante fue denominado COSRI por sus siglas en inglés (Fernández-Buces et al., 2006) (Combined Spectral Response Index; índice combinado de respuesta espectral) en virtud de que combina las respuestas de suelo descubierto y vegetación. Una vez que una correlación significativa fue encontrada, se practicó un análisis de regresión para describir la relación funcional que permite predecir la CEE y el RAS del suelo en términos del COSRI. Modelos exponenciales fueron ajustados para permitir predicciones de salinidad. Los análisis estadísticos se realizaron en Genstat 6.

a) Cálculo del COSRI para pixeles mixtos en áreas cubiertas por vegetación

La respuesta espectral de pixeles cubiertos por vegetación es resultado de una combinación de las respuestas individuales dentro de éste. La respuesta de la especie más dominante (que es más grande y abundante), sesga el valor de la reflectancia registrado para dicho píxel. Motivo de ello, la contribución de cada especie a la respuesta espectral total dentro del sitio de muestreo fue calculada utilizando los valores del índice de dominancia de cada especie mediante la siguiente expresión:

$$PP_{sp(i)} = I.D. sp(i) / \Sigma(I.D. de todas las especies) \quad (10)$$

donde:

PP_{sp(i)} = participación proporcional de la especie *i* en la respuesta espectral final del píxel.

I.D.sp(i) = Índice de dominancia de la especie *i* en el sitio.

Se obtuvo la radianza en tierra para cada especie, el COSRI fue calculado para cada una y multiplicado por el valor de su participación proporcional en cada sitio (PP_{sp(i)}). Los valores resultantes de todas las especies fueron sumados para obtener un valor de COSRI ponderado por especies, que se consideró representativo de cada sitio.

b) Mapeo de salinidad y procedimientos de separación de clases en mapas.

Se elaboraron mapas a escala media (1:70,000) y grande (1:10,000) utilizando las imágenes Landsat y aéreas, respectivamente. Se proponen dos procedimientos de definición de clases de afectación salina; uno considerando una escala arbitraria a

intervalos de clases de CEe y RAS regulares, y otro considerando intervalos de confianza sobre valores de CEe y RAS en suelos descubiertos y vegetación.

b.1.- Separación arbitraria de clases

Las bandas 1 a 4 de la imagen Landsat fueron utilizadas para calcular un mapa con los valores del COSRI considerando el algoritmo desarrollado. A partir de este mapa raster se estimaron los valores de CEe y RAS utilizando las ecuaciones de regresión resultantes del análisis. Se elaboraron mapas raster a escalas alta y media en un SIG y se definieron siete clases para producir un mapa impreso final.

b.2.- Separación de clases considerando intervalos de confianza probabilísticos

En segundo lote de mapas fue elaborado a las escalas antes mencionadas. Este consideró los colores del suelo descubierto y la presencia de vegetación como indicadores. En la búsqueda de los mejores indicadores, se practicaron varios análisis de correlación para determinar la relación entre color del suelo y diversas variables en la vegetación (riqueza específica, cobertura total, altura promedio) con respecto al valor de CEe y RAS en suelo superficial (0-15 cm). Las variables con los valores de correlación más altos fueron consideradas como buenos indicadores y se utilizaron como etiquetas en un análisis de cluster no jerárquico (SYSTAT, v.5; Ato y López, 1994) con los valores de COSRI, CEe y RAS para establecer diferentes clases de suelo descubierto y vegetación. Entre cuatro y diez clusters predeterminados fueron analizados, resultando en seis clusters para lograr una mejor separación de clases. Al interior de cada cluster, se calcularon intervalos de confianza (80%) para los valores de CEe y RAS reduciendo al máximo el solapamiento entre clases. Se asignaron etiquetas referentes al color de los suelos descubiertos y una combinación de riqueza de especies/cobertura para definir las clases en los clusters. Los mapas de COSRI previamente elaborados fueron seccionados (slicing) en estas clases para producir los mapas finales.

c) Validación del modelo.

La certidumbre de las predicciones de CEe y RAS se analizó con respecto a mediciones de estas variables en muestras independientes. Estos sitios fueron geoposicionados utilizando un GPS Garmin 100 SRVY II; no obstante, el muestreo se realizó de enero a marzo de 2000, antes de que la disponibilidad selectiva fuera eliminada (THE WHITE HOUSE, Office of the Press Secretary, May 1, 2000) y dejó

de registrarse un error intencional en las coordenadas registradas por los equipos GPS. Por ello, las georreferencias no correspondieron exactamente a los sitios de muestreo y éstos tuvieron que ser ajustados manualmente en los mapas, tomando como base las hojas de registro de campo y las fotografías aéreas.

Los valores de CEe y RAS fueron estimados utilizando el modelo en dos fotografías aéreas para un tamaño de píxel de 2.6 x 2.6 m. Posteriormente se seleccionaron las muestras de 11 sitios comprendidos dentro de estas fotografías cuyos valores de CEe y RAS no hubieran sido considerados para la elaboración del modelo. Se realizó una prueba de Kolmogorov-Smirnov (estadístico Xi-cuadrada) para evaluar las diferencias entre la distribución de los datos medidos en laboratorio (observados) y los datos estimados mediante el modelo para el píxel en cada sitio (datos esperados), bajo la hipótesis nula de que ambos provenían de la misma distribución.

Resultados

7. RESULTADOS

7.1. ESTADO ACTUAL DE LA SALINIZACIÓN DEL SUELO Y SU VARIACIÓN ESPACIAL

7.1.1.- Identificación de las principales propiedades edáficas para mapeo y clasificación de suelos.

a) Análisis de perfiles de suelos

Los resultados de la descripción y análisis de los 6 perfiles de suelos se presentan a manera de cuadros en el anexo 2. Del análisis de dicha información se desprende que en la ZFLT predominan suelos poligenéticos, conformados por 2 y hasta 3 estratos de sedimentos distintos: sedimentos lacustres, cenizas volcánicas depositadas *in situ* y materiales coluviales y/o eólicos. Los primeros arcillosos, los segundos arenosos y los terceros francos. Estos estratos se disponen sobre material lacustre de color negro a rojizo, con alto contenido de arcilla y sales conocido como “jaboncillo” por sus propiedades tixotrópicas. Los diferentes orígenes y tiempos de depósito de las cenizas y materiales coluviales, acarreados y dispersados mayormente por el viento, han derivado en estratos de diferente composición y profundidad sobre el jaboncillo, que al parecer constituye la principal fuente de sales. Por ello, los suelos con el jaboncillo a baja profundidad mostraron mayores concentraciones de sales que aquellos con capas sobreyacentes y el jaboncillo a mayor profundidad.

El jaboncillo corresponde a los sedimentos del fondo del lago que fueron aportados por escorrentía y está constituido por sedimentos finos (textura arcillosa y arcillo limosa) producto de la erosión de los materiales volcánicos que rodean el valle de México. Se observa intercalado frecuentemente por capas de ceniza volcánica con textura más gruesa, de franco arcillo arenosa (CRA) a arcillo arenosas (RA) de poco espesor (3 a 6 cm). Por su alta concentración de arcilla de tipo esmectita, estos suelos se expanden bajo condiciones de hidratación, conformando superficies prácticamente impermeables, y se contraen bajo condiciones de baja hidratación formando grietas que frecuentemente son rellenadas por material de horizontes sobreyacentes, haciendo más heterogénea la distribución de texturas a lo largo del perfil.

Se observa que en los horizontes más profundos (de entre 40 y 70, y hasta 150 cm de profundidad), las condiciones de hidratación del jaboncillo son más constantes, predominando la textura propia de éste, que es la arcillo limosa a

franco arcillo limosa (RL a CRL), siendo mucho menor la presencia de grietas por la influencia de un manto freático cercano que mantiene hidratadas a las arcillas.

En sitios con vegetación (Figura 7.1.1), se observan suelos no pedregosos y moderadamente profundos (16-50 cm) en términos fisiológicos. En ellos una capa de material coluvial y/o eólico (remolinos frecuentes) se ha depositado sobre el jaboncillo (con altos contenidos de sales) brindando un espacio radicular con menores concentraciones de sales que el material lacustre. En contraparte, en sitios sin vegetación los suelos son muy someros (1-15 cm), y el jaboncillo, con alta concentración de sales, prácticamente aflora en superficie. En estos sitios frecuentemente se presenta una capa o costra superficial (0-0.5 cm) poco friable de colores blanquecinos amarillos conformada principalmente por precipitados de cloruro, carbonato y bicarbonato de sodio.

En todos los sitios analizados resultaron altos los contenidos de sales (C.E. en extracto acuoso 1:10, de 1.05 a 12.05 dS/m) y un pH fuertemente alcalino (9 a 10), con bajos contenidos de materia orgánica (1.75 a 4%) y un contenido de carbonatos medio (2-10%) de forma predominante.



Figura 7.1.1.- Secuencia típica de horizontes en suelos sin vegetación y suelos con vegetación. El jaboncillo y los estratos arenosos intercalados constituyen los horizontes C.

Son suelos fuertemente estructurados con alta estabilidad de agregados. Predomina una estructura de tipo subangular a angular en horizontes superficiales y una estructura prismática a masiva en la zona del jaboncillo. Solamente los horizontes superficiales y en los horizontes de ceniza volcánica se presentan poros abundantes, tubulares e intersticiales finos dentro y fuera de los agregados. En los horizontes conformados por el jaboncillo los poros son escasos, aunque de

diferentes tamaños y formas, y la conductividad hidráulica (alta a extremadamente alta) en estos horizontes está definida mayormente por la presencia de grietas.

La penetrabilidad de raíces es muy alta (>100 cm), no obstante, el espacio radicular efectivo es sólo de 0 a 60-70 cm, debido a la restricción que para su desarrollo representan las altas concentraciones de sales en el jaboncillo, una estructura masiva, una textura arcillosa, baja conductividad hidráulica y falta de aireación; pese a que existe una mediana a muy alta cantidad de agua disponible para las plantas.

En diversos sitios se observan manchas y motas como resultado de diferencias en condiciones de óxido-reducción debido a las fluctuaciones del nivel freático, que en algunas zonas se encuentra a profundidades de 30-50 cm.

El proceso pedogenético más importante es la acumulación de sales y sodio, lo que se refleja en los valores muy elevados de pH (9-11) y un altísimo valor de la conductividad eléctrica y la concentración de sodio en la mayoría de los horizontes.

Por la combinación de sus propiedades y sus altísimos contenidos de sales, estos suelos fueron clasificados como *Solonchaks* (FAO, ISRIC & ISSS, 1999) y dadas sus variantes se pueden identificar las siguientes subunidades (Figura 7.1.2):

- a) *Solonchaks gleyi-sódicos* (alta influencia por manto freático y elevados contenidos de sodio)
- b) *Solonchaks sodi-mólicos* (alto contenido de sodio y horizonte Ah >25 cm de espesor)
- c) *Solonchaks sodi-ótricos* (altos contenidos de sodio y horizonte Ah <25 cm de espesor).

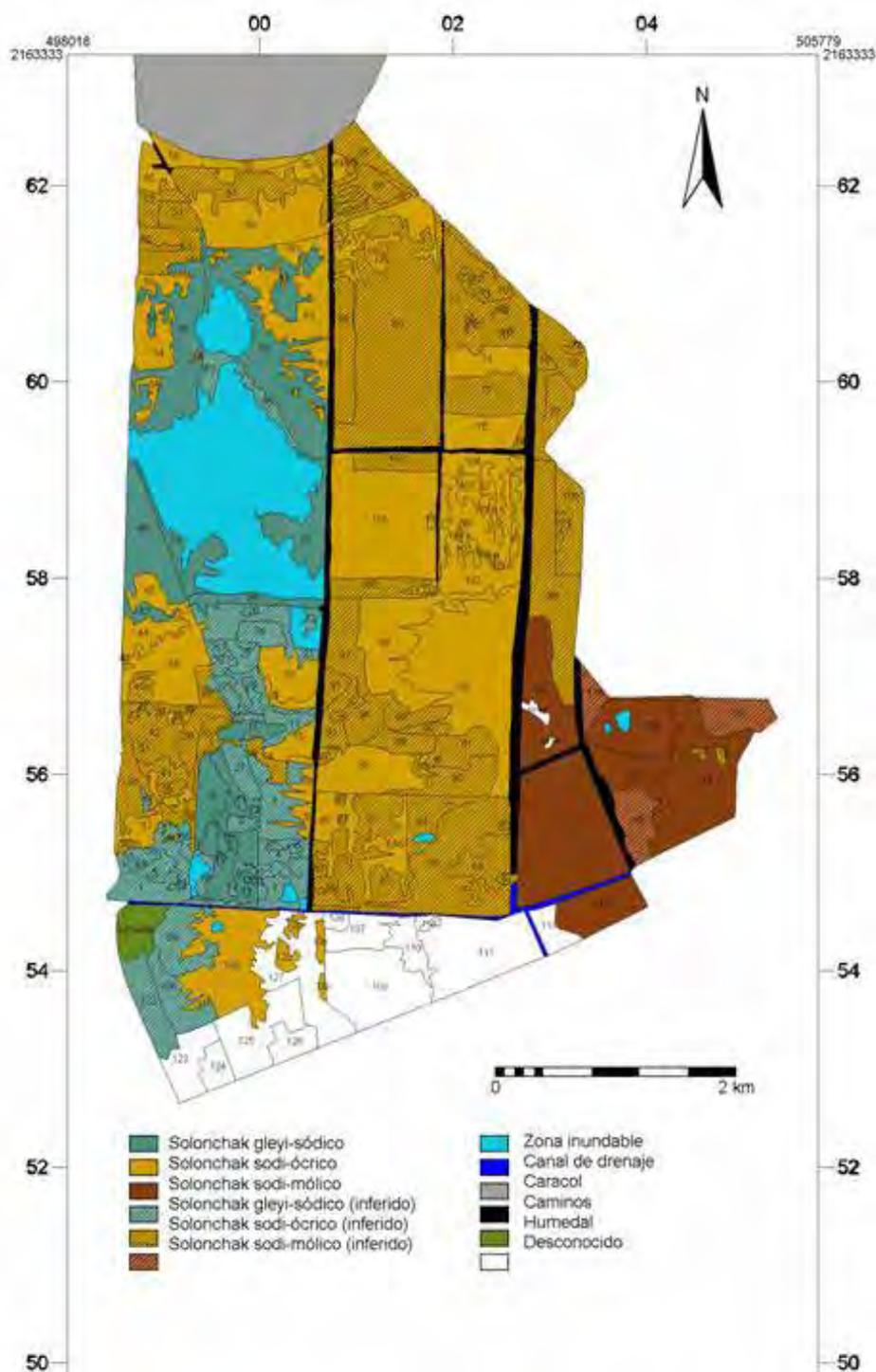


Figura 7.1.2.- Mapa de distribución de los tres principales tipos de suelo presentes en la ZFLT. Los achurados corresponden a sitios no muestreados, cuyo tipo de suelo ha sido inferido a partir de su similitud con sitios inmediatos muestreados. (La agrupación por similitud se presenta en la tabla del anexo 2).

7.1.2.- Identificación de la variabilidad espacial

La variabilidad espacial fue muy alta. Los resultados reflejaron que el 23.8% de la variabilidad presente en la CE_e de la zona ocurre a distancias menores a 10 metros, aumentando en un 12% entre los 10 y los 50 m y con un menor aumento de sólo 4% de 50 a 200 metros (Cuadro 7.1.1).

Cuadro 7.1.1.- Resultado del ANOVA anidado para la conductividad eléctrica y los cálculos para obtener la asignación proporcional de la varianza (Sokal y Rohlf, 2000).

Variable: Log CE _e									
ANOVA Anidado					Asignación proporcional de la varianza				
Fuente de Variación (Anidamiento)	Nivel	g.l.	S.C.	C.M.	s ²	Proporción	% acumul.	Incremento por distancia	Distancia (m)
N-1	n1	9	16.414	1.824	----	----	----		1700-7600
N-1.N-2	n2	20	3.279	0.164	0.011	0.101	40.2%	4.2%	200
N-1.N-2.N-3	n3	40	4.866	0.122	0.031	0.091	36.0%	12.2%	50
N-1.N-2.N-3.N-4	n4	39	2.342	0.060	0.060	0.060	23.8%		10
Total		108	26.901		0.101	0.252	0.0%		0

El variograma calculado (Figura 7.1.3) muestra que entre los primeros 50 metros de un punto a otro, se obtiene la mayor variación posible entre valores de conductividad eléctrica. Esta variabilidad permanece aproximadamente constante a distancias mayores entre sitios, lo que implica que las diferencias entre sitios separados a distancias de 75 a 200 metros no son mayores que las encontradas a distancias cortas. Cabe señalar que se encontró que a distancias mayores a 200 m (incluyendo para ello las distancias entre los nodos primarios), la varianza se vuelve a incrementar. Ello se debe a que las distancias entre nodos primarios son muy irregulares (de 1700 a 7600 m), por lo que no es posible incluirlas en este modelo.

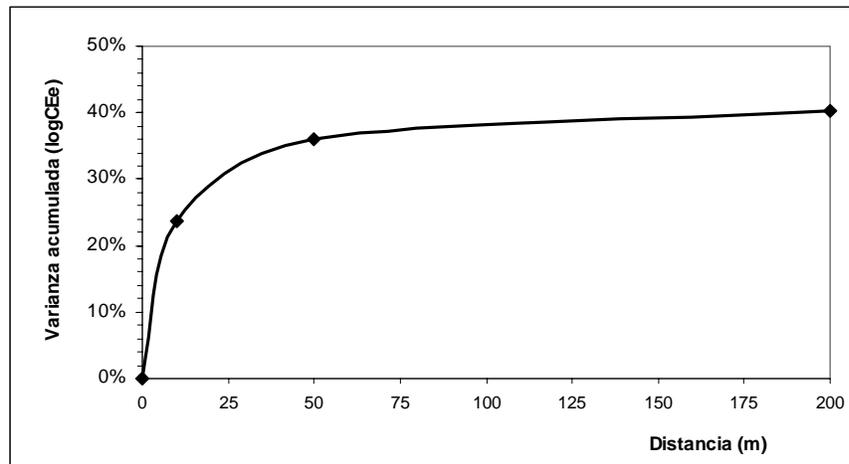


Figura 7.1.3.- Distribución de la varianza en la CE_e de los horizontes superficiales (0-30m) en función de la distancia entre sitios.

Asimismo, la variabilidad espacial identificada para pH se reporta en el cuadro 7.2 con su correspondiente variograma (Figura 7.1.4).

Cuadro 7.1.2.- Resultado del ANOVA anidado para el pH y los cálculos para obtener la asignación proporcional de la varianza (Sokal y Rohlf, 2000).

ANOVA Anidado					Asignación proporcional de la varianza				
Fuente de Variación (Anidamiento)	Nivel	g.l.	S.C.	C.M.	s^2	% proporción	incremento por distancia	Distancia (m)	
N-1	n1	9	4.76122	0.52902	----	----	----	1700-7600	
N-1.N-2	n2	20	3.19328	0.15966	0.024	0.070	27.9%	9.6%	200
N-1.N-2.N-3	n3	40	2.50152	0.06254	0.016	0.046	18.3%	6.5%	50
N-1.N-2.N-3.N-4	n4	39	1.15815	0.0297	0.030	0.030	11.8%		10
Total		108	11.6142		0.070	0.146	0.0%		0

De forma similar a lo observado para la CE_e , el 11.8% de la varianza en pH ocurre dentro de distancias menores a los 10 metros, incrementándose en un 9.6% hacia distancias entre los 10 y los 50 m y con un menor incremento (6.5%) entre distancias de 50 a 200 m.

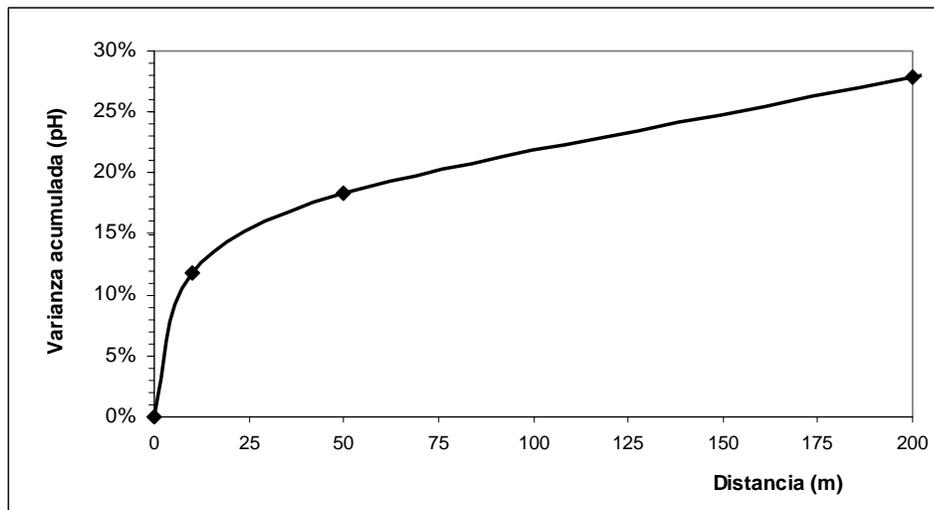


Figura 7.1.4.- Distribución de la varianza del pH en función de la distancia.

Al igual que en la CEe, en el caso del pH la mayor variabilidad se presenta dentro de los primeros 50 m; sin embargo, la variabilidad entre el pH de distintos sitios es grande incluso entre sitios separados 200 m, por lo que de acuerdo con el variograma, la variabilidad de pH sigue aumentando con la distancia.

Tanto en CEe como en pH, existe una gran variabilidad entre sitios muy próximos (distancias < 10m), lo que nos da indicio de la gran heterogeneidad superficial que existe en la ZFLT.

7.1.3.- Análisis de la variabilidad espacial

La variabilidad espacial de la salinidad existente en la zona se manifiesta, entre otros aspectos, en la gran diversidad de coberturas que se observan como distintos colores, patrones y texturas en la imagen aérea tomado por el Instituto de Geografía de la UNAM. Se encontró una relación entre los diferentes colores del suelo descubierto y los niveles de CEe en los primeros 15 cm (Figura 7.1.5).

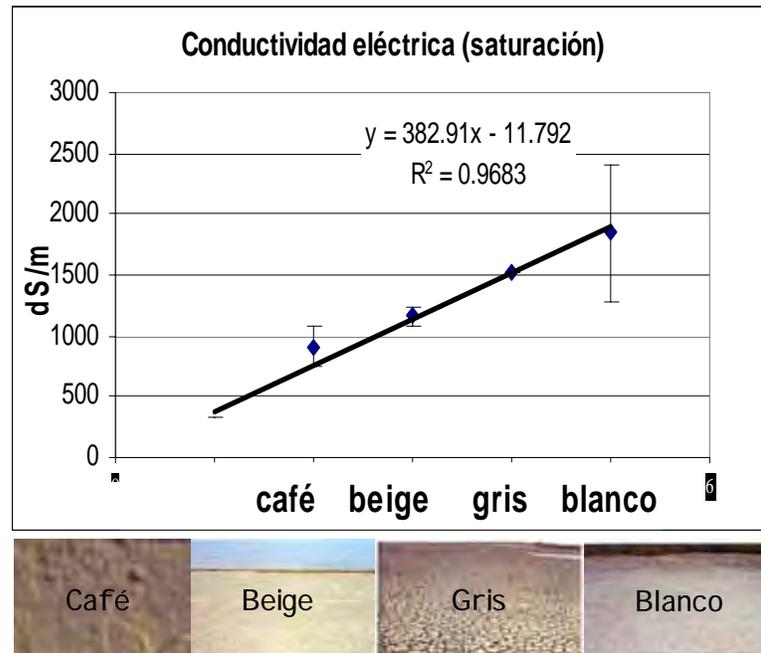


Figura 7.1.5.- Relación entre la CEE y los colores superficiales del suelo

A esta escala de resolución, la clasificación de los patrones, colores y tonalidades en el mosaico fotográfico en un mapa crocromático (Burrough, 1989) (Figura 7.1.6) permitió cuantificar los diferentes tipos de coberturas generales (Cuadro 7.1.3) y agrupar los sitios en función de sus semejanzas (Anexo 2). La clasificación de color corresponde a los tonos dominantes en cada polígono de la fotografía original y es reflejo de la gran heterogeneidad existente en la zona, aún a esta escala de resolución.

Cuadro 7.1.3.- Áreas ocupadas en la ZFLT en diciembre de 1999 por diferentes tipos de coberturas de suelo

Tipo de Cobertura	No. de polígonos	Área (ha)	% de la superficie total
Humedal	1	22.16	0.45
Suelo descubierto (colores blanco, beige, gris y café)	64	2583.28	52.51
Vegetación (colores verde claro y oscuro)	54	1990.38	40.46
Zona Inundada	9	324.14	6.59

Resalta que pese a los trabajos de reforestación y lavado de sales realizados desde 1970, para inicios del año 2000 solamente el 40% de la superficie total de la ZFLT había podido ser cubierta por vegetación, restando aún el 52.5% de suelos descubiertos con diferente coloración, patrón y textura aparentes.

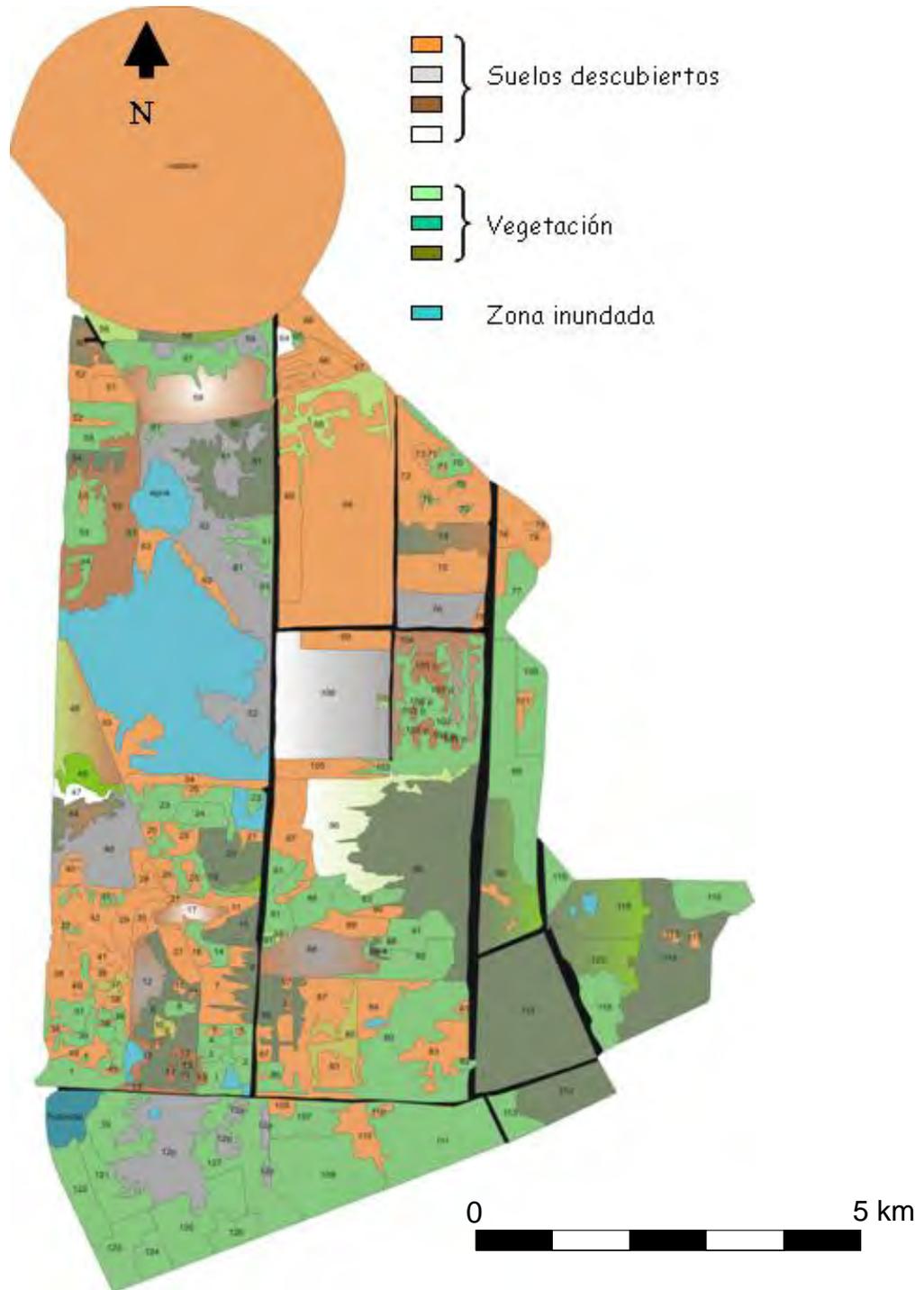


Figura 7.1.6.- Mapa corolocromático de la ZFLT en donde se identifican los diferentes tipos de coberturas de suelos descubiertos y vegetación. Los distintos colores en la figura representan los diferentes colores y tonalidades de cada polígono del suelo descubierto (blanco, beige, gris y café) y con vegetación de pastizal (verde claro) o arbustiva y pastizal (verde oscuro), según se identifican en la imagen aérea.

Aunque en la imagen aparecen como polígonos homogéneos, se encontró que a una escala detallada, dichos polígonos estaban frecuentemente compuestos de sub-polígonos con suelos descubiertos y vegetación, dentro de los cuales se realizó el muestreo. Por ello, para la realización de este capítulo, los sitios bajo estudio se agruparon en 3 clases en función de su cobertura predominante: suelos descubiertos, suelos con vegetación y suelos combinados. Estos últimos corresponden a sitios con gran variedad de manchones de suelo descubierto y vegetación dentro de un mismo polígono en los que la heterogeneidad espacial es mucho mayor.

Los principales datos de campo y laboratorio de los primeros 15 cm de profundidad en todos los sitios muestreados se agruparon en estas clases, reflejando que aún en suelos con una misma cobertura, la variabilidad existente entre los valores de CEe y RAS es muy alta, denotada por elevados valores de desviación estándar (Cuadros 7.1.4, 7.1.5 y 7.1.6).

Cuadro 7.1.4.- Datos promedio de suelos (ponderados por profundidad de horizonte en el espacio superficial de 0 a 15 cm) en polígonos (Pol.) y sus variantes (subpolígonos) (Sub. Pol.) de sitios **descubiertos**, dados por distintos colores.

Pol.	Sub. Pol.	UTM		pH	Textura (%)			CaCO ₃ (%)	prof al horizonte tixotrópico	CE _{1:10} (dS/m)	CEe (dS/m)	Na mmol/L	RAS
		X	Y		arena	limo	arcilla		(cm)				
10	0	499666	2155062	10.4	10	43	47	3.7	17	7.8	257.7	88.2	474.4
12	1	499428	2155327	9.4	23	25	52	4.9	2.5	20.6	688.1	263.8	900.2
12	2	499425	2155324	10.4	10	60	30	4.9	18	17.5	723.5	201.8	459.6
13	0	499515	2154863	10.5	19	59	23	2.6	27	7.4	304.8	81.4	320.8
16	1	500738	2154974	10.1	10	40	50	5.0	107	28.6	857.9	258.8	485.6
16	2	500738	2154974	10.5	8	42	50	2.1	6	7.3	229.8	75.0	179.4
16	3	500739	2154972	10.8	8	44	49	2.0	2	6.9	217.6	68.5	169.5
17	0	498942	2155537	10.1	5	45	50	5.0	107	17.6	542.4	254.9	479.8
17	1	498942	2155537	10.1	9	41	50	10.0	0	15.6	472.5	148.8	292.6
32	1	500528	2158889	10.1	27	24	48	2.3	9	18.2	634.3	219.4	404.8
46	3	498785	2158590	10.5	23	37	40	5.0	5	5.8	235.3	62.9	160.0
46	4	498785	2158590	10.5	23	41	37	1.1	30	10.4	438.1	116.3	250.4
46	5	498785	2158705	10.5	15	36	49	3.6	25	6.0	192.4	63.6	159.9
47	1	s/d	s/d	10.1	60	16	24	5.0	18	20.7	912.1	253.6	462.5
47	2	498714	2157361	10.3	20	20	59	5.0	1	15.5	451.6	175.4	351.0
48	0	499548	2156768	10.2	20	52	28	2.9	20	14.9	622.6	170.7	349.1
50	1	498796	2162241	10.5	12	64	24	5.1	8	7.6	323.6	91.8	198.9
50	2	498793	2162243	10.6	11	49	40	5.0	20	10.3	392.8	108.8	222.4
59	1	500517	2162142	10.1	20	60	21	3.4	55	22.9	971.5	261.3	499.9
59	2	500519	2162140	10.5	17	33	51	2.0	8	4.6	163.6	48.4	135.6
59	3	500392	2161225	10.2	27	31	41	4.7	5	20.0	796.0	250.0	502.6
59	4	500394	2161227	10.0	17	49	34	8.0	12.5	26.2	1035.2	321.5	616.3
62	1	499943	2159999	10.3	22	57	21	4.3	34	14.6	593.0	171.4	339.3
62	2	499976	2159940	10.0	26	40	34	3.8	16.5	20.6	736.5	248.4	490.3
64	1	501013	2162426	10.3	18	58	24	3.0	18	22.0	912.2	272.5	567.4
74	2	502813	2159903	10.7	14	43	43	3.6	3	12.7	449.9	188.9	777.4
76	1	502751	2159274	10.2	10	59	31	7.3	23.5	18.2	744.1	208.5	580.4
88	1	501412	2155729	10.3	32	31	37	2.3	30	15.4	612.4	169.5	328.9
88	2	501412	2155729	10.2	21	22	57	1.6	23	14.6	425.2	174.4	346.1
88	3	501411	2155728	10.6	14	48	38	2.0	23	3.0	117.2	27.4	97.4
96	3	502583	2158393	10.5	28	52	20	2.3	6	11.5	501.1	147.3	311.9
96	4	502707	2158448	10.6	14	41	44	5.0	12	7.4	256.9	90.2	215.9
104	0	502054	2158913	10.2	41	17	41	8.0	13.0	14.4	526.0	143.5	251.1
106	1	502044	2158844	10.3	15	60	25	3.0	16.0	21.2	978.1	232.7	490.4
106	2	502046	2158846	10.1	14	45	42	2.9	10.0	20.0	760.9	250.1	1044.3
103'	0	502007	2158774	10.6	12	43	45	2.2	3.0	9.0	325.9	101.9	201.6
Promedio				10.3	19	42	39	4.0	20	14.4	539.0	167.0	392.2
d.e.				0.3	11	13	11	2.0	24	6.5	261.0	78.9	212.9

CE1:10= conductividad eléctrica en dilución 1:10 suelo:agua destilada; CEe = conductividad eléctrica en el extracto de saturación; d.e.= desviación estándar.

Cuadro 7.1.5.- Datos promedio de suelos (ponderados por profundidad de horizonte en el espacio superficial de 0 a 15 cm) en polígonos (Pol.) y sus variantes (subpolígonos) (Sub. Pol.) de sitios con vegetación, dadas por distintas asociaciones.

Pol.	Sub. Pol.	UTM		pH	Textura (%)			CaCO ₃ (%)	prof al horizonte tixotrópico	CE _{1:10} (dS/m)	CE _e (dS/m)	Na Mgmml/L	RAS
		X	Y		arena	limo	arcilla						
6	0	500581	2155703	9.6	15	40	45	0.3	22	0.8	26.5	7.4	11.7
8	0	499972	2154907	9.9	10	50	40	2.0	19	0.9	33.2	9.2	18.7
15	0	500553	2156280	9.7	20	60	20	5.0	120	0.8	32.6	9.1	14.5
19	1	500284	2156465		15	40	45	2.0	52	0.6	19.8	7.8	9.5
19	3	500326	2156429		65	25	10	5.0	55	1.0	49.3	11.3	24.1
20	1	500284	2156465	9.3	15	45	40	1.5	40	0.6	21.1	5.0	37.6
32	0	499680	2156763	9.5	10	45	45	1.7	7	0.9	31.7	9.8	48.0
37	2	s/d	s/d	10.6	19	59	21	3.3	55	3.4	153.1	42.8	90.7
37	3	s/d	s/d	10.4	14	40	46	3.2	19	2.9	103.0	32.5	56.1
44	1	498694	2157267		50	10	40	1.0	57	0.4	12.2	4.3	9.8
45	1	498777	2157366	9.8	42	25	33	2.7	64	1.1	37.7	12.0	37.0
46	1	498780	2158595	10.0	23	39	38	5.0	46	1.8	73.5	18.9	64.3
46	2	498785	2158590	10.4	13	53	35	2.8	18	7.5	312.6	92.6	238.8
50	3	498790	2162245	10.0	20	60	20	2.0	81	0.6	29.7	6.5	11.1
54	0	499356	2159985	9.6	55	13	32	6.4	100	1.0	33.1	10.1	43.4
58	1	499091	2162117	9.4	23	28	49	0.8	29	0.9	31.9	9.3	63.4
58	2	499093	2162119	8.8	10	50	40	1.5	13	1.4	53.3	13.9	37.5
60	0	500435	2161114	9.7	53	20	27	7.3	34	0.8	30.3	8.0	20.8
61	0	500731	2161107	9.3	20	60	20	1.5	83.5	0.7	29.6	7.8	15.0
64	2	s/d	s/d	10.2	20	39	41	2.5	28	1.3	47.4	15.1	36.2
64	3	501055	2162420	10.5	41	17	41	2.5	18	2.2	70.3	20.9	66.9
68	0	500848	2161238	9.0	20	47	33	2.1	47	3.4	101.4	5.3	29.1
74	0	502810	2159901	9.9	25	25	50	1.0	100	0.5	17.2	6.6	8.0
76	2	502755	2159279	9.9	46	22	32	3.0	100	0.5	17.5	5.4	8.0
85	1	500755	2155635	9.8	25	25	50	2.0	71	0.7	23.1	6.9	10.8
88	4	501465	2155735	9.5	25	25	50	1.5	40	0.4	15.1	4.5	10.2
95	1	502706	2155970	9.6	25	25	50	5.0	43	0.5	16.3	5.0	6.9
95	2	502706	2155970	8.9	43	18	39	5.0	65	0.6	21.0	5.2	20.2
96	1	502707	2158448	10.4	25	46	29	2.9	20	2.6	98.6	23.3	83.9
96	2	502583	2158393	9.7	33	33	34	3.9	36	1.2	50.0	12.3	53.3
98	0	502836	2155938	9.6	38	38	24	3.0	87	1.0	43.3	10.8	12.6
98	1	502834	2155936	9.6	29	23	48	4.0	42.5	0.5	18.1	5.3	4.5
102	0	502030	2158578	10.3	15	40	45	0.3	71.0	3.2	110.8	36.1	22.9
106	3	502042	2158842	8.4	10	50	40	1.0	68.0	1.9	72.7	17.5	32.4
112	1	502867	2155785	9.5	40	40	20	1.0	101.5	0.3	13.3	3.5	5.8
112	2	502869	2155787	9.1	61	16	23	3.0	60	0.3	11.6	2.6	5.1
114	1	504591	2155924	9.1	30	10	60	2.0	120	0.5	21.2	4.2	28.5
114	2	504677	2155804	9.8	36	38	26	2.2	120	0.4	19.8	4.5	33.2
118	1	504144	2155907	9.4	15	55	29	1.5	46.5	0.4	15.6	3.4	5.7
118	2	504140	2155902	10.3	17	57	25	2.6	43	0.9	39.0	11.3	16.6
118	3	504138	2155900	8.6	61	16	24	3.7	47	0.3	11.3	2.1	4.7
118	4	504136	2155902	8.0	20	60	20	1.5	47	0.6	29.0	1.0	2.6
120	1	504178	2155816	10.1	19	59	23	3.0	55.5	0.7	30.0	7.1	24.1
120	2	504175	2155812	10.0	23	57	20	2.9	64	0.6	28.3	6.5	17.6
Promedio				9.6	28	37	35	2.7	56	1.2	46.7	12.4	31.9
d.e.				0.6	15	16	11	1.6	30	1.3	51.6	15.2	38.8

Cuadro 7.1.6.- Datos promedio de suelos (ponderados por profundidad de horizonte en el espacio superficial de 0 a 15 cm) en polígonos de sitios **combinados** (vegetados con baja cobertura vegetal y grandes manchones de suelo descubierto).

Pol.	Sub. Pol.	UTM X	UTM Y	pH	Textura (%)			CaCO ₃ (%)	prof al horizonte tixotrópico	CE _{1:10} (dS/m)	CE _e (dS/m)	Na Mgmml/L	RAS
					arena	limo	arcilla						
12	3	s/d	s/d	10.4	10	50	40	4.8	28	8.19	318.67	95.83	499.08
16	4	500306	2156413	10.5	15	55	31	2.6	39	9.61	428.11	115.39	233.40
37	1	s/d	s/d	10.4	24	41	35	3.7	23	4.54	172.18	56.88	142.48
44	2	498693	2157268	10.5	5	46	51	1.2	19	11.62	357.60	136.36	295.82
55	1,2	499292	2159950	12.2	35	45	41	4.4	23	18.49	736.58	189.95	389.52
85	2	500755	2155635	10.7	65	25	10	2.0	97	4.69	242.59	47.62	87.53
Promedio				10.8	26	44	34	3.1	38	9.5	376.0	107.0	274.6
d.e.				0.7	22	10	14	1.4	30	5.2	197.8	52.9	153.7

En los tres tipos de coberturas resultó que a una escala de resolución mayor, la heterogeneidad existente en la distribución de la salinidad es muy grande, con coeficientes de variación sobre el valor promedio del 48% en sitios con suelos descubiertos, del 110% en sitios con vegetación y del 53% en sitios combinados.

Los resultados arrojaron que los tres tipos de coberturas seleccionados presentan claras diferencias en sus concentraciones de sales y sodio, existiendo una graduación descendente en la CE_e y el RAS de suelos descubiertos a suelos con vegetación (Cuadro 7.1.7). Opuesta a dicha gradación, la profundidad al horizonte tixotrópico aumenta conforme disminuyen las concentraciones de sales.

Cuadro 7.1.7.- Valores promedio de características de suelo en los primeros 15 cm de profundidad para diferentes tipos de cobertura superficial.

Cobertura		pH	Textura (%)			CaCO ₃ (%)	prof al horizonte tixotrópico	CE _{1:10} (dS/m)	CE _e (dS/m)	Na Mgmml/L	RAS
			arena	limo	arcilla						
Suelo descubierto	Prom.	10.3	19	42	39	4.0	20.4	14.4	539.0	167.0	392.2
	d.e.	0.3	11	13	11	2.0	24.1	6.5	261.0	78.9	212.9
	máx	10.8	60	64	59	10.0	107.0	28.6	1035.2	321.5	1044.3
	mín	9.4	5	16	20	1.1	0.0	3.0	117.2	27.4	97.4
Suelo combinado con vegetación escasa y suelo descubierto	Prom.	10.8	26	44	34	3.1	38.2	9.5	376.0	107.0	274.6
	d.e.	0.7	22	10	14	1.4	29.6	5.2	197.8	52.9	153.7
	máx	12.2	65	55	51	4.8	97.0	18.5	736.6	190.0	499.1
	mín	10.4	5	25	10	1.2	19.0	4.5	172.2	47.6	87.5
Suelo con vegetación	Prom.	9.6	28	37	35	2.7	55.8	1.2	46.7	12.4	31.9
	d.e.	0.6	15	16	11	1.6	30.3	1.3	51.6	15.2	38.8
	máx	10.6	65	60	60	7.3	120.0	7.5	312.6	92.6	238.8
	mín	8.0	10	10	10	0.3	7.0	0.3	11.3	1.0	2.6

Resulta evidente que los sitios descubiertos tienen suelos con texturas más arcillo-limosas, mientras que los sitios con vegetación, e incluso los combinados tienen suelos con un mayor balance en la proporción de arena, limo y arcilla, por lo que tienden a texturas más francas y franco arcillo limosas. El pH es similar en los tres tipos de cobertura, a diferencia de los carbonatos que tienden a reducirse en los suelos con cobertura vegetal. La profundidad al horizonte tixotrópico es menor en los suelos descubiertos, con promedio de 20 cm, encontrándose en ocasiones en la superficie, mientras que en los sitios con vegetación, el horizonte tixotrópico se presenta en promedio a la mitad del perfil (56 cm), existiendo siempre una capa de material coluvial o eólico de por lo menos 7 cm de suelo por encima de éste. En lo referente a las sales, es evidente por que los sitios descubiertos carecen de vegetación, ya que las concentraciones de sal y sodio son entre 6 y 10 veces superiores a aquellas que se observan en los sitios con vegetación.

Esta gran heterogeneidad existente dificulta la aplicación de medidas de remediación, ya que lo que puede ser suficiente para mejorar un sitio, no lo es para hacerlo en otro inmediato a éste. Ello explica por que después de tantos años de acciones de remediación implementadas de forma general en toda la zona, la recuperación de la ZFLT solamente haya sido parcial.

De los anteriores resultados surge la pregunta, si es que los patrones superficiales y la distribución de las sales observadas tienen relación con la distribución vertical de la sal a lo largo del perfil.

7.1.4.- Variabilidad en la distribución vertical de la sales

Para los tres tipos de cobertura de suelo se graficó la función a profundidad tanto de la conductividad eléctrica (CE_e) como del RAS (los resultados en extenso se presentan en las figuras A3.1, A3.2 y A3.3 del anexo 4).

Las gráficas resultantes muestran que además de la gran heterogeneidad existente en la distribución horizontal de las sales, existe también una alta variabilidad en su distribución vertical, ya que difícilmente se puede identificar un patrón característico, incluso entre sitios muy próximos, localizados a menos de 30 m de distancia entre sí. Se incluyen como ejemplo algunos sitios con suelo descubierto, con vegetación y combinados (Figuras 7.1.7, 7.1.8 y 7.1.9, respectivamente).

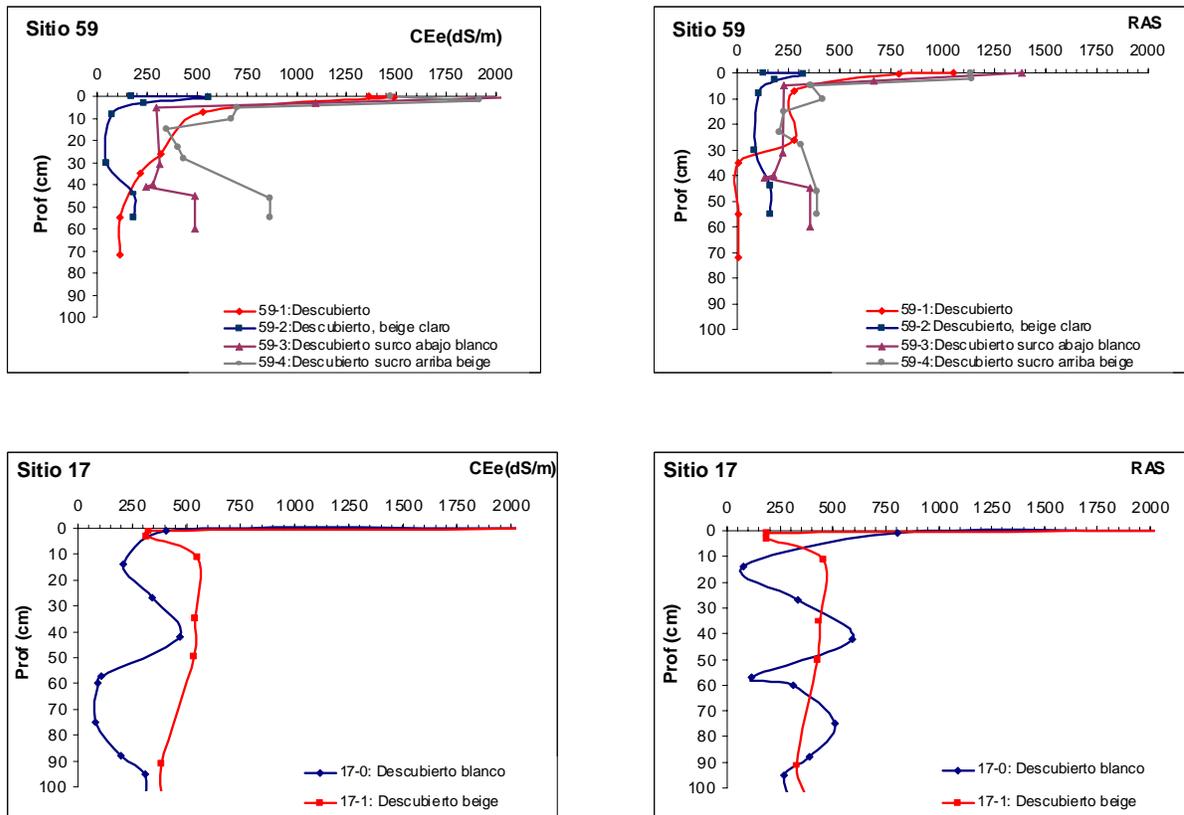


Figura 7.1.7.- Variación en la distribución a profundidad de la CEE y el RAS en suelos **descubiertos** con distintas tonalidades ubicados a menos de 30 metros de distancia dentro de un mismo polígono (sitio) de muestreo. Se presentan los resultados para dos polígonos de muestreo (sitio 59 y sitio 17) y sus sub-polígonos.

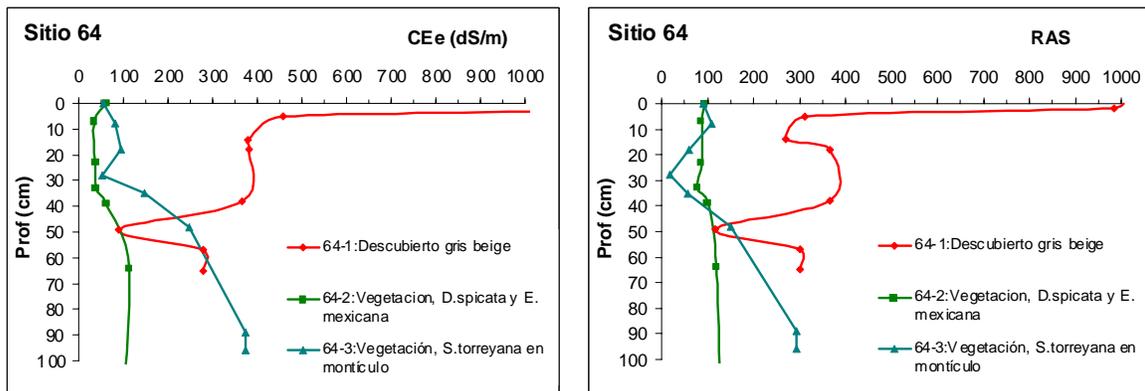


Figura 7.1.8.- Variación en la distribución a profundidad de la CEE y el RAS en suelos **combinados** con distintas tonalidades ubicados a menos de 30 metros de distancia dentro del polígono de muestreo número 64.

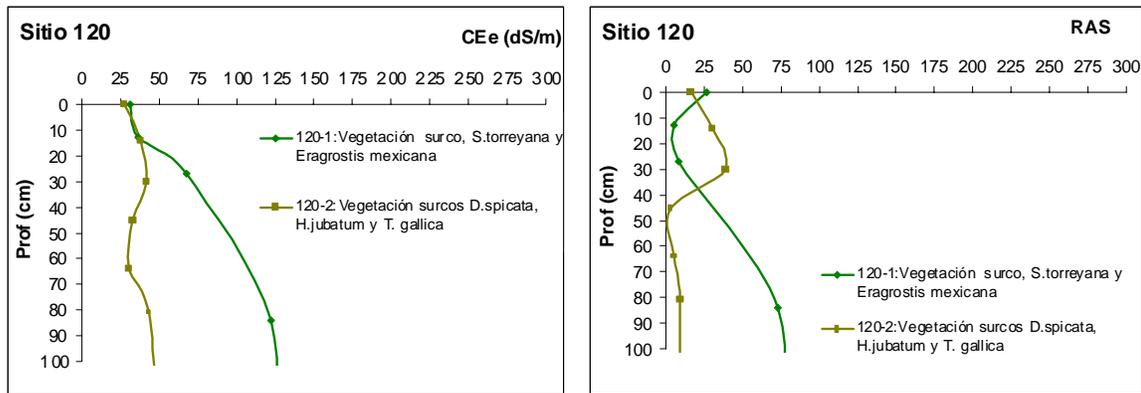


Figura 7.1.9.- Variación en la distribución a profundidad de la CEE y el RAS en suelos **con vegetación** con distintas tonalidades ubicados a menos de 30 metros de distancia dentro de un mismo polígono de muestreo (sitio 120).

En todas las gráficas la salinidad en los horizontes superficiales (0-15 cm) tiende a ser considerablemente mayor que en el resto del perfil, presentándose en la mayoría de los casos por lo menos un sitio con costras superficiales conformadas por precipitados de sales altamente concentrados. En estos horizontes se registran valores de más de 1000 dS/m y que en ocasiones llegan hasta los 3200 dS/m. Estas costras varían considerablemente en forma, coloración, patrón y dureza, por lo que fueron asignadas con nombres que describen sus características; pudiendo ser lisas, a manera de hojaldra, similares a olas, motas o coliflores; de colores blanco, beige, amarillo o gris; dispuestas en forma de hexágonos (propiedades taquíricas) grandes o pequeños y frágiles o duros (Figura 7.1.10).



Figura 7.1.10.- Aspecto general de las costras superficiales identificadas.

En todos los sitios con costras se observa un decremento abrupto de los niveles de CEe a partir de los primeros 1-2 cm que conforman dicha costra. En sitios sin vegetación (Figura 7.11), los primeros 0-40 cm tienen valores de CEe muy elevados (250-500 dS/m) y una muy alta variabilidad, incluso en dos posiciones de micro relieve dentro de un mismo sitio, ya que se consideraron la cresta (surco arriba) y el valle (surco abajo) de polígonos en donde el Proyecto Lago de Texcoco de la CNA conformó surcos de 3 metros de ancho (cresta-cresta) y 1 metro de alto para el lavado de sales.

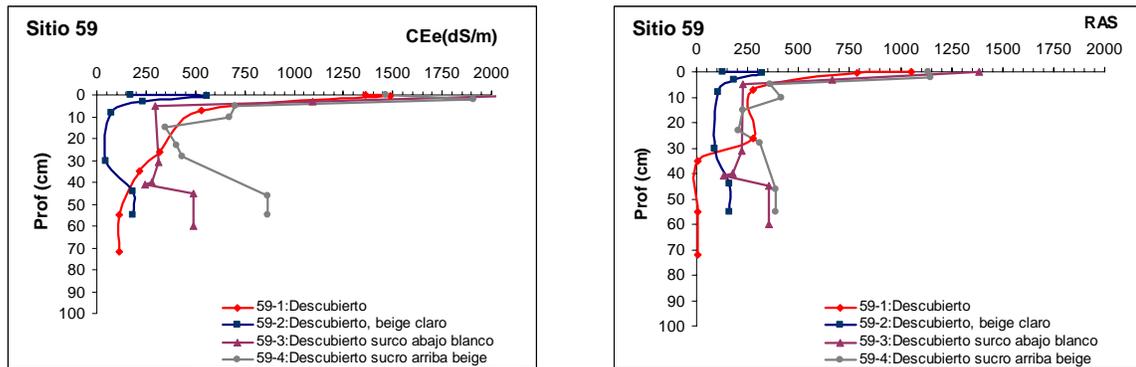


Figura 7.1.11.- Variación a profundidad de la CEe y el RAS en dos posiciones del surco en un mismo sitio.

A diferencia de ello, en sitios con vegetación los primeros 35-40 cm de suelo en general presentan conductividades inferiores a los 100 dS/m; conductividad que se incrementa notablemente a partir de los 40 cm.

Asimismo, en algunos sitios con vegetación, la presencia de una costra de alta concentración salina es evidente (Figuras 7.1.12a, 7.1.12b, 7.1.12c), aunque con valores de CEe menores que los observados en sitios descubiertos.

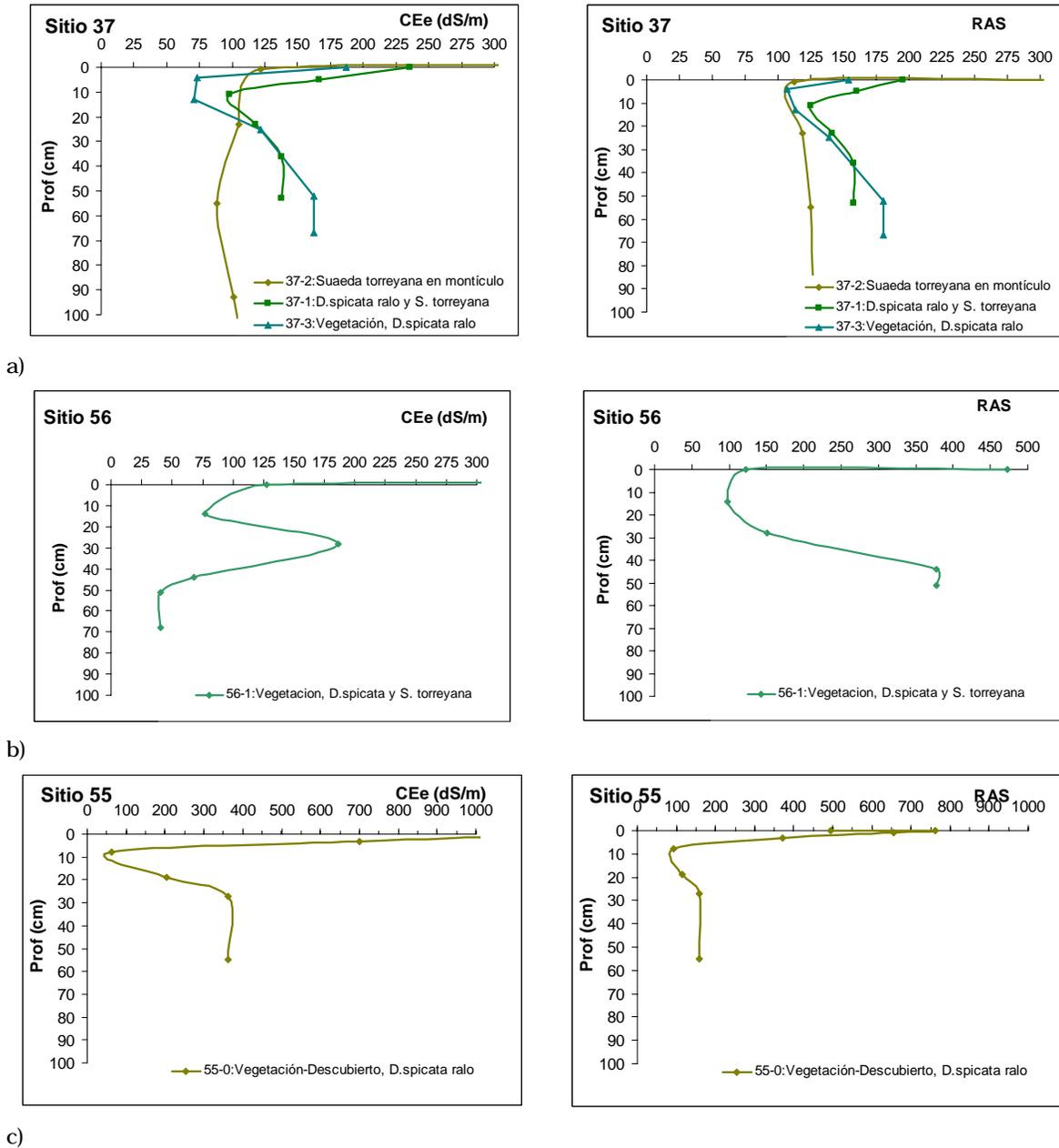


Figura 7.1.12.- Variabilidad en la distribución vertical de las sales en sitios con vegetación. Nótese la presencia de costras superficiales altamente salinas. (Nota: no se utilizan escalas iguales en todas las gráficas pues se pierde la visualización de la gran variabilidad).

En los horizontes más profundos de 40 cm, resulta evidente que en general, en sitios sin vegetación, los niveles de CEE y RAS a lo largo del perfil son mayores (entre 250 y 500 dS/m) que los observados para sitios con vegetación (<100 y hasta 200). Esta situación se repite en sitios combinados con suelo descubierto y vegetación, sin que se observe una condición gradual, ya que en los sitios

combinados, la vegetación se encuentra en puntos con CEe general a lo largo del perfil por debajo de los 100 dS/m, mientras que los sub-sitios con valores mayores de 200 dS/m se encuentran sin vegetación. Resaltan sin embargo los sitios 44, 46 y 50 (Figuras 7.1.13a-c) en los que aparentemente existen importantes diferencias en la CEe y RAS entre sitios con y sin vegetación en los primeros 40 cm, siendo que dichas diferencias disminuyen considerablemente a mayor profundidad.

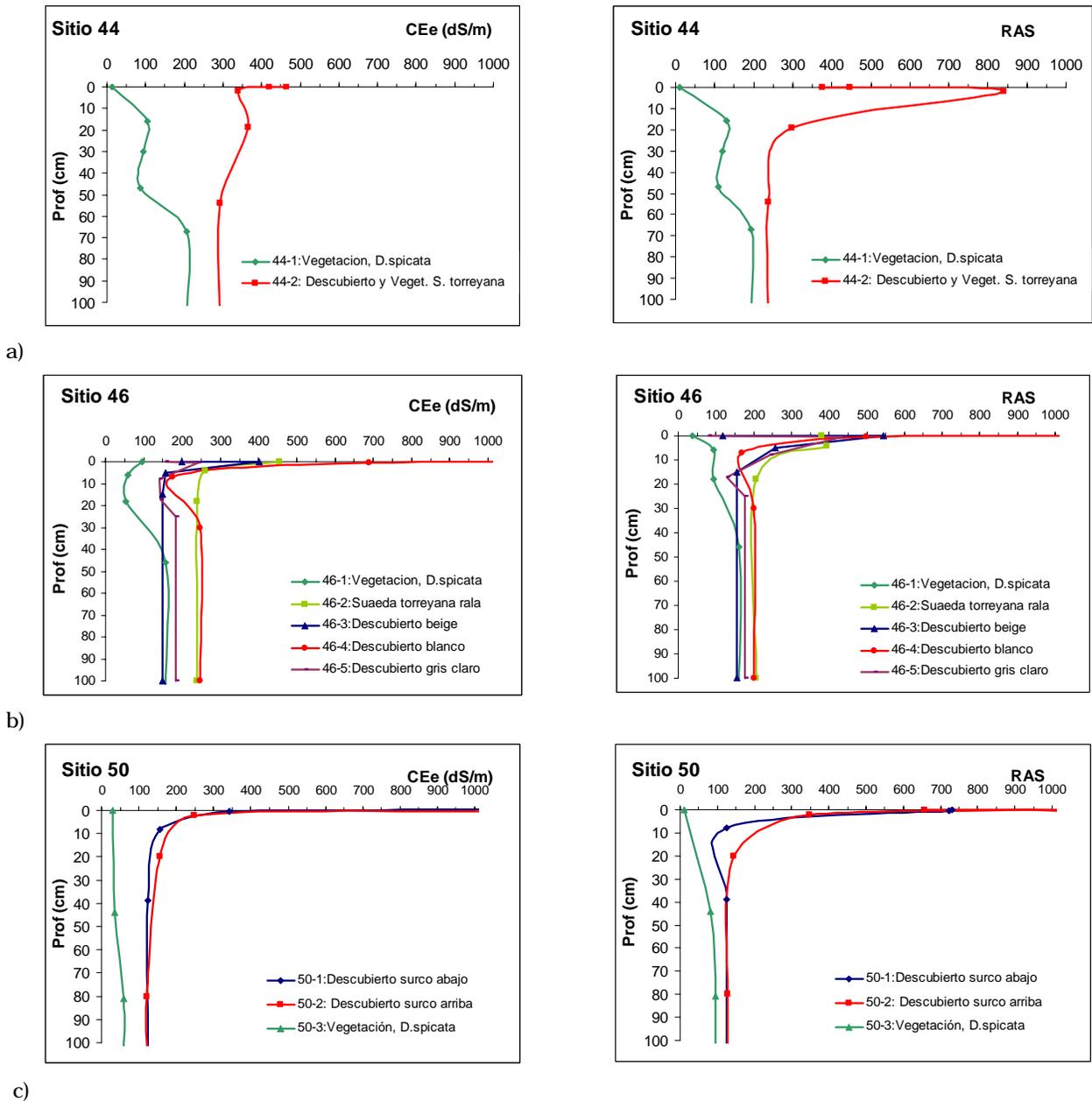


Figura 7.1.13.- Variabilidad en la distribución vertical de las sales en sitios combinados. Nótese que a profundidad, la distribución de las sales llega a ser similar en sitios con y sin vegetación.

Los resultados mostraron que en varios de los sitios con vegetación, la salinidad es mucho menor en los primeros 40 cm de profundidad; profundidad en la que generalmente se desarrolla el sistema radicular de las plantas (figuras 7.1.14 a-c).

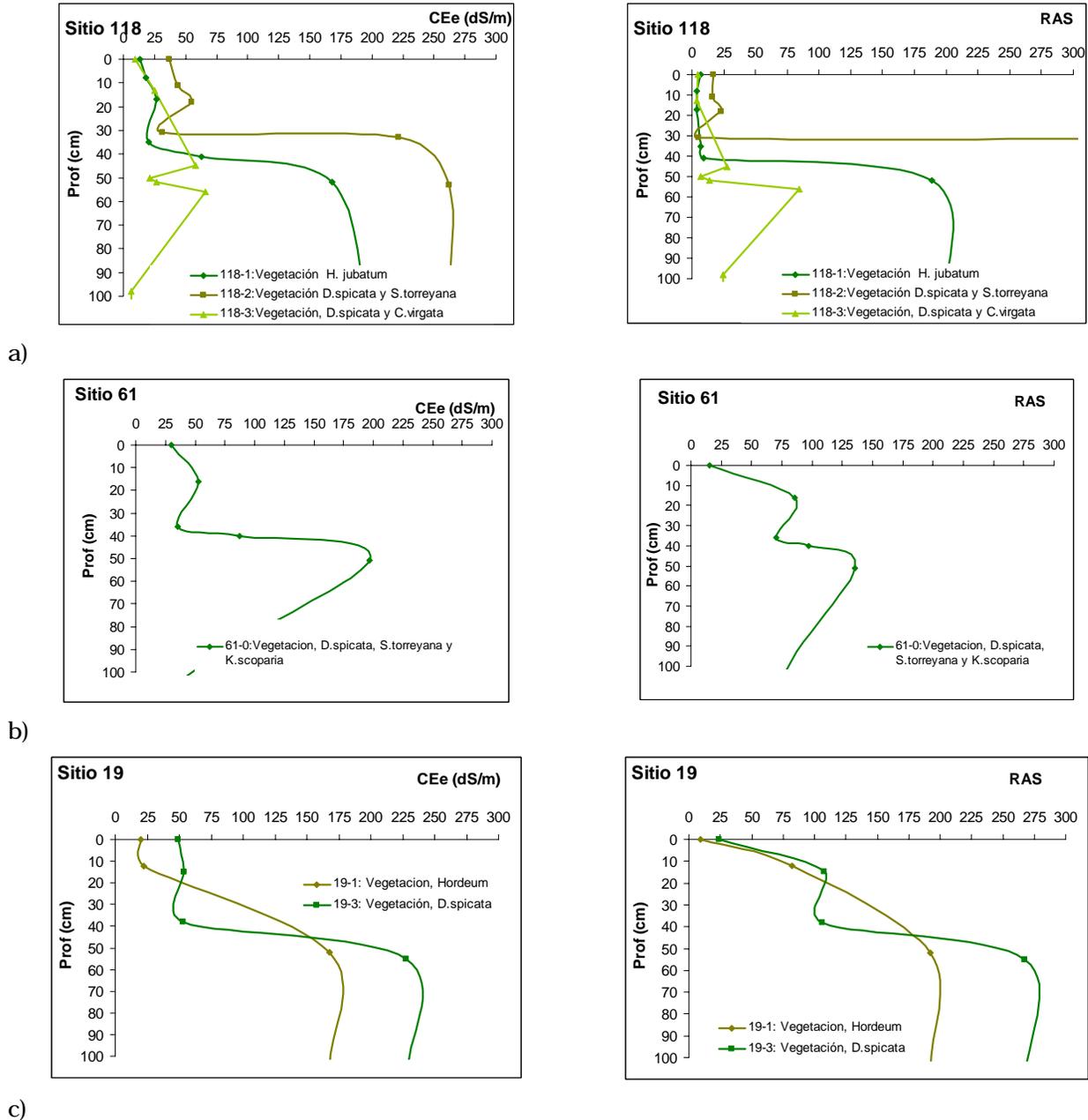


Figura 7.1.14.- Variabilidad en la distribución vertical de las sales en sitios con vegetación. Nótese el abrupto aumento en la salinidad a profundidades mayores a 40 cm, el cual no es coincidente con la profundidad a la que se registra el jaboncillo.

Como se observa en los anteriores resultados, la distribución de la CEE y el RAS en sitios con vegetación muestran patrones de distribución vertical muy variables.

Se observó que el patrón de distribución de la CEE y el RAS resultó semejante. Esto era de esperarse debida a la alta correlación entre ambas variables (Figura 7.1.15).

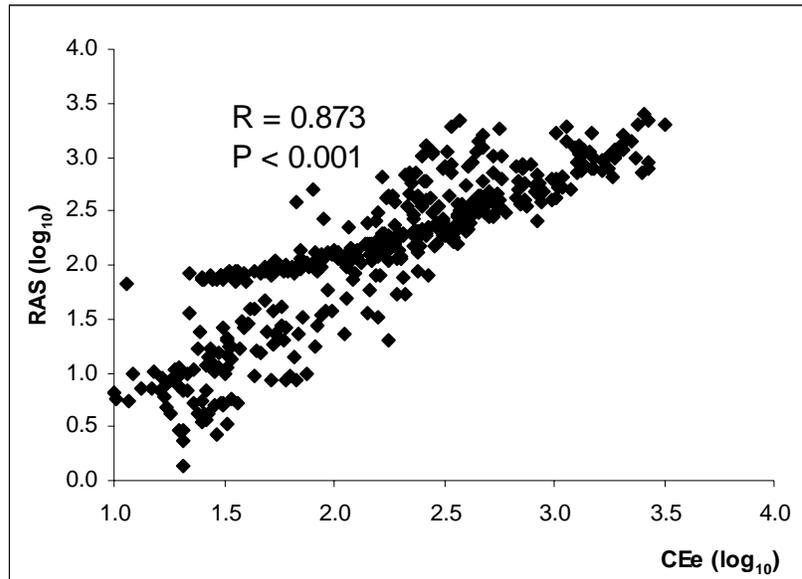


Figura 7.1.15.- Correlación entre la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEE) y el radio de absorción de sodio (RAS).

En todas las anteriores figuras resaltan los abruptos cambios en la CEE y el RAS entre un horizonte y el inmediato inferior; no se observa un aumento o decremento gradual de las sales hacia la superficie o fondo del perfil, sino una serie de picos y valles en la oscilación de la salinidad. Ello lleva a pensar en que la acumulación de sal en los diferentes horizontes del perfil está relacionada posiblemente con los cambios texturales existentes entre los horizontes. En las figuras A3.4, A3.5, A3.6 del anexo 3 se presenta la composición textural en cada perfil de suelo para sitios sin vegetación, con vegetación y combinados.

Analizando la distribución vertical de arena, limo y arcilla, resalta la similitud en algunos de los patrones de distribución de sales. Se observan correspondencias directas (cuando uno aumenta el otro aumenta) e indirectas (cuando uno aumenta el otro disminuye) entre las fluctuaciones en la distribución vertical de las sales y la textura (Figura 7.1.16).

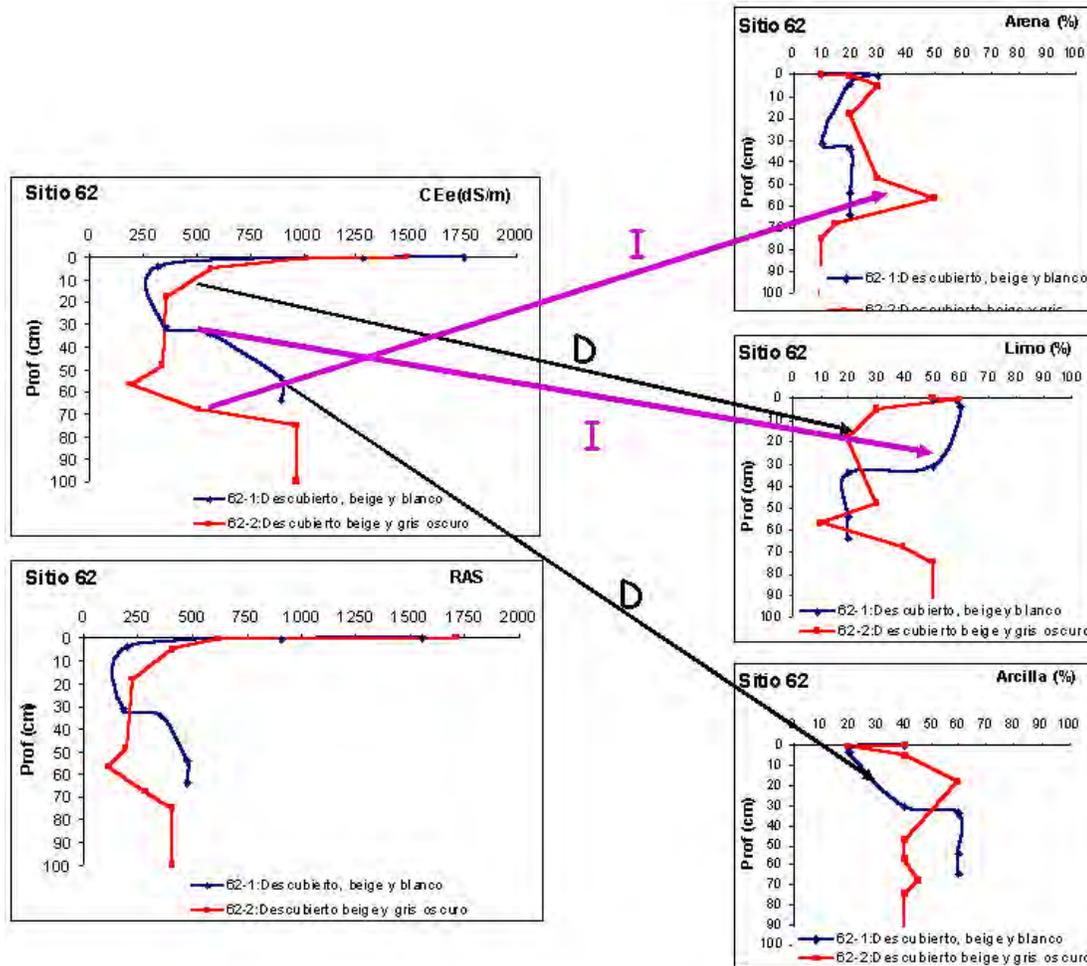


Figura 7.1.16.- Ejemplo de correspondencias directas (D) e indirectas (I) entre las fluctuaciones en la distribución vertical de las sales y las fluctuaciones en la distribución vertical de la textura

Al comparar los patrones de las gráficas en las figuras A3.1, A3.2 y A3.3 con las figuras A3.4, A3.5 y A3.6 del anexo 3, se observa que existe al parecer una relación directamente proporcional entre los cambios en la proporción de arcilla y el patrón de distribución de sales (CEe y RAS) en algunos sitios descubiertos (sitios 48, 62-1, 103'), y con los cambios en el patrón de distribución de arena en los sitios 10, 47-1 y 47-2. Asimismo se observa una relación inversamente proporcional con la arena en el sitio 13 y con el limo en el sitio 47-1 y 47-2.

Resalta la gran complejidad textural observada en todos los puntos del sitio 59, con abruptos cambios en horizontes de bajo espesor, en correspondencia con la alta complejidad en la distribución vertical de la salinidad registrada en esos mismos sitios. Por su parte, en sitios con vegetación se observa una relación directa entre el patrón vertical de distribución de la arena en los sitios 85-1 y 85-2,

y una relación directa con la arcilla en un número mayor de sitios, entre los que se encuentran el sitio 20, 45, 85-2 y 120-2.

Algunas relaciones entre los patrones de distribución vertical se observan inversas con la arcilla como la de los sitios 120-1 y 68; o inversos con la arena como los sitios 56, 61 y 54. De forma similar a lo observado en sitios descubiertos, en los sitios con vegetación número 118 (1, 2 y 3) y 112 (1 y 2), la gran heterogeneidad textural coincide con una distribución vertical muy variante en la CEe y RAS.

En los sitios donde existe una combinación de puntos vegetados y descubiertos se observa una situación similar a lo descrito anteriormente, con sitios en donde se aprecia una correspondencia directa en los patrones de distribución de sales y la arena (sitios 16-1,2,3 y 4; sitio 32-0, 50-2, 106-3 y los cuatro puntos del sitio 88), así como una correspondencia directa con el limo, en todos los puntos del sitio 46 y en los puntos 50-1y 55-0; y con la arcilla, en todos los puntos del sitio 88. De igual manera se observan correspondencias inversas entre la CEe y el RAS con la arena (sitios 46-1,2,3,4 y 5; sitio 55 y sitio 76); el limo (sitios 88-1,2,3,4 y 16-2,16-3 y 16-4); y la arcilla (sitios 46-1,2,3,4,5, sitio 55 y sitios 16-2,16-3 y 16-4). También se observan sitios con alta heterogeneidad en su distribución textural vertical (sitios 64-1,2, y 3; sitio 74-2; sitio 74-0; y todos los puntos del sitio 96) sin que sea evidentemente heterogénea la distribución vertical de las sales, ni tan elevados los niveles de éstas en el perfil (sin considerar la costra superficial).

Como se mencionó anteriormente, en todas las coberturas analizadas resalta que existen correspondencias directas e indirectas entre los patrones de distribución de sales y las fluctuaciones en la distribución de arena, limo o arcilla. Sin embargo, no parece existir un patrón único, sino una gran variación en la distribución, sitios con correspondencias directas con arena también tienen correspondencias indirectas con la misma arena.

Haciendo un recuento de lo anterior (Cuadro 7.1.8), se puede observar que entre el 20 y 30% de los patrones de distribución vertical de C.E. y RAS corresponden directa o inversamente con los patrones de distribución vertical de la textura. No se observa una clara predominancia en la correspondencia con alguna clase textural particular, aunque una mayor proporción de correspondencias ocurre entre suelos descubiertos y el patrón de distribución de arcilla (33.3%), así como entre suelos combinados y la distribución de arena (42.5%).

Cuadro 7.1.8.- Frecuencia de correspondencias entre la distribución vertical de las sales (CEe y RAS) y el patrón de distribución vertical de la textura del suelo.

1.- Sitios Descubiertos

Correspondencia	Arena		Limo		Arcilla		Total sitios/textura	% con/sin correspondencia
	No.	%	No.	%	No.	%		
Directamente proporcional	3	20.0	2	13.3	4	26.7	9	20.0%
Inversamente proporcional	1	6.7	2	13.3	1	6.7	4	8.9%
Total con correspondencia							13	28.9%
Sin correspondencia							32	71.1%
Total de puntos y sitios	15	26.7	15	26.7	15	33.3	45	100.0%

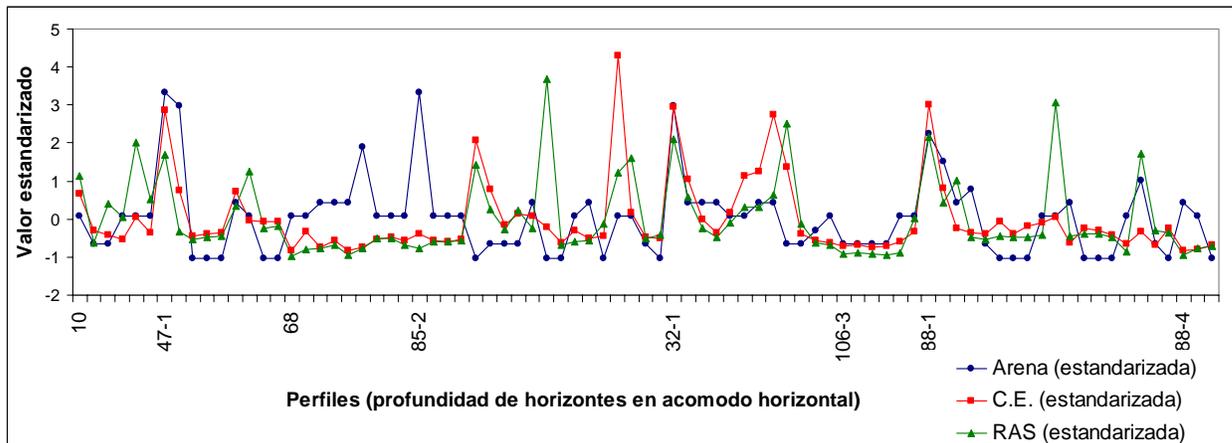
2.- Sitios Vegetados

Correspondencia	Arena		Limo		Arcilla		Total sitios/textura	% con/sin correspondencia
	No.	%	No.	%	No.	%		
Directamente proporcional	3	9.4	5	15.6	4	12.5	12	12.5%
Inversamente proporcional	4	12.5	1	3.1	2	6.3	7	7.3%
Total con correspondencia							19	19.8%
Sin correspondencia							77	80.2%
Total de puntos y sitios	32	21.9	32	18.8	32	18.8	96	100.0%

3.- Sitios Combinados (descubiertos y con vegetación)

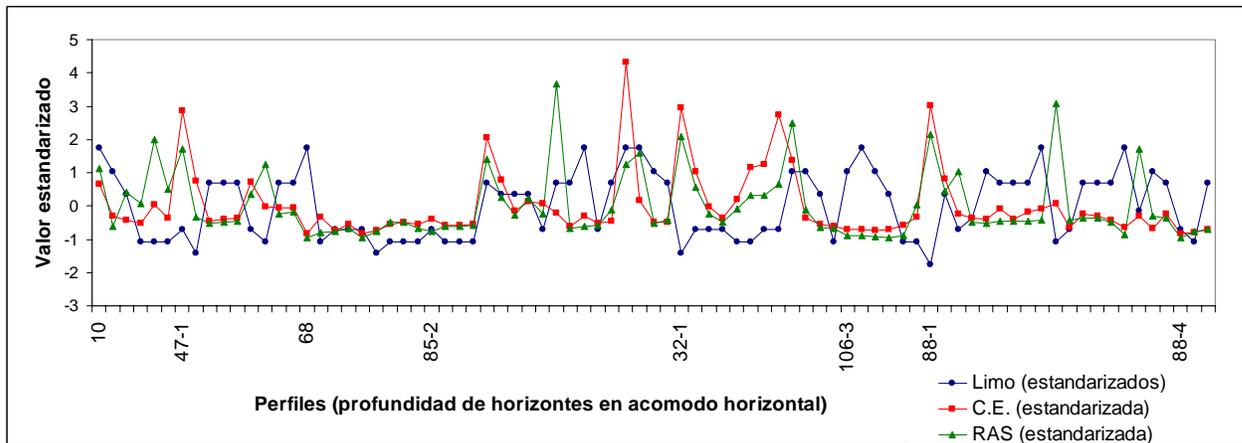
Correspondencia	Arena		Limo		Arcilla		Total sitios/textura	% con/sin correspondencia
	No.	%	No.	%	No.	%		
Directamente proporcional	9	22.5	7	17.5	4	10.0	20	16.7%
Inversamente proporcional	8	20.0	8	20.0	9	22.5	25	20.8%
Total con correspondencia							45	37.5%
Sin correspondencia							75	62.5%
Total de puntos y sitios	40	42.5	40	37.5	40	32.5	120	100.0%

Los resultados de la prueba de significancia estadística de dichas correspondencias se presentan en las siguientes figuras:



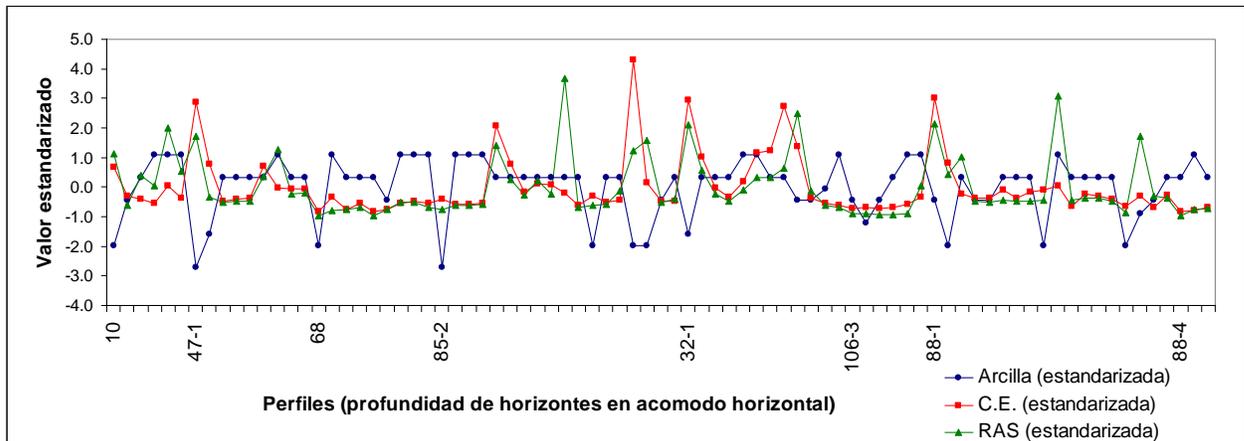
Prueba Kolmogorov-Smirnov	
Variables: Arena v.s. C.E. Diferencia máxima = 0.3580 Xi cuadrada (2 gl) = 20.77 (p=0.00) Tamaño de muestra pareada: 81	Variables: Arena v.s. RAS Diferencia máxima = 0.2963 Xi cuadrada (2 gl) = 14.22 (p=0.00) Tamaño de muestra pareada: 81

Figura 7.1.17a.- Análisis de comparación de distribuciones utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la distribución de arena y la C.E. y el RAS a lo largo de los perfiles. Sobre el eje de las x se distribuyen los diferentes horizontes que integran cada uno de los sitios señalados con números de forma consecutiva.



Prueba Kolmogorov-Smirnov	
Variables: Limo v.s. C.E. Diferencia máxima = 0.3704 Xi cuadrada (2 gl) = 22.22 (p=0.00) Tamaño de muestra pareada: 81	Variables: Limo v.s. RAS Diferencia máxima = 0.2840 Xi cuadrada (2 gl) = 13.06 (p=0.00) Tamaño de muestra pareada: 81

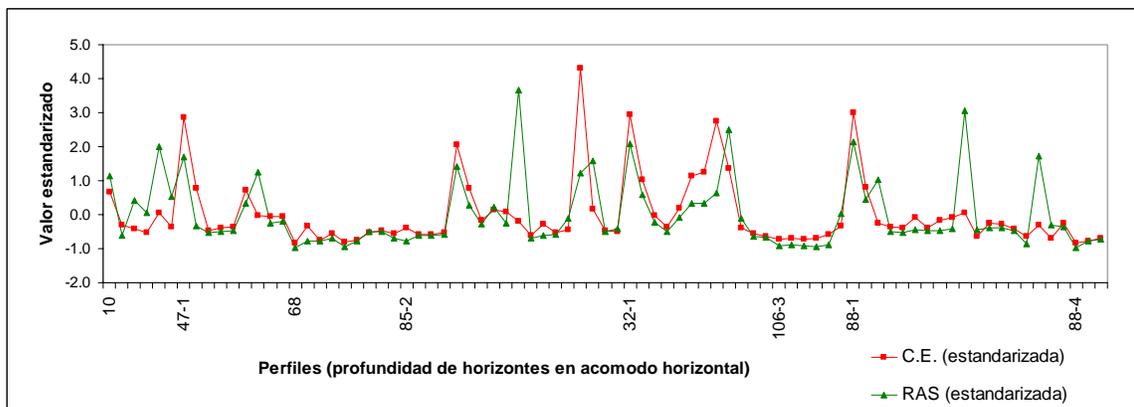
Figura 7.1.17b.- Análisis de comparación de distribuciones utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la distribución de limo y la C.E. y el RAS a lo largo de los perfiles. Sobre el eje de las x se distribuyen los diferentes horizontes que integran cada uno de los sitios señalados con números de forma consecutiva.



Prueba Kolmogorov-Smirnov	
Variables: Arcilla v.s. C.E. Diferencia máxima = 0.4938 Xi cuadrada (2 gl) = 39.51 (p=0.00) Tamaño de muestra pareada: 81	Variables: Arcilla v.s. RAS Diferencia máxima = 0.4074 Xi cuadrada (2 gl) = 26.89 (p=0.00) Tamaño de muestra pareada: 81

Figura 7.1.17c.- Análisis de comparación de distribuciones utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la distribución de arcilla y la C.E. y el RAS a lo largo de los perfiles.

Resalta que, a diferencia de lo esperado, ninguna de las texturas comparadas muestra patrones de distribución vertical similares y que sean estadísticamente significativos (rechazo H_0 , $P < 0.00$) a los patrones que presenta la C.E. y el RAS. No obstante, entre estas dos últimas variables, los patrones de distribución vertical si son similares dada la elevadísima correlación existente entre ellos (Figura 7.1.18).



Prueba Kolmogorov-Smirnov	
Variables: C.E. vs RAS Diferencia máxima = 0.1235 Xi cuadrada (2 gl) = 2.469 (p=0.29) Tamaño de muestra pareada: 81	

Figura 7.1.18.- Análisis de comparación de distribuciones utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la distribución de C.E. y el RAS a lo largo de los perfiles.

7.2 EVALUACIÓN DE LA AFECTACIÓN SALINA: IDENTIFICACIÓN DE SITIOS CON DIFERENTE CALIDAD DE SUELO

7.2.1.- Identificación de variables indicadoras de suelos de diferente calidad.

Al aplicar los análisis de componentes principales, se observó que los resultados obtenidos para la totalidad del perfil fueron menos satisfactorios que aquéllos obtenidos para los primeros 40 cm, ya que estos segundos permitieron una mejor separación de clases de calidad de suelo; no obstante de que en ambos casos se explicó una proporción similar de la variabilidad total (ver más adelante). Por ello se optó por presentar solamente los resultados obtenidos para los primeros 40 cm, ya que fue a partir de éstos que se identificaron distintas clases de calidad de suelo.

a)- Estimación de la varianza e índices de calidad de suelo

Los promedios ponderados de todas las variables edáficas consideradas en este análisis se presentan en el cuadro 7.2.1 y los intervalos de variación (máximos y mínimos) en el cuadro 7.2.2.

Cuadro 7.2.1.- Valores promedio ponderados de variables edáficas y edafo-ecológicas a lo largo de los primeros 40 horizontes del suelo por sitio (perfil).

Sitio y subsitio (perfil)	Prof. al horiz.	Prof.	dCC	pH	Arena	Limo	Arcilla	CaCO ₃	M.O.	C.E.e	RAS
	tixotrópico (cm)	fisiológica (cm)	(L/m ²)		(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	dS/m	
p17-0	0.0	1.0	85.5	10.2	2.0	17.7	19.6	2.0	0.0	102.7	136.2
p17-1	0.0	1.0	55.7	10.1	4.6	19.2	23.8	4.8	0.0	205.2	206.5
p16-1	0.0	0.2	57.3	10.0	5.1	20.6	25.7	2.6	0.0	343.3	260.1
p16-2	6.0	2.0	51.4	10.5	5.4	44.6	50.0	1.6	0.1	115.5	195.8
p16-3	2.0	2.0	59.9	10.7	5.9	44.4	49.6	2.0	0.1	176.1	341.4
p20-1	150.0	15.0	60.0	9.5	8.8	44.9	46.4	1.2	0.7	22.0	55.2
p19-1	52.0	12.0	67.8	10.2	13.0	12.1	27.7	1.0	0.2	8.3	32.1
p19-3	55.0	15.0	85.5	10.3	10.6	19.6	19.4	2.0	0.1	23.5	41.9
p16-4	39.0	7.0	72.3	10.3	4.4	19.4	13.7	0.8	0.3	106.2	128.3
p44-1	47.0	16.0	57.6	10.3	9.7	15.3	19.3	1.1	0.5	32.3	39.4
p44-2	19.0	0.2	53.2	10.4	2.5	22.9	25.5	0.5	0.0	148.9	240.3
p47-1	18.0	14.0	63.6	10.3	9.9	19.1	22.0	1.0	0.1	181.2	117.2
p47-2	1.0	1.0	54.9	10.2	3.8	12.5	18.7	1.7	0.0	120.4	180.7
p45-1	64.0	10.0	88.1	10.1	13.2	16.1	31.1	1.6	0.1	42.8	72.8
p46-1	46.0	18.0	82.5	10.1	5.3	18.1	20.0	1.4	0.2	23.7	37.5

Cuadro 7.2.1.- Valores promedio ponderados de variables edáficas y edafo-ecológicas a lo largo de los primeros 40 horizontes del suelo por sitio (perfil). Continuación.

Sitio y subsitio (perfil)	Prof. al horiz. tixotrópico	Prof. fisiológica	dCC	pH	Arena	Limo	Arcilla	CaCO ₃	M.O.	C.E.e	RAS
	(cm)	(cm)	(L/m ²)		(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	dS/m	
p46-2	18.0	14.0	82.5	10.4	6.3	46.3	47.4	1.3	0.1	213.4	240.5
p46-3	5.0	15.0	78.0	10.5	7.8	43.8	48.5	2.5	0.3	138.6	183.6
p46-4	30.0	30.0	59.9	10.3	10.7	41.3	48.0	0.7	0.3	233.4	217.2
p46-5	25.0	0.5	44.0	10.6	8.5	41.7	49.9	1.4	0.0	151.1	198.0
p50-1	8.0	39.0	70.0	10.2	3.9	20.4	12.5	1.9	0.2	83.6	91.1
p50-2	20.0	80.0	63.8	10.3	10.4	32.0	33.1	3.8	0.3	141.0	162.9
p50-3	81.0	44.0	92.4	10.0	8.3	24.9	8.3	0.8	0.4	12.3	4.6
p85-1	71.5	15.0	50.0	10.2	15.3	10.9	28.4	1.1	0.6	47.5	65.5
p85-2	97.0	15.0	61.1	10.5	16.1	10.9	24.3	1.0	0.2	80.2	70.6
p88-1	30.0	22.0	60.9	10.3	9.6	15.0	16.7	0.9	0.1	165.5	191.6
p88-2	23.0	0.5	66.1	10.4	5.6	13.8	21.5	0.6	0.0	105.8	255.6
p88-3	23.0	3.0	71.2	10.5	8.7	47.0	44.3	2.0	0.4	181.7	293.1
p88-4	40.0	12.0	59.2	10.0	11.6	35.6	52.8	1.0	0.3	52.4	90.7
p95-1	43.5	10.0	65.6	9.8	10.9	10.9	30.5	1.2	0.2	15.1	39.3
p95-2	65.0	7.0	61.0	9.1	23.2	5.7	31.2	3.0	0.3	17.9	36.8
p96-1	20.0	13.0	67.5	10.4	7.0	15.8	15.3	0.7	0.1	45.8	51.9
p96-2	36.0	22.0	53.9	9.9	9.6	8.5	12.1	0.8	0.5	15.5	21.7
p96-3	42.0	42.0	84.6	10.1	8.6	21.4	7.5	0.7	0.4	124.1	97.5
p96-4	12.0	12.0	54.4	10.2	6.3	9.8	11.9	0.9	0.1	61.9	80.8
p102-0	38.0	75.0	90.0	10.3	11.8	31.6	35.5	0.2	0.5	87.5	18.1
p103-0	3.0	3.0	81.4	10.2	17.5	27.1	55.4	0.8	0.1	268.0	363.8
p106-1	23.0	7.0	80.0	10.2	5.2	20.7	8.6	0.5	0.3	192.7	141.0
p106-2	10.0	4.0	70.1	10.2	9.5	34.8	39.6	0.9	0.1	367.8	916.6
p106-3	68.0	36.0	83.1	9.3	3.1	16.8	11.5	0.3	0.5	24.9	9.2
p104-0	13.0	4.0	70.3	10.2	26.0	34.8	39.2	5.1	0.1	246.4	187.6
p76-1	23.5	50.0	93.5	10.0	3.5	20.9	10.7	2.7	0.3	145.5	80.6
p76-2	100.0	31.0	62.4	10.2	34.9	28.5	36.6	6.1	1.1	53.2	21.6
p74-0	100.0	29.0	59.4	10.2	27.5	26.2	37.5	1.1	0.9	26.5	11.8
p74-2	2.5	4.0	64.0	10.4	6.6	27.5	23.7	1.5	0.1	163.0	321.9
p112-1	101.5	44.0	66.0	9.7	14.9	14.9	7.5	0.4	0.7	6.6	2.5
p112-2	60.0	18.0	64.2	8.9	11.3	5.7	13.9	0.9	0.4	3.8	2.3
p98-0	87.0	43.0	56.8	9.9	12.4	12.4	13.5	1.7	0.5	13.2	2.9
p98-1	42.5	55.0	45.6	9.8	12.0	8.3	17.8	1.8	0.9	9.1	2.0
p118-1	46.5	17.0	67.2	9.8	4.8	13.5	11.0	0.3	0.3	5.6	1.5
p118-2	43.0	18.0	56.2	10.4	9.0	18.8	23.1	1.5	0.2	46.1	143.8
p118-3	47.5	45.0	66.8	9.4	24.9	7.3	7.0	2.6	0.8	9.4	1.5
p120-1	55.5	27.0	72.5	10.3	10.7	18.2	29.4	1.8	0.3	27.1	6.4
p120-2	64.0	30.0	71.1	10.3	8.5	10.3	8.8	0.5	0.4	9.2	7.9
p8-0	19.0	19.0	67.2	9.9	4.3	9.4	14.3	0.5	0.1	8.9	6.4
p10-0	17.0	4.0	61.7	10.4	6.3	12.9	22.7	0.9	0.0	70.4	196.8
p13-0	27.0	19.0	88.0	10.4	6.7	11.2	16.2	0.4	0.1	62.8	164.3
p12-1	2.5	1.0	65.9	10.0	12.8	25.9	39.7	2.8	0.0	581.1	1048.9
p12-2	18.0	18.0	63.2	10.3	12.3	25.1	36.9	2.6	0.1	289.4	487.0

Cuadro 7.2.1.- Valores promedio ponderados de variables edáficas y edafo-ecológicas a lo largo de los primeros 40 horizontes del suelo por sitio (perfil). Continuación.

Sitio y subsitio (perfil)	Prof. al horiz.	Prof.	dCC	pH	Arena	Limo	Arcilla	CaCO ₃	M.O.	C.E.e	RAS
	tixotrópico	fiológica									
	(cm)	(cm)	(L/m ²)		(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	dS/m	
p12-3	28.0	28.0	73.6	10.2	7.1	19.6	24.4	1.5	0.2	121.9	232.3
p37-2	55.0	23.0	67.0	10.4	16.9	13.2	9.1	1.2	0.1	51.1	45.7
p37-1	23.0	5.0	60.4	10.5	21.1	26.0	52.8	2.1	0.0	113.9	150.1
p37-3	19.0	13.0	59.8	10.5	14.3	20.0	43.4	1.6	0.3	69.2	99.9
p64-1	18.0	14.0	70.4	10.1	14.2	25.2	36.0	1.7	0.2	367.3	310.4
p64-2	28.0	7.0	68.6	10.3	6.6	6.8	11.0	0.5	0.0	8.9	21.3
p64-3	18.0	8.0	53.5	10.5	16.6	14.0	19.4	2.1	0.1	43.3	34.4
p59-1	55.0	26.0	88.4	10.1	15.3	34.8	26.3	1.6	0.4	495.2	263.9
p59-2	8.0	3.0	71.1	10.5	22.7	16.9	40.4	3.0	0.1	77.4	97.0
p56-0	21.0	28.0	63.2	10.4	8.4	26.0	30.3	1.7	0.5	77.8	80.8
p58-1	29.0	11.0	68.4	9.3	6.2	6.7	16.5	0.4	0.1	8.8	23.6
p60-0	34.0	13.0	70.6	9.8	7.9	16.8	17.3	1.4	0.3	271.2	207.4
p59-3	5.0	5.0	54.1	10.0	16.5	17.5	32.7	2.4	0.8	314.2	222.7
p59-4	12.5	10.0	78.4	10.2	17.4	31.1	35.2	3.4	0.1	479.5	327.6
p68-0	47.0	10.0	75.0	9.8	10.5	13.5	19.5	1.0	0.4	42.6	29.4
p61-0	83.5	16.0	77.2	10.1	10.9	9.0	10.1	1.1	0.3	14.7	19.4
p32-2	9.0	21.0	53.2	10.0	23.0	22.0	55.0	2.5	0.7	607.9	421.4
p114-1	150.0	24.0	76.4	9.7	11.8	7.4	25.4	1.1	1.3	14.7	28.7
p114-2	150.0	103.0	76.0	10.4	23.8	16.2	13.4	1.5	0.6	26.3	36.9
p6-0	22.0	16.0	58.2	10.1	5.3	17.7	21.3	0.1	0.2	11.6	22.8
p15-0	150.0	80.0	82.8	10.3	21.3	30.8	14.3	1.9	1.2	51.0	47.5
p32-0	7.0	7.0	59.2	9.7	7.9	17.4	28.7	0.8	0.1	13.7	39.2
p48-0	20.0	4.0	84.4	10.2	16.1	27.2	37.8	1.1	0.3	430.7	283.3
p62-1	34.0	31.0	93.4	10.3	16.9	37.0	30.5	2.5	0.3	374.7	261.6
p62-2	11.5	5.0	80.4	10.1	14.5	17.1	32.4	1.0	0.2	260.8	209.7
p54-0	150.0	8.0	77.2	10.0	33.6	40.3	26.1	4.6	0.4	222.2	124.7
p55-1	23.0	3.0	70.7	10.2	24.4	41.5	34.2	2.4	0.2	353.8	187.6

Cuadro 7.2.2.- Valores máximos y mínimos de las variables edáficas y edafoecológicas consideradas para una profundidad de 0 a 0.40 m (aproximadamente).

	Prof. al horiz.	Prof.	dCC	pH	Arena	Limo	Arcilla	CaCO ₃	M.O.	C.E.e	RAS
	tixotrópico	Fisiológica									
	(cm)	(cm)	(L/m ²)		(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	dS/m	
Máximo	150.0	103.0	93.5	10.7	34.9	47.0	55.4	6.1	1.3	607.9	1048.9
Mínimo	0.0	0.2	44.0	8.9	2.0	5.7	7.0	0.1	0.0	3.8	1.5

a.1.- Análisis de componentes principales con datos de profundidad de 0 a 40 cm

El análisis de componentes principales arrojó como resultado que en los primeros 5 componentes (factores) se agrupa una variabilidad total de los datos del 82.86%; similar a la explicada por el análisis considerando todo el perfil. Esta variabilidad se distribuye entre los 5 componentes como se muestra en el cuadro 7.2.3.

Cuadro 7.2.3.- Asignación proporcional de la varianza por componente principal.

Componentes	1	2	3	4	5
Proporción de Variación por componente (%)	37.13	20.48	11.65	7.22	6.38
Varianza acumulada (%):	57.61	69.26	76.48	82.86	

Como se observa, casi el 70% de la variabilidad observada entre los sitios puede explicarse con los primeros 3 componentes. No obstante, si se contemplan los primeros 5 componentes se puede explicar hasta un 83% de dicha variabilidad.

Como se señaló en la introducción, en esta tesis cada componente se considera como un índice de calidad del suelo (ya que integra varias variables edáficas y edafocológicas), que refleja una proporción de la variabilidad observada, y en donde la importancia de cada variable real queda determinada por su peso dentro del componente (cuadro 7.2.4.).

Cuadro 7.2.4.- Pesos asignados a cada variable por componente principal.

Componente	1	2	3	4	5
CEe (log)	0.42635	-0.14292	-0.17560	-0.16598	-0.00769
CaCO ₃ (log)	0.19664	-0.39138	0.24712	-0.50561	-0.23715
RAS (log)	0.44774	-0.03170	-0.11627	-0.08472	0.01853
Prof. Fisiológica (log)	-0.31905	-0.24058	-0.32955	0.14650	-0.17878
Cont. Arcilla (log)	0.34456	-0.24607	0.20521	0.28522	0.37222
pH	0.29156	-0.00779	-0.23226	0.43098	-0.75770
Cont. Arena	-0.02680	-0.54751	0.18872	-0.20863	-0.19558
Cont. Limo	0.30779	-0.29169	-0.22475	0.38664	0.35209
Cont. Materia Orgánica	-0.28181	-0.42430	0.03623	0.21474	0.06736
dCC total (0-40 cm)	-0.04201	-0.08320	-0.77292	-0.39547	0.17593

Como se observa en la anterior tabla, casi todas las variables consideradas juegan un papel importante (pesos >3.000) en la definición de alguno de los componentes; sin embargo, las variables con mayor peso (>4.0) en los primeros 3 componentes resultan ser las de mayor importancia para separar los sitios en función de diferentes niveles de calidad. Estas variables resultaron ser: la conductividad

eléctrica, el RAS, la proporción de arena, el contenido de materia orgánica y la cantidad de agua disponible para las plantas.

7.2.2.- Clasificación de sitios con diferente calidad a partir de índices multivariados (análisis de conglomerados)

En el análisis de cluster realizado para agrupar los sitios dentro de diferentes clases de calidad se incluyeron los 5 componentes para contar con el 83% de la variabilidad total. Se aplicó el análisis con los pesos de cada sitio (perfil) en cada uno de los componentes y se obtuvo el dendrograma que se presenta en la figura 7.2.1. Las claves en el dendrograma corresponden a un código establecido para poder identificar el sitio donde se levantó el perfil y sus principales características. Dicho código está integrado de la siguiente manera: número del sitio (polígono) y sub-sitio dentro de éste. Si se trata de suelo descubierto (d), con vegetación (v) o combinado (dv). En el caso de suelos descubiertos se indican los colores predominantes del suelo superficial y en el caso de la presencia de costras, la forma y características generales de éstas, siguiendo la nomenclatura presentada en la figura 7.1.10 del capítulo anterior. En el caso de la vegetación, se señalan las principales especies presentes en el sitio, correspondientes al listado florístico para la zona de muestreo de esta tesis (ver más adelante).

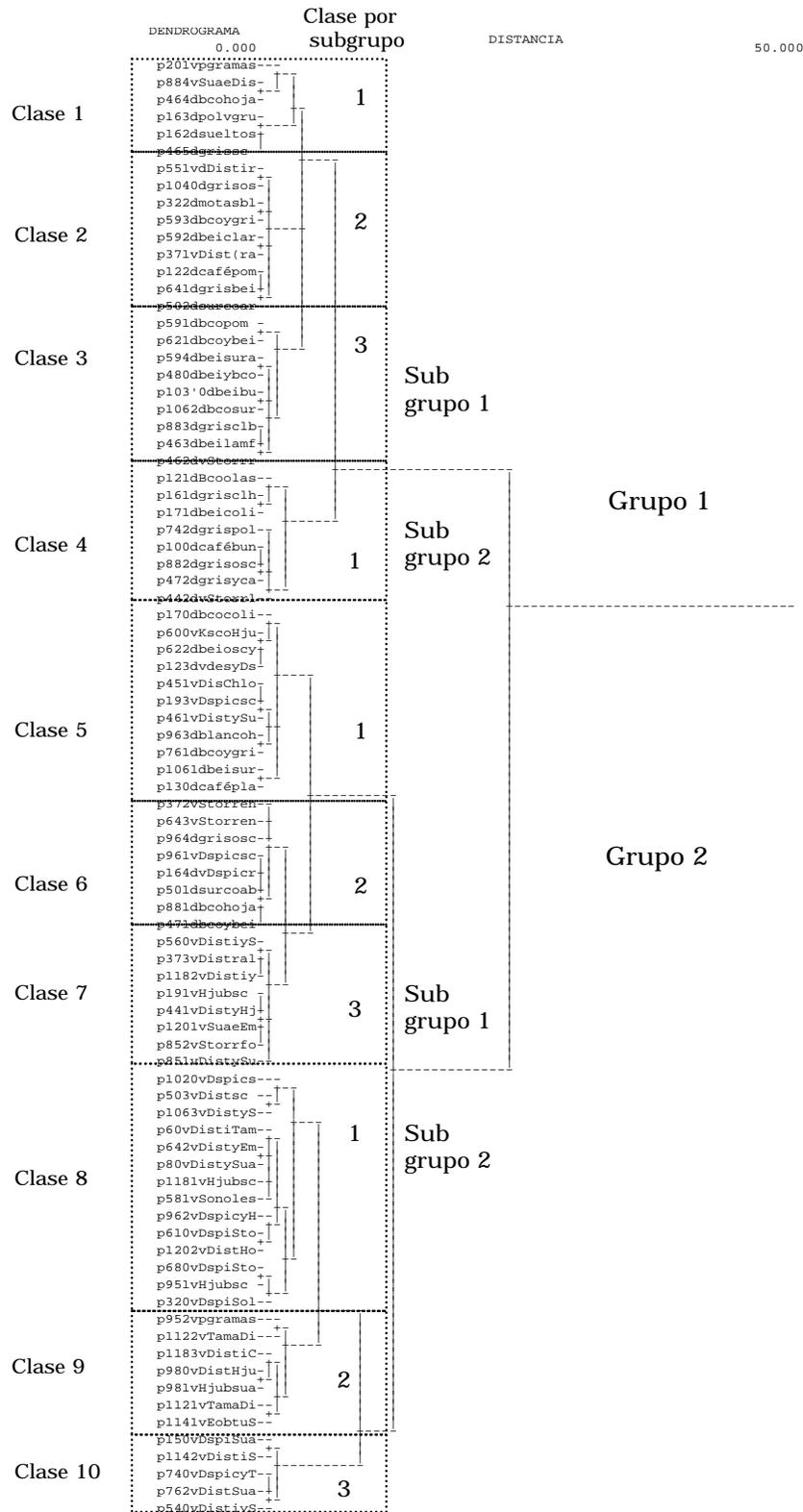


Figura 7.2.1.- Dendrograma de clases de suelo considerando los horizontes dentro de una profundidad de 0 a 40 cm.
(Distancia Euclidiana, método de varianza mínima de Ward).

Como se puede observar en el dendrograma, los suelos muestreados se pueden dividir inicialmente en dos grandes grupos de suelos tanto vegetados como descubiertos. Estos dos grandes grupos a su vez se pueden dividir en otros dos sub grupos cada uno, y éstos a su vez en otros grupos menores. Finalmente las divisiones más pequeñas consideradas correspondieron a un total de las siguientes 10 clases (Cuadro 7.2.5):

Cuadro 7.2.5.- Organización jerárquica de los conglomerados en grupos

Grupo principal	Sub grupos	Clases de suelo por sub grupo
1	1	3 clases
	2	1 clase
2	1	3 clases
	2	3 clases

Los valores reales de las variables de las 10 clases de sitios identificadas se conjuntaron, promediaron y evaluaron para obtener las características edáficas y edafo-ecológicas que describen los componentes de calidad en cada clase. La clasificación por calidad de sitio resultante para los suelos de 0 a 40 cm de profundidad se presenta en el cuadro del Anexo 4.

Como se observa en el cuadro del anexo claramente se separan sitios descubiertos con poca profundidad fisiológica, presencia del horizonte tixotrópico muy superficial y con excesivamente altos contenidos de sales, de sitios con desarrollo de suelo mediano a profundo, con diversas especies vegetales, una distancia mayor a 50 cm del horizonte tixotrópico y afectación ligera por sales. Los sitios combinados de vegetación y suelo descubierto muestran características intermedias a estos extremos con concentraciones de sales suficientemente bajas para permitir el desarrollo de la vegetación. El único de los anteriores que excede los niveles de sales que puede soportar la vegetación es la clase 2; no obstante, la vegetación que se observó es *D. spicata* y *S. Torreyana* ralos (pobre desarrollo) presentes en uno sólo de los sitios que integran esta clase.

El pH se denota como fuertemente alcalino en casi todos los sitios, con escasa o ausente cobertura vegetal (combinados y descubiertos, respectivamente), y se reduce hacia alcalino en sitios donde la salinidad y sodicidad permiten el desarrollo de un mayor número de especies (clase 9). La mayoría de los sitios resultaron ser salino sódicos, en mayor o menor grado de afectación, a excepción de la clase 9,

donde existen suelos ligeramente salinos no sódicos con valores de CEE promedio de 10.67 dS/m y un valor promedio de RAS menor a 11.

La composición de arena, limo y arcilla en los primeros 40 cm del suelo muestra que en sitios con vegetación predomina la textura franco arenosa (CA) y franco arcillo arenosa (CRA), mientras que en sitios sin vegetación o combinados, la presencia del horizonte tixotrópico a poca profundidad e incluso superficial, deriva en una textura arcillosa (R), arcillo limosa (RL) y franco arcillo arenosa (CRA).

Se observa que las concentraciones de sales están relacionadas con la profundidad al jaboncillo (horizonte tixotrópico) y con una mayor profundidad fisiológica (que no necesariamente es moderada o profunda). Éstas de forma conjunta definen en buena medida la cobertura por sitio, ya que sitios someros, con el horizonte tixotrópico cercano presentan concentraciones de sales altas y coberturas combinadas de suelos descubiertos y vegetación, mientras que suelos con muy alta salinidad, extremadamente someros y el jaboncillo muy próximo a la superficie, correspondieron a sitios sin vegetación y con formación de costras salinas.

De los anteriores resultados se observa que variables como la dCC, la cantidad de materia orgánica y el pH, no presentan variación entre clases que aporte información relevante para el establecimiento de las mismas. De ahí se optó por volver a analizar la información considerando solamente aquellas variables que mostraron ser importantes para la definición de las clases de calidad de suelo.

7.2.3.- Resultados del análisis multivariado considerando los primeros 40 cm de suelo y sólo a aquellas variables con mayor relevancia en la definición de clases.

a) Estimación de la variabilidad y componentes principales (PCA)

La distribución proporcional de la varianza por componente principal se presenta en el cuadro 7.2.6. Como se puede observar, el 80% de la variabilidad queda explicada por los primeros 3 componentes, mientras que la utilización de los 5 componentes en la definición de las clases permite explicar hasta el 95% de la variabilidad observada. Una proporción mucho mayor que la explicada en el inciso anterior. Esto es debido a que las variables no consideradas en este segundo análisis, lejos de aportar información para separar entre clases, confundían la información de la variación general.

Cuadro 7.2.6.- Asignación proporcional de la varianza por componente principal.

Componentes	1	2	3	4	5
Proporción de Variación por componente (%)	48.16	23.03	9.55	8.12	6.38
Varianza acumulada (%):	71.19	80.74	88.86	95.24	

Los pesos asignados a cada variable dentro de cada componente principal en este caso se presentan en el cuadro 7.2.7.

Cuadro 7.2.7.- Pesos asignados a cada variable por componente principal.

Componente	1	2	3	4	5
CEe (log)	-0.48335	0.08659	0.11607	-0.51101	0.16217
RAS (log)	-0.49697	-0.02228	0.04744	-0.332	0.25001
Prof. Fisiológica (log)	0.33962	0.32783	0.62832	-0.35618	-0.43472
Cont. Arcilla (log)	-0.40901	0.28693	-0.14711	0.48136	-0.43564
Cont. Arena	0.01066	0.66076	-0.54409	-0.30354	-0.19272
Cont. Limo	-0.36817	0.3469	0.52122	0.38861	0.1251
Prof. al horiz. tixotrópico	0.31796	0.49524	0.01201	0.16407	0.69256

Como se observa en este cuadro, todas las variables consideradas juegan un papel muy importante (> 4.0) en uno o más componentes, por lo que conjuntamente explican gran proporción de la variabilidad encontrada entre diferentes suelos.

b) Clasificación de sitios con diferente calidad a partir de índices multivariados (análisis de conglomerados).

Se utilizaron los puntajes (scores) de todos los sitios en los 5 componentes principales dentro de un análisis de conglomerados para identificar las diferentes clases de calidad de sitio para el crecimiento de vegetación. El resultado se presenta en el dendrograma de la figura 7.2.2. (misma nomenclatura que la señalada con anterioridad).

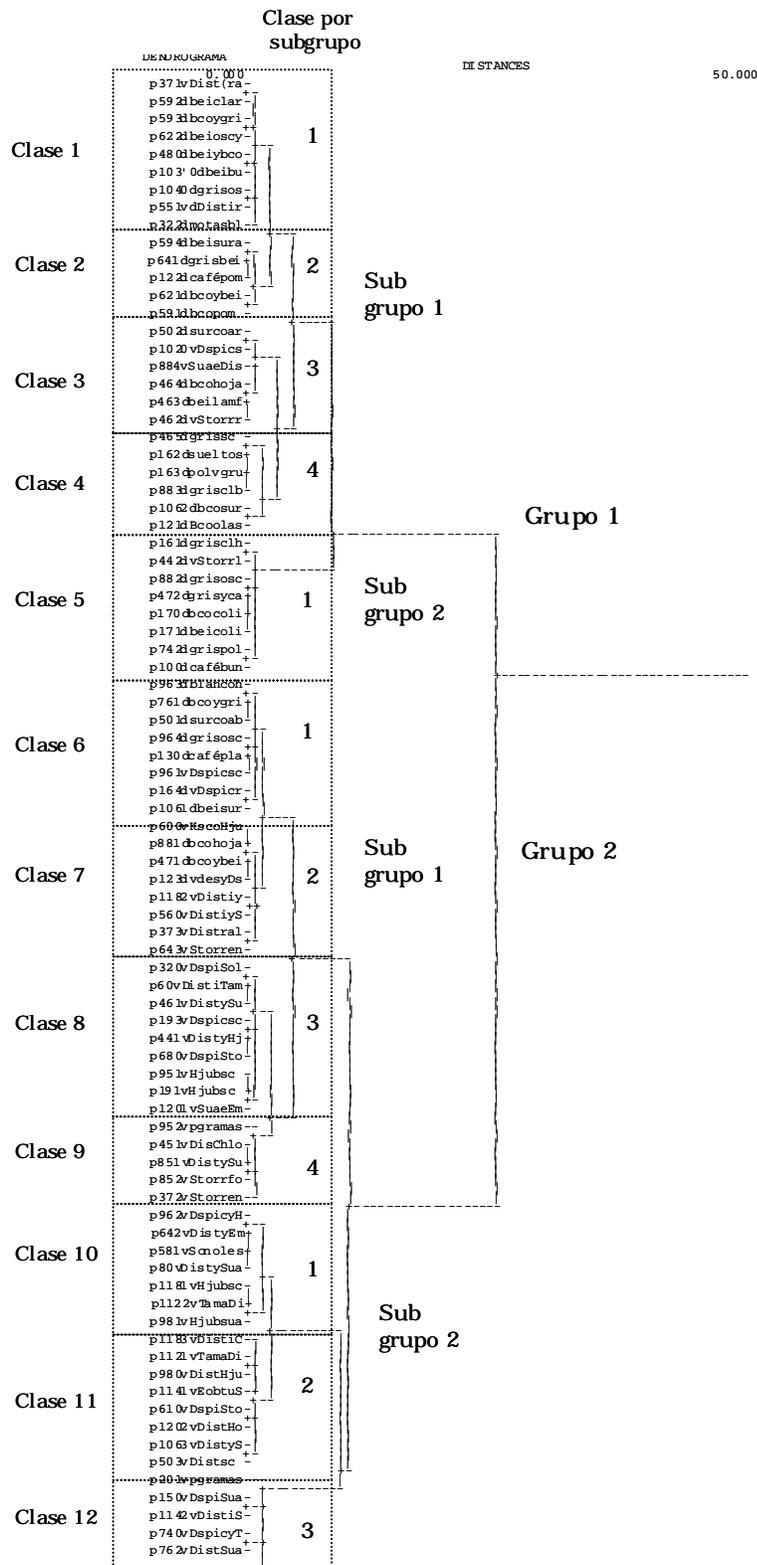


Figura 7.2.2.- Dendrograma agrupando sitios con similitud multivariada considerando los horizontes dentro de los primeros 40 cm de suelo y las variables de mayor importancia. (Distancia Euclidiana y método de mínima varianza de Ward).

Como se puede observar en el dendrograma, los sitios se pueden dividir inicialmente en dos grupos, que a su vez se dividen en dos subgrupos con entre 1 a 4 clusters cada uno para un total de 12 clases de calidad de suelo para cobertura por vegetación.

Al igual que en los incisos anteriores, los datos de los perfiles en cada clase fueron promediados y evaluados para obtener las características que describen las particularidades de cada clase. Estos datos se presentan en el cuadro 7.2.8.

Cuadro 7.2.8.- Clasificación por calidad del suelo considerando los horizontes dentro de los primeros 40 cm.

Clase	Clave de cluster	Sitios (perfiles)		profundidad al horizonte tixotrópico (cm)	profundidad fisiológica (cm)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	CEe (dS/m)	RAS	Tipo del Suelo
1	1 1 1	p103-0; p104-0; p32-2; p37-1; p48-0; p55-1; p59-2; p62-2	DESCUBIERTO y VEGETACION: beige y blanco con motas. Costra tipo hojaldre, coliflor y olas. D. spicata ralo y S. torreyana en 2 sitios de 9.	prom	12.83	5.89	20.19	25.57	42.20	297.01	235.93
				E.est	2.52	1.91	1.37	2.81	3.19	53.30	34.40
				Eval.	muy somero	muy somero		arcillosa (R)	excesivamente afectado	excesivamente afectado	muy fuertemente salino sódico
2	1 1 2	p12-2; p59-1; p59-4; p62-1; p64-1	DESCUBIERTO : beige, blanco y gris. Costra tipo coliflor, olas y hexágonal.	prom	27.50	19.80	15.21	30.66	32.95	401.21	330.10
				E.est	7.76	3.85	0.92	2.43	2.01	38.30	41.28
				Eval.	somero	somero		franco arcillosa (CR)	excesivamente afectado	excesivamente afectado	extremadamente salino sódico
3	1 1 3	p46-2; p46-3; p46-4; p50-2; p88-4; p102-0	DESCUBIERTO y VEGETACION: beige y blanco. Costra tipo hojaldre y coliflor. D. spicata y S. torreyana ralos en 2 sitios de 6.	prom	25.17	37.67	9.77	38.42	44.21	144.38	152.16
				E.est	5.46	12.88	0.91	2.55	3.25	28.53	34.10
				Eval.	somero	mediano		franco arcillosa (CR)	muy extremadamente afectado	excesivamente afectado	fuertemente salino sódico
4	1 1 4	p12-1; p16-2; p16-3; p46-5; p88-3; p106-2	DESCUBIERTO : blanco y gris. Costra tipo polvo y olas.	prom	11.42	2.08	8.46	39.74	45.51	262.20	498.97
				E.est	4.16	0.52	1.08	3.25	2.05	73.17	155.62
				Eval.	muy somero	incipiente		arcillosa (R)	excesivamente afectado	excesivamente afectado	extremadamente salino sódico
5	1 2 1	p17-1; p44-2; p47-2; p74-2; p88-2; p17-0; p16-1; p10-0	DESCUBIERTO y VEGETACIÓN: gris y beige. Costra tipo hojaldra fina, hojaldra, coliflor y polvo. D. spicata y S. torreyana.	prom	7.81	1.49	4.58	18.37	22.64	157.47	224.78
				E.est	3.53	0.56	0.60	1.87	0.91	30.34	20.16
				Eval.	muy somero	incipiente		franco arcillo arenosa (CRA)	muy extremadamente afectado	excesivamente afectado	fuertemente salino sódico
6	2 1 1	p50-1; p76-1; p96-1; p96-3; p96-4; p16-4; p13-0; p106-1	DESCUBIERTO y VEGETACION: beige, café, gris y blanco. Costra tipo hojaldre gruesa y polvo. D. spicata ralo en 2 sitios de 8	prom	24.31	23.63	5.70	17.45	12.03	102.85	104.44
				E.est	4.17	6.11	0.61	1.65	1.08	17.56	13.09
				Eval.	somero	somero		franco arenosa (CA)	muy extremadamente afectado	excesivamente afectado	fuertemente salino sódico

Cuadro 7.2.8.- Clasificación por calidad del suelo considerando los horizontes dentro de los primeros 40 cm. Continuación.

Clase	Clave de cluster	Sitios (perfiles)	VEGETACION y DESCUBIERTO:	profundidad al horizonte tixotrópico (cm)	profundidad fisiológica (cm)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	CEe (dS/m)	RAS	Tipo del Suelo
7	2 1 2	p47-1; p56-0; p60-0; p64-3; p88-1; p37-3; p12-3; p118-2	VEGETACION y DESCUBIERTO: beige y blanco. Costra tipo hojaldre y coliflor. D. spicata ralo, S. torreyana, K. scoparia, H. jubatum, C. virgata. Solo 3 sitios descubiertos de 8	prom	26.38	18.00	10.35	18.65	24.58	122.02	138.41
				E.est	3.20	2.61	1.18	1.31	3.09	28.15	24.10
				Eval.	somero	muy somero	franco arcillo arenosa (CRA)		muy extremadamente afectado	excesivamente afectado	fuertemente salino sódico
8	2 1 3	p44-1; p46-1; p6-0; p68-0; p95-1; p32-0; p19-3; p19-1; p120-1	VEGETACION: D. spicata, S. torreyana, H. jubatum, E. mexicana, S. oleraceus, T. chinensis, K. scoparia.	prom	41.67	14.56	9.31	15.87	23.98	21.98	31.99
				E.est	5.46	1.96	0.88	1.02	1.64	3.68	3.79
				Eval.	mediano	muy somero	franco arcillo arenosa (CRA)		fuertemente afectado	muy fuertemente afectado	salino sódico
9	2 1 4	p37-2; p45-1; p85-1; p85-2; p95-2	VEGETACION: D. spicata, S. torreyana, C. Virgata, B. Odorata y pasto gramma	prom	70.50	14.00	16.96	11.37	24.83	47.90	58.27
				E.est	7.13	2.72	1.69	1.70	4.12	9.94	7.19
				Eval.	de mediano a profundo	muy somero	franco arcillo arenosa (CRA)		extremadamente afectado	excesivamente afectado	salino sódico
10	2 2 1	p58-1; p64-2; p8-0; p96-2; p98-1; p118-1; p112-2	VEGETACION: D. spicata, S. torreyana, T. chinensis, H. jubatum, S. oleraceus, E. mexicana.	prom	37.29	21.29	7.83	8.42	13.81	8.64	11.26
				E.est	5.16	5.94	1.19	0.97	1.00	1.38	3.93
				Eval.	mediano	somero	arenosa franca (AC)		ligeramente afectado	moderadamente afectado	ligeramente salino
11	2 2 2	p118-3; p120-2; p50-3; p61-0; p98-0; p114-1; p112-1; p106-3	VEGETACION: D. spicata, S. torreyana, T. chinensis, H. jubatum, S. oleraceus, E. Obtusifolia, C. virgata y K. scoparia.	prom	85.31	35.25	11.86	12.88	11.50	13.12	9.60
				E.est	10.90	3.86	2.23	2.10	2.12	1.96	3.40
				Eval.	profundo	mediano	arenosa franca (AC)		moderadamente afectado	ligeramente afectado	moderadamente salino sódico
12	2 2 3	p15-0; p20-1; p54-0; p74-0; p76-2; p114-2	VEGETACION: D. spicata, S. torreyana, T. chinensis, S. oleraceus, C. virgata y pasto gramma.	prom	133.33	44.33	24.97	31.15	29.03	66.86	49.63
				E.est	10.54	15.61	3.91	4.19	5.48	31.55	16.38
				Eval.	muy profundo	mediano	franco arcillosa (CR)		extremadamente afectado	muy extremadamente afectado	salino sódico

Como se observa en el cuadro 7.2.8, las clases con suelos descubiertos (clases 2, y 4) corresponden a sitios con muy alta concentración de sal y sodio, con horizontes tixotrópicos muy cerca de la superficie, suelos fisiológicamente incipientes o someros y texturas esencialmente arcillosas. En el otro extremo del dendrograma, los sitios con vegetación (clases 8 a 12) corresponden a suelos fisiológicamente medianos a muy someros, con el horizonte tixotrópico a más de 40 cm de profundidad, una textura más arenosa que los anteriores, de franco arcillo arenosa a arenosa franca, y conductividad eléctrica menor a 60 dS/m. Incluso el sitio 11 mostró un RAS menor a 13, por lo que se consideró que este sitio es salino no sódico. En todos los sitios con vegetación resalta que se observó la presencia de entre 5 y 8 especies ya que los niveles de salinidad están por debajo de los que limitan el desarrollo de las plantas (cuadro 4.2 del marco teórico).

En lo referente a los sitios combinados con vegetación y suelos descubiertos se observan dos variantes. Los sitios 1, 3, 5 y 6 son principalmente descubiertos, con no más de dos especies presentes en solamente algunos sitios (en 2 de 6 a 9 sitios). En estas clases el horizonte tixotrópico se encuentra cerca de la superficie (de 12 a 25 cm de ésta) y son suelos fisiológicamente de someros a medianos. La concentración de sales es muy elevada, por lo que solamente las especies aparentemente más tolerantes pueden sobrevivir y en pobres condiciones (ralos). La segunda variante corresponde a la clase 7, la cual está conformada por sitios mayormente vegetados (a excepción de 3 de 8 sitios con suelo descubierto), con el horizonte tixotrópico no tan cercano a la superficie (26 cm) y suelos fisiológicamente muy someros que soportan pocas especies (5 especies) en comparación con los otros sitios vegetados. En esta clase la afectación por sales es fuerte, lo que explica la presencia de menor cantidad de especies.

Por otro lado, al analizar la presencia de distintas formas y tipos de costras de sales superficiales en las clases con suelos descubiertos, no se observa una clara correspondencia entre la calidad de los sitios descubiertos y las diferentes costras presentes en superficie. A diferencia de ello, los colores blancos y beige de las eflorescencias de sales corresponden a clases con excesivamente altas concentraciones de sales, mientras que las clases donde predominan las eflorescencias café o gris la concentración de sales es menor.

7.2.4.- Asociaciones de especies en función de la calidad del sitio.

a) Listado florístico

A partir de los muestreos de campo se identificaron las especies de plantas que se presentan en las zonas planas de la ZFLT, y que presumiblemente corresponden a halófitas con diferentes grados de tolerancia a la sal. Estas especies se presentan en el cuadro 7.2.9. La mayoría de éstas han sido referidas con anterioridad a partir de otros trabajos (SRH, 1971; Cruickshank, 1981), a excepción de *Estrevia sp*, *Gnaphalium liebmanii*, *Simsia amplexicaulis*, *Tithonia tubiformis*, *Kochia scoparia* y *Avena fatua*.

En dicha tabla se observa que en el área de estudio existen halófitas reconocidas como tales en la literatura como *Haplopappus venetus*, *Sonchus oleraceus*, *Atriplex semibaccata*, *Atriplex suberecta*, *Chaenopodium album*, *Chaenopodium sp*, *Kochia scoparia* (*Bassia scoparia*), *Eragrostis obtusiflora*, *Buddleia sessiliflora*, *Tamarix chinensis*, *Sesuvium portulacastrum*, *Atriplex muricata*, *Suaeda torreyana* y *Distichlis spicata*. Se identificaron además otras especies que son tolerantes a las sales, sin que en la literatura se mencionen como propiamente halófitas, como es el caso de *Conyza sophiifolia*, *Brassica campestris*, *Bouteloua simplex*, *Hordeum jubatum* y *Muhlenbergia rigida*.

Adicionalmente se identificaron otras especies de hierbas que frecuentemente habitan sitios perturbados (ruderales) y que al parecer son capaces de sobrevivir a condiciones de salinidad no tan elevadas como aquellas en donde habitan las anteriores especies, pero sí suficientemente elevadas para otras glicófitas. Aunque no se conoce su tolerancia, forman parte importante de la flora de las planicies en la ZFLT, por lo que en el siguiente capítulo se analiza individualmente los rangos de tolerancia a la sales de todas las especies identificadas.

Cuadro 7.2.9.- Listado de especies identificadas en las zonas planas (praderas) del área de estudio.

FAMILIA	ESPECIE	TOLERANCIA A LA SAL*	FORMA DE VIDA	NOMBRE COMÚN*
Aizoaceae	<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L)	1	Herbácea	----
Amaranthaceae	<i>Amaranthus hybridus</i> (L)	Nr	Herbácea	quelite
Boraginaceae	<i>Heliotropium curassavicum</i> (L)	Nr	Herbácea	----
Compositae (Asteraceae)	<i>Bidens odorata (pilosa)</i> Ca7.2.	Nr	Herbácea	----
	<i>Conyza sophiifolia</i> H.B.K.	Nr	Herbácea	cola de zorrillo
	<i>Estrevia sp</i> ---	Nr	Herbácea	----
	<i>Gnaphalium aff conoideum</i> H.B.K.	Nr	Herbácea	gordolobo
	<i>Gnaphalium liebmanii</i> (Mac Vaugh) Nash	Nr	Herbácea	gordolobo
	<i>Haplopappus venetus</i> (H.B.K.) Blake	2	Herbácea	----
	<i>Simsia amplexicaulis</i> (Cau.)Pers.	nr	Herbácea	----
	<i>Sonchus oleraceus</i> (L)	2	Herbácea	----
Cruciferae	<i>Taraxacum officinale</i> Weber	Nr	Herbácea	diente de león
	<i>Tithonia tubiformis</i> (Jacq.)Cass.	Nr	Herbácea	----
	<i>Brassica campestris</i> (L)	3	Herbácea	nabo de pájaro
	<i>Eruca sativa</i> Mill	Nr	Herbácea	nabo
	<i>Lepidium virginicum</i> (L)	Nr	Herbácea	lentejilla
	<i>Atriplex muricata</i> H y B	1	Herbácea	romerillo
	<i>Atriplex semibaccata</i> RBR	2	Herbácea	----
Chenopodiaceae	<i>Atriplex suberecta</i> Verdoorn	2	Herbácea	----
	<i>Chaenopodium album</i> (L)	2	Herbácea	quelite
	<i>Chaenopodium sp</i> ----	2	Herbácea	quelite
	<i>Kochia scoparia (Bassia scoparia)</i> (L)	2	Herbácea	coquia
	<i>Suaeda torreyana</i> Watts	1	Herbácea	romerillo
	<i>Avena fatua</i> (L)	Nr	Herbácea	avena
Poaceae	<i>Bouteloua simplex</i> Lag.	3	Herbácea	----
	<i>Chloris virgata</i> Swartz	Nr	Herbácea	----
	<i>Distichlis spicata</i> (L)	1	Herbácea	pasto salado
	<i>Eragrostis mexicana</i> (Hornem) Link	2	Herbácea	----
	<i>Eragrostis obtusiflora</i> (Forun. Sribn.)	2	Herbácea	zacahuistle
	<i>Hordeum jubatum</i> (L)	3	Herbácea	cebadilla
	<i>Muhlenbergia rigida</i> (Kunth) Trin.	3	Herbácea	----
Leguminosae	<i>Melilotus indicus</i> (L)All	Nr	Herbácea	----
Loganiaceae	<i>Buddleia sessiliflora</i> H.B.K.	2	Arbusto	tepozán
Polygonaceae	<i>Rumex crispus</i> (L)	Nr	Herbácea	lengua de vaca
Solanaceae	<i>Solanum rostratum</i> Dunal	Nr	Herbácea	duraznillo
Tamaricaceae	<i>Tamarix chinensis</i> (Hour)	2	Arbusto	pino salado

* Nota: tolerancia de acuerdo con revisión en Internet y literatura (Cruickshank, 1981 y SRH, 1971).

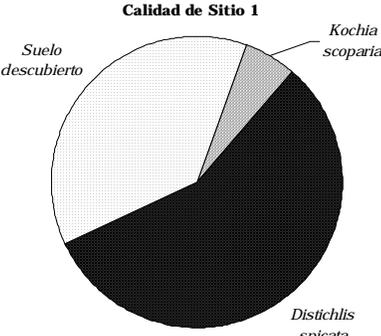
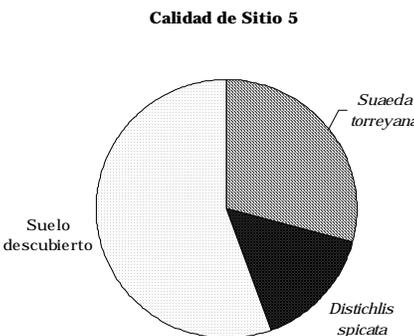
Tolerancia: 1= Muy resistente
2= Resistente
3= Poco resistente
Nr = No reportada como tolerante

Cabe señalar que de las anteriores, solamente se han utilizado de forma extensiva las especies *D. spicata* (tepes) y *T. chinensis* (plántulas) en obras de reforestación en diversos puntos de la ZFLT; principalmente hacia el este de la autopista México-Texcoco, en las inmediaciones del lago Nabor Carrillo (fuera del área de estudio de esta tesis), y en algunos sitios donde se han introducido surcos para lavado de sales (dentro del área de estudio). La primera de ellas ha respondido exitosamente, propagándose de forma natural y colonizando gran parte de los terrenos del ex lago por su gran tolerancia a las sales. La segunda no ha sido exitosa, y solamente se le encuentra en muy pocos sitios, generalmente con menores concentraciones de sales y preferentemente grandes cantidades de agua disponible (a lo largo de canales). El resto de las especies identificadas se han ido introduciendo en el sistema de forma natural, conforme se avanza en la reducción de las sales.

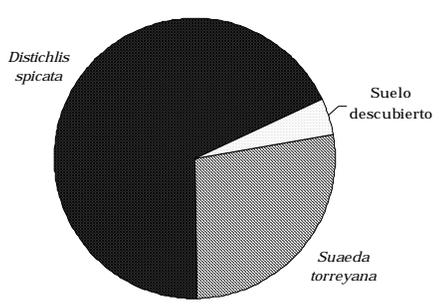
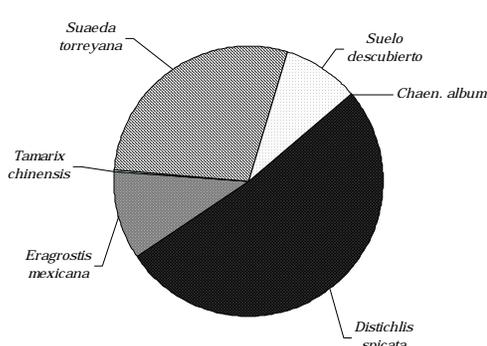
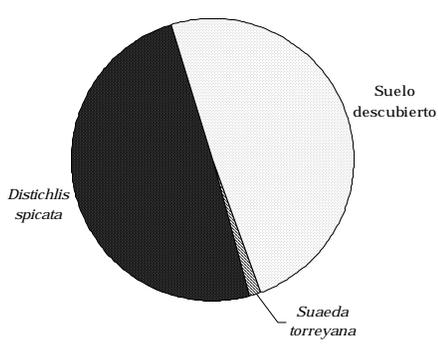
b) Asociaciones de especies en función de la calidad del sitio

Las asociaciones de plantas encontradas en los 86 sitios de muestreo han sido referidos a las 12 clases de calidad de sitio identificadas en el capítulo anterior (cuadro 7.2.8) dando como resultado el cuadro 7.2.10. Para facilitar la interpretación de la relación entre las condiciones de calidad de sitio y las asociaciones vegetales o propiedades de suelo descubierto característicos de cada clase, en este cuadro las clases se han ordenado en función de los sitios con mayores concentraciones de sales.

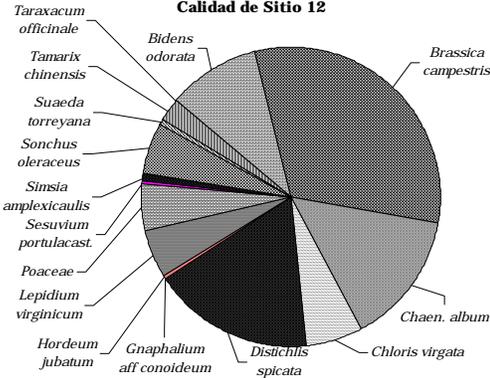
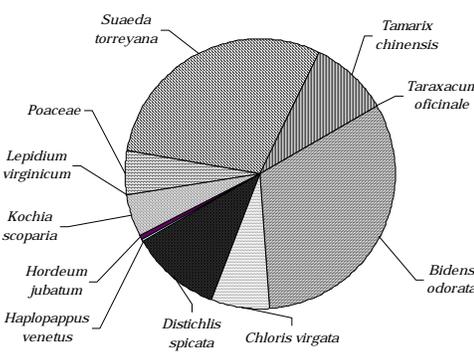
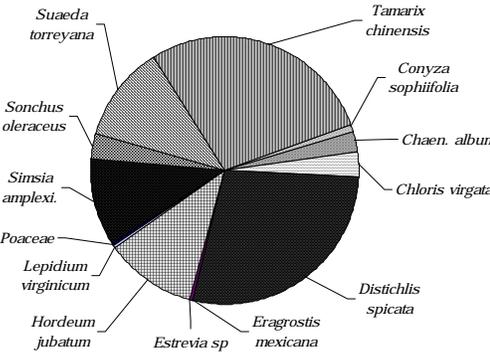
Cuadro 7.2.10.- Asociaciones vegetales correspondientes a cada clase de calidad del suelo en orden decreciente de afectación por sales.

Distribución proporcional de las especies de plantas que conforman la asociación característica de este sitio.	Clase de Calidad de Sitio y sus características (promedios +/- error estándar)	
<p>Clase 2:</p> <p>DESCUBIERTO : beige, blanco y gris. Costra tipo coliflor, olas y hexagonal.</p>	<p>Extremadamente salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación.</p> <p>Prof. Tixotr. (cm) 27.5 +/- 7.8 Prof. Fisiol.. (cm) 19.8 +/- 3.9 Arena (%) 15.2 +/- 0.9 Limo (%) 30.7 +/- 2.4 Arcilla (%) 33.0 +/- 2.0 CEe (dS/m) 401.2 +/- 38.3 RAS 330.1 +/- 41.3</p>	<p>somero somero franco arcillosa (CR) excesivamente afectado excesivamente afectado</p>
<p>Clase 4:</p> <p>DESCUBIERTO : blanco y gris. Costra tipo polvo y olas.</p>	<p>Extremadamente salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación</p> <p>Prof. Tixotr. (cm) 11.4 +/- 4.2 Prof. Fisiol.. (cm) 2.1 +/- 0.5 Arena (%) 8.5 +/- 1.1 Limo (%) 39.7 +/- 3.3 Arcilla (%) 45.5 +/- 2.1 CEe (dS/m) 262.2 +/- 73.2 RAS 499.0 +/- 155.6</p>	<p>muy somero incipiente arcillosa (R) excesivamente afectado excesivamente afectado</p>
<p>Clase 1:</p> 	<p>Muy fuertemente salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación</p> <p>Prof. Tixotr. (cm) 12.8 +/- 2.5 Prof. Fisiol.. (cm) 5.9 +/- 1.9 Arena (%) 20.2 +/- 1.4 Limo (%) 25.6 +/- 2.8 Arcilla (%) 42.2 +/- 3.2 CEe (dS/m) 297.0 +/- 53.3 RAS 235.9 +/- 34.4</p>	<p>muy somero muy somero arcillosa (R) excesivamente afectado excesivamente afectado</p> <p>DESCUBIERTO y VEGETACION: beige y blanco con motas. Costra tipo hojaldré, coliflor y olas. Vegetación rala en 2 sitios de 9 que conforman esta clase.</p>
<p>Clase 5:</p> 	<p>Fuertemente salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación</p> <p>Prof. Tixotr. (cm) 7.8 +/- 3.5 Prof. Fisiol.. (cm) 1.5 +/- 0.6 Arena (%) 4.6 +/- 0.6 Limo (%) 18.4 +/- 1.9 Arcilla (%) 22.6 +/- 0.9 CEe (dS/m) 157.5 +/- 30.3 RAS 224.8 +/- 20.2</p>	<p>muy somero incipiente franco arcillo arenosa (CRA) muy extrem. afectado excesivamente afectado</p> <p>DESCUBIERTO y VEGETACION: gris y beige. Costra tipo hojaldrá fina, hojaldrá, coliflor y polvo. Vegetación rala en 1 sitio de 8 que conforman esta clase</p>

Cuadro 7.2.10.- Asociaciones vegetales correspondientes a cada clase de calidad del suelo en orden decreciente de afectación por sales. Continuación.

Distribución proporcional de las especies de plantas que conforman la asociación característica de este sitio.	Clase de Calidad de Sitio y sus características (promedios +/- error estándar)	
<p>Clase 3:</p> <p style="text-align: center;">Calidad de Sitio 3</p> 	<p>Fuertemente salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación.</p> <p>Prof. Tixotr. (cm) 25.2 +/- 5.5 somero Prof. Fisiol.. (cm) 37.7 +/- 12.9 mediano Arena (%) 9.8 +/- 0.9 franco arcillosa (CR) Limo (%) 38.4 +/- 2.6 Arcilla (%) 44.2 +/- 3.2 CEe (dS/m) 144.4 +/- 28.5 muy extrem. afectado RAS 152.2 +/- 34.1 excesivamente afectado</p> <p>DESCUBIERTO y VEGETACION: beige y blanco. Costra tipo hojaldre y coliflor. Vegetación rala en 2 sitios de 6.</p>	
<p>Clase 7:</p> <p style="text-align: center;">Calidad de Sitio 7</p> 	<p>Fuertemente salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación.</p> <p>Prof. Tixotr. (cm) 26.4 +/- 3.2 somero Prof. Fisiol.. (cm) 18.0 +/- 2.6 muy somero Arena (%) 10.3 +/- 1.2 franco arcillo arenosa (CRA) Limo (%) 18.7 +/- 1.3 Arcilla (%) 24.6 +/- 3.1 CEe (dS/m) 122.0 +/- 28.1 muy extrem. afectado RAS 138.4 +/- 24.1 excesivamente afectado</p> <p>VEGETACION y DESCUBIERTO: blanco y beige. Costra tipo coliflor y hojaldre. Solo 3 sitios con suelo descubierto de 7.</p>	
<p>Clase 6:</p> <p style="text-align: center;">Calidad de Sitio 6</p> 	<p>Fuertemente salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación.</p> <p>Prof. Tixotr. (cm) 24.3 +/- 4.2 somero Prof. Fisiol.. (cm) 23.6 +/- 6.1 somero Arena (%) 5.7 +/- 0.6 franco arenosa (CA) Limo (%) 17.4 +/- 1.7 Arcilla (%) 12.0 +/- 1.1 CEe (dS/m) 102.9 +/- 17.6 muy extrem. afectado RAS 104.4 +/- 13.1 excesivamente afectado</p> <p>DESCUBIERTO y VEGETACION: beige, café, gris y blanco. Costra tipo hojaldre gruesa y polvo. Vegetación rala en 2 sitios de 8.</p>	

Cuadro 7.2.10.- Asociaciones vegetales correspondientes a cada clase de calidad del suelo en orden decreciente de afectación por sales. Continuación.

Distribución proporcional de las especies de plantas que conforman la asociación característica de este sitio.	Clase de Calidad de Sitio y sus características (promedios +/- error estándar)	
<p>Clase 12:</p> 	<p>Salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación.</p> <p>Prof. Tixotr. (cm) 133.3 +/- 10.5 muy profundo Prof. Fisiol.. (cm) 44.3 +/- 15.6 mediano Arena (%) 25.0 +/- 3.9 franco arcillosa (CR) Limo (%) 31.1 +/- 4.2 Arcilla (%) 29.0 +/- 5.5 CEe (dS/m) 66.9 +/- 31.6 extremadamente afectado RAS 49.6 +/- 16.4 muy extrem. afectado</p> <p>VEGETACION</p>	
<p>Clase 9:</p> 	<p>Salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación.</p> <p>Prof. Tixotr. (cm) 70.5 +/- 7.1 de mediano a profundo Prof. Fisiol.. (cm) 14.0 +/- 2.7 muy somero Arena (%) 17.0 +/- 1.7 franco arcillo arenosa (CRA) Limo (%) 11.4 +/- 1.7 Arcilla (%) 24.8 +/- 4.1 CEe (dS/m) 47.9 +/- 9.9 extremadamente afectado RAS 58.3 +/- 7.2 excesivamente afectado</p> <p>VEGETACION</p>	
<p>Clase 8:</p> 	<p>Salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación.</p> <p>Prof. Tixotr. (cm) 41.7 +/- 5.5 mediano Prof. Fisiol.. (cm) 14.6 +/- 2.0 muy somero Arena (%) 9.3 +/- 0.9 franco arcillo arenosa (CRA) Limo (%) 15.9 +/- 1.0 Arcilla (%) 24.0 +/- 1.6 CEe (dS/m) 22.0 +/- 3.7 fuertemente afectado RAS 32.0 +/- 3.8 muy fuertemente afectado</p> <p>VEGETACION</p>	

Cuadro 7.2.10.- Asociaciones vegetales correspondientes a cada clase de calidad del suelo en orden decreciente de afectación por sales. Continuación.

Distribución proporcional de las especies de plantas que conforman la asociación característica de este sitio.	Clase de Calidad de Sitio y sus características (promedios +/- error estándar)	
Clase 11:	Moderadamente salino sódico Prom.+/-error est. Evaluación.	
<p style="text-align: center;">Calidad de Sitio 11</p>	Prof. Tixotr. (cm) Prof. Fisiol. (cm) Arena (%) Limo (%) Arcilla (%) CEe (dS/m) RAS	85.3 +/- 10.9 profundo 35.3 +/- 3.9 mediano 11.9 +/- 2.2 arenosa franca (AC) 12.9 +/- 2.1 11.5 +/- 2.1 13.1 +/- 2.0 moderadamente afectado 9.6 +/- 3.4 ligeramente afectado
Clase 10:	Ligeramente salino No sódico Prom.+/-error est. Evaluación.	
<p style="text-align: center;">Calidad de Sitio 10</p>	Prof. Tixotr. (cm) Prof. Fisiol. (cm) Arena (%) Limo (%) Arcilla (%) CEe (dS/m) RAS	37.3 +/- 5.2 mediano 21.3 +/- 5.9 somero 7.8 +/- 1.2 arenosa franca (AC) 8.4 +/- 1.0 13.8 +/- 1.0 8.6 +/- 1.4 ligeramente afectado 11.3 +/- 3.9 moderadamente afectado

Como se observa en el anterior cuadro, al ordenar las clases de suelos de forma decreciente en valores de salinidad, se observa que la diversidad de especies que conforman las asociaciones, aumenta conforme la salinidad se reduce. Los sitios con más de 262 dS/m y un RAS mayor a 300 se encuentran totalmente desprovistos de vegetación. Son sitios con profundidad fisiológica muy somera y el horizonte tixotrópico en la superficie, predominando una textura arcillosa. A estos sitios le siguen 5 sitios combinados con CEe de 157 a 102 dS/m (a excepción de la clase 1 con 297 dS/m) y con un RAS de entre 100 y 235. En estos sitios combinados predominan asociaciones con pocas especies, en donde solamente

plantas halófitas como *D. spicata*, *S. torreyana* y ocasionalmente *K. scoparia* son dominantes. Es muy evidente la dominancia de *D. spicata* sobre las otras dos especies en estos sitios combinados, fuertemente afectados por sales y en los que predominan suelos someros con horizontes tixotrópicos muy cercanos a la superficie.

Por su parte, los sitios con cobertura vegetal en 100% de su superficie corresponden a un intervalo de CEe de 66.9 a 8.6 dS/m y un RAS menor a 70, incluyendo la calidad de sitio número 10, con suelos no sódicos. La mucho mayor diversidad de especies en estas concentraciones de sales es evidente, así como una reducción en la dominancia de *D. spicata* y de *S. torreyana* con respecto a sitios con mayor afectación, ya que aumenta la dominancia de otros pastos y herbáceas. En el sitio con condiciones más benévolas el pasto *H. jubatum* domina sobre *D. spicata*, aunque este segundo aún juega un papel importante en la comunidad, mientras que en los sitios 11, 8, 9 y 12, la dominancia de *D. spicata*, cede paso a especies como *Tamarix chinensis*, *Bidens odorata* y *Brassica campestris*; especies que al parecer son menos tolerantes a la salinidad. La salinidad del suelo juega un papel importante en la determinación de la cobertura vegetal. No obstante, otras variables edáficas como la profundidad al horizonte tixotrópico y la profundidad fisiológica, al parecer son también importantes.

Como se observa en los resultados, la conformación de asociaciones de determinadas especies en una clase de suelo en particular, se da al parecer en función de las tolerancias individuales de cada una. Motivo de ello, en el siguiente capítulo se analizan dichas tolerancias.

7.3 COMPOSICIÓN Y TOLERANCIA DE LA VEGETACIÓN EN LOS SUELOS SALINO-SÓDICOS DE LA ZFLT

7.3.1.- Estadios de la comunidad vegetal en función de gradientes de salinidad y sodio.

a) Tolerancia a las sales por especie

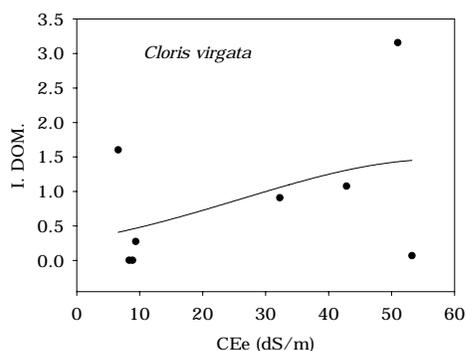
Se ajustaron curvas de respuesta Gaussiana al valor del índice de dominancia, (correspondientes al desempeño de cada especie) ante diferentes niveles de conductividad eléctrica (CEe) y sodio (RAS). Se calcularon sus parámetros correspondientes (Cuadro 7.3.1) para con ellos modelar las fluctuaciones en la composición y dominancias por especie a lo largo de un gradiente de salinidad y sodicidad (Figuras 7.3.1 y 7.3.2).

Como se observa en el cuadro 7.3.1, en general los datos se ajustaron al modelo Gaussiano con una confiabilidad (r^2) de entre 0.45 a 0.99; a excepción del ajuste para la respuesta de *Sonchus oleraceus* a la conductividad eléctrica que resultó muy bajo ($r^2=0.22$). La especie *Gnaphalium* sp estuvo presente en pocos sitios y no mostró resultados que se pudieran ajustar a este tipo de modelo. Igualmente, la respuesta de *Lepidium virginicum* a diferentes valores de CEe y la respuesta de *Bidens odorata* a diferentes valores del RAS no pudieron ajustarse a modelos de esta índole.

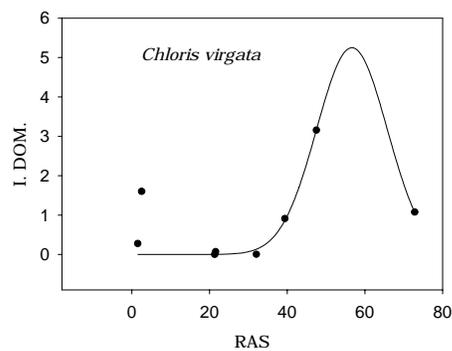
Por su parte, especies como *Brassica campestris*, *Bouteloua simplex*, *Conyza sophiifolia*, *Eragrostis obtusiflora*, *Haplopappus venetus*, *Sesuvium portulacastrum* y *Gnaphalium aff conoideum* tuvieron poca representatividad en el área de estudio (solamente se encontraron en 1 o 2 sitios) por lo que se conjuntaron para estimar una curva teórica de respuesta de estas herbáceas.

Cuadro 7.3.1.- Resultado del ajuste Gaussiano del Índice de Dominancia por especie a diferentes niveles de conductividad eléctrica (CEe) y sodio (RAS). Se incluyen los parámetros del modelo según ecuación 7 correspondientes al máximo (a), óptimo (b), y tolerancia (x_0), así como la bondad del ajuste (r^2) (Jongman, Ter Braak y Van Tongeren, 1995).

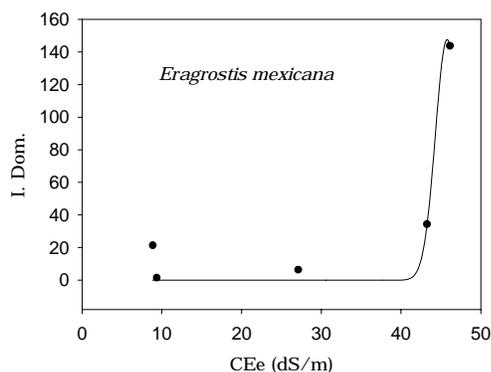
CEe		RAS	
Ajuste del Modelo a los datos	Parámetros	Ajuste del Modelo a los datos	Parámetros
<p><i>Distichlis spicata</i></p>	<p>a= 3.8 b= 171.12 x_0= 1.85E-07 r^2 = 0.794</p>	<p><i>Distichlis spicata</i></p>	<p>a= 4.05 b=140.44 x_0= 4.53E-08 r^2 = 0.82</p>
<p><i>Bidens odorata</i></p>	<p>a= 16.37 b= 3.39 x_0= 48.054 r^2= 0.909</p>	<p>No es factible realizar ajuste al modelo.</p>	
<p><i>Chenopodium album</i></p>	<p>a= 543502.8 b= 2.74 x_0= 63.977 r^2= 0.953</p>	<p><i>Chenopodium album</i></p>	<p>a= 34.48 b= 18.549 x_0= 80.009 r^2 = 0.95</p>



a= 1.47
b= 32.43
xo= 58.51
r² = 0.533

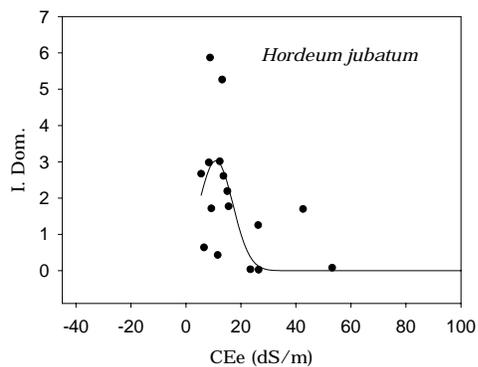


a= 5.25
b= 9.08
xo= 56.647
r²= 0.817

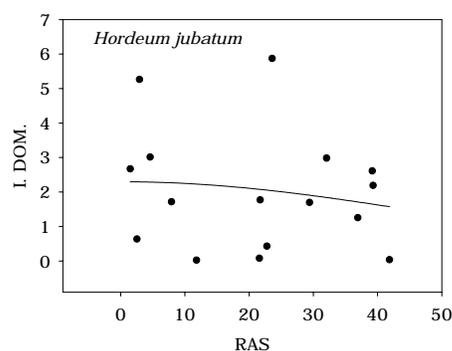


a= 147.71
b= 1.477
xo= 45.787
r² = 0.977

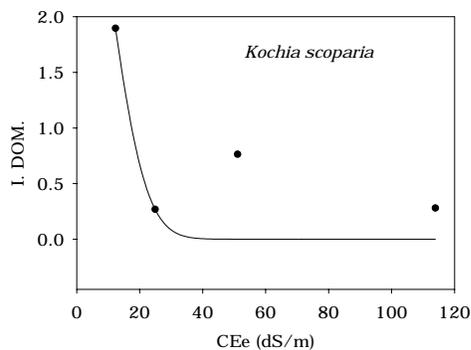
No es factible realizar ajuste al modelo.



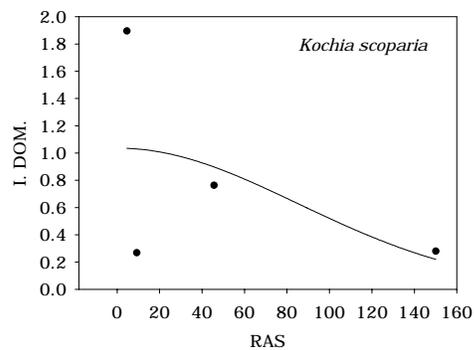
a= 3.03
b= 6.145
xo= 10.9
r² = 0.657



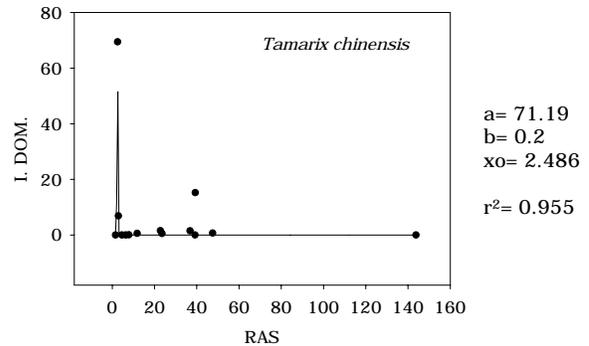
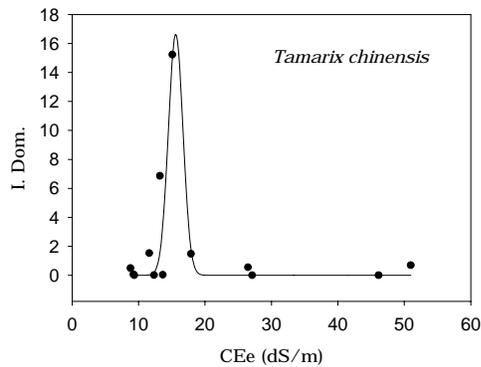
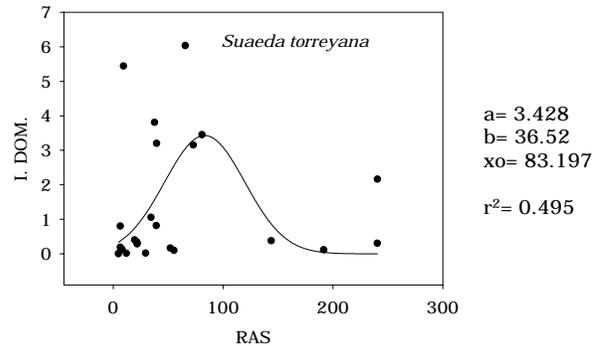
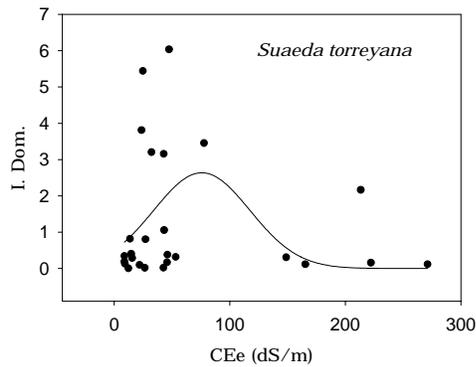
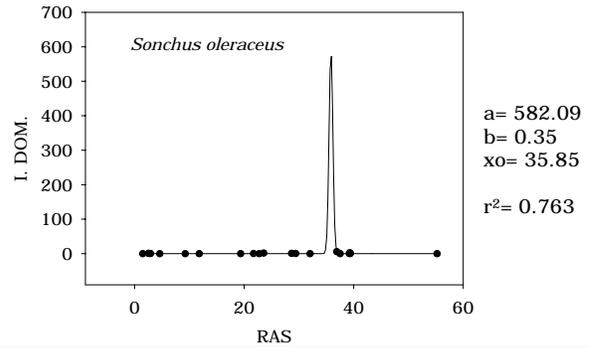
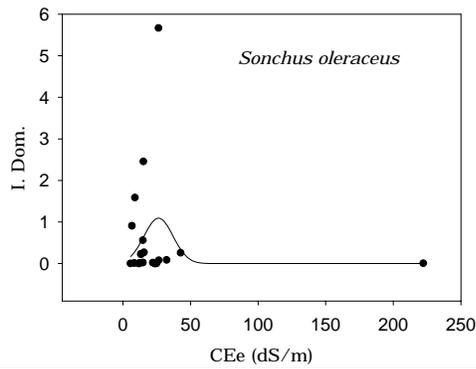
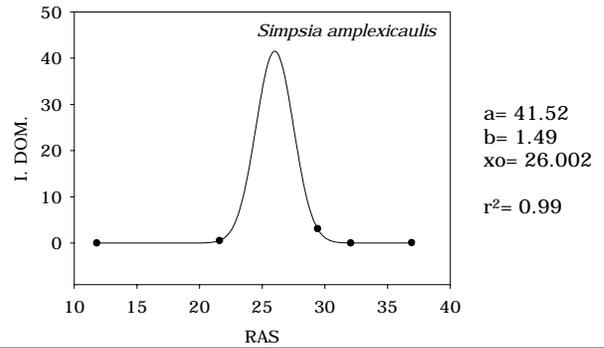
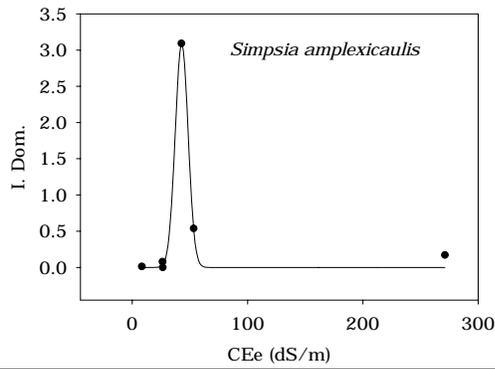
a= 2.299
b= 48.146
xo= 5.21E-07
r²= 0.601

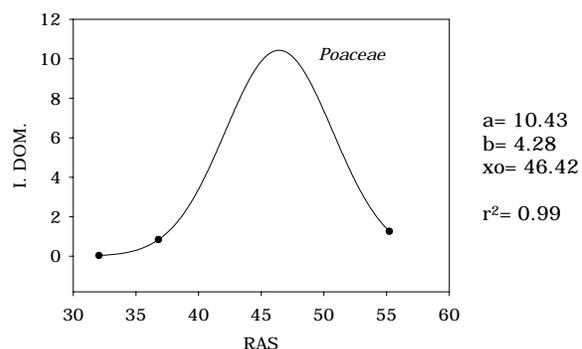
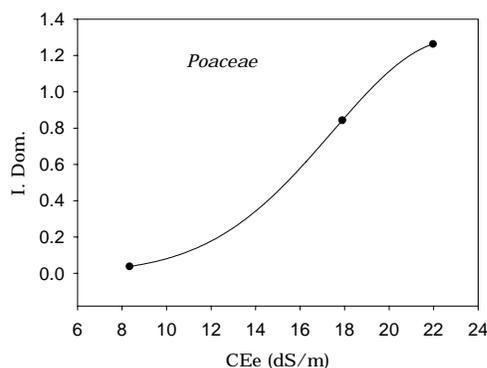
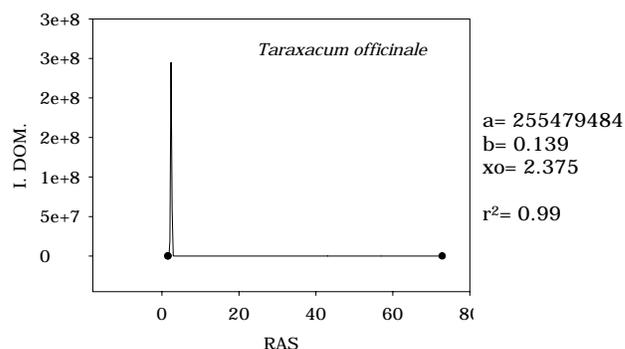
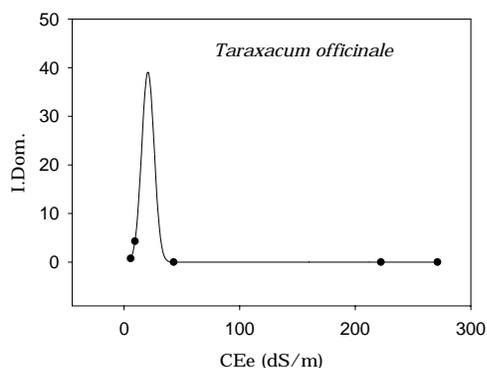


a= 3.572
b= 10.94
xo= 4.25E-08
r² = 0.847

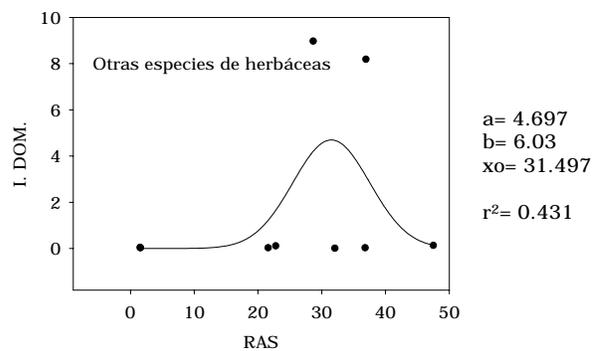
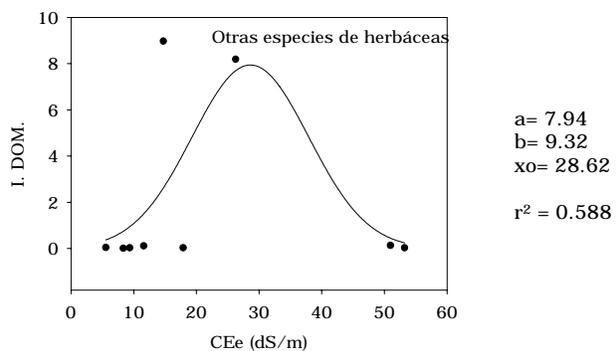
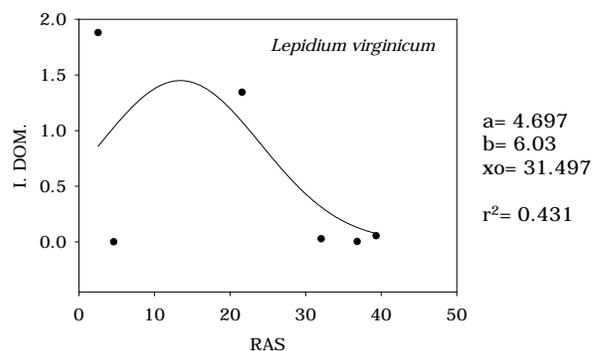


a= 1.035
b= 85.187
xo= 1.27E-06
r²= 0.689





No es factible realizar ajuste al modelo.



Como se observa en las anteriores figuras los ajustes de modelos Gaussianos a los datos de campo es de regular a bueno ($> 0.70\%$), aún en sitios con pocos datos. Resalta la gran amplitud de la respuesta de *D. spicata* y *K. scoparia* a un gradiente muy alto de tolerancia a la sal y sodio. Asimismo, *H. jubatum* también muestra una amplia respuesta aunque en un gradiente de salinidad menor. Contrario a ello, la respuesta de especies como *Simpisia amplexicaulis*, *S. oleraceus*, *T. chinensis* y *T. officinale* son muy acusadas, lo que aparentemente refleja una tolerancia muy restringida a condiciones de salinidad o sodio específicas.

Algunos ajustes al modelo son bajos, como el caso de la respuesta de *S. oleraceus* a la CEe ($r^2= 0.225$); *S. torreyana* ($r^2= 0.425$ CEe y $r^2= 0.495$ RAS) y *L. virginicum* ($r^2= 0.575$ RAS), por lo que se estima que existen factores distintos a la salinidad que están afectando mayormente la respuesta de estas especies. Asimismo el ajuste considerando diversas herbáceas de las que se tenía uno o dos registros únicamente es bajo debido a que cada especie tiene curvas particulares y por tanto este modelo solamente se incluye como una aproximación de las curvas de las especies restantes.

Utilizando los parámetros del ajuste para cada especie dentro de un gradiente de salinidad de 0 a 200 dS/m y de 0 a 200 de RAS se integraron las diferentes curvas de respuesta de todas las especies para generar un modelo de representación de la conformación de la comunidad a diferentes niveles de afectación por sales. Estos modelos representativos se muestran en las figuras 7.3.1 y 7.3.2.

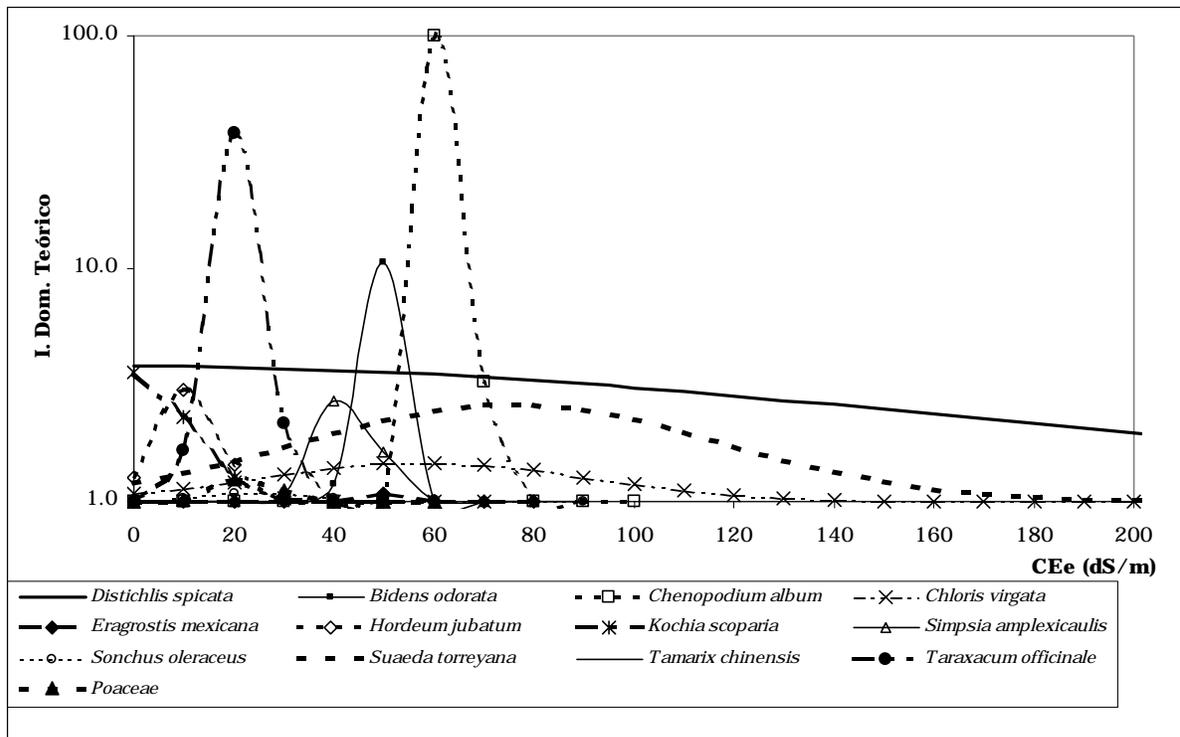


Figura 7.3.1.- Modelo teórico de respuesta a la conductividad eléctrica (CEe) de la comunidad de plantas halófitas en las planicies de la ZFLT.

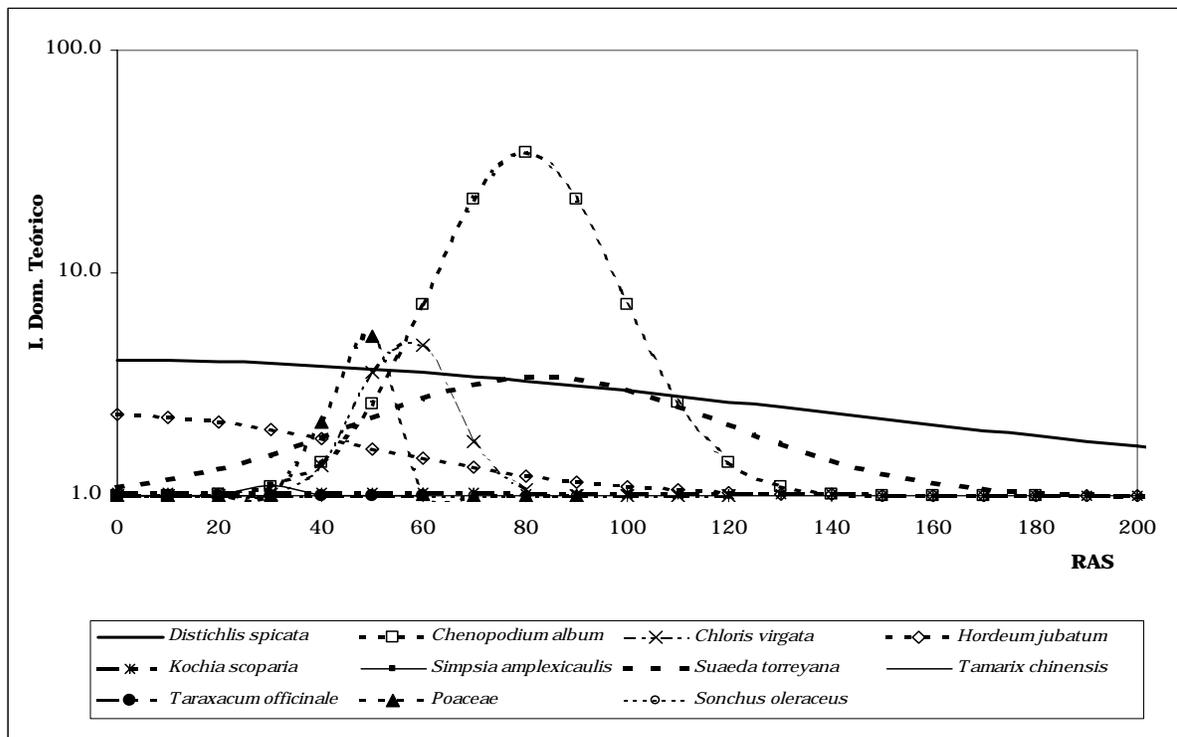


Figura 7.3.2.- Modelo teórico de respuesta al radio de adsorción de sodio (RAS) de la comunidad de plantas halófitas en las planicies de la ZFLT.

De las anteriores figuras se desprende que la comunidad en el área estudiada está generalmente representada por no más de 7 especies, entre las que resaltan *K. scoparia*, *H. jubatum*, *T. officinale*, *S. amplexicaulis*, *B. odorata*, *C. album*, *D. spicata* y *S. torreyana*. La representatividad de las demás especies señaladas en el cuadro 7.3.1 es muy baja y generalmente se distribuyen a valores de CEE y RAS menores de 40 dS/m. En la figura 7.3.1 resalta que cuando la salinidad se encuentra por debajo de los 40 dS/m la comunidad está principalmente conformada por *T. officinale*, *H. jubatum*, *K. scoparia* y *D. spicata*. La dominancia de todas estas especies se reduce de forma drástica a partir de los 30 dS/m, permaneciendo solamente *D. spicata* ante niveles de CEE mayores. A partir de los 40 y hasta los 80 dS/m la configuración de la comunidad cambia totalmente, quedando representada por *C. album*, *S. torreyana*, *B. odorata*, *S. amplexicaulis*, *C. virgata* y *D. spicata*. Más allá de los 80 dS/m solamente plantas muy especializadas dominan la fisonomía de la comunidad (*D. spicata*, *S. torreyana*), y por arriba de los 200 dS/m solamente *D. spicata* se encuentra presente en algunos sitios y con muy pobre desarrollo, como se denota en el decreciente valor del índice de dominancia.

En lo referente al sodio, la figura 7.3.2 muestra que a concentraciones bajas de sodio intercambiable (referido por un RAS menor a 40) las especies se comportan de forma muy similar con bajas dominancias, a excepción de *D. spicata* y *H. jubatum*, las que muestran mayores valores del índice de dominancia que las demás. No obstante, cuando aumenta la cantidad de sodio y se obtienen valores de RAS entre 40 y 70, especies como el pasto grama (*Poaceae*), *C. virgata* y *C. album* adquieren una importante representatividad en la comunidad, incluso mayor que la de *D. spicata*, que se comporta muy similar ante el aumento de sodio que al aumento de la CEE. Al igual que en la figura anterior, al rebasar los valores de RAS de 70 y por debajo de los 110 cambia totalmente la fisonomía de la comunidad, ya que dominan *C. album*, *S. torreyana* y *D. spicata*. Finalmente, por arriba de un valor del RAS superior a 120 la comunidad se reduce a solamente las dos especies que han mostrado mayores niveles de tolerancia a las sales, *D. spicata* y *S. torreyana*, ambas con una fuerte tendencia decreciente con una tolerancia máxima del RAS de 250.

Tomando los valores de óptimo y tolerancia de cada especie (Cuadro 7.3.1 a lo largo de un mismo gradiente de salinidad y sodio, se elaboraron las gráficas de las figuras 7.3.3 y 7.3.4 para identificar la aparición y desaparición de especies al disminuir la salinidad en un sitio.

Se observa que las especies *D. spicata* y *S. torreyana* están fungiendo como las primeras colonizadoras de sitios (claros) fuertemente afectados por sales (>60 dS/m), seguidas de *C. virgata* y *C. album*.

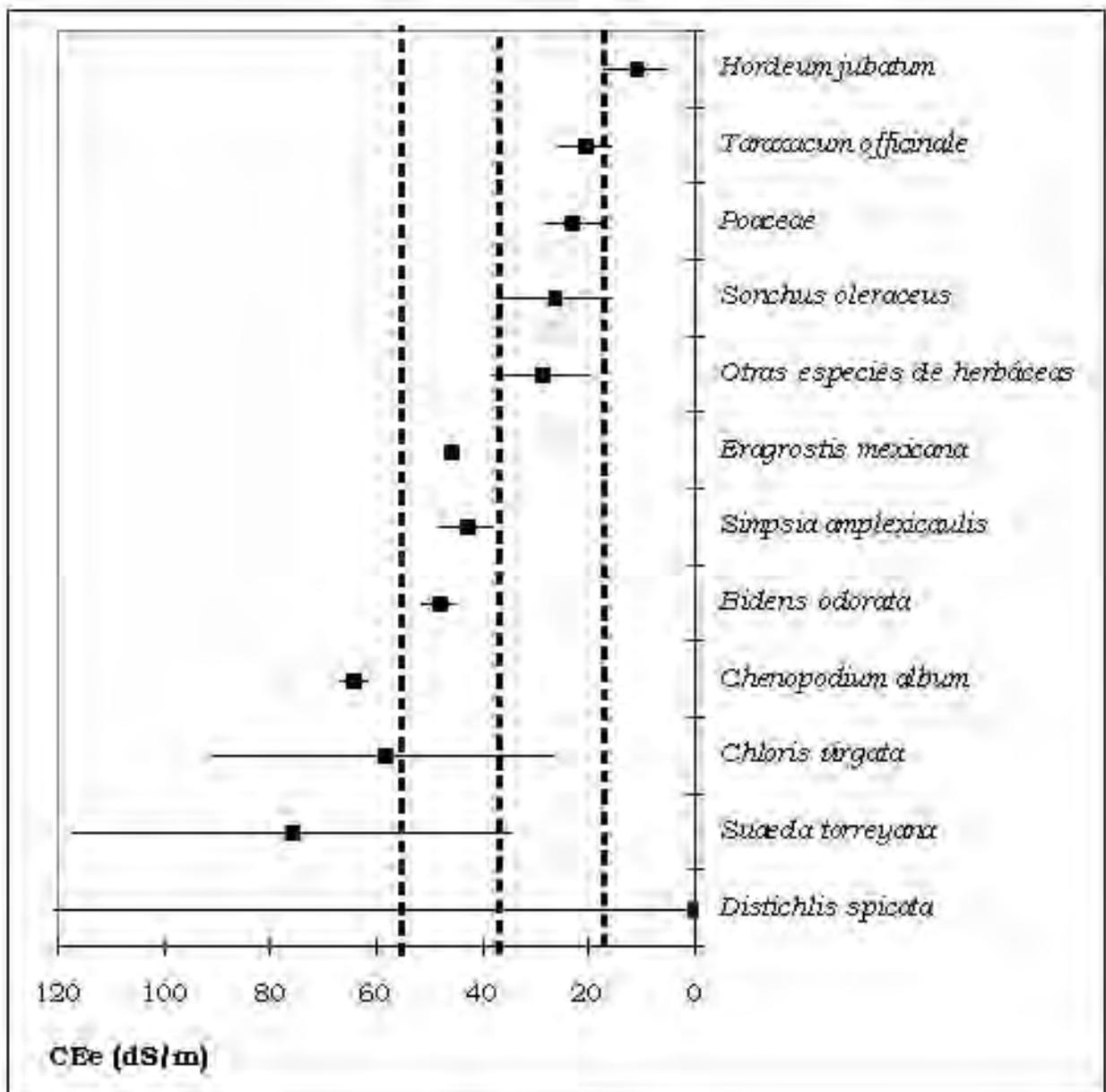


Figura 7.3.3.- Distribución de valores óptimos e intervalos de tolerancia de cada especie a lo largo de un gradiente de conductividad eléctrica (CEe).

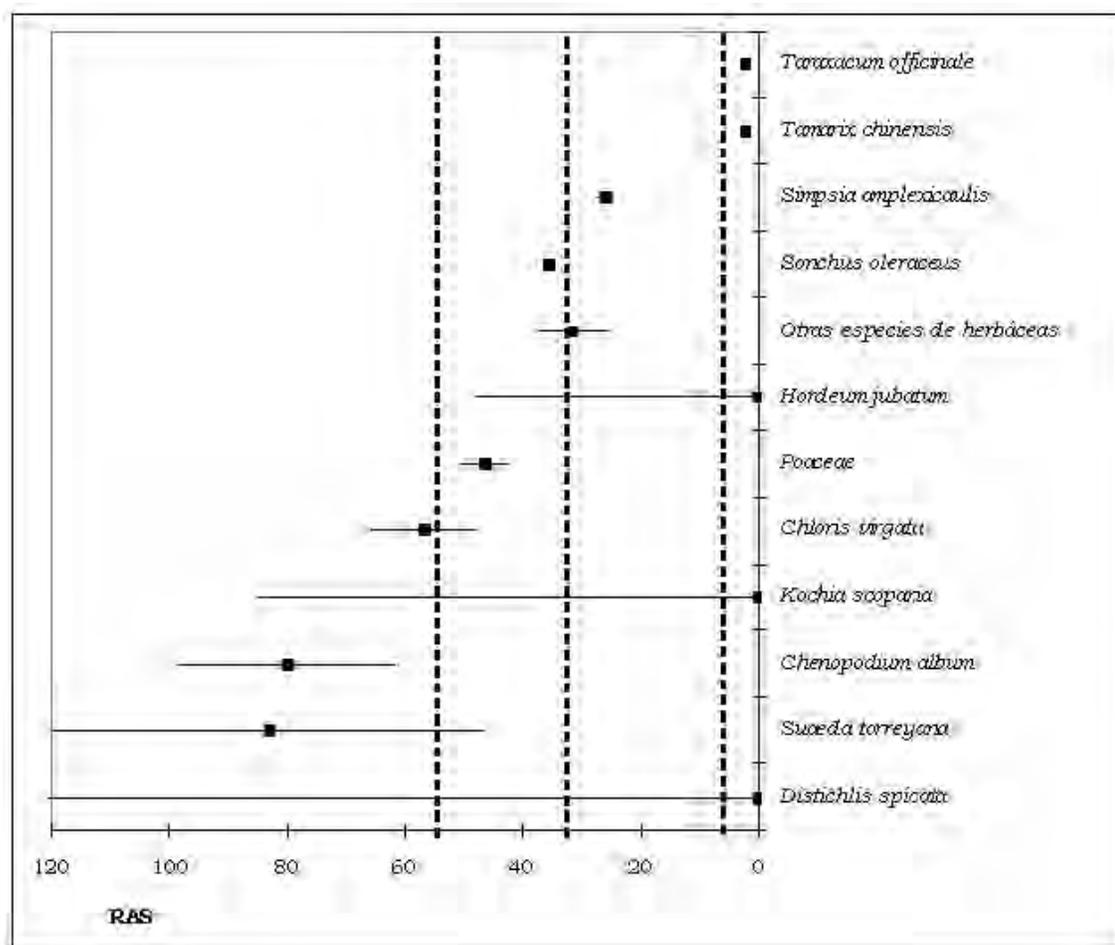


Figura 7.3.4.- Distribución de valores óptimos e intervalos de tolerancia de cada especie a lo largo de un gradiente de valores del radio de adsorción de sodio (RAS).

Como se observa en las figuras 7.3.3 y 7.3.4, se identifican cuatro asociaciones de especies diferentes conforme decrecen la CE y el RAS. Estas asociaciones pueden considerarse como etapas a lo largo de un proceso de sucesión de especies en comunidades de sitios afectados por sales, en donde una etapa es prácticamente remplazada por la siguiente al decrecer la salinidad (con excepción de *D. spicata* que se encuentra presente en un amplio gradiente de CE y RAS).

De acuerdo con la figura 7.3.3 en la colonización de sitios salinos ($CE > 150$ dS/m) participan principalmente *D. spicata* y *S. torreyana* como especies pioneras, que aparentemente son acompañadas por *C. virgata* y *C. album* cuando la salinidad está entre 80 y 60 dS/m, donde estas cuatro especies tienen sus valores óptimos de desarrollo. Cuando la salinidad se ha reducido por debajo de los 60 dS/m, la anterior asociación es remplazada por una segunda etapa conformada por *B. odorata*, *S. amplexicaulis* y *E. mexicana*; en tanto la CE no sea inferior a los 40

dS/m. Cuando esto ocurre, esta segunda etapa es remplazada por la asociación de *S. oleraceus*, *T. officinale* y otras herbáceas tolerantes (*Brassica campestris*, *Buteloua simples*, *Conyza sophiifolia*, *Eragrostis obtusiflora*, *Haplopappus venetus*, *Sesuvium portulacastrum* y *Gnaphalim aff conoideum*). El último estadio de la comunidad está conformado principalmente por *H. jubatum*, que resultó ser la especie con menor óptimo y ámbito de tolerancia y que corresponde a una poacea con muy baja tolerancia a las sales.

En el caso del sodio, al decrecer el valor del RAS en el suelo, también se va modificando la conformación de la comunidad halófito hacia distintas asociaciones. En este caso hay dos especies con amplio ámbito de tolerancia (*D. spicata* y *K. scoparia*) que se podrían presentar ante prácticamente cualquier nivel de sodio en el suelo (siempre que éste sea <200). Las especies que se desarrollan preferentemente ante altas concentraciones de sodio son (además de las anteriores), *S. torreyana* y *C. album*. Cuando el RAS está entre 70 y 40, la anterior etapa de la comunidad es remplazada por el pasto gramma (Poaceae) y *C. virgata*, que conforman un segundo estadio de la comunidad. Al descender el sodio por debajo de un valor de RAS de entre 40 y 20 se vuelve a presentar una nueva fisonomía en la comunidad, quedando ésta dominada por *S. oleraceus*, *S. amplexicaulis* y otras especies de herbáceas (*Brassica campestris*, *Buteloua simples*, *Conyza sophiifolia*, *Eragrostis obtusiflora*, *Haplopappus venetus*, *Sesuvium portulacastrum* y *Gnaphalium aff conoideum*). Finalmente, al reducirse los niveles de sodicidad se remplace el anterior estadio por uno conformado por *H. jubatum*, *T. chinensis* y *T. officinale*, con óptimos de desarrollo y tolerancia a bajas concentraciones de sodio.

De acuerdo con los capítulos de resultados 7.1 y 7.2, la CE y el RAS son algunas de las principales variables que definen la calidad de sitios y por ende, la distribución y reemplazo de las asociaciones de plantas sobre éstos. Sin embargo, no son las únicas variables del sistema que van a definir la distribución y reemplazo de la vegetación. El efecto combinado de las variables de relevancia es difícil de percibir si se analizan una a la vez, por lo que se requiere de métodos que permitan analizar variables de forma integral como los que se presentan a continuación.

7.3.2.- Estadios de la comunidad vegetal en un sistema con afectación por sales (evaluación multivariada).

a) Identificación de los factores ambientales más relevantes en la respuesta de la vegetación.

El resultado del análisis de correspondencia canónica (CCA) practicado, considerando los valores promedio ponderados de 10 variables de suelo en los primeros 40 cm y la totalidad de las especies, arrojó que tan solo el 24.8% de la variabilidad observada en las 21 especies de plantas podría ser explicada con las variables seleccionadas. Resultaron de mayor relevancia la profundidad al horizonte tixotrópico, la cantidad de arcilla y arena, la CE y el RAS. No obstante, este análisis denotó la gran variabilidad existente en la respuesta de la vegetación y que no necesariamente está relacionada con las concentraciones de sal y sodio en el medio. Ello era de esperarse ya que dentro de las 21 especies consideradas, solamente 15 corresponden a plantas reportadas como halófitas, siendo que las demás han podido ingresar al sistema a través del material exógeno con que se han construido bordos y caminos dentro de la ZFLT, y de alguna manera han podido desarrollarse en sitios con sales. Por este motivo se aplicó el mismo análisis pero considerando solamente las especies reportadas como halófitas. Este segundo CCA reflejó que una mayor proporción de la variabilidad observada en la distribución de las halófitas (34.1%) podía relacionarse con las variables seleccionadas considerando los primeros tres ejes canónicos (cuadro 7.3.2).

Cuadro 7.3.2.- Distribución proporcional de la varianza en tres ejes canónicos considerando 15 especies de halófitas y 10 variables edáficas con promedios ponderados registrados en los primeros 40 cm de suelo. Eigenvalores significativos (>2.40).

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Eigenvalores	0.625	0.371	0.356
Varianza en datos de especies			
% varianza explicado	15.8	9.4	9.0
% acumulado de varianza explicado	15.8	25.2	34.1
Corr. de Pearson, Spp-Ambi*	0.868	0.886	0.796

* El valor de 0.000 denotaría que los ejes no son ortogonales.

Considerando una R² de 0.341 (máxima variabilidad explicada) resultaron significativas las variables: RAS (log), CE (log), profundidad del solum (log) y la profundidad al horizonte tixotrópico, como se denota en los vectores de la figura 7.3.5. En dicha figura se observa que la profundidad del solum, la CE y el Ras están fuertemente correlacionados con el eje 1 mientras que la profundidad al horizonte

tixotrópico está fuertemente correlacionada con el eje 3. Al proyectar los vectores de CEE y prof. del solum se observa que son inversamente proporcionales y que la dominancia (variable respuesta considerada) de las especies *B. simple*, *T. officinalis*, *H. venetus*, *T. chinensis*, *H. jubatum*, *D. spicata*, *K. scoparia*, *E. mexicana* y *S. torreyana* se distribuyen aparentemente a lo largo de un gradiente creciente de CEE y decreciente de profundidad del solum, siendo que *B. simple* se presenta con mayor dominancia en sitios con baja CE y elevada profundidad del solum, mientras que *S. torreyana* se desarrolla en sitios con mayor CE y baja profundidad del solum, pero que a su vez está influenciada por una baja profundidad del horizonte tixotrópico ya que se observa muy cercana a la porción decreciente de este vector (figura 7.3.5).

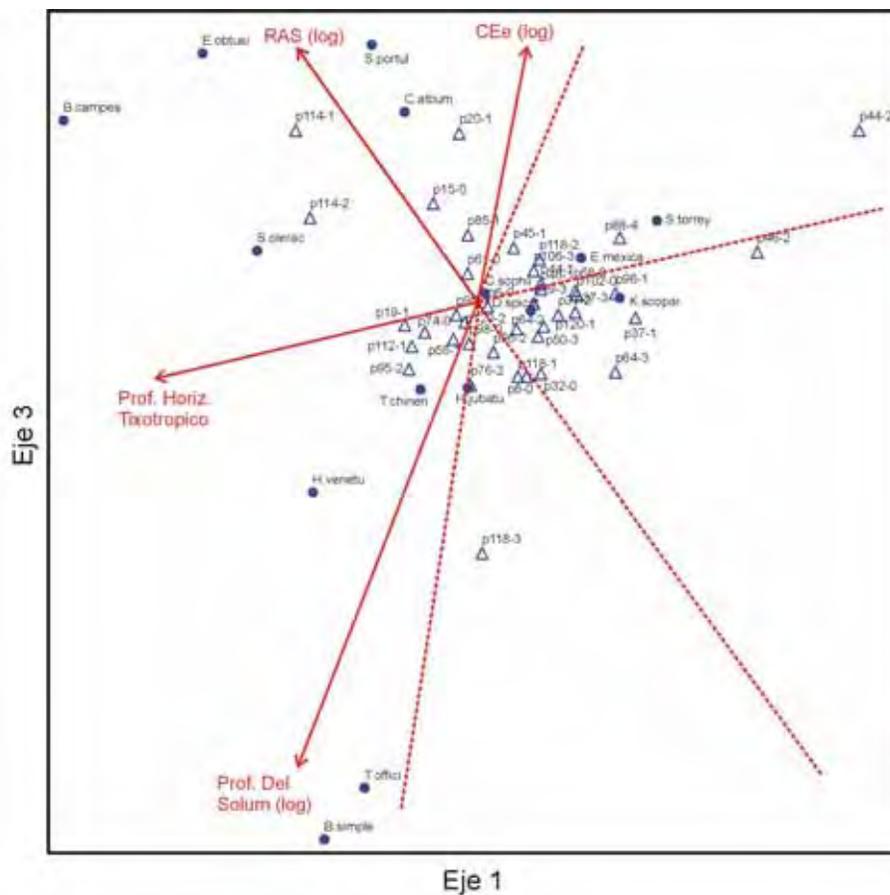


Figura 7.3.5.- Gráfico dual (Biplot) de ordenación del CCA para 15 especies halófitas (círculos) en 40 sitios (triángulos) considerando 10 variables del suelo a profundidad de 0-40 cm. Al corte de una R^2 de 0.341 aparecen las variables RAS(log), CEE(log), Prof. Del Solum (log) y Prof. al Horiz. tixotrópico como las más relevantes en explicar esta variabilidad. Los vectores de las variables se proyectaron en ambas direcciones de acuerdo con Jongman, Ter Braak y Van Tongeren (1995) para identificar gradientes en la ubicación de los sitios y las especies dentro del gráfico.

Otras especies como *B. campestris*, *S. oleraceus*, *E. obtusiflora*, *S. portulacastrum* y *C. album* se observan fuertemente relacionadas con la profundidad del horizonte tixotrópico y la concentración de sodio (RAS); particularmente, *B. campestris* y *E. obtusiflora* tienen altos valores de dominancia con altas concentraciones de sodio y una gran profundidad al horizonte tixotrópico.

Por otro lado, la distribución de los sitios de muestreo a lo largo de los ejes que proyectan estas variables es confuso, quedando la mayoría dentro de condiciones intermedias de las variables mencionadas, a excepción del sitio p118-3 fuertemente dominado por baja CE y mayor profundidad del solum que otros sitios, el sitio p20-1 que presenta altos valores de CE y baja profundidad del solum y el sitio p44-2 con muy baja profundidad al horizonte tixotrópico y alto valor de CEe.

El CCA arrojó que un tercio de la varianza en la distribución de los valores de dominancia de las especies dentro de los primeros 40 cm de suelo es explicada por estas cuatro variables; sin embargo, pese a que este análisis se considera de gradiente directo por que permite identificar las preferencias de las especies ante gradientes de variables, la alta dispersión de éstas en todo el diagrama y las distancias de cada especie a uno u otro eje, no permiten identificar gradientes de una forma muy clara.

Todas las halófitas consideradas son plantas herbáceas o arbustos pequeños cuyo sistema radicular principal se localiza por encima de los 40 cm, por lo que en un intento por explicar una mayor proporción de la variabilidad con las variables edáficas consideradas, se practicó un tercer análisis de CCA considerando solamente la porción superficial de suelo (0-15 cm) en donde predominan las raíces de varias de las especies, utilizando los valores promedio ponderados por profundidad de horizonte para tal efecto.

La proporción de la varianza explicada en este tercer análisis se incrementó muy poco (1.2%) con respecto al anterior, dando una varianza acumulada por los tres primeros ejes de 35.3%, como se presenta en el cuadro 7.3.3, lo que denota que un poco más de la tercera parte de la distribución de la dominancia de las especies es explicada por las variables bajo consideración y los cambios en los primeros 15 cm del suelo.

Cuadro 7.3.3.- Distribución proporcional de la varianza en tres ejes canónicos considerando 15 especies de halófitas y 10 variables edáficas con promedios ponderados registrados en los primeros 15 cm de suelo. Eigenvalores significativos (> 2.40).

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Eigenvalores	0.566	0.534	0.298
Varianza en datos de especies			
% varianza explicado	14.3	13.5	7.5
% acumulado de varianza explicado	14.3	27.8	35.3
Corr. de Pearson, Spp-Ambi*	0.807	0.987	0.795

* El valor de 0.000 denotaría que los ejes no son canónicos.

Como se observa en estos resultados, la proporción de varianza explicada por el eje 2 es mayor que la observada en el cuadro 7.3.2, lo que contribuyó a aumentar la cantidad total de variabilidad explicada. En este análisis resultó que la variabilidad es explicada principalmente por las variables RAS (log), CEe (log), contenido proporcional de limo y de arcilla como se muestra en la figura 7.3.6.

En esta segunda figura se observa que la CEe y el RAS están fuertemente correlacionadas con el primer eje canónico, mientras que % de arcilla y % de limo se correlacionan con el tercer eje canónico. Las variables CEe y RAS a su vez presentan una correspondencia directamente proporcional por estar correlacionadas y a lo largo de ambas es factible distribuir a las especies sobre un gradiente de salinidad y sodio, resultando que especies como *S. portulacastrum*, *C. album*, *S. torreyana*, *D. spicata*, *B. campestris*, *H. jubatum*, *S. oleraceus*, *T. chinensis* y *H. venetus* se distribuyen en este orden a lo largo de concentraciones decrecientes de sales, pero preferentemente en suelos moderadamente arcillosos, mientras que *E. obtusiflora* se localiza en suelos con alta concentración de sales en suelos muy arcillosos. En contraparte, especies como *E. mexicana*, *K. scoparia*, *C. sofhiifolia* se distribuyen en sitios con altas concentraciones de sales y mayor proporción de % limo que las anteriores. En el extremo opuesto de la figura se observa que especies como *T. officinalis* y *B. simple* se presentan preferentemente en sitios con alta concentración de limo, baja de arcilla y bajas concentraciones de sales.

Considerando cualquiera de ambas profundidades, resulta claro que casi dos terceras partes de la variabilidad son atribuidas a otros factores distintos a los considerados y que no fueron medidos o registrados en este estudio. No obstante, resultado de interés entender como dentro de esa tercera parte, las especies se distribuyen dentro de un marco multivariado de parámetros del suelo para tratar de comprender como ocurre el proceso de remplazamiento de especies en este complejo sistema, conforme se pasa de un sitio con bajas condiciones de calidad a uno con mejor calidad. Para ello, a partir de los pesos (correlaciones) canónicas de cada variable en los ejes de ambos análisis de CCA se seleccionaron aquéllas con mayor

representatividad en el sistema. Dichas variables se ingresaron en un programa de modelación de hábitat como se presenta en el siguiente inciso.

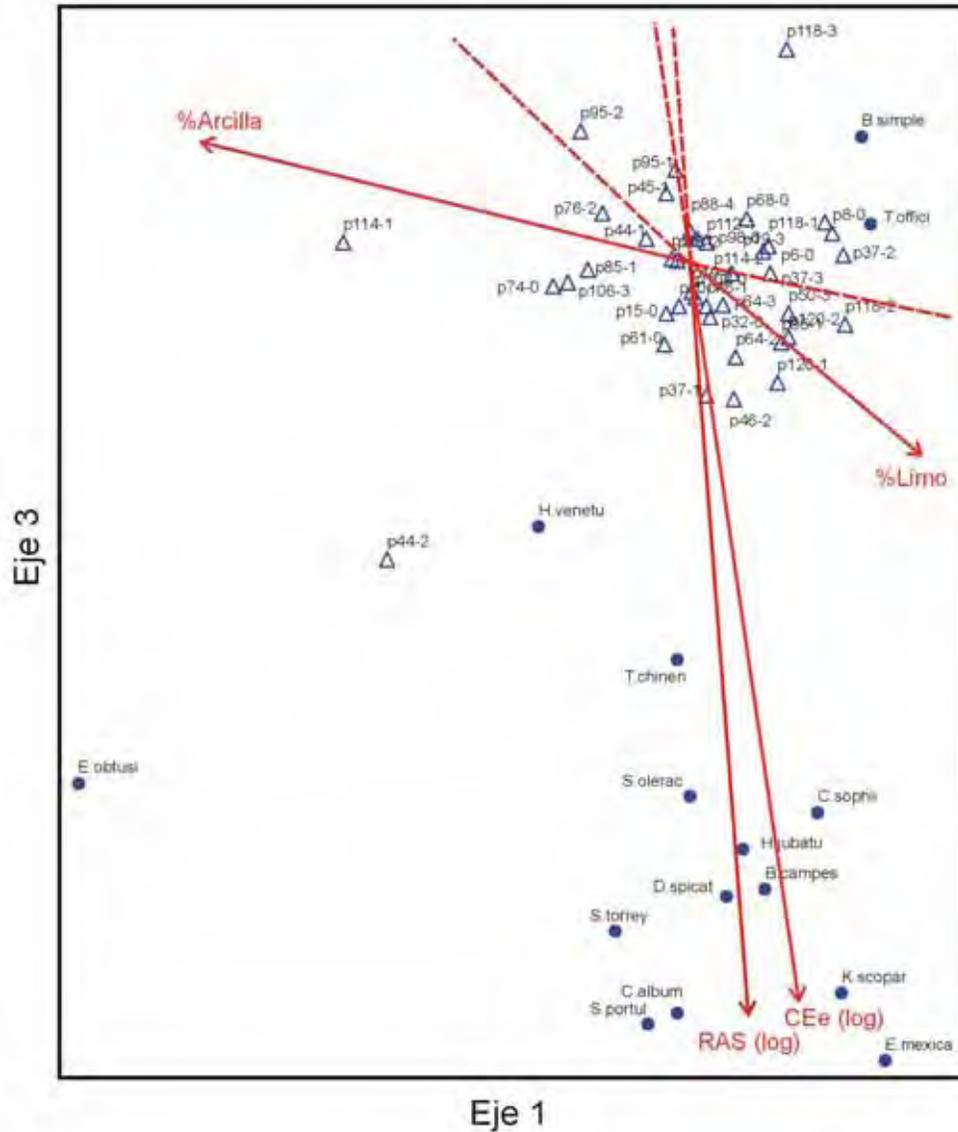


Figura 7.3.6.- Gráfico dual (Biplot) de ordenación del CCA para 15 especies halófitas (círculos) en 40 sitios (triángulos) considerando 10 variables del suelo a profundidad de 0-15 cm. Al corte de una R^2 de 0.353 aparecen las variables RAS (log), CEe (log), % de Arcilla y % de Limo como las más relevantes en explicar esta variabilidad. Los vectores de las variables se proyectaron en ambas direcciones de acuerdo con Jongman, Ter Braak y Van Tongeren (1995) para identificar gradientes en la ubicación de los sitios y las especies dentro del gráfico.

b) Modelos de simulación de hábitat y secuencia de incorporación de especies en función de su tolerancia

Como se presenta en la introducción, los modelos de simulación de hábitat integran el efecto de distintas variables sobre la vegetación dentro de una variable matemática compuesta por un modelo multiplicativo. La construcción e interpretación de dicha variable resulta de mayor facilidad cuanto menor sea el número de variables por considerar, por lo que se estimó de importancia reducir el número de variables, aunque ello implicara una reducción en la proporción de la variabilidad explicada.

En el análisis del inciso anterior se identificó que 10 variables edáficas explicaban el 35.3% de la variabilidad observada en la distribución del índice de dominancia en las especies halófitas. De éstas, resultaron de mayor relevancia las variables con mayores valores de correlación con los ejes canónicos 1 y 3 en función de las gráficas resultantes. Estas variables fueron CEE (log), RAS (log), profundidad del horizonte tixotrópico, profundidad del solum, % de arena y % de limo. No obstante, al considerar solamente dichas variables en el CCA, la proporción de varianza explicada descendió al **26.7%**, por lo que para lograr contar con un poco más de la tercera parte de la variabilidad, se optó por considerar adicionalmente al pH y al % de arcilla (correlacionadas moderadamente con el eje canónico 2) dentro del análisis. Con ello se logró conservar un **34.7%** de la variabilidad explicada por el modelo.

En este sentido, las variables seleccionadas para modelar el hábitat de las especies de halófitas fueron: pH, % de arena, % limo, % arcilla, profundidad al horizonte tixotrópico, CEE(log), RAS (log), profundidad del Solum (log).

Asimismo, de las 21 especies de plantas originales, se identificaron 15 reportadas como tolerantes a las sales en la literatura y de éstas, se eligieron aquellas para las que se tuvieran datos de respuesta (índice de dominancia) de por lo menos más de 3 sitios de muestreo. Con ello, el número de especies por considerar en el modelo se redujo a 9: *T. chinensis*, *K. scopararia*, *C. album*, *D. spicata*, *E. mexicana*, *H. jubatum*, *S. oleraceus*, *S. torreyana* y *T. officinalis*.

Los modelos obtenidos para cada especie a partir del modelo de regresión multiplicativa no paramétrica se presentan en el siguiente cuadro.

Cuadro 7.3.4.- Pesos y variables integrantes del modelo multiplicativo no paramétrico que mejor explica (xR^2) la distribución del índice de dominancia de cada especie bajo diferentes condiciones del suelo.

MODELOS DE RESPUESTA POR ESPECIE													
Variable de respuesta	Eval x R2 al mejor ajuste posible	Variables predictoras	a1	Variable 1	a2	Variable 2	a3	Variable 3	a4	Variable 4	a5	Variable 5	Observación
<i>T.chinensis</i>	7.7%	1	3.00	% arena									sembrada
<i>K.scoparia</i>	-1.5%	1	12.50	%limo									
<i>C.album</i>	-0.01%	3	0.15	pH	* 17.50	%limo	* 1.49	Profundidad del solum (log)					
<i>D.spicata</i>	5.1%	3	8.99	% arena	* 1.08	RAS(log)	* 0.14	Profundidad del solum (log)					sembrada
<i>E.mexicana</i>	41.6%	4	0.15	pH	* 14.98	% arena	* 0.24	CEe(log)	* 1.90	Profundidad del solum (log)			
<i>H.jubatium</i>	16.6%	4	0.30	pH	* 10.00	%limo	* 0.24	CEe(log)	* 0.54	RAS(log)	*		
<i>S.oleraceus</i>	22.4%	5	0.45	pH	* 5.99	% arena	* 15.00	%limo	* 0.96	CEe(log)	* 0.27	Profundidad del solum (log)	
<i>S.torreyana</i>	24.3%	4	17.50	%limo	* 33.90	profundidad al horizonte tixotrópico	* 0.08	CEe(log)	* 1.63	Profundidad del solum (log)	*		
<i>T.officinalis</i>	75.2%	5	12.50	% arcilla	* 22.60	profundidad al horizonte tixotrópico	* 0.48	CEe(log)	* 0.18	RAS(log)	* 0.41	Profundidad del solum (log)	

Como se observa en la anterior tabla, cada especie responde de manera individual a las diferentes variables edáficas bajo consideración en el modelo. Se observa una combinación distinta de variables en cada caso, aunque en 6 y 5 de los modelos participan las variables % de limo, CE y profundidad del solum, y en 3 y 4 de los modelos participan el % de arena, el RAS y el pH.

La respuesta en las especies *E. mexicana*, *H. jubatum*, *S. oleraceus*, *S. torreyana* y *T. officinalis* es explicada en buena parte (entre un 17 y un 75%) por la conjunción de estas variables ambientales, resultando en modelos predictivos adecuados al evaluar la xR^2 (McCune, 2004); particularmente en el caso de *E. mexicana* y *T. officinalis*. No obstante, los mejores modelos encontrados para *D. spicata* y *T. chinensis* reflejan un ajuste pobre y solamente permiten predecir un 5 a 7% del comportamiento de estas especies. Ello resulta lógico ya que, a diferencia de las demás, ambas han sido las especies sembradas en la zona dentro de las actividades de recuperación del Proyecto Lago de Texcoco. De ahí que los parámetros edáficos considerados no resulten suficientes para explicar la presencia y desarrollo de estas especies en la ZFLT pues la participación antrópica juega al parecer un papel mucho más importante.

Finalmente, especies como *K. scoparia* y *C. album* no pudieron ser adecuadamente ajustadas a este modelo con las variables bajo consideración ya que una xR^2 negativa es reflejo de este mal ajuste (McCune, 2004). En este caso, la dominancia y distribución de ambas especies no puede ser explicada por las variables en consideración.

A partir de los anteriores modelos, considerando solo a las especies con un ajuste aceptable (aunque bajo en el caso de *D. spicata* y *T. chinensis*), se describieron las curvas Gaussianas que simulan la distribución de las especies dentro de una variable integrada. Para ello se simuló un gradiente de condiciones edáficas de las diferentes variables desde un sitio de baja calidad edáfica a uno con buena calidad (según se observó en el capítulo 5.4). Para generar este gradiente se tomaron como variables limitantes al valor máximo y mínimos de las variables medidas en suelo superficial de la ZFLT (Cuadro 7.3.5).

El gradiente de condiciones ambientales utilizado para simular el comportamiento integrado de cada especie en función de los modelos predictivos se presenta en el cuadro 7.3.6. Se parte de un sitio hipotético arcilloso, con poco limo, con el horizonte tixotrópico cercano a la superficie, alta CEE y RAS, elevado pH y poca profundidad del solum. En contraparte, el sitio hipotético de mejor calidad corresponde a un sitio franco (aprox 30% arena, limo y arcilla), con el horizonte tixotrópico alejado de la superficie, baja CEE y RAS, pH neutro y gran profundidad del solum.

Cuadro 7.3.5.- Valores máximos, mínimos y promedios de las variables superficiales medidas en los sitios de muestreo.

Valor	% arena	% limo	Profundidad al horizonte tixotrópico.	CEe (log)	RAS (log)	Prof del Solum (log)	pH	% arcilla
máximo	65.00	60.00	120.00	2.564	2.485	2.013	10.61	60.00
mínimo	5.10	10.00	7.00	0.964	0.687	-0.699	7.60	10.00
promedio	26.34	39.65	55.03	1.555	1.322	1.233	9.62	33.56

Cuadro 7.3.6.- Gradiente de variables considerado desde un sitio con malas condiciones edáficas a uno con condiciones mejores.

Condición hipotética del factor ambiental	% arena	% limo	profundidad al horizonte tixotrópico	CE (log)	RAS (log)	Prof. del Solum (log)	pH	% arcilla
Menos favorable	14.00	8.00	20.00	3.00	2.70	0.60	13.50	56.00
	16.00	10.00	25.00	2.80	2.50	0.80	13.00	54.00
	18.00	12.00	30.00	2.60	2.30	1.00	12.50	52.00
	20.00	14.00	35.00	2.40	2.10	1.20	12.00	50.00
	22.00	16.00	40.00	2.20	1.90	1.40	11.50	48.00
	24.00	18.00	45.00	2.00	1.70	1.60	11.00	46.00
Intermedia	26.00	20.00	50.00	1.80	1.50	1.80	10.50	44.00
	28.00	22.00	55.00	1.60	1.30	2.00	10.00	42.00
	30.00	24.00	60.00	1.40	1.10	2.20	9.50	40.00
	32.00	26.00	65.00	1.20	0.90	2.40	9.00	38.00
	34.00	28.00	70.00	1.00	0.70	2.60	8.50	36.00
	36.00	30.00	75.00	0.80	0.50	2.80	8.00	34.00
	38.00	32.00	80.00	0.60	0.30	3.00	7.50	32.00
Más favorable	40.00	34.00	85.00	0.40	0.10	3.20	7.00	30.00

Con el anterior gradiente hipotético se simularon las curvas de respuesta de cada una de las especies para las que se contó con un modelo significativo. Las curvas de respuesta estimadas se presentan en la figura 7.3.7.

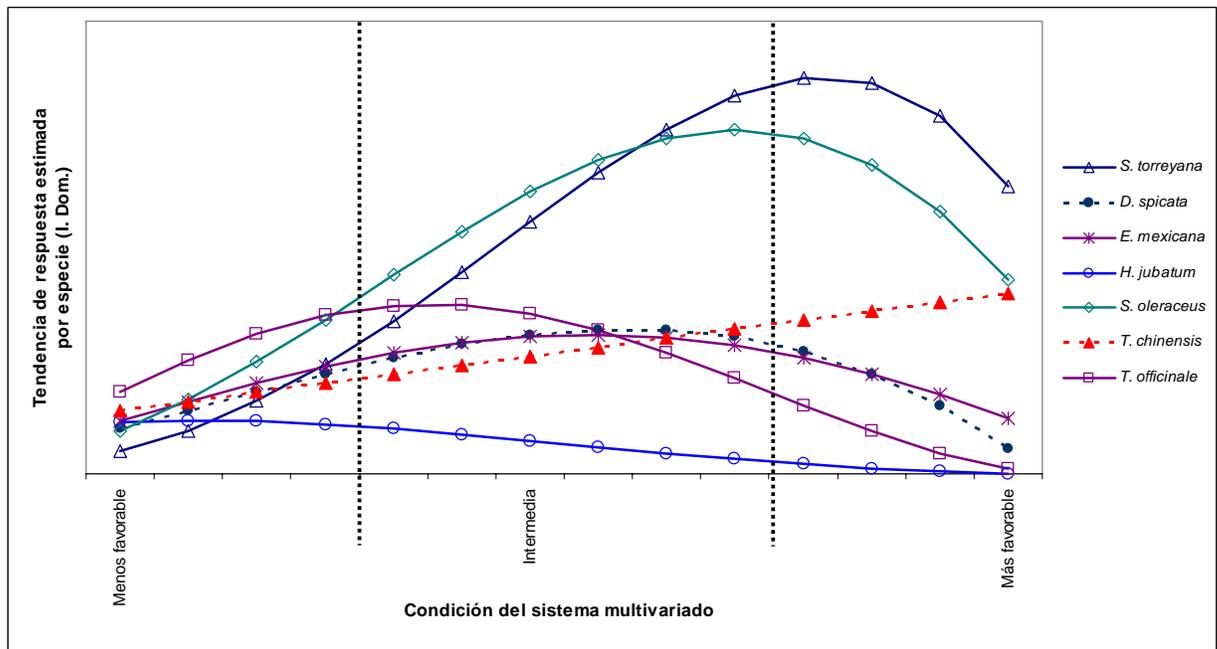


Figura 7.3.7.- Curvas de respuesta por especie generadas a partir de modelos multiplicativos no paramétricos a lo largo de un gradiente teórico de calidad ambiental. Los valores de dominancia del eje Y han sido eliminados ya que para que las curvas fueran legibles en una misma figura hubo que dividir entre 10 la respuesta de las especies *E. mexicana* y *H. jubatum*; entre 1000 las respuestas de *S. oleraceus* y *T. officinale*, y entre 1500 la respuesta de *S. torreyana*.

Como se observa en la anterior figura, la mayoría de las especies tienden a tener mayores valores de dominancia conforme el sitio se incrementa a una condición más favorable de calidad del sitio. Por su parte, *E. mexicana*, *D. spicata* (con reserva por pobre ajuste del modelo) y *T. officinalis* tienen un mayor índice de dominancia en condiciones no tan favorables (intermedias).

Al igual que en el inciso anterior, a partir de las curvas de respuesta Gaussiana se calcularon los valores de óptimo y tolerancia (Jongman, Teer Braak y Van Tongeren, 1995) para identificar una secuencia de reemplazo de especies conforme cambian las condiciones edáficas del sistema. El gráfico resultante se presenta en la figura 7.3.8.

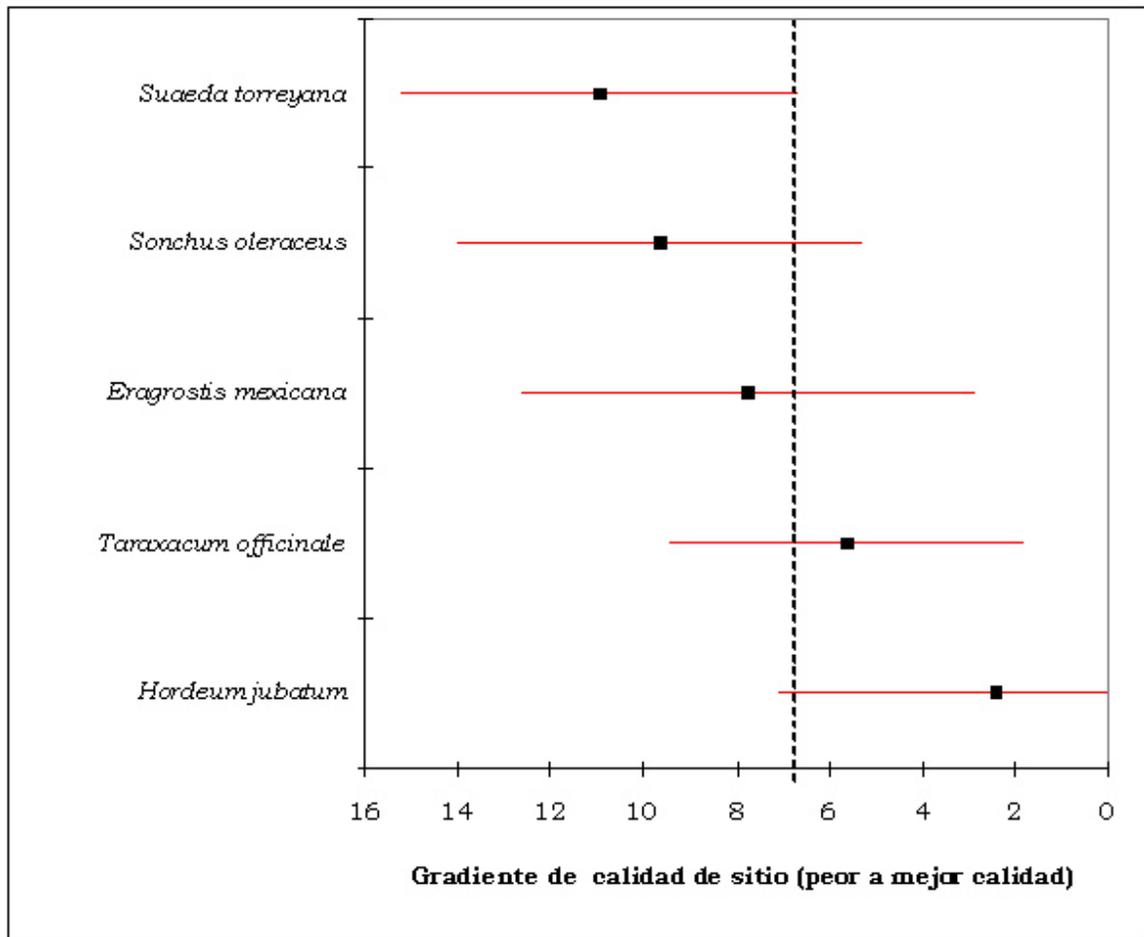


Figura 7.3.8.- Diagrama de distribución de óptimos y tolerancias por especie a lo largo de un gradiente ambiental multivariado que refleja el cambio de una condición de calidad de sitio desfavorable a una más favorable. Se consideraron solamente las especies con un ajuste aceptable al modelo de RMNP establecido. Los números en el eje de las x no representan valor alguno, solamente reflejan un gradiente de calidad de sitio.

Como se observa en la figura 7.3.8, resulta difícil establecer límites claros en el reemplazo de las especies dentro de una comunidad conforme las condiciones de suelo mejoran. No obstante se pueden identificar dos grupos de asociaciones de especies, el primer grupo lo conforman *S. torreyana*, *S. oleraceus* y *E. mexicana*, que son reemplazados eventualmente por *T. officinalis* y *H. jubatum* conforme las condiciones del sitio mejoran. Cabe señalar que las especies *T. chinensis* y *D. spicata* no fueron consideradas por tener un bajo ajuste del modelo y no ser representativas de una condición natural de reemplazo, ya que han sido introducidas por el hombre.

7.4 MAPEO DE LA SALINIDAD DEL SUELO USANDO UN INDICE DE RESPUESTA ESPECTRAL COMBINADA PARA SUELO DESCUBIERTO Y VEGETACIÓN

7.4.1.- Selección de indicadores.

a) Respuesta espectral de vegetación y suelo

Dado que el muestreo se realizó en la temporada de estiaje, las especies estaban secas y con coloraciones café amarillas, mostrando valores de reflectancia muy similares entre sí. Al observar los valores promedio de la figura 7.4.1 podría considerarse que la mayoría de las especies presentan una respuesta espectral característica (firma espectral); sin embargo la variación dentro de cada especie es tan amplia que no resultó factible identificar una firma particular al integrar intervalos de confianza probabilísticos. Motivo de ello, no fue posible utilizar a las especies de forma individual, y bajo conocimiento de sus óptimos y límites de tolerancia, como indicadores de salinidad. No obstante, cada especie si mostró una respuesta promedio del NDVI bajo distintas condiciones de sitio, y este valor medio del NDVI correlacionó significativamente con la CEe ($R=-0.820$) y el RAS ($R=-0.802$) (Figuras 7.4.2a y 7.4.2b). Ello es producto de que la respuesta espectral de todas las especies mostró variaciones considerables entre las bandas 3 y 4, correspondientes al rojo e infrarrojo cercano (Figura 7.4.3).

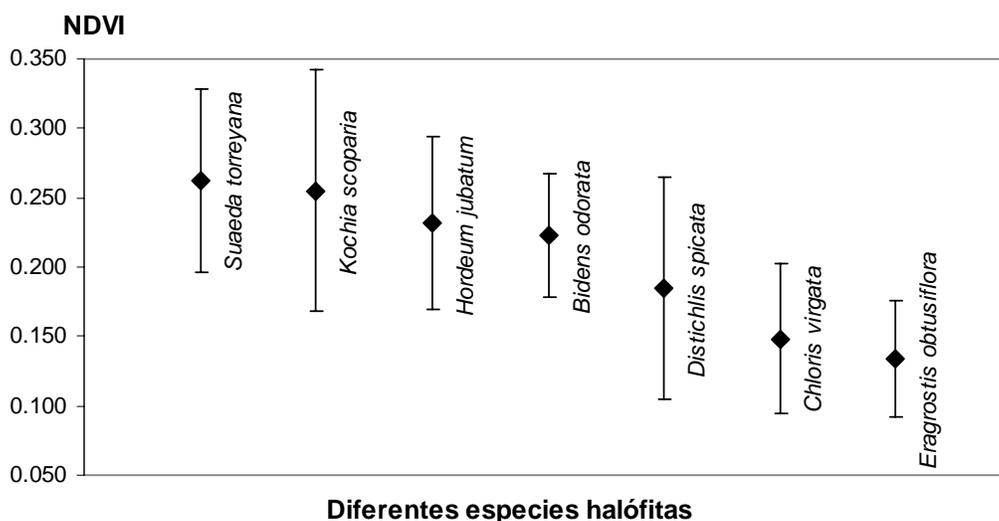
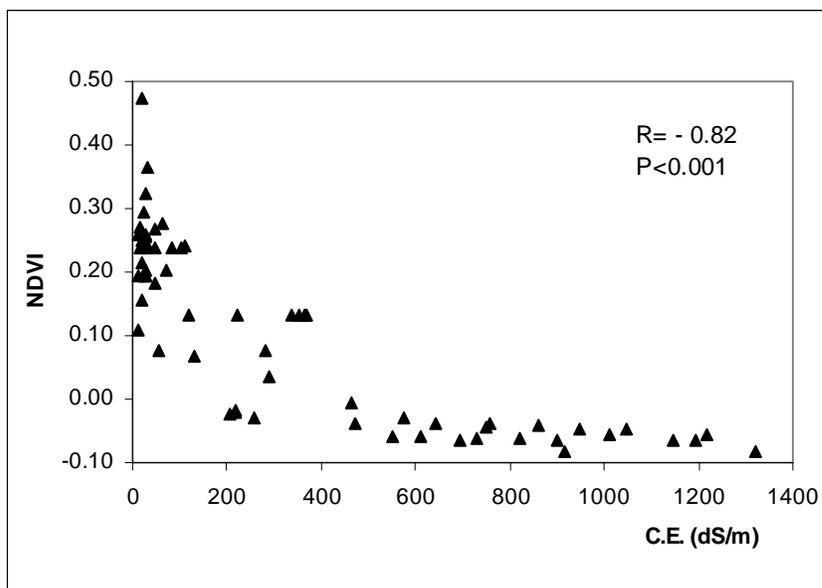
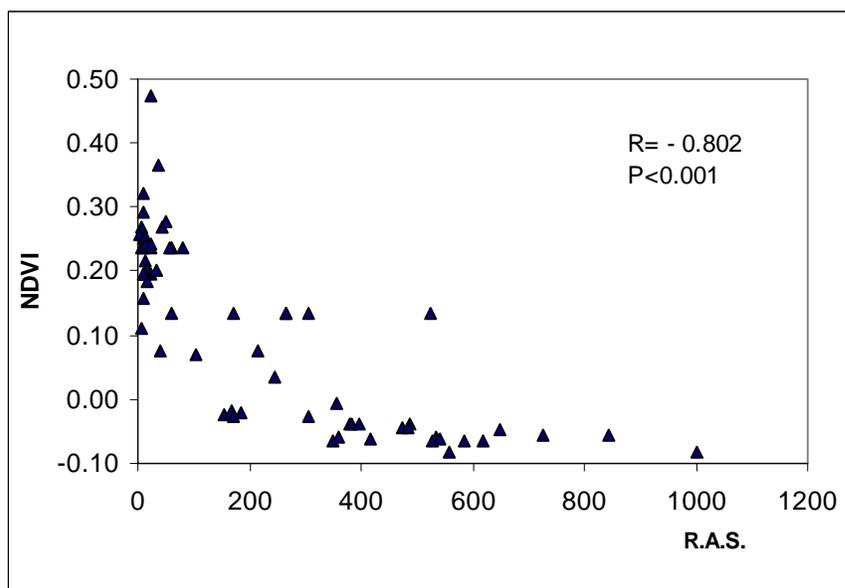


Figura 7.4.1.- Promedios calculados de NDVI y error estándar de diferentes plantas halófitas.



a)



b)

Figura 7.4.2.- Correlación entre el Índice Normalizado de Diferenciación Vegetal (NDVI) y a) la conductividad eléctrica (CEe), b) radio de absorción de sodio (RAS), en suelo superficial (0-15 cm).

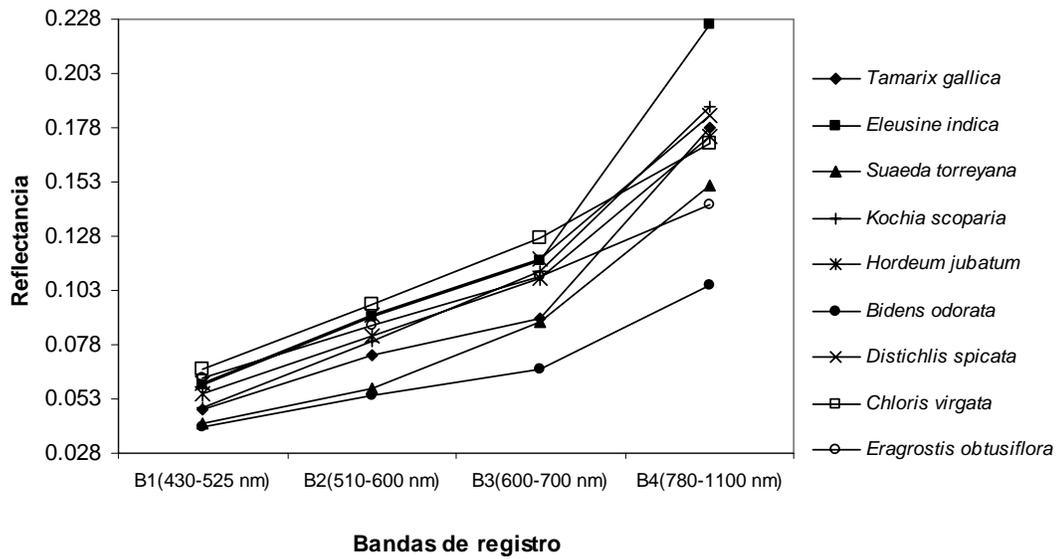


Figura 7.4.3.- Respuesta espectral de diferentes especies de plantas en las primeras cuatro bandas del espectro.

Por su parte, la respuesta espectral de suelos descubiertos resultó claramente distinta en los cuatro grupos de color superficial de suelo reconocidos en el capítulo III de esta tesis. Sin embargo, solamente manifestaron pequeñas diferencias entre las bandas 3 y 4 (Figura 7.4.4), que se utilizan para calcular el NDVI, por lo que, a diferencia de lo observado en vegetación, este índice no resulta ser un buen indicador para mapear eflorescencias de sales en suelos descubiertos.

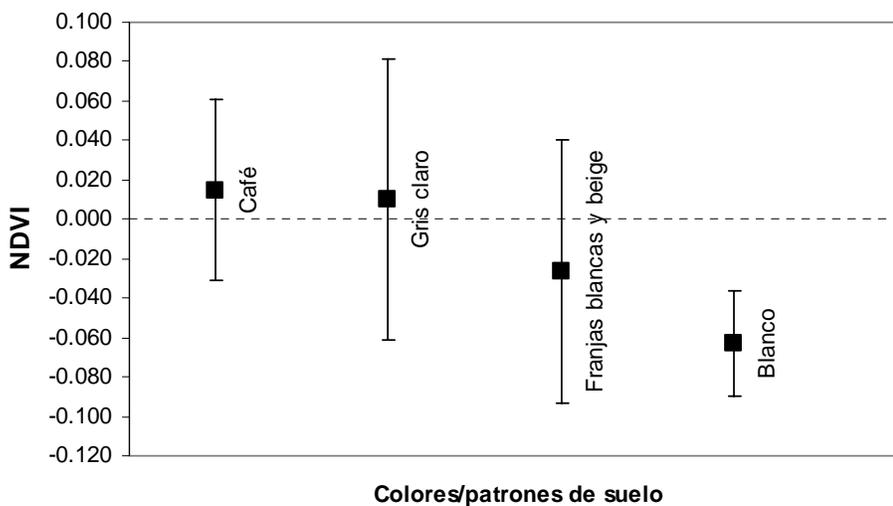


Figura 7.4.4.- Promedio calculado de NDIV y error estándar de diferentes colores/patrones de suelo descubiertos.

b) Cálculo del índice combinado de respuesta espectral

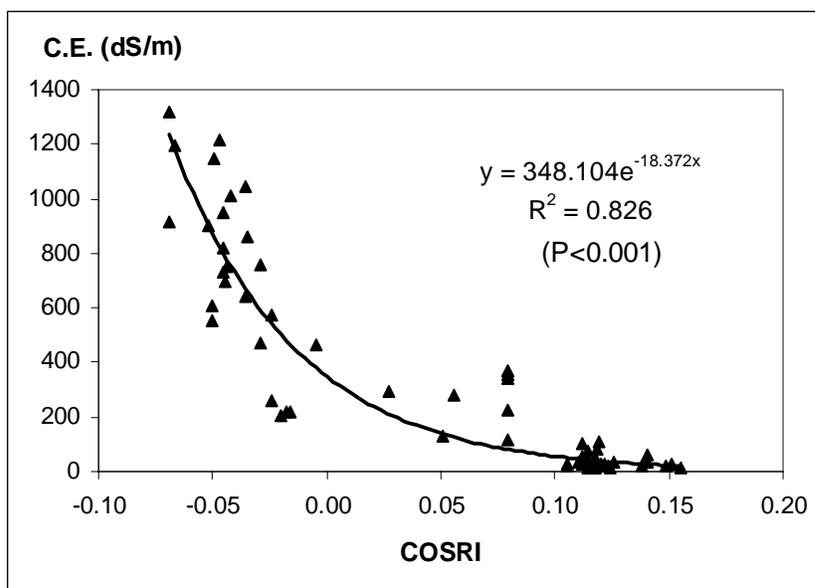
Considerando la correlación existente entre el NDVI y los niveles de CEE y RAS en el suelo, se buscó una manera de hacerlo más sensible a las bandas 1 y 2 con el fin de obtener un índice combinado que permitiera analizar tanto la respuesta en la vegetación, como la del suelo descubierto. Se probaron diferentes algoritmos hasta encontrar uno que permitió incluir el suelo descubierto y obtener una alta correlación con la salinidad del suelo (figuras 7.4.5a y 7.4.5b). Este índice quedó integrado por la siguiente ecuación:

$$COSRI = [(banda 1 + banda 2) / (banda 3 + banda 4)] * NDVI \quad (11)$$

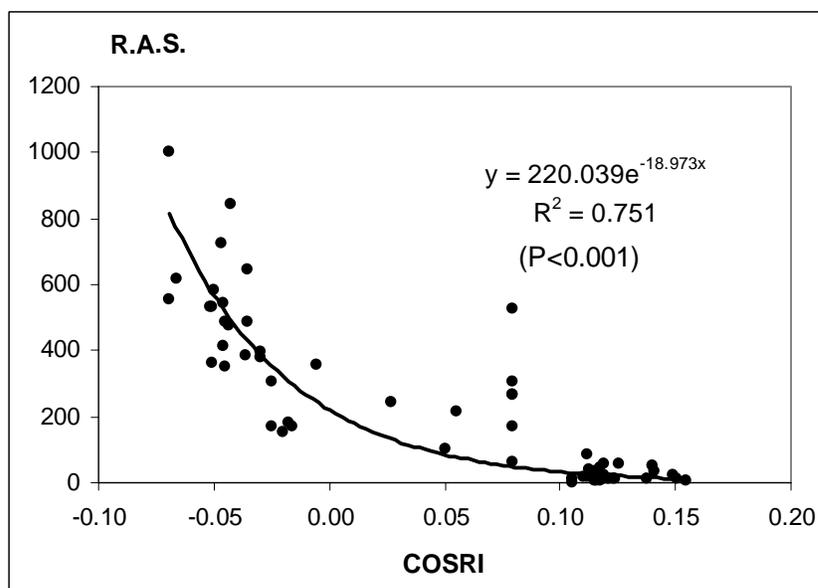
donde: COSRI = Índice combinado de respuesta espectral (Combined spectral response index)

NDVI = $(banda 4 - banda 3) / (banda 4 + banda 3)$

Las áreas vegetadas mostraron valores del índice positivos y elevados, debido a su alto valor de reflectancia en el infrarrojo y baja en el visible. En contraste, las sales en el suelo descubierto mostraron valores negativos y crecientes conforme se observaron mayores concentraciones de sales en superficie y tonalidades más blancas. El agua mostró valores aproximadamente iguales a 1, con ligeras diferencias en función de su turbidez y contenido de vegetación acuática. Las rocas y suelos descubiertos sin eflorescencias de sales dieron valores cercanos a cero.



a)



b)

Figura 7.4.5.- Ajuste de modelo exponencial para a) la conductividad eléctrica (CEe), b) radio de absorción de sodio (RAS), estimación utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI).

7.4.2.- Elaboración de mapas.

a) *Elaboración de mapas de distribución de CEe y RAS utilizando el COSRI.*

a.1.-Mapas con definición arbitraria de límites de clases.

Utilizando las bandas de la imagen Landsat se elaboraron mapas raster con el algoritmo del COSRI (ecuación 11) a escala 1:70,000. Utilizando el mapa resultante se calcularon las ecuaciones 12 y 13 en cada píxel para estimar los valores de CEe y RAS en el suelo.

$$CEe= 348.104 * \exp^{-18.372 * COSRI} \quad (12)$$

$$RAS=220.04 * \exp^{-18.973 * COSRI} \quad (13)$$

Los mapas resultantes se presentan en las figuras 7.4.6a y 7.4.6b. En ambos mapas, los intervalos de clase fueron arbitrariamente establecidos a intervalos regulares de salinidad para efectos de impresión de los mapas.

La comparación de las imágenes Landsat originales (figura 7.4.6c) y los mapas resultantes de los modelos, muestra una buena correspondencia entre los sitios donde se predicen condiciones bajas a moderadas de salinidad (las que si permiten el desarrollo de la vegetación) y los sitios en donde realmente existe vegetación.

Un segundo grupo de mapas a mayor resolución (1:10,000) se calcularon con el mismo procedimiento utilizando imágenes aéreas multiespectrales (tamaño de píxel de 2.6 x 2.6 m) (Figuras 7.4.7a y 7.4.7b). Los valores de salinidad se agruparon en 7 clases arbitrariamente para su interpretación. Los colores en los mapas se seleccionaron de la siguiente manera: verde claro para áreas donde la salinidad solo permite el desarrollo de vegetación rala con pobre densidad y verde oscuro para intervalos de CEe y RAS que permiten el desarrollo de una cobertura vegetal densa. La semejanza con la imagen original y las predicciones de los modelos resultó evidente (figura 7.4.7c).

Los mapas se presentan con la nomenclatura en inglés ya que forman parte del primer artículo publicado como producto de esta tesis (Fernández-Buces et al., 2006).

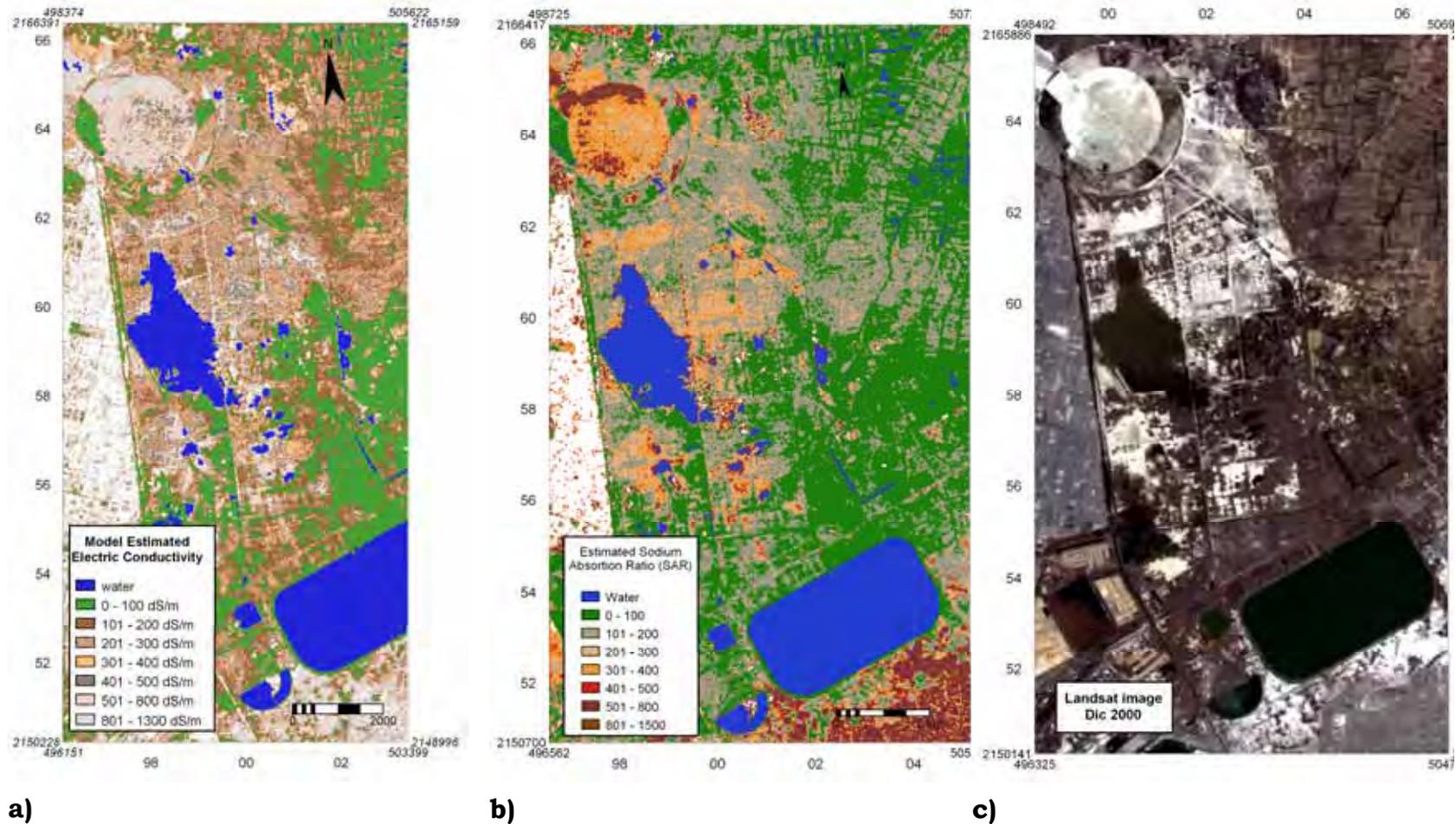
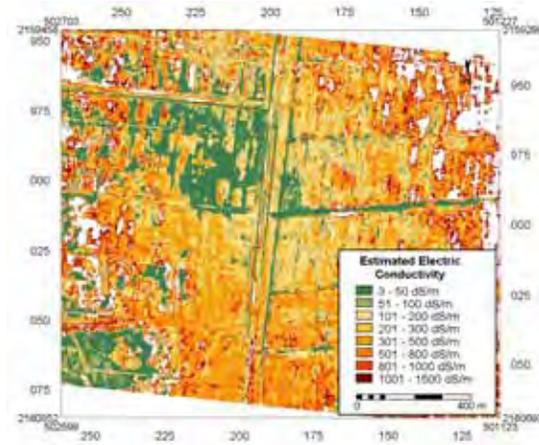
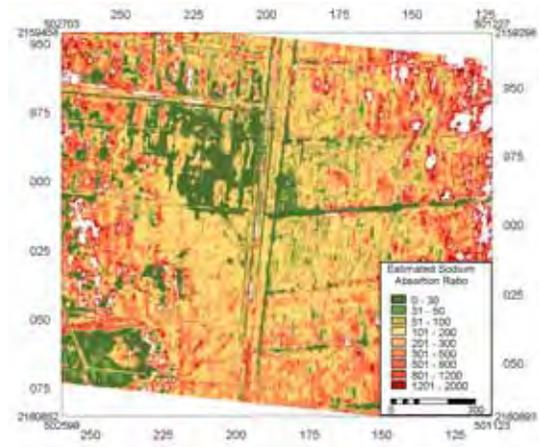


Figura 7.4.6.- Valores estimados por modelo exponencial en una imagen Landsat (1:70,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI) con definición arbitraria de clases. El color verde representa superficies donde la CEE permite el crecimiento de la vegetación.

- a) Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.826$).
- b) Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.751$).
- c) Imagen Landsat original (ETM bandas 1 a 3)(tamaño de píxel de 30x30 m).



a)



b)



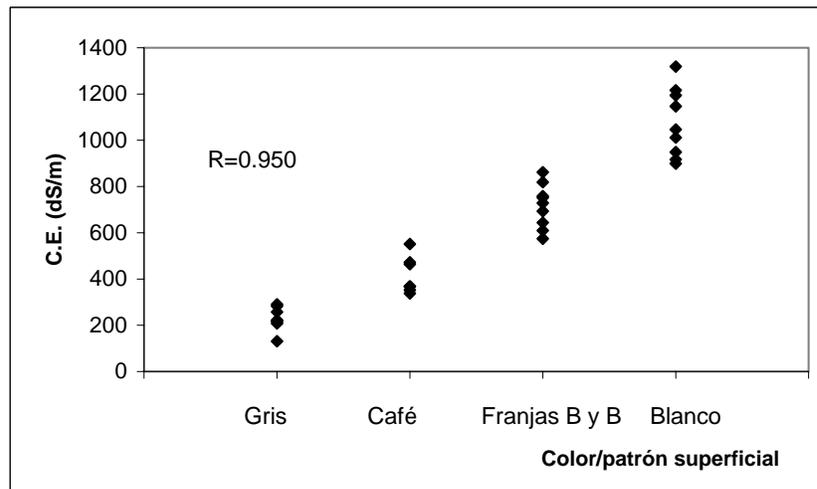
c)

Figura 7.4.7.- Valores estimados por modelo exponencial en una imagen aérea multispectral (1:10,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI) con definición arbitraria de clases. El color verde representa superficies donde la CEE permite el crecimiento de la vegetación.

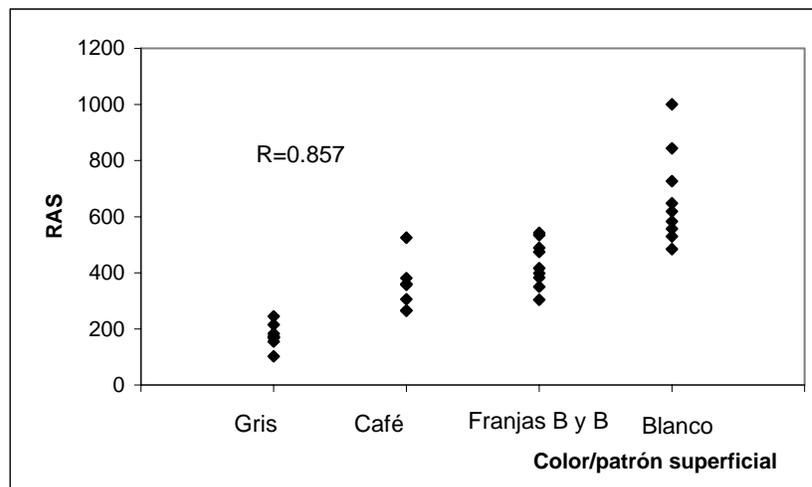
- a) Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.826$).
- b) Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.751$).
- c) Imagen aérea original (pancromática) (tamaño de pixel de 2.6x2.6 m).

a.2.- Mapas con definición de clases por intervalos de confianza probabilísticos.

El coeficiente de correlación entre color/patrón del suelo descubierto y la CEE es alto ($R=0.95$) y estadísticamente significativo ($P<0.001$). Asimismo, un coeficiente elevado se encontró para el RAS ($R=0.857$) y también resultó significativo ($P<0.001$). Por lo tanto se seleccionó al color/patrón del suelo superficial como un buen indicador de salinidad (figuras 7.4.8a y 7.4.8b). Tres clases de color/patrón fueron definidas: blanco puro, franjas blancas y beige, y café grisáceo.



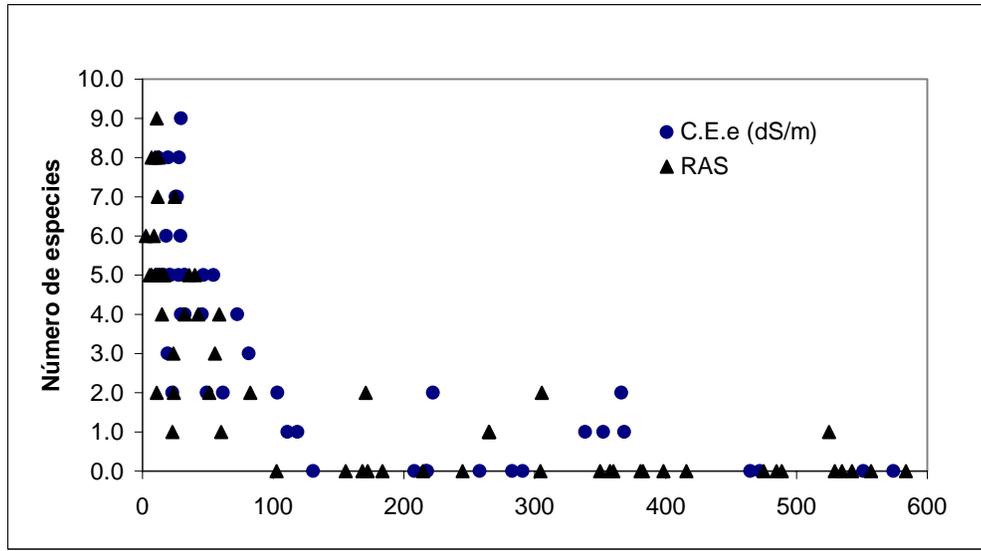
a)



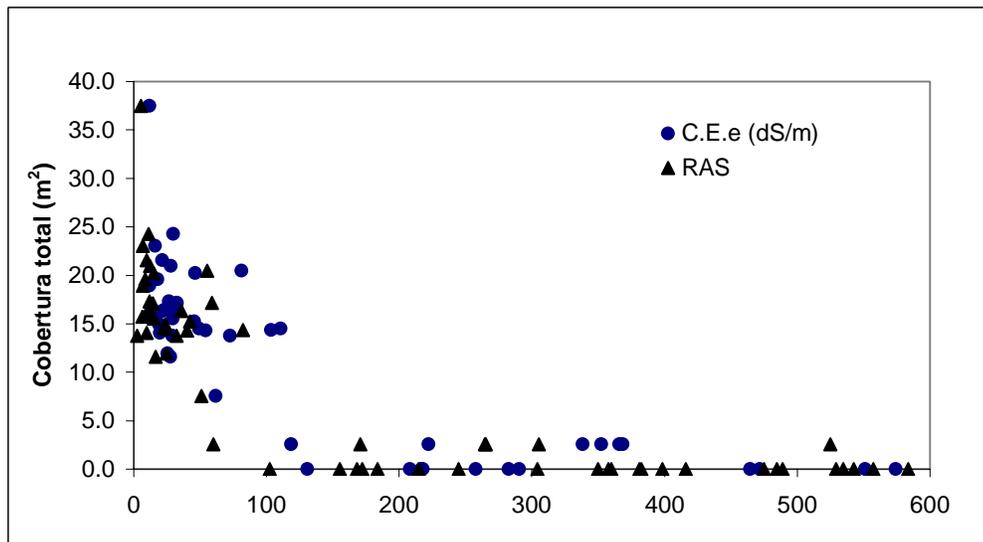
b)

Figura 7.4.8.- Correlación entre color/patrón de suelo superficial y a) conductividad eléctrica (CEe), b) radio de absorción de sodio (RAS).

Adicionalmente, la riqueza de especies correlacionó bien con la CEE (log10) ($R=-0.870$) y el RAS (log10) ($R=-0.871$), en función de que solamente algunas especies son capaces de tolerar condiciones salinas severas (Figura 7.4.9a). Asimismo, la CEE(log10) y el RAS correlacionaron fuertemente con la cobertura total de vegetación en cada sitio muestreado (Figura 7.4.9b), obteniendo valores de $R=-0.889$ y $R=-0.892$, respectivamente.



a)



b)

Figura 7.4.9.- Correlación entre la conductividad eléctrica (CEE) y el radio de absorción de sodio (RAS) y a) riqueza de especies (número de especies), b) cobertura total.

Una pobre cobertura en especies tolerantes refleja condiciones severas de afectación por sales, con valores de CEe de 80 a 140 dS/m. Afectación moderada y bajas concentraciones de sales permiten mayores coberturas y diversidad de especies por lo que los sitios vegetados fueron agrupados en tres categorías indicadoras (cuadro 7.4.1). La dominancia de alguna planta específica mostró ser una característica adicional que refleja niveles de mayor o menor afectación, por lo que se le incluyó dentro de la definición de cada clase.

La riqueza de especies, la cobertura total de plantas y los colores de suelo superficial fueron usados como identificadores en un análisis de cluster no jerárquico. Este análisis mostró que los 64 valores de COSRI podían ser separados en 6 clases estadísticas diferentes ($P < 0.00$) que fueran coincidentes con las tres clases de color/patrón del suelo y las clases de vegetación descritas con anterioridad. Los valores de CEe y RAS en cada clase se consideraron para construir intervalos de confianza ($P > 0.80$). El valor de confiabilidad tuvo que reducirse al 80% para minimizar el traslape de clases en los intervalos (Cuadros 7.4.2 y 7.4.3).

Cuadro 7.4.1.- Clases de vegetación en función de los diferentes valores de CEe y RAS.

Clase	Características
1) Cobertura vegetal escasa (rala).	Sitios altamente afectados (CEe =100-200 dS/m, y RAS=40-100), presencia de sólo 1 o 2 de las especies más tolerantes (<i>D. spicata</i> y <i>S. torreyana</i>), con valores de cobertura vegetal total bajos (1-20%).
2) Cobertura vegetal densa con baja diversidad de especies.	Sitios moderadamente afectados (CEe =50-100 dS/m, y RAS=10-40), entre 3 y 6 especies presentes, incluyendo las más tolerantes. La cobertura total de vegetación es media de 50 a 80% (con traslape de especies).
3) Cobertura vegetal densa con alta diversidad de especies.	Sitios poco afectados (CEe =10-50 dS/m, RAS=5-10), entre 4 y 9 especies presentes, no siempre incluyendo las más tolerantes. Valores de cobertura total entre 80 y 100% (con gran traslape entre especies).

Cuadro 7.4.2.- Intervalos de confianza (80%) para COSRI y la CEe en el extracto de saturación.

Grupo	Rasgo superficial (cobertura)	n**	Valor de t	COSRI		Intervalo*		CEe (dS/m)		
				(cluster no jerárquico)	CEe (dS/m)	COSRI	Intervalo de confianza del 80% P[$\tilde{Y} \leq \mu \leq \tilde{Y}$]=0.80			
1	Superficies color blanco	12	1.363	media	-0.054	1121	-0.068	-0.04	1316	926
				d.e.	0.014	137				
2	Superficies con franjas blanco y beige	20	1.328	media	-0.038	698	-0.051	-0.03	907	490
				d.e.	0.013	153				
3	Superficies color gris/café	10	1.383	media	0.032	290	-0.015	0.079	382	197
				d.e.	0.047	64				
4	Cobertura vegetal escasa, 1 o 2 especies solamente, <i>D. spicata</i> con pobre crecimiento	5	1.638	media	0.088	137	0.06	0.116	224	50
				d.e.	0.028	49				
5	Cobertura vegetal densa, de 3 a 6 especies, <i>D. spicata</i> con buen crecimiento	20	1.328	media	0.122	38	0.11	0.134	62	15
				d.e.	0.012	17				
6	Cobertura vegetal densa, de 4 a >9 especies, <i>D. spicata</i> con buen crecimiento, especies poco tolerantes como <i>T. chinensis</i>	8	1.415	media	0.125	15	0.107	0.142	21	10
				d.e.	0.018	3				

Intervalo de confianza: $\tilde{Y} = \hat{y} \pm t^* \cdot s.d. / \sqrt{n}$

* Intervalo = Media +/- desviación. Estándar (desv.est.).

** n= número de sitios considerados dentro de cada grupo.

Cuadro 7.4.3.- Intervalos de confianza (80%) para COSRI y el RAS en el extracto de saturación.

Grupo	Rasgo superficial (cobertura)	n**	Valor de t	COSRI			Intervalo*		RAS	
				(cluster no jerárquico)	RAS		COSRI		Intervalo de confianza del 80% P[$\tilde{Y} \leq \mu \leq \tilde{Y}$]=0.80	
1	Superficies color blanco	7	1.44	media	-0.054	711	-0.068	-0.04	958	464
				d.e.	0.014	160				
2	Superficies con franjas blanco y beige	13	1.356	media	-0.041	434	-0.05	-0.03	545	323
				d.e.	0.009	79				
3	Superficies color gris/café	11	1.372	media	0.034	204	-0.011	0.079	290	118
				d.e.	0.045	60				
4	Cobertura vegetal escasa, 1 o 2 especies solamente, <i>D. spicata</i> con pobre crecimiento	5	1.533	media	0.115	61	0.092	0.138	82	41
				d.e.	0.023	12				
5	Cobertura vegetal densa, de 3 a 6 especies, <i>D. spicata</i> con buen crecimiento	14	1.35	media	0.12	24	0.109	0.131	38	9
				d.e.	0.011	10				
6	Cobertura vegetal densa, de 4 a >9 especies, <i>D. spicata</i> con buen crecimiento, especies poco tolerantes como <i>T. chinensis</i>	12	1.363	media	0.123	8	0.107	0.14	12	4
				media	0.016	3				

Intervalo de confianza: $\tilde{Y} = \hat{y} \pm t^* \cdot s.d. / \sqrt{n}$

* Intervalo = Media +/- desviación. Estándar (desv.est.).

** n= número de sitios considerados dentro de cada grupo.

Se elaboró un tercer lote de mapas utilizando los intervalos de clases y categorías de los cuadros 7.4.2 y 7.4.3 para segmentar (slicing) el mapa raster del COSRI. Para la impresión final de los mapas los intervalos de clase fueron redondeados a valores intermedios para evitar huecos y traslape de datos. Los mapas a escala 1:70,000 se presentan en las figuras 7.4.10a y 7.4.10b.

Asimismo, para obtener mapas con mayor resolución espacial se consideraron algunas imágenes aéreas multiespectrales de la zona de estudio para elaborar un cuarto lote de mapas en donde la vegetación y los rasgos de suelo se utilizaron como indicadores de CEE y RAS. Estos mapas se muestran en las figuras 7.4.11a y 7.4.11b. De nueva cuenta, las predicciones coinciden con los sitios en donde la salinidad permite el crecimiento de la vegetación, como se aprecia en la fotografía aérea original.

Los mapas se presentan con la nomenclatura en inglés ya que forman parte del primer artículo como producto de esta tesis (Fernández-Buces et al., 2006).

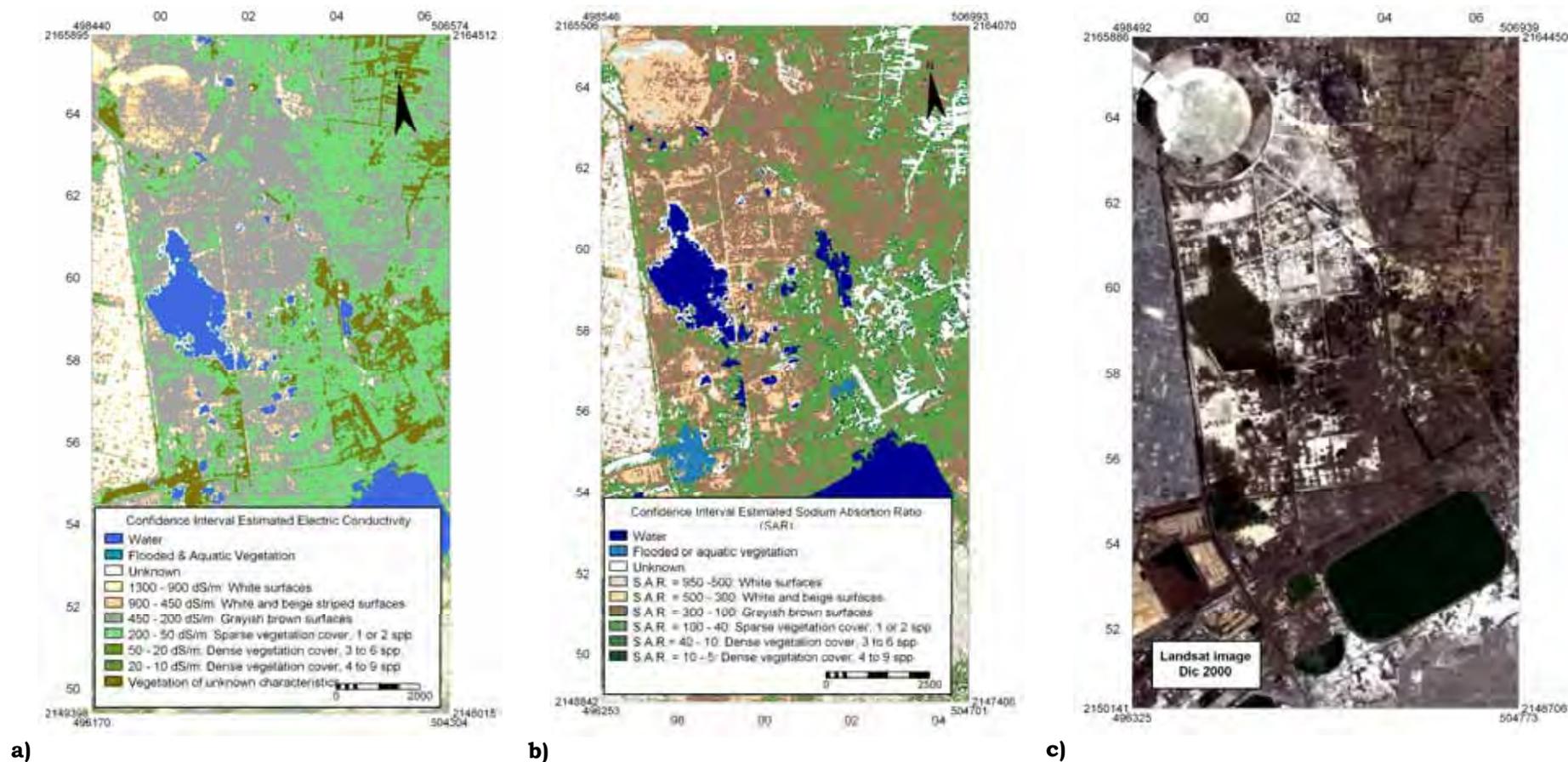


Figura 7.4.10.- Valores estimados por modelo exponencial en una imagen Landsat (1:70,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI) con rasgos superficiales como referencia de límites de clase e intervalos de confianza del 80%. El color verde representa superficies donde la CEe permite el crecimiento de la vegetación.

- Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm).
- Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm).
- Imagen Landsat original (ETM bandas 1 a 3)(tamaño de pixel de 30x30 m).

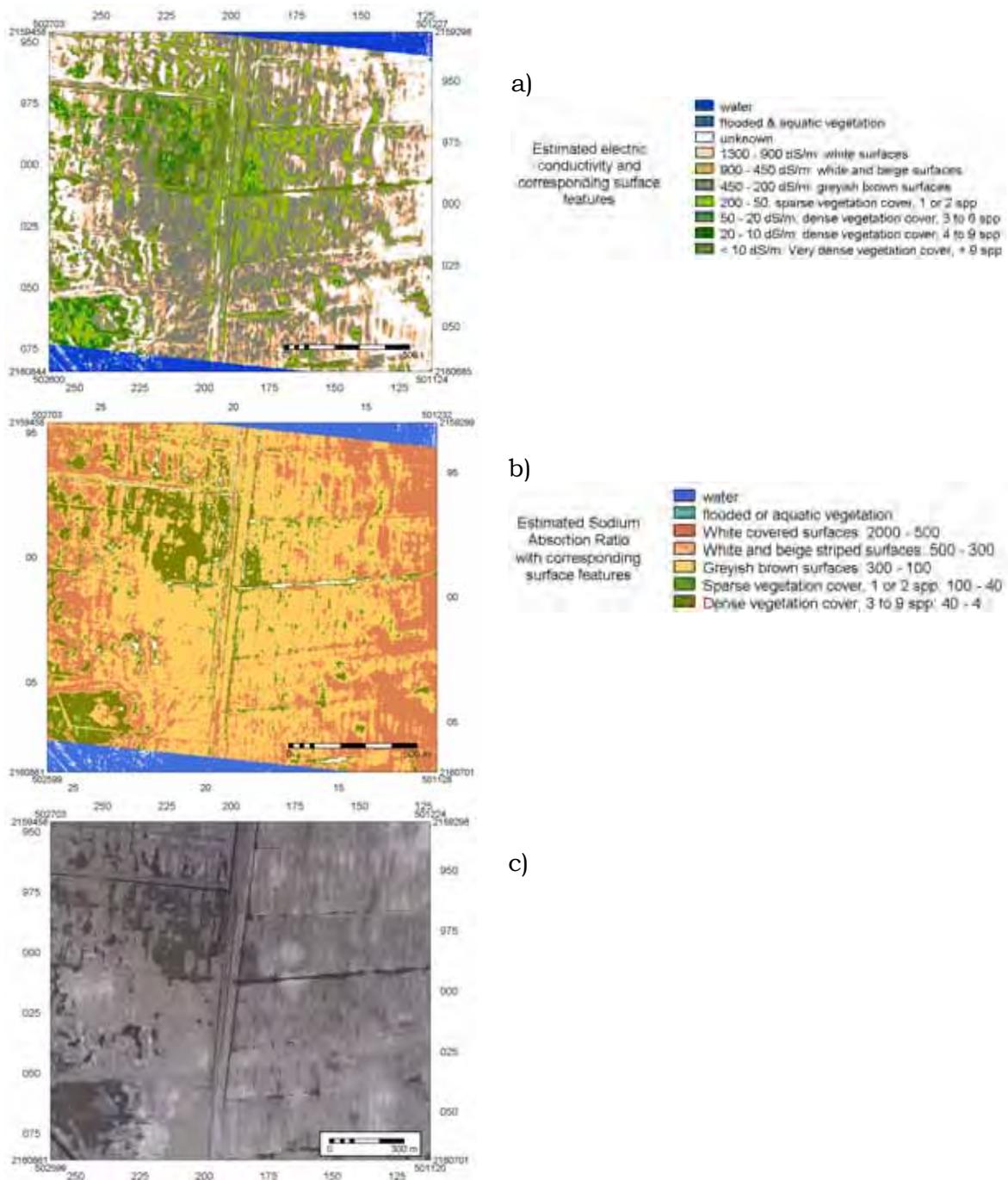


Figura 7.4.11.- Valores estimados por modelo exponencial en una imagen aérea multispectral (1:10,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI), con rasgos superficiales como referencia de límites de clase e intervalos de confianza del 80%. El color verde representa superficies donde la CEe permite el crecimiento de la vegetación.

- Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm).
- Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm).
- Imagen aérea original (pancromática) (tamaño de píxel de 2.6x2.6 m).

7.4.3.- Validación del modelo.

La comparación entre los valores estimados de CEe y RAS (calculados con los modelos exponenciales en dos fotografías aéreas), y los resultados de laboratorio de 11 muestras se presentan en el cuadro 7.4.4. Como se observa en dicho cuadro, los valores esperados y observados de la CEe y RAS no resultaron ser significativamente diferentes ($P=0.66$). Las diferencias principales se encuentran en las predicciones del RAS en sitios con altos niveles de afectación. Los datos observados y esperados correlacionaron bien y en ambos casos la prueba de Kolmogorov-Smirnov muestra solo una mínima probabilidad de error al rechazar la hipótesis nula, por lo que con una confiabilidad del 66% se puede considerar que los datos observados y los estimados proceden de una misma distribución de datos.

Cuadro 7.4.4.- Resultados de la validación del modelo. Valores observados (laboratorio) y esperados (estimados por modelo) de la conductividad eléctrica (CEe) y el radio de absorción de sodio (RAS) usando 11 sitios maestres dentro de dos imágenes aéreas.

Foto	sitio	UTM x	UTM y	CEe (dS/m)	CEe (dS/m)	Diferencia	SAR	SAR	Diferencia
		Coordenadas ajustadas manualmente	Coordenadas ajustadas manualmente	Estimada por modelo	Medida en laboratorio		Estimado por modelo	Medido en laboratorio	
55	1	499093	2162119	46.14	53.28	-7.14	27.3	37.45	-10.2
	2	499179	2162127	96.2	126.95	-30.8	58.31	180.74	-122 *
	3	498796	2162241	348.1	323.61	24.49	220.04	206.72	13.32
	4	498793	2162243	418.31	392.85	25.46	266.01	236.65	29.36
38	5	499972	2154907	38.39	33.19	5.2	22.58	18.71	3.87
	6	499203	2155716	138.92	153.13	-14.2	85.21	90.69	-5.48
	7	498803	2155441	166.94	172.18	-5.24	103.02	137.96	-34.9
	8	499666	2155062	241.06	257.66	-16.6	388.77	320.8	67.97
	9	499515	2154863	348.1	304.8	43.3	470	368.01	102 *
	10	499548	2156768	725.88	622.65	103.2 *	470	459.57	10.43
	11	499425	2155324	725.88	723.51	2.37	470	474.41	-4.41
Diferencia promedio						11.83			4.5
Desviación estándar de la diferencia						37.11			56.85
Pearson (R) (laboratorio v.s. modelo)						0.992			0.959
Kolmogorov-Smirnov prueba para dos muestras									
						Diferencia máxima			0.136
						Chi-cuadrada (2 gl)	0.82	(p=0.66)	

* grandes diferencias ocasionan la dispersión de los datos en el análisis

7.4 MAPEO DE LA SALINIDAD DEL SUELO USANDO UN INDICE DE RESPUESTA ESPECTRAL COMBINADA PARA SUELO DESCUBIERTO Y VEGETACIÓN

7.4.1.- Selección de indicadores.

a) Respuesta espectral de vegetación y suelo

Dado que el muestreo se realizó en la temporada de estiaje, las especies estaban secas y con coloraciones café amarillas, mostrando valores de reflectancia muy similares entre sí. Al observar los valores promedio de la figura 7.4.1 podría considerarse que la mayoría de las especies presentan una respuesta espectral característica (firma espectral); sin embargo la variación dentro de cada especie es tan amplia que no resultó factible identificar una firma particular al integrar intervalos de confianza probabilísticos. Motivo de ello, no fue posible utilizar a las especies de forma individual, y bajo conocimiento de sus óptimos y límites de tolerancia, como indicadores de salinidad. No obstante, cada especie si mostró una respuesta promedio del NDVI bajo distintas condiciones de sitio, y este valor medio del NDVI correlacionó significativamente con la CEe ($R=-0.820$) y el RAS ($R=-0.802$) (Figuras 7.4.2a y 7.4.2b). Ello es producto de que la respuesta espectral de todas las especies mostró variaciones considerables entre las bandas 3 y 4, correspondientes al rojo e infrarrojo cercano (Figura 7.4.3).

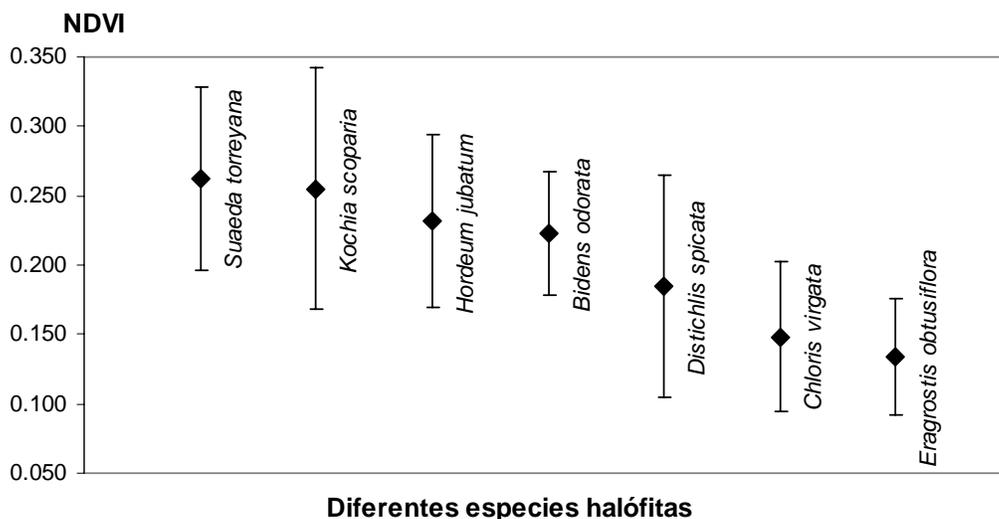
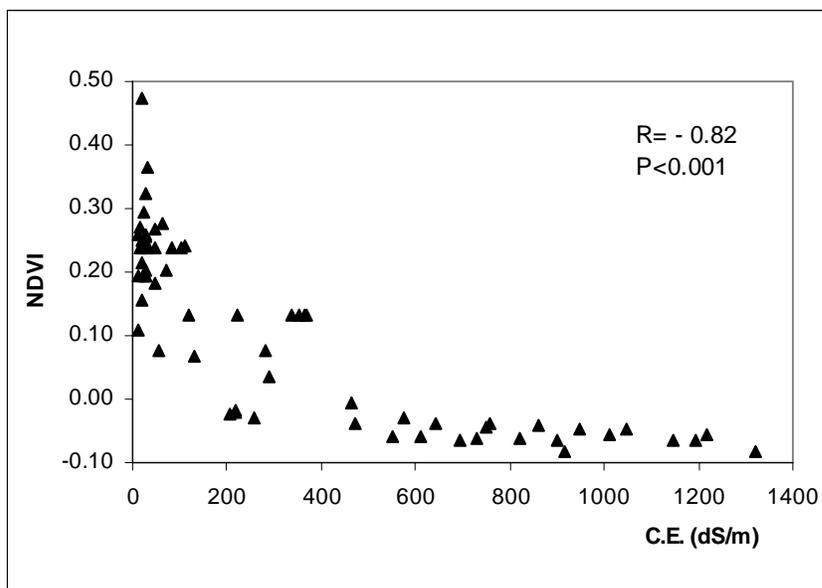
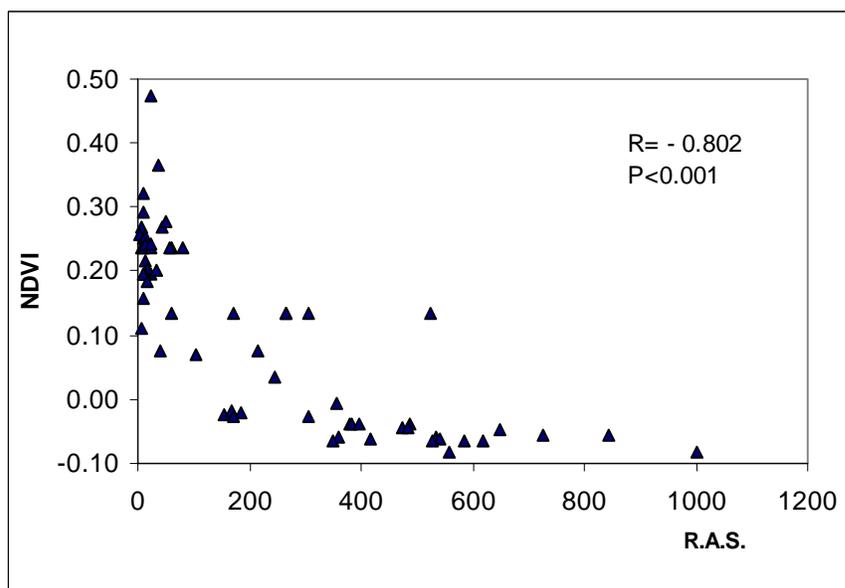


Figura 7.4.1.- Promedios calculados de NDVI y error estándar de diferentes plantas halófitas.



a)



b)

Figura 7.4.2.- Correlación entre el Índice Normalizado de Diferenciación Vegetal (NDVI) y a) la conductividad eléctrica (CEe), b) radio de absorción de sodio (RAS), en suelo superficial (0-15 cm).

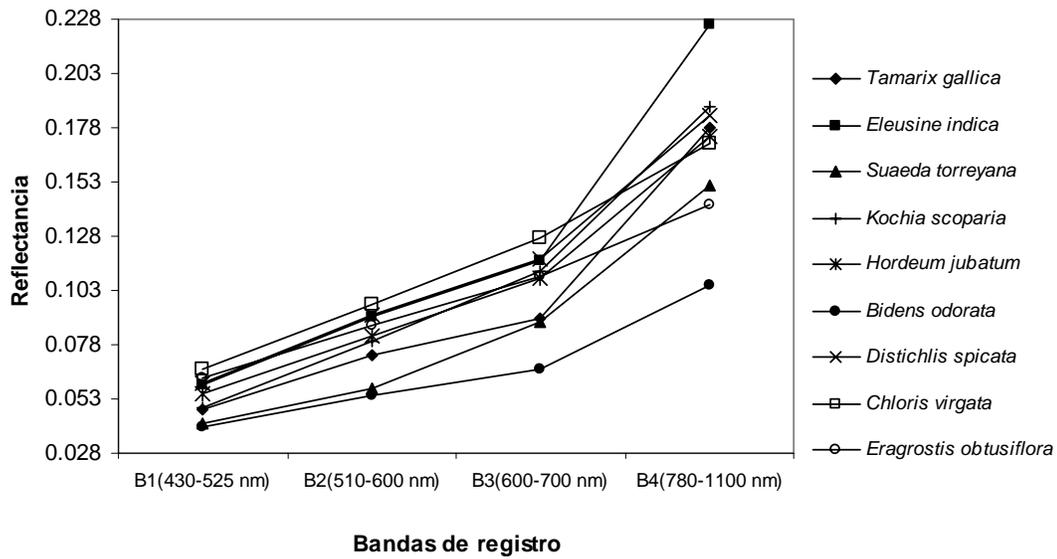


Figura 7.4.3.- Respuesta espectral de diferentes especies de plantas en las primeras cuatro bandas del espectro.

Por su parte, la respuesta espectral de suelos descubiertos resultó claramente distinta en los cuatro grupos de color superficial de suelo reconocidos en el capítulo III de esta tesis. Sin embargo, solamente manifestaron pequeñas diferencias entre las bandas 3 y 4 (Figura 7.4.4), que se utilizan para calcular el NDVI, por lo que, a diferencia de lo observado en vegetación, este índice no resulta ser un buen indicador para mapear eflorescencias de sales en suelos descubiertos.

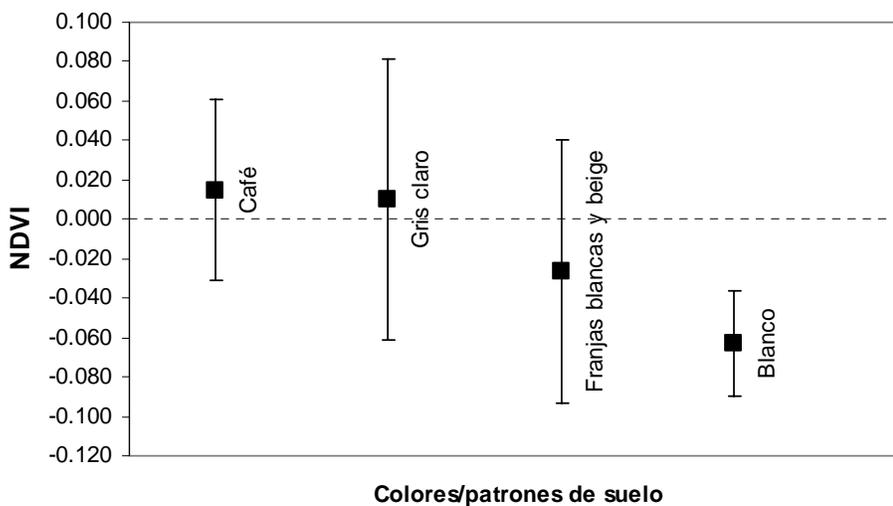


Figura 7.4.4.- Promedio calculado de NDIV y error estándar de diferentes colores/patrones de suelo descubiertos.

b) Cálculo del índice combinado de respuesta espectral

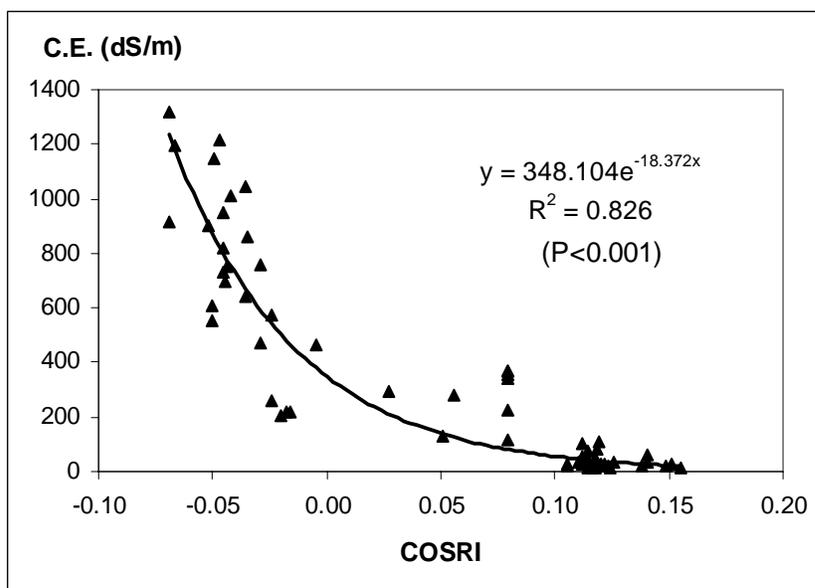
Considerando la correlación existente entre el NDVI y los niveles de CEE y RAS en el suelo, se buscó una manera de hacerlo más sensible a las bandas 1 y 2 con el fin de obtener un índice combinado que permitiera analizar tanto la respuesta en la vegetación, como la del suelo descubierto. Se probaron diferentes algoritmos hasta encontrar uno que permitió incluir el suelo descubierto y obtener una alta correlación con la salinidad del suelo (figuras 7.4.5a y 7.4.5b). Este índice quedó integrado por la siguiente ecuación:

$$COSRI = [(banda 1 + banda 2) / (banda 3 + banda 4)] * NDVI \quad (11)$$

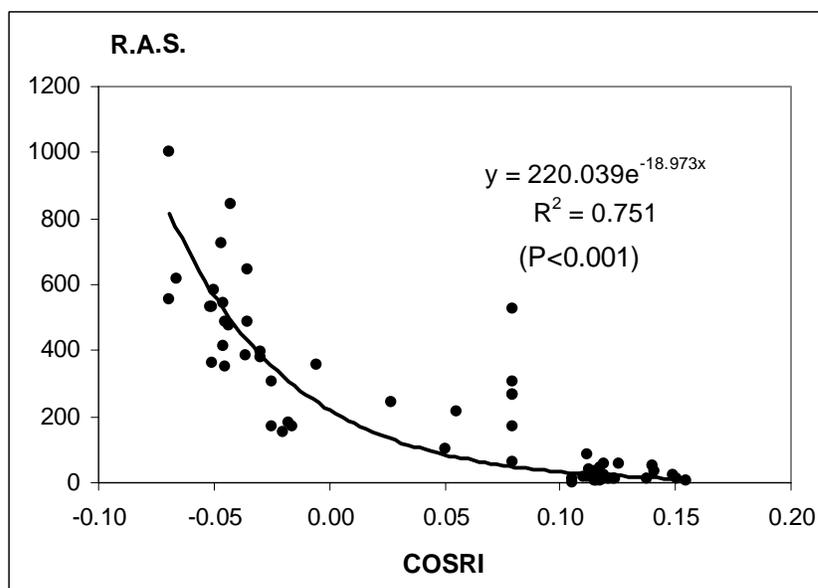
donde: COSRI = Índice combinado de respuesta espectral (Combined spectral response index)

NDVI = $(banda 4 - banda 3) / (banda 4 + banda 3)$

Las áreas vegetadas mostraron valores del índice positivos y elevados, debido a su alto valor de reflectancia en el infrarrojo y baja en el visible. En contraste, las sales en el suelo descubierto mostraron valores negativos y crecientes conforme se observaron mayores concentraciones de sales en superficie y tonalidades más blancas. El agua mostró valores aproximadamente iguales a 1, con ligeras diferencias en función de su turbidez y contenido de vegetación acuática. Las rocas y suelos descubiertos sin eflorescencias de sales dieron valores cercanos a cero.



a)



b)

Figura 7.4.5.- Ajuste de modelo exponencial para a) la conductividad eléctrica (CEe), b) radio de absorción de sodio (RAS), estimación utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI).

7.4.2.- Elaboración de mapas.

a) *Elaboración de mapas de distribución de CEe y RAS utilizando el COSRI.*

a.1.-Mapas con definición arbitraria de límites de clases.

Utilizando las bandas de la imagen Landsat se elaboraron mapas raster con el algoritmo del COSRI (ecuación 11) a escala 1:70,000. Utilizando el mapa resultante se calcularon las ecuaciones 12 y 13 en cada píxel para estimar los valores de CEe y RAS en el suelo.

$$CEe= 348.104*exp^{-18.372*COSRI} \quad (12)$$

$$RAS=220.04 *exp^{-18.973*COSRI} \quad (13)$$

Los mapas resultantes se presentan en las figuras 7.4.6a y 7.4.6b. En ambos mapas, los intervalos de clase fueron arbitrariamente establecidos a intervalos regulares de salinidad para efectos de impresión de los mapas.

La comparación de las imágenes Landsat originales (figura 7.4.6c) y los mapas resultantes de los modelos, muestra una buena correspondencia entre los sitios donde se predicen condiciones bajas a moderadas de salinidad (las que si permiten el desarrollo de la vegetación) y los sitios en donde realmente existe vegetación.

Un segundo grupo de mapas a mayor resolución (1:10,000) se calcularon con el mismo procedimiento utilizando imágenes aéreas multiespectrales (tamaño de píxel de 2.6 x 2.6 m) (Figuras 7.4.7a y 7.4.7b). Los valores de salinidad se agruparon en 7 clases arbitrariamente para su interpretación. Los colores en los mapas se seleccionaron de la siguiente manera: verde claro para áreas donde la salinidad solo permite el desarrollo de vegetación rala con pobre densidad y verde oscuro para intervalos de CEe y RAS que permiten el desarrollo de una cobertura vegetal densa. La semejanza con la imagen original y las predicciones de los modelos resultó evidente (figura 7.4.7c).

Los mapas se presentan con la nomenclatura en inglés ya que forman parte del primer artículo publicado como producto de esta tesis (Fernández-Buces et al., 2006).

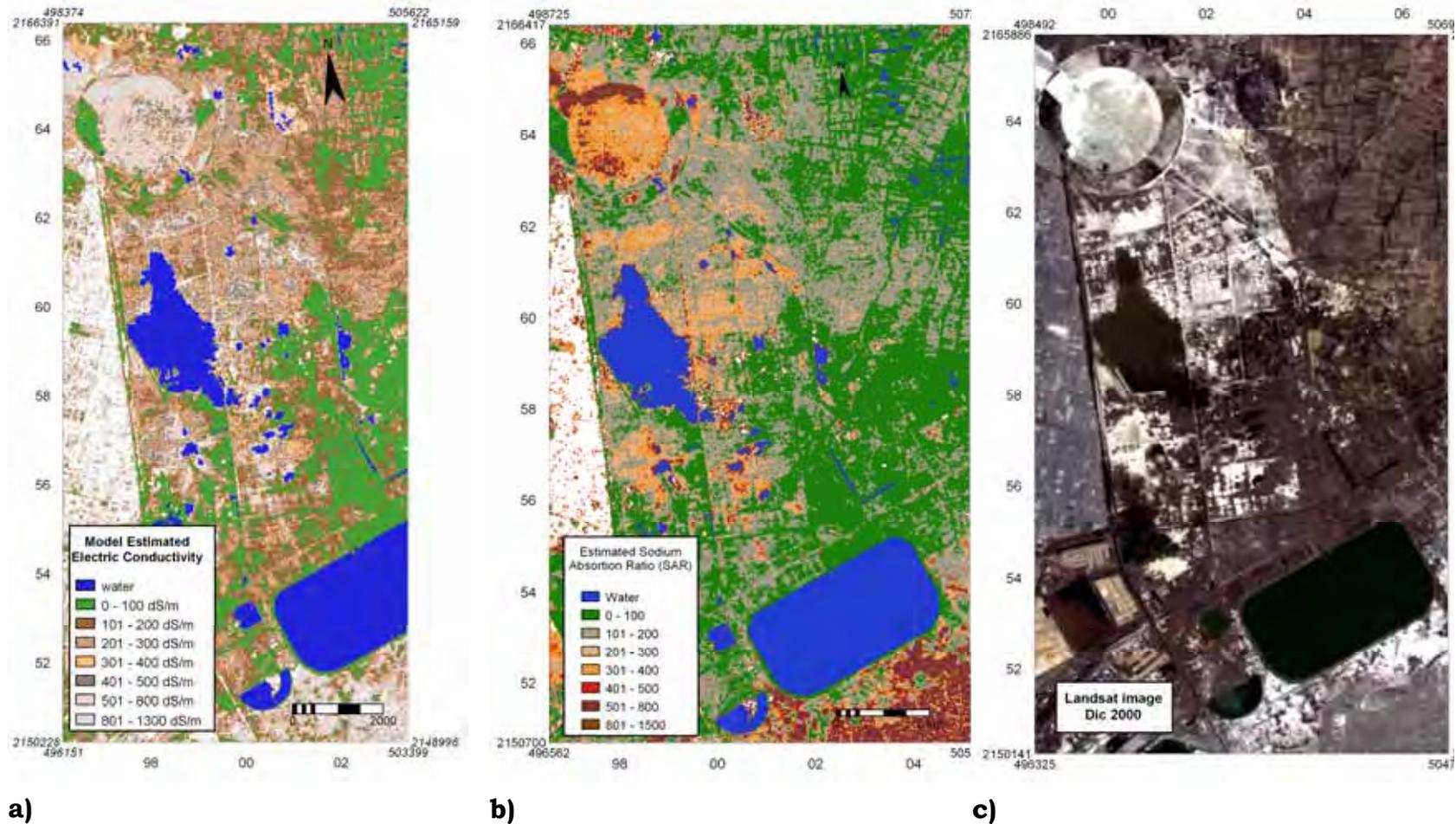
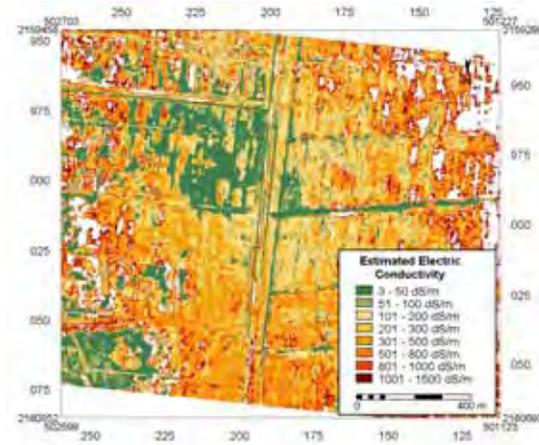
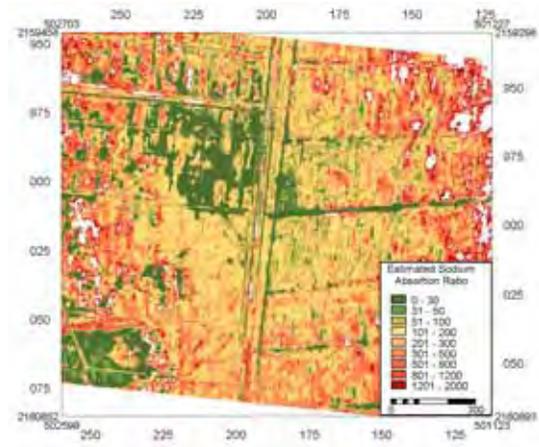


Figura 7.4.6.- Valores estimados por modelo exponencial en una imagen Landsat (1:70,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI) con definición arbitraria de clases. El color verde representa superficies donde la CEE permite el crecimiento de la vegetación.

- Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.826$).
- Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.751$).
- Imagen Landsat original (ETM bandas 1 a 3)(tamaño de píxel de 30x30 m).



a)



b)



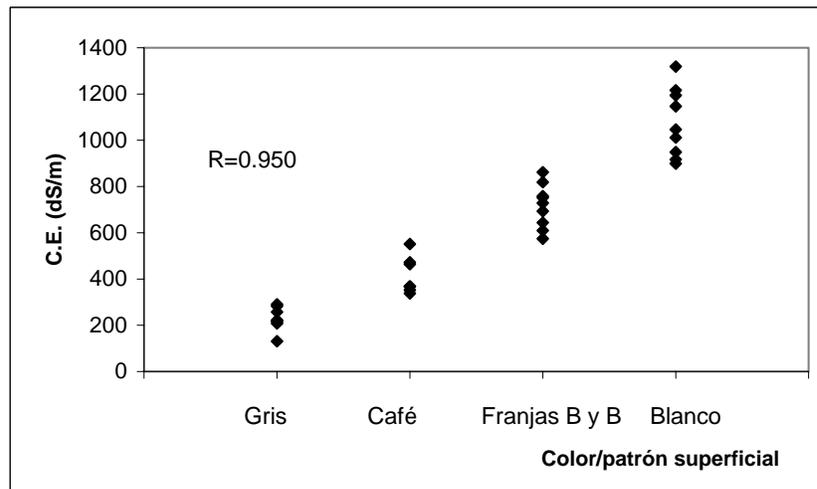
c)

Figura 7.4.7.- Valores estimados por modelo exponencial en una imagen aérea multispectral (1:10,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI) con definición arbitraria de clases. El color verde representa superficies donde la CEE permite el crecimiento de la vegetación.

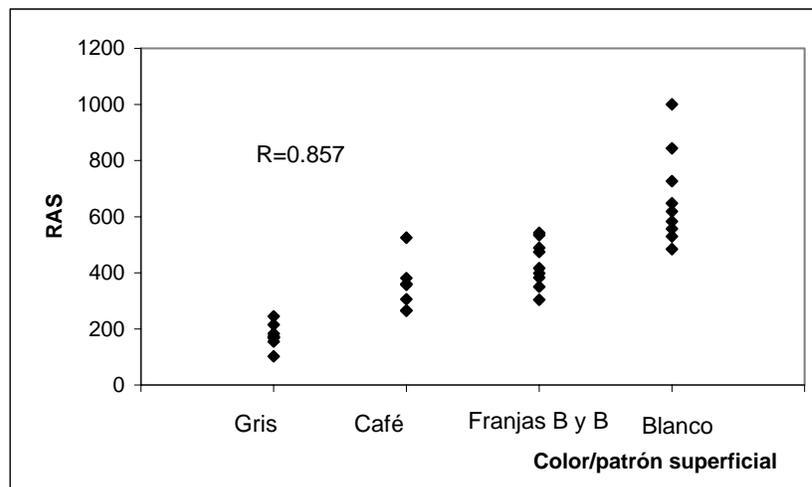
- a) Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.826$).
- b) Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm) ($R^2=0.751$).
- c) Imagen aérea original (pancromática) (tamaño de pixel de 2.6x2.6 m).

a.2.- Mapas con definición de clases por intervalos de confianza probabilísticos.

El coeficiente de correlación entre color/patrón del suelo descubierto y la CEE es alto ($R=0.95$) y estadísticamente significativo ($P<0.001$). Asimismo, un coeficiente elevado se encontró para el RAS ($R=0.857$) y también resultó significativo ($P<0.001$). Por lo tanto se seleccionó al color/patrón del suelo superficial como un buen indicador de salinidad (figuras 7.4.8a y 7.4.8b). Tres clases de color/patrón fueron definidas: blanco puro, franjas blancas y beige, y café grisáceo.



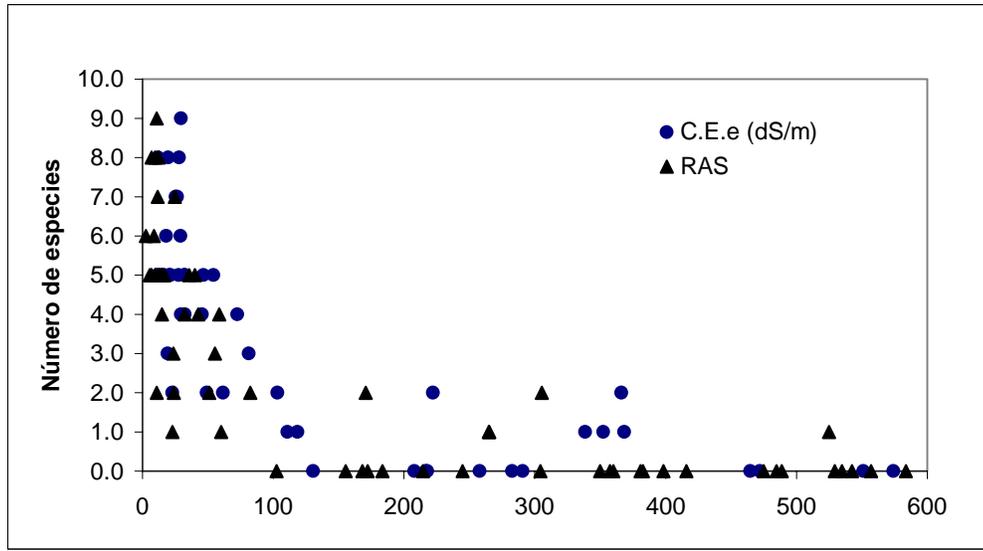
a)



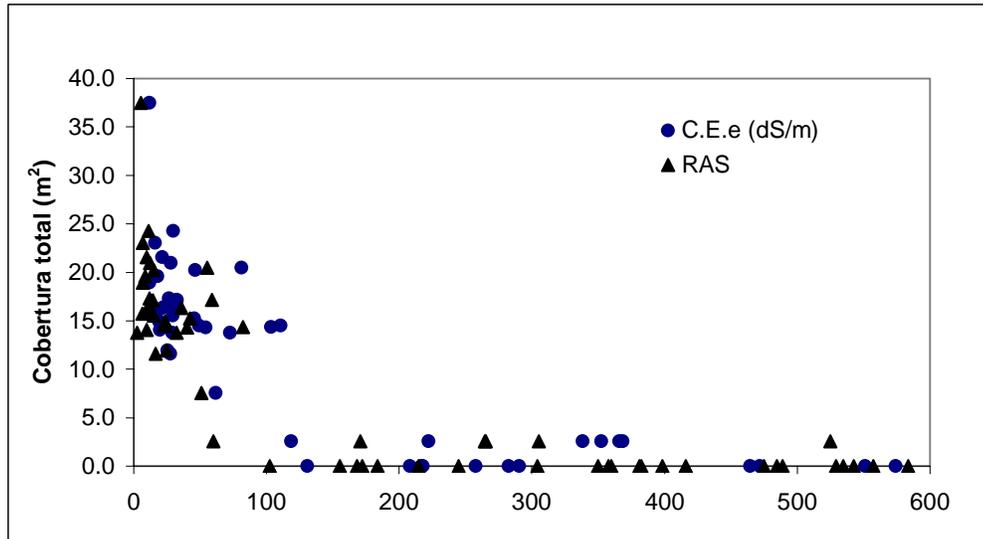
b)

Figura 7.4.8.- Correlación entre color/patrón de suelo superficial y a) conductividad eléctrica (CEe), b) radio de absorción de sodio (RAS).

Adicionalmente, la riqueza de especies correlacionó bien con la CEe (log10) ($R=-0.870$) y el RAS (log10) ($R=-0.871$), en función de que solamente algunas especies son capaces de tolerar condiciones salinas severas (Figura 7.4.9a). Asimismo, la CEe(log10) y el RAS correlacionaron fuertemente con la cobertura total de vegetación en cada sitio muestreado (Figura 7.4.9b), obteniendo valores de $R=-0.889$ y $R=-0.892$, respectivamente.



a)



b)

Figura 7.4.9.- Correlación entre la conductividad eléctrica (CEe) y el radio de absorción de sodio (RAS) y a) riqueza de especies (número de especies), b) cobertura total.

Una pobre cobertura en especies tolerantes refleja condiciones severas de afectación por sales, con valores de CEe de 80 a 140 dS/m. Afectación moderada y bajas concentraciones de sales permiten mayores coberturas y diversidad de especies por lo que los sitios vegetados fueron agrupados en tres categorías indicadoras (cuadro 7.4.1). La dominancia de alguna planta específica mostró ser una característica adicional que refleja niveles de mayor o menor afectación, por lo que se le incluyó dentro de la definición de cada clase.

La riqueza de especies, la cobertura total de plantas y los colores de suelo superficial fueron usados como identificadores en un análisis de cluster no jerárquico. Este análisis mostró que los 64 valores de COSRI podían ser separados en 6 clases estadísticas diferentes ($P < 0.00$) que fueran coincidentes con las tres clases de color/patrón del suelo y las clases de vegetación descritas con anterioridad. Los valores de CEe y RAS en cada clase se consideraron para construir intervalos de confianza ($P > 0.80$). El valor de confiabilidad tuvo que reducirse al 80% para minimizar el traslape de clases en los intervalos (Cuadros 7.4.2 y 7.4.3).

Cuadro 7.4.1.- Clases de vegetación en función de los diferentes valores de CEe y RAS.

Clase	Características
1) Cobertura vegetal escasa (rala).	Sitios altamente afectados (CEe =100-200 dS/m, y RAS=40-100), presencia de sólo 1 o 2 de las especies más tolerantes (<i>D. spicata</i> y <i>S. torreyana</i>), con valores de cobertura vegetal total bajos (1-20%).
2) Cobertura vegetal densa con baja diversidad de especies.	Sitios moderadamente afectados (CEe =50-100 dS/m, y RAS=10-40), entre 3 y 6 especies presentes, incluyendo las más tolerantes. La cobertura total de vegetación es media de 50 a 80% (con traslape de especies).
3) Cobertura vegetal densa con alta diversidad de especies.	Sitios poco afectados (CEe =10-50 dS/m, RAS=5-10), entre 4 y 9 especies presentes, no siempre incluyendo las más tolerantes. Valores de cobertura total entre 80 y 100% (con gran traslape entre especies).

Cuadro 7.4.2.- Intervalos de confianza (80%) para COSRI y la CEe en el extracto de saturación.

Grupo	Rasgo superficial (cobertura)	n**	Valor de t	COSRI		Intervalo*		CEe (dS/m)		
				(cluster no jerárquico)	CEe (dS/m)	COSRI	Intervalo de confianza del 80% P[$\tilde{Y} \leq \mu \leq \tilde{Y}$]=0.80			
1	Superficies color blanco	12	1.363	media	-0.054	1121	-0.068	-0.04	1316	926
				d.e.	0.014	137				
2	Superficies con franjas blanco y beige	20	1.328	media	-0.038	698	-0.051	-0.03	907	490
				d.e.	0.013	153				
3	Superficies color gris/café	10	1.383	media	0.032	290	-0.015	0.079	382	197
				d.e.	0.047	64				
4	Cobertura vegetal escasa, 1 o 2 especies solamente, <i>D. spicata</i> con pobre crecimiento	5	1.638	media	0.088	137	0.06	0.116	224	50
				d.e.	0.028	49				
5	Cobertura vegetal densa, de 3 a 6 especies, <i>D. spicata</i> con buen crecimiento	20	1.328	media	0.122	38	0.11	0.134	62	15
				d.e.	0.012	17				
6	Cobertura vegetal densa, de 4 a >9 especies, <i>D. spicata</i> con buen crecimiento, especies poco tolerantes como <i>T. chinensis</i>	8	1.415	media	0.125	15	0.107	0.142	21	10
				d.e.	0.018	3				

Intervalo de confianza: $\tilde{Y} = \hat{y} \pm t^* \cdot s.d. / \sqrt{n}$

* Intervalo = Media +/- desviación. Estándar (desv.est.).

** n= número de sitios considerados dentro de cada grupo.

Cuadro 7.4.3.- Intervalos de confianza (80%) para COSRI y el RAS en el extracto de saturación.

Grupo	Rasgo superficial (cobertura)	n**	Valor de t	COSRI			Intervalo*		RAS	
				(cluster no jerárquico)	RAS		COSRI		Intervalo de confianza del 80% P[$\tilde{Y} \leq \mu \leq \tilde{Y}$]=0.80	
1	Superficies color blanco	7	1.44	media	-0.054	711	-0.068	-0.04	958	464
				d.e.	0.014	160				
2	Superficies con franjas blanco y beige	13	1.356	media	-0.041	434	-0.05	-0.03	545	323
				d.e.	0.009	79				
3	Superficies color gris/café	11	1.372	media	0.034	204	-0.011	0.079	290	118
				d.e.	0.045	60				
4	Cobertura vegetal escasa, 1 o 2 especies solamente, <i>D. spicata</i> con pobre crecimiento	5	1.533	media	0.115	61	0.092	0.138	82	41
				d.e.	0.023	12				
5	Cobertura vegetal densa, de 3 a 6 especies, <i>D. spicata</i> con buen crecimiento	14	1.35	media	0.12	24	0.109	0.131	38	9
				d.e.	0.011	10				
6	Cobertura vegetal densa, de 4 a >9 especies, <i>D. spicata</i> con buen crecimiento, especies poco tolerantes como <i>T. chinensis</i>	12	1.363	media	0.123	8	0.107	0.14	12	4
				media	0.016	3				

Intervalo de confianza: $\tilde{Y} = \hat{y} \pm t^* \cdot s.d. / \sqrt{n}$

* Intervalo = Media +/- desviación. Estándar (desv.est.).

** n= número de sitios considerados dentro de cada grupo.

Se elaboró un tercer lote de mapas utilizando los intervalos de clases y categorías de los cuadros 7.4.2 y 7.4.3 para segmentar (slicing) el mapa raster del COSRI. Para la impresión final de los mapas los intervalos de clase fueron redondeados a valores intermedios para evitar huecos y traslape de datos. Los mapas a escala 1:70,000 se presentan en las figuras 7.4.10a y 7.4.10b.

Asimismo, para obtener mapas con mayor resolución espacial se consideraron algunas imágenes aéreas multiespectrales de la zona de estudio para elaborar un cuarto lote de mapas en donde la vegetación y los rasgos de suelo se utilizaron como indicadores de CEE y RAS. Estos mapas se muestran en las figuras 7.4.11a y 7.4.11b. De nueva cuenta, las predicciones coinciden con los sitios en donde la salinidad permite el crecimiento de la vegetación, como se aprecia en la fotografía aérea original.

Los mapas se presentan con la nomenclatura en inglés ya que forman parte del primer artículo como producto de esta tesis (Fernández-Buces et al., 2006).

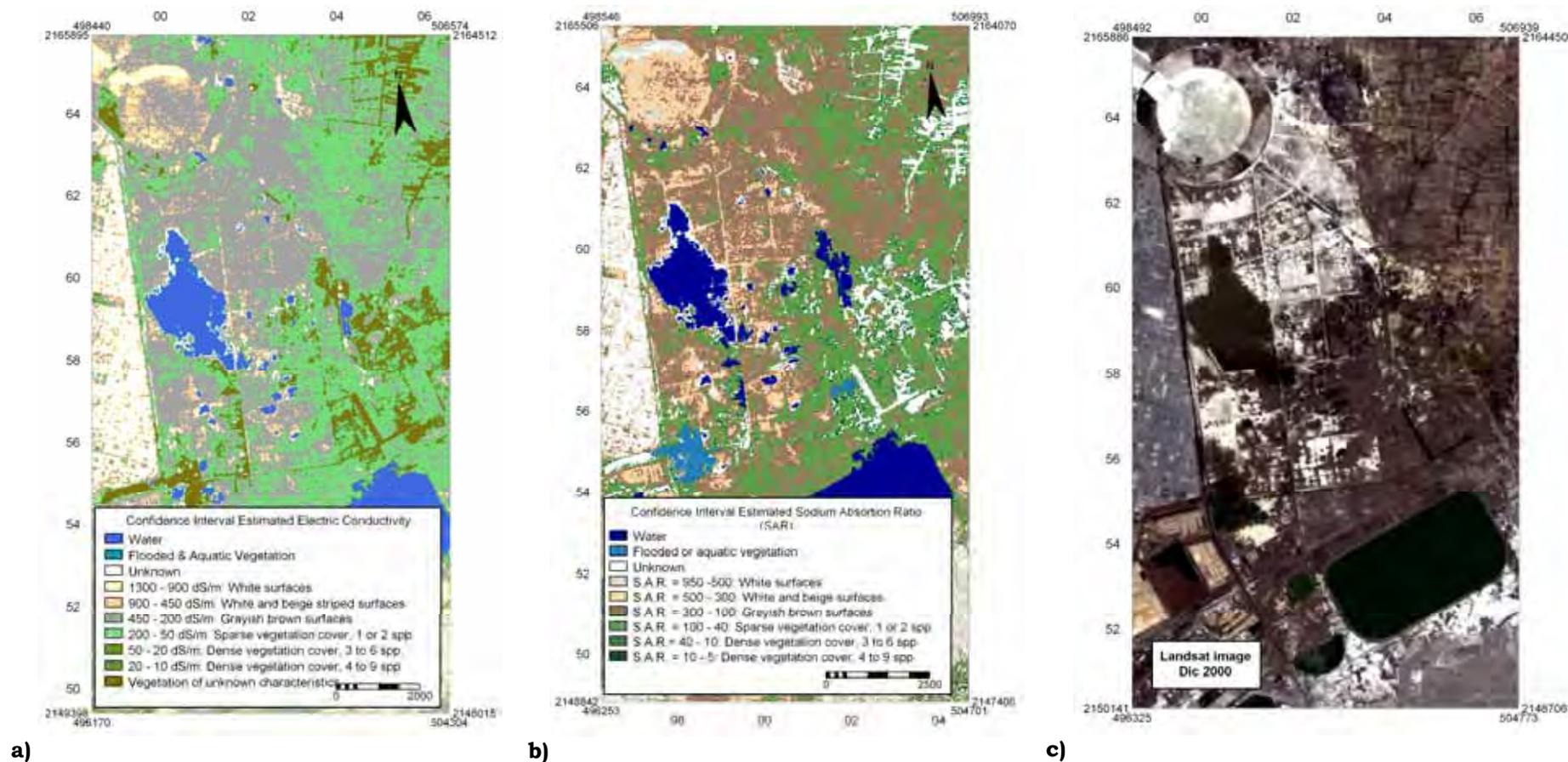


Figura 7.4.10.- Valores estimados por modelo exponencial en una imagen Landsat (1:70,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI) con rasgos superficiales como referencia de límites de clase e intervalos de confianza del 80%. El color verde representa superficies donde la CEe permite el crecimiento de la vegetación.

- Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm).
- Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm).
- Imagen Landsat original (ETM bandas 1 a 3)(tamaño de pixel de 30x30 m).

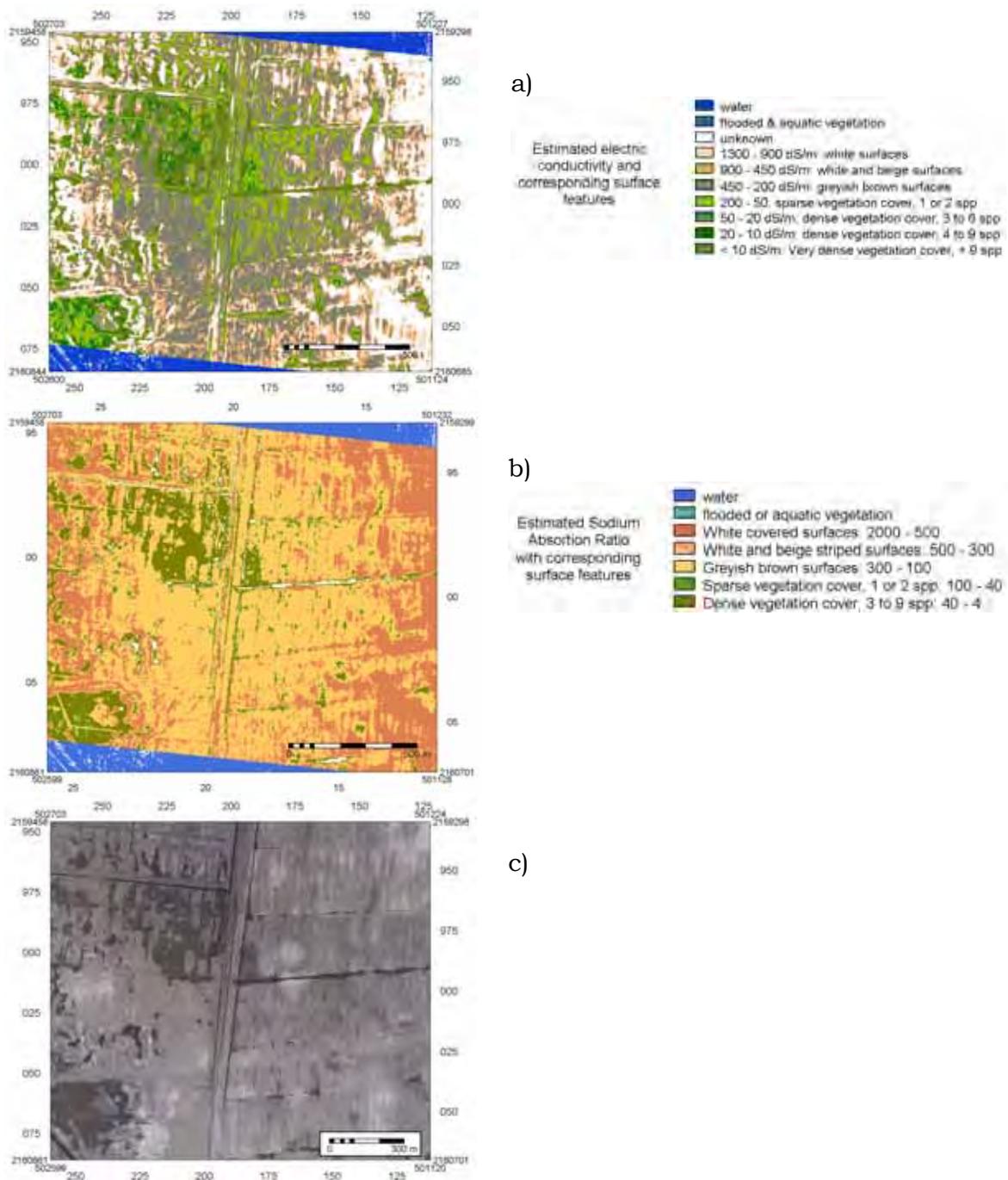


Figura 7.4.11.- Valores estimados por modelo exponencial en una imagen aérea multispectral (1:10,000) utilizando el índice combinado de respuesta espectral (COSRI), con rasgos superficiales como referencia de límites de clase e intervalos de confianza del 80%. El color verde representa superficies donde la CEe permite el crecimiento de la vegetación.

- Valores estimados de conductividad eléctrica en suelo superficial (0-15 cm).
- Valores estimados del radio de absorción de sodio en suelo superficial (0-15 cm).
- Imagen aérea original (pancromática) (tamaño de píxel de 2.6x2.6 m).

7.4.3.- Validación del modelo.

La comparación entre los valores estimados de CEe y RAS (calculados con los modelos exponenciales en dos fotografías aéreas), y los resultados de laboratorio de 11 muestras se presentan en el cuadro 7.4.4. Como se observa en dicho cuadro, los valores esperados y observados de la CEe y RAS no resultaron ser significativamente diferentes ($P=0.66$). Las diferencias principales se encuentran en las predicciones del RAS en sitios con altos niveles de afectación. Los datos observados y esperados correlacionaron bien y en ambos casos la prueba de Kolmogorov-Smirnov muestra solo una mínima probabilidad de error al rechazar la hipótesis nula, por lo que con una confiabilidad del 66% se puede considerar que los datos observados y los estimados proceden de una misma distribución de datos.

Cuadro 7.4.4.- Resultados de la validación del modelo. Valores observados (laboratorio) y esperados (estimados por modelo) de la conductividad eléctrica (CEe) y el radio de absorción de sodio (RAS) usando 11 sitios maestres dentro de dos imágenes aéreas.

Foto	sitio	UTM x	UTM y	CEe (dS/m)	CEe (dS/m)	Diferencia	SAR	SAR	Diferencia	
		Coordenadas ajustadas manualmente	Coordenadas ajustadas manualmente	Estimada por modelo	Medida en laboratorio		Estimado por modelo	Medido en laboratorio		
55	1	499093	2162119	46.14	53.28	-7.14	27.3	37.45	-10.2	
	2	499179	2162127	96.2	126.95	-30.8	58.31	180.74	-122 *	
	3	498796	2162241	348.1	323.61	24.49	220.04	206.72	13.32	
	4	498793	2162243	418.31	392.85	25.46	266.01	236.65	29.36	
38	5	499972	2154907	38.39	33.19	5.2	22.58	18.71	3.87	
	6	499203	2155716	138.92	153.13	-14.2	85.21	90.69	-5.48	
	7	498803	2155441	166.94	172.18	-5.24	103.02	137.96	-34.9	
	8	499666	2155062	241.06	257.66	-16.6	388.77	320.8	67.97	
	9	499515	2154863	348.1	304.8	43.3	470	368.01	102 *	
	10	499548	2156768	725.88	622.65	103.2 *	470	459.57	10.43	
	11	499425	2155324	725.88	723.51	2.37	470	474.41	-4.41	
Diferencia promedio						11.83			4.5	
Desviación estándar de la diferencia						37.11			56.85	
Pearson (R) (laboratorio v.s. modelo)						0.992			0.959	
Kolmogorov-Smirnov prueba para dos muestras										
						Diferencia máxima	0.136			
						Chi-cuadrada (2 gl)	0.82	(p=0.66)		

* grandes diferencias ocasionan la dispersión de los datos en el análisis

Discusión

8. DISCUSIÓN

8.1. ESTADO ACTUAL DE LA SALINIZACIÓN DEL SUELO Y SU VARIACIÓN ESPACIAL

8.1.1.- Identificación de las principales propiedades edáficas para mapeo y clasificación de suelos.

Como patrón generalizado, en la ZFLT se puede considerar al material lacustre arcilloso y tixotrópico (jaboncillo), formado por una combinación de depósitos volcánicos intemperizados, como el material parental sobre el que se desarrollan suelos con altas concentraciones de sales y sodio. Sobre el jaboncillo se encuentran estratos de material más franco - arenoso y capas de ceniza volcánica, así como material coluvial. Esta estratificación en los suelos es reportada también por la SRH (1971) y Gutiérrez (1997), y es causa de que el suelo sobre el jaboncillo en diferentes puntos de la ZFLT tenga espesores y texturas distintas, lo que según nuestros resultados se traduce en diferentes niveles de afectación por sales. Las diferencias en las características generales entre suelos moderadamente profundos (16-50 cm) en sitios con vegetación, y suelos muy someros (1-15 cm) en sitios sin vegetación se atribuye en parte a la existencia del material parental tixotrópico (jaboncillo) a poca profundidad. En éste se presentan condiciones de óxido-reducción a causa de la surgencia eventual de un manto acuífero muy superficial (30-50 cm) con alta concentración salina (54,000 ppm), la que incluso supera el agua de mar (Cruickshank, 1995); lo que restringe la penetrabilidad de las raíces. Asimismo, la textura arcillosa de este material promueve el asenso capilar de agua con alta concentración salina, lo que ocasiona la formación de depósitos superficiales (costras) de precipitados de sales que se acumulan sobre la superficie, dificultando la germinación y ocasionando que los horizontes más superficiales del suelo sean extremadamente salinos. De ahí que el principal problema en el suelo de este sitio es la presencia de horizontes superficiales altamente salinizados.

La elevada concentración de arcilla lo convierte en un suelo con drenaje muy pobre, lo que aunado a la alta evaporación en la zona, provoca que el agua almacenada en la zona hacia finales de la temporada de lluvia, se evapore y las sales disueltas se vayan concentrando sobre su superficie. En época de lluvias, las sales en superficie se movilizan hacia niveles más profundos en función de su solubilidad; mientras que en época de estiaje, las altas temperaturas ocasionan que las aguas subterráneas ricas en sales asciendan por capilaridad,

transportando las sales hacia la superficie de nueva cuenta. Este proceso ha sido observado y reportado por autores como Cruickshank (1981) para la ZFLT.

La dominancia de arcillas expandibles trae como consecuencia el agrietamiento del suelo y la estructura prismática y masiva observada en los horizontes sub-superficiales e incluso en horizontes superficiales (Gutiérrez 1997). Ello debido al carácter irreversible en la pérdida de agua (SRH, 1971). Como consecuencia existe un aporte vertical de materiales de diferente constitución y textura que hacen más heterogénea la distribución de texturas a lo largo del perfil. Cuando las condiciones de hidratación del jaboncillo son más constantes, este agrietamiento cesa y por ende, la distribución de textura y sales es más homogénea.

Estos suelos han sido clasificados en otros trabajos (SRH, 1979; SARH, 1981a) como Solonchaks gléyicos y Gleysols cálcicos, tomando como base el sistema de clasificación de la FAO. En esta clasificación no se hace referencia a los altos contenidos de sodio presentes, y que han sido reportados por estos mismos estudios. La nueva clasificación establecida por la WRB permite distinguir de mejor manera las propiedades que predominan en un suelo, por lo que su clasificación como Solonchaks gleyi-sódicos, Solonchaks sodi-mólicos, Solonchaks sodi-ótricos resulta más apropiada para los suelos en la ZFLT.

8.1.2.- Identificación y análisis de la variabilidad espacial

La mayor variabilidad observada en la conductividad eléctrica y pH dentro de distancias menores a 10 metros sugiere que para analizar de manera detallada la distribución espacial de la salinidad por métodos convencionales como la geoestadística (Webster y Oliver, 2001), sería necesario realizar un muestreo sistemático con una retícula con separaciones inferiores a los 10 metros. Esto en el área de Texcoco (56 km²) es irrealizable debido a la gran extensión de la zona, por lo que se optó por considerar que los patrones superficiales observados son reflejo de los procesos edáficos que los originan, y entonces, el análisis de dichos patrones y su relación con los procesos, nos permitirá entender de una mejor manera el comportamiento de las sales en el suelo. De ahí que en el presente estudio se optó por un muestreo estratificado, tomando como punto de partida (estratos) los patrones superficiales observados de suelo descubierto y vegetación.

La presencia de texturas más arcillosas en los suelos de sitios sin vegetación está asociada a la presencia en superficie de los horizontes tixotrópicos. Éstos corresponden al depósito lacustre y ceniza volcánica intemperizada (SRH, 1971) y reflejan sitios donde existe un bajo avance en el proceso de formación de suelo y por lo mismo aún predomina la herencia del material parental. Este horizonte

tixotrópico presenta condiciones anóxicas en estado de hidratación y aún en estiaje, el jaboncillo permanece hidratado en su porción sub-superficial, lo que junto con la alta salinidad, restringe la distribución de la vegetación, ya que ésta solamente se presenta cuando dicho horizonte se encuentra entre 20 y 90 cm (media +/-1 d.e.) de la superficie.

Los sitios sin vegetación presentan concentraciones de sal y sodio muy superiores (6 a 10 veces más) que los sitios con vegetación, obligando a las plantas a optar por diversas estrategias de colonización y persistencia en suelos con estas características. La distribución espacial (horizontal) de la sal en el suelo se refleja en la cobertura, no obstante, aún bajo una misma cobertura, existe una considerable variación en la distribución espacial de la sal, denotada por las altas desviaciones estándar, las que en ocasiones duplican el valor promedio. Como hipótesis se planteó que diversos factores participan en la determinación de las propiedades del suelo y la distribución de las sales en éste, lo que trae como resultado una gran heterogeneidad espacial. Ello es acorde a lo encontrado en el análisis anidado previamente discutido sobre la gran heterogeneidad existente en la distribución espacial de las sales, y ayuda a entender por que después de tantos años, y con todo el esfuerzo y recursos aplicados en la remediación del sitio por parte del personal de la CNA, solamente el 40% de la superficie del suelo ha podido ser vegetada.

8.1.3.- Variabilidad en la distribución vertical de la sales

La distribución de la CEE y el RAS muestran patrones de distribución vertical muy variantes, incluso entre puntos muestrales muy próximos (<30m) (sub-sitios) dentro de un mismo sitio (polígono). Esto puede ser atribuido de forma parcial a la variación textural existente, ya que el material parental corresponde a depósitos muy arcillosos de un antiguo lago que han sido sujetos a procesos de peloturbación continuos, en los que la expansión y contracción de las arcillas facilitan la movilización de horizontes superficiales hacia el interior de las grietas formadas (proceso que fue evidenciado en campo). Asimismo, la depositación de estratos superficiales con distintas texturas y espesores contribuye a esta gran heterogeneidad. La formación de costras salinas en los horizontes superficiales de sitios con altos porcentajes de arcilla superficial son debidas al ascenso capilar de las sales, procedentes el manto freático salobre a través del jaboncillo y su depositación por evaporación sobre la superficie del suelo. Ello ha sido reportado también por SRH (1971). Estas costras muestran diferentes manifestaciones de formas, colores y texturas, y valores de CEE y RAS extremadamente altos, ya que

concentran la mayor parte de las sales disueltas movilizadas a lo largo del perfil. No obstante, los resultados no mostraron una relación clara entre los patrones de costras superficiales (colores, texturas, forma de costras o dureza) y los niveles de sales a lo largo del perfil del suelo como se planteaba en nuestra hipótesis, ya que se consideraba que estos patrones eran consecuencia del proceso de movilización ascendente de sales a lo largo del perfil del suelo, desde un manto freático salinizado; movimiento que era determinado por la profundidad a éste, la textura a lo largo del perfil del suelo, la estratificación de horizontes con distintas características y el macro y microrelieve. No obstante, si se observó una relación entre los cambios en la distribución vertical de las sales y los patrones de coloración del suelo descubierto y la cobertura superficial por vegetación, como se presenta un poco más adelante. Esto es de alguna forma coincidente con lo señalado en otros trabajos realizados en la ZFLT (SRH, 1971; SARH, 1981a), donde se reporta que las zonas de pastizales se localizan sobre suelos profundos con texturas medias y salinidad entre 16 y 100 dS/m, mientras que sitios sin vegetación y con diferentes patrones y colores ocurren donde los suelos están formados principalmente por el jaboncillo y con conductividad eléctrica de 100 a 200 dS/m (SARH 1981a). No obstante, estos trabajos no analizan detalladamente la distribución vertical de las sales por horizonte, sino que obtienen un valor promedio para el perfil a partir de muestras tomadas de 0-30, 30-60 y 60-152 cm, rebasando la zona de influencia radicular. No identifican ni describen los cambios de las sales a profundidad bajo las diferentes coberturas ya que al considerar muestras compuestas de profundidades pre-establecidas, los valores elevados de los horizontes superficiales se “diluyen” con los valores menores de horizontes inferiores, lo que explica por que en todos estos estudios, los valores más altos de CE sean del orden de los 200 dS/m. En el presente trabajo, se analizó cada uno de los horizontes, incluyendo la costra superficial que usualmente tiene valores de CEe cercanos a los 1000 dS/m, ya que ésta capa es la que en primera instancia restringe la germinación de semillas y por lo tanto, tiene un papel importante en la respuesta de la salinidad sobre la vegetación. Asimismo, en el presente trabajo se encontró que en los sitios descubiertos, los primeros horizontes por debajo de la costra (2-40 cm) muestran valores muy altos de CEe (250-500 dS/m); mientras que en los que se observa vegetación, la salinidad es en general inferior a los 100 dS/m, aún que se presente una costra superficial altamente salina. A profundidades mayores a 30-40 cm, la salinidad se incrementa notablemente en la mayoría de los sitios con vegetación (p.ej. sitios 19, 85, 118, 120-1, 37, 114, 54 y 61), mientras que en los sitios sin vegetación la salinidad conserva valores altos a lo largo de todo el perfil, no mostrando un notorio incremento a dicha profundidad.

Esto es además evidente en sitios combinados como el 46, 50, 64 y 96, en donde en puntos inmediatos dentro de un sitio, en aquellos con vegetación se incrementa la CEE a profundidades mayores de 30-40 cm, mientras que los puntos sin vegetación no muestran incrementos tan evidentes. Esto lleva a considerar la posible acción de las raíces de las plantas en la reducción de los niveles de CEE, ya que de ser este un patrón natural de distribución de la salinidad, también se esperaría encontrarlo en sitios sin vegetación, lo que no ocurre.

Resaltan los abruptos cambios en la CEE y el RAS entre un horizonte y el inmediato inferior. No se observan cambios graduales en las concentraciones de sales hacia la superficie o fondo del perfil. La distribución vertical de las sales muestra una serie de picos y valles en la oscilación de la salinidad relacionada posiblemente con los cambios texturales existentes entre los horizontes.

Como se señala en resultados, entre el 20 y 40% de los patrones de distribución vertical de las sales coinciden (directa o inversamente proporcionales) con los patrones de distribución de alguna clase textural. Esto se atribuye a que los cambios en la continuidad textural forman zonas de ruptura de la porosidad del suelo, en donde las sales disueltas en agua pueden o no depositarse de mayor o menor medida. No obstante, no se observa un claro patrón coincidente entre alguna clase textural particular, ya que en algunos casos hay mayor proporción de coincidencia entre patrones de distribución de texturas arcillosas (suelos descubiertos), y en otros casos predominan las coincidencias con suelos arenosos (sitios combinados). Esto, junto con el hecho de que muchos de los patrones muestran cambios altamente fluctuantes en los patrones de distribución de sales, en coincidencia de cambios igual de altamente fluctuantes en la textura, nos indica que al igual que la alta variabilidad espacial, existe también una alta variabilidad vertical en cuya definición participa de una manera importante la composición textural del sitio, más no es el único factor que define a final de cuentas el patrón de distribución vertical observado en las sales.

El hecho de no haber encontrado una similitud significativa entre los patrones de distribución mediante el análisis de Kolmogorov-Smirnov solamente implica que el comportamiento entre las variables (textura, CE y RAS) es similar a lo largo del perfil del suelo en muchos de los casos, como se vio en la comparación gráfica. Al aumentar una variable, aumenta la otra (coincidencia directa); o bien al aumentar una, disminuye la otra (coincidencia indirecta). No obstante, la magnitud del comportamiento es distinta, siendo que a veces aumenta poco la proporción de algún tipo de textura y aumenta mucho la concentración de sales en un mismo horizonte, por lo que el resultado del análisis señaló diferencias significativas.

De lo anterior surgen las siguientes preguntas, ¿Si la textura no es el factor más importante en la definición de la distribución vertical de las sales que restringen el crecimiento vegetal, cual es él ó los factores que si los son?, y ¿Existe alguna relación entre los patrones superficiales de eflorescencia de sales y el comportamiento vertical de las mismas a lo largo del perfil del suelo?

Estas preguntas han tratado de ser respondidas en el siguiente capítulo, en donde se analizan las relaciones entre diversas variables edáficas con miras a lograr una clasificación de sitios en función de su calidad para establecer una cobertura vegetal.

8.2 EVALUACIÓN DE LA AFECTACIÓN SALINA: IDENTIFICACIÓN DE SITIOS CON DIFERENTE CALIDAD DE SUELO

La gran heterogeneidad espacial y vertical observada en el capítulo anterior queda una vez más evidenciada a través de la gran variabilidad identificada en las variables edafocológicas medidas en los diferentes sitios. Esta variabilidad pudo ser integrada en el presente capítulo dentro de índices de calidad de suelo (variables teóricas), compuestos por una serie de variables reales a las que les fueron atribuidos pesos específicos en función de su participación como responsables en dicha variabilidad. Ello se hizo mediante el uso de la técnica multivariada de componentes principales. Estos índices permiten analizar de forma conjunta y dentro de un espacio n-dimensional (donde n se definió como los primeros 5 factores del PCA), a las variables cuyas diferencias entre sitios permiten explicar una proporción determinada de la variabilidad total observada. La ubicación de los sitios en un espacio n-dimensional (cuando $n > 3$) para identificar grupos que reflejen clases de suelos semejantes resulta complejo, por lo que el uso de otra técnica multivariada (análisis de cluster) para jerarquizar y agrupar sitios con base en su “semejanza” en respuesta n-dimensional, conservando una proporción de la variabilidad total explicada, resultó de gran conveniencia.

Una de las hipótesis de esta tesis manifestaba que el patrón superficial de eflorescencia de sales y cobertura, era resultado de la distribución y variación de la salinidad a lo largo del perfil, así como de la conjunción de una serie de propiedades edáficas responsables del movimiento ascendente y descendente de las sales desde el manto freático salinizado. Es decir, que el estudio de la distribución de la salinidad a lo largo del perfil del suelo y su representación superficial, permitiría tipificar cada patrón superficial a lo largo de un gradiente salino, pudiendo asignarle una determinada clase de calidad salina diferentes sitios. Los resultados obtenidos en este apartado reflejan que existe una correspondencia

entre la calidad de afectación salina de los sitios (definida por sus propiedades edáficas y edafocológicas a lo largo del perfil) y la respuesta superficial observada, particularmente en lo referente a presencia de vegetación y las tonalidades del suelo descubierto. No obstante, la presencia y formación de costras de diferentes formas y consistencia no presenta ningún patrón claramente definido que pueda relacionarse con alguna de las propiedades medidas, por lo que se desconoce a que se atribuye la variabilidad en éstas.

El uso combinado de ambas técnicas multivariadas permitió organizar la gran variabilidad existente entre los 86 sitios dentro de 12 clases de suelos con diferente calidad; calidad que es fuertemente determinada por los contenidos de sales y la distancia a la principal fuente de origen de las mismas (el jaboncillo influenciado por el ascenso capilar del agua freática con muy altas concentraciones salinas).

Los sitios con vegetación correspondieron a clases con valores de CEE y RAS (<150 dS/m), por debajo de los cuales se reconoce que las plantas halófitas son capaces de existir en función de sus diferentes tolerancias (Tanji, 1990).

Algunas de las variables reportadas por Doran y Parkin (1994) como buenas indicadores de calidad del suelo, como son la textura, la profundidad fisiológica, la capacidad de retención de agua, el pH y la conductividad eléctrica, fueron confirmadas en este estudio como buenas indicadores, ya que conjuntamente explicaron el 70% de la variación observada. No obstante, las variables de mayor relevancia para la explicación de los patrones de distribución de suelo descubierto y vegetación en este caso resultaron ser la profundidad al horizonte tixotrópico (principal fuente de sales), la profundidad fisiológica (donde se pueda desplegar el sistema radical de las plantas), la textura, y particularmente la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEE), y el radio de adsorción de sodio RAS).

Los sistemas de clasificación de calidad de suelos utilizan diferentes técnicas; algunos parten de la construcción de índices matemáticos de calidad (Doran y Parkin, 1994), otros utilizan una combinación de aspectos descriptivos y analíticos de forma cualitativa (Harris y Bezdicek, 1994 y Linden et al., 1994), otros interpretan la actividad química de enzimas o el nitrógeno orgánico como índices (Dick, 1994; Duxbury y Nkambule, 1994) y otros más (Smith et al., 1994) utilizan un procedimiento geoestadístico denominado kriging indicador que transforma datos medidos en índices de calidad del suelo bajo determinados criterios que representan los intervalos de valores correspondientes a un suelo de buena calidad. No existen métodos o técnicas únicas o más adecuadas, sino cada técnica puede resultar adecuada en algunos casos y bajo circunstancias particulares. En este sentido, un importante aporte de este trabajo, es proponer la combinación de dos métodos de análisis multivariado para clasificar sitios en función de

indicadores integrales de la calidad de sitios. En este trabajo se consideró la clasificación conformada por 12 sitios de diferente calidad, como la más adecuada para calificar de manera integrada la distribución vertical y superficial de las sales, y el problema que ello implica en la distribución de la cobertura vegetal.

8.3 COMPOSICIÓN Y TOLERANCIA DE LA VEGETACIÓN EN LOS SUELOS SALINO-SÓDICOS DE LA ZFLT.

Los sitios muestreados presentaron importantes concentraciones de sales a lo largo de todo el perfil. El muestreo de vegetación y suelo se realizó en la mitad de la temporada de estiaje por lo que se considera que las especies perennes encontradas corresponden a especies tolerantes a las sales (halófitas verdaderas y facultativas). No obstante éstas se acompañan por especies que normalmente no se reportan como halófitas o tolerantes a las sales en la zona (SRH, 1971 y Cruikshank, 1981), como diversas herbáceas anuales (exóticas, ruderales y de ciclo de vida corto como *T. officinalis* y *S. oleraceus*). Las que seguramente germinan y se desarrollan de mejor manera durante la temporada de lluvia, y permanecen en condiciones menos adecuadas en el estiaje. Ello contribuye a la gran dinámica que existe en sitios afectados por las sales como la ZFLT, con fluctuaciones muy grandes en espacio y tiempo, que se acompañan de grandes cambios en el paisaje entre la temporada de lluvias (de junio a septiembre) y estiaje (Szabolcs, 1989). No obstante, los niveles de salinidad encontrados en los sitios donde existen estas herbáceas no surgen de un día para el otro y muy probablemente, estas especies, al ser ruderales, han podido aumentar su grado de tolerancia a la perturbación por sales, sobreviviendo a la salinidad del inicio de la temporada de estiaje, ya que el muestreo generalmente se realizó entre diciembre y febrero, y se observaron a las especies aún vivas. Estas posiblemente estén fungiendo como halófitas trancionales (cuadro 4.3).

En este apartado resultó evidente que la vegetación en la zona de estudio está soportando condiciones de salinidad muy elevadas, presentándose las halófitas más tolerantes en concentraciones mucho mayores que las reportadas en la literatura (SRH, 1971, Richards 1985; Brady y Weil, 1999; Tanji, 1999). Ello se atribuye principalmente a que los anteriores estudios consideran muestras de profundidad 0-30 cm sin considerar la costra superficial salina, variable que si fue tomada en consideración en esta tesis.

Los intervalos de tolerancia de la vegetación reportados en las anteriores referencias han sido ajustados a los resultados encontrados en el presente estudio para elaborar el cuadro 2.2 en el marco teórico, el cual es un aporte adicional de

este trabajo ya que conjunta diferentes criterios de evaluación para describir de forma más apropiada las condiciones existentes en la ZFLT.

Asimismo, los resultados mostraron que *D. spicata* y *S. torreyana*, las dos especies más tolerantes a las sales en la zona de estudio, ceden en dominancia ante la entrada al sistema de otras especies de sus mismas familias (Poaceae y Chenopodiaceae, respectivamente), hasta que en los sitios con menores concentraciones de sales tienen un papel menos representativo dentro de la comunidad. Al reducirse la salinidad y el sodio en el suelo, se aumenta la diversidad de especies de varias familias, hasta tener representadas 11 diferentes familias de herbáceas y 1 de arbustos. Esto sugiere la existencia de un proceso de sucesión ecológica de comunidades (Clements, 1916,1936; Engler, 1954; Gleason, 1962; Drury y Nisbet, 1974; Pickett, 1976; Connell y Slatyer, 1977; Whitmore, 1982; Wilson, 1992; Glenn-Lewin y Van der Maarel, 1992; Kent y Coker 1992) asociado a la colonización de sitios (claros) salinos (Bowers, Webb y Pierson, 1997; Martínez Ramos 1985). En este trabajo se planteó la hipótesis de que las superficies salinas desprovistas de vegetación (claros) son gradualmente cubiertas por algunas especies pioneras, las que dominan siempre que las condiciones salinas sean elevadas. Éstas cuentan con amplios ámbitos de tolerancia a las sales y son capaces de incursionar en sitios altamente salinizados. Los resultados mostraron que los sitios sin vegetación pueden considerarse como claros donde gradualmente incursionan *D. spicata* y *S. torreyana* (especies pioneras), seguidas de otras asociaciones de especies, cada vez más diversas, conforme se reduce la salinidad y mejora la calidad del sitio, ocurriendo un reemplazo gradual en la presencia y dominancia de las especies como parte de la dinámica vegetal existente.

Con relación a la distribución de las asociaciones de especies en función de un gradiente de salinidad, las condiciones en los sitios de calidad 1 y 7 son excepcionales sobre el resto del patrón observado en los demás sitios. Esto posiblemente se atribuya a que si bien la CEE en el sistema resultó muy importante en la elaboración de la clasificación de sitios, no fue el único parámetro importante y al parecer, la concentración de sodio y la profundidad al horizonte tixotrópico están más relacionados con la distribución de las especies.

8.3.1.- Estadios de la comunidad vegetal en función de gradientes de salinidad y sodio.

De acuerdo con los resultados, en la ZFLT se pueden identificar cambios en la estructura y composición de la vegetación en función del aumento/disminución de las concentraciones de sales en el sistema. Esta salinización y desalinización de los

suelos puede ser considerada como un disturbio recurrente en el sistema. La incidencia irregular de dicho disturbio y la fuerte surgencia de sales que ocurre en espacios y tiempos cortos ocasionan una importante dinámica de cambio en la vegetación, que puede analizarse bajo la óptica de una sucesión secundaria de especies en comunidades.

Las plantas en general cuentan con mecanismos que les permiten enfrentar condiciones de estrés debidas a una variación en la salinidad del suelo. Las halófitas son aquéllas capaces de sobrevivir a altas concentraciones de electrolitos en su medio (Flowers et al., 1977); más sin embargo, la sobrevivencia a dichas concentraciones queda limitada por incrementos en los niveles de estrés, cuando éstos les impidan expresar completamente su información genética para su crecimiento, desarrollo y reproducción (Tanji, 1996). El índice de dominancia de cada especie en Texcoco pudo ser ajustados en mayor o menor medida a un modelo teórico de distribución Gaussiana en función de un gradiente de sal y/o sodio, ajustes similares a aquéllos propuestos por Whitaker (McCune, 2004) para explicar de forma simplificada la respuesta ante límites mínimos y máximos de cierto factor ambiental. No obstante, se sabe que la mayoría de las especies presentan curvas de respuesta de muy diferente índole ante distintos factores ambientales (McCune 2004). El ajuste realizado, muy probablemente sea una representación burda de la respuesta real de cada especie; sin embargo, los modelos fueron suficientemente adecuados ($R^2 > 0.65$) para permitir el cálculo del valor de desempeño óptimo y el ámbito de tolerancia de cada especie (Jongman, ter Braak y van Tongeren, 1995) con los que fue posible construir una gráfica de estadios en la comunidad vegetal a lo largo de gradientes de sal y sodio.

Analizando el comportamiento de las coanoclinas (figuras 7.3.1 y 7.3.2) se observa como se reduce el número de especies y la talla de los organismos (reflejado por un menor valor del índice de dominancia) conforme se incrementa la salinidad. Si uno revisa esas gráficas de mayor a menor valor de CE y RAS se observa que la vegetación a altas concentraciones de sales (70-100 dS/m) está compuesta por unas cuantas especies, pioneras en la colonización de sitios (claros) (Martínez Ramos, 1985) fuertemente salinizados dentro del sistema. Conforme la salinidad se reduce (40-70 dS/m), especies como *Suaeda torreyana* dejan de mostrar un desempeño óptimo (punto más alto de la curva) y empiezan a reducir su presencia en el sistema, mientras que ingresan a éste especies como *Chenopodium album*, *Bidens odorata* y *Simpisia amplexicaulis*, modificando la fisonomía de la comunidad conforme se modifica un factor ambiental determinado (CEe). Esta situación se puede explicar en función de que *S. torreyana* es intolerante a la reducción de luz cuando están presentes otras especies (SARH,

1981c) restringiendo su crecimiento. Comportamiento característico de una especie pionera en una etapa de la sucesión (Drury y Nisbet, 1973; Glen-Lewin y Van der Maarel, 1991). Cuando los niveles de sales se reducen aún más (30-190 dS/m) a fisonomía de la comunidad vuelve a cambiar, quedando como dominantes *Hordeum jubatum* y *Taraxacum officinale*. Esta dinámica observada en la vegetación conforme se modifica un factor ambiental de forma gradual podría asociarse a una combinación de los conceptos de sucesión alogénica, cuando el gradiente de salinidad actúa como factor supresor del desempeño; y sucesión autogénica cuando la interacción de las especies restringe el desempeño de *S. torreyana* (Drury y Nisbet, 1973; Glen-Lewin y Van der Maarel, 1991).

Al analizar la distribución de las curvas de respuesta de las diferentes especies en las figuras 7.3.1 y 7.3.2, se observa que no resulta del todo factible predecir con precisión cual será la comunidad resultante a determinados valores de CEE y RAS. Esto resulta similar a lo planteado por Gleason (1961) quien consideró que las especies se ubican a lo largo de un gradiente en función de sus distintos niveles de tolerancia, y que por consiguiente, no resultaba factible definir una comunidad repetible como lo proponía Clements (1916) en su momento (Kent y Coker 1992).

Las curvas de respuesta de cada especie en las figuras antes mencionadas corresponden a un modelo continuo, y no es factible identificar realmente en que punto las especies ya no son capaces de estar presentes en la comunidad. De ahí la necesidad de poder identificar cuales eran sus valores de óptimo de desempeño y su ámbito de tolerancia (Jongman, ter Braak y van Tongeren, 1995), con el fin de poder identificar estadios en la comunidad relacionados con ciertos niveles de sales en el suelo. Para tal efecto, las gráficas de barra generadas para todas las especies tanto para la CE como para el RAS (figuras 7.3.3 y 7.3.4), mostraron que a lo largo del gradiente, las comunidades van cambiando casi en su totalidad en lo referente a su composición y que si resulta factible identificar estadios en la comunidad, particulares de ciertos niveles de CEE y RAS. Este comportamiento refleja una dinámica espacial en la vegetación que puede enmarcarse dentro del proceso de sucesión ecológica de especies en comunidades. Como se señaló en el marco teórico, la sucesión ecológica se caracteriza por un cambio direccional en la composición de la vegetación, producto de propiedades intrínsecas de las plantas o factores ambientales cambiantes a lo largo del tiempo (Kershaw, 1973). En este caso, al ser un sistema sujeto a condiciones extremas, los factores ambientales (sal y sodio principalmente) juegan un papel muy importante en la determinación del rumbo a seguir de la dinámica vegetal (lo que podría considerarse como una sucesión alogénica). Sin embargo, varias especies de halófitas extraen las sales de suelo y las acumulan o excretan mediante glándulas especializadas (Flowers *et al.*,

1977; Joshi, 1982), ocasionando una reducción de la salinidad en la zona inmediata a las raíces, la que mejora las condiciones de calidad del sitio y permite la entrada de otras especies, combinándose el proceso con una sucesión autogénica y que la dinámica en sí podría ser incluida de una forma simplista en el modelo de facilitación propuesto por Connell y Slatyer (1977).

Asimismo, retomando las figuras 7.3.1 y 7.3.3, se podría pensar que hay una combinación de las teorías de Clements y Gleason en los resultados observados para la comunidad halófito en la ZFLT. El cambio observado en los componentes integrantes de la comunidad halófito de Texcoco se apega al postulado de Clements, denotándose asociaciones (morfocomunidades) distintas ante diferentes condiciones dentro del gradiente (figura 7.3.3); morfocomunidades que siguiendo la teoría de Clements podrían ser repetibles cada vez que se den los mismos valores de CE o RAS siendo que siempre que estos valores son altos la comunidad va a estar compuesta por *D. spicata* y *S. torreyana*, mientras que cuando los valores son medios se incluyen otras especies. No obstante, especies de amplio espectro de tolerancia (*D. spicata*, *S. torreyana*) están presentes y son dominantes todo el tiempo, impidiendo observar cambios abruptos en la fisonomía general de la comunidad, a menos de que se suprima su presencia. Esta situación podría parecerse a lo que propone Gleason, quien considera que las combinaciones posibles de tolerancias y cambios en el gradiente ambiental son tan altas que es difícil identificar comunidades individuales (Kent y Coker 1992).

El reemplazo de unas especies por otras conforme decrece el gradiente de salinidad y sodio queda mejor representado en las figuras 7.3.3 y 7.3.4, en donde se aprecia que el reemplazo de especies de un estadio al otro es prácticamente total. Al parecer, en ambientes tan extremos como Texcoco, donde cambios en la salinidad exigen mecanismos de respuesta (manejo de sales) cada vez más especializados, la dinámica de especies dentro de las morfocomunidades es más evidente, ya que pocas especies pueden alcanzar un nivel de adaptación tal que les permita persistir dentro de intervalos de salinidad muy amplios (p.e. *D. spicata* y *S. torreyana*).

Los resultados observados confirman nuestra hipótesis, ya que se planteó que el incremento de la salinidad en el suelo afecta en mayor o menor medida el desarrollo y abundancia de las especies halófitas, en función de los mecanismos de manejo de sales de cada una; y que este comportamiento puede ser modelado por curvas de respuesta Gaussiana, a partir de las cuales es posible calcular el óptimo y ámbito de tolerancia hacia las sales para con estos valores, identificar diferentes estadios en la comunidad vegetal conforme aumenta la concentración de sal o sodio.

Transiciones en otro tipo de comunidades a lo largo de un proceso de sucesión ecológica de comunidades, p.e. de pastizal a bosque en suelos volcánicos, requieren miles de años, tiempo requerido para que existan cambios suficientemente fuertes en las condiciones ambientales para que una comunidad sea reemplazada por otra. No obstante, de acuerdo con lo encontrado en esta tesis, en suelos afectados por sales, las variaciones entre los niveles de salinidad son tan altas, que hay una dinámica de cambio mucho mayor que en otros sitios, tanto en espacio como en tiempo. Observándose un proceso de reemplazo de especies en comunidades en tiempos y espacios cortos.

Esta dinámica al parecer ocurre en ambos sentidos, derivando en una sucesión prospectiva (Bowers et al., 1997) cuando se coloniza gradualmente un sitio afectado por sales conforme se reducen las concentraciones de éstas, y una sucesión retrospectiva (Glen-Lewin y Van der Maarel, 1992) cuando se pierden especies y cambian las morfocomunidades conforme se salinizan sitios que previamente tenían niveles bajos de sales por un mayor ascenso de la fuente de origen de las sales (p.e. el manto freático salino).

Es importante resaltar que los modelos teóricos de las figuras 7.3.1, 7.3.2, 7.3.3 y 7.3.4 corresponden a representaciones simplificadas del sistema, considerando el gradiente de una sola variable ambiental a la vez. Incluso si se consideran ambas variables (CE y RAS) de forma conjunta, seguiría siendo una representación tridimensional de la variabilidad existente. No obstante, para una representación más real del sistema, la identificación de los diferentes estadios de la comunidad a lo largo de un proceso sucesional en la colonización de sitios salinos se debe analizar con una visión multivariada, incluyendo las variables de mayor relevancia en este proceso.

8.3.2.- Estadios de la comunidad vegetal en un sistema con afectación por sales (evaluación multivariada)

La baja variabilidad en la distribución de la vegetación explicada con las variables edáficas seleccionadas se atribuye a que desde los años 70's toda la zona ha estado sujeta a cambios por la aplicación de obras de remediación dentro del proyecto del Lago de Texcoco, así como a la introducción de materiales exógenos para la construcción de bordos y caminos. Estas acciones han modificado las condiciones del sitio, de por si altamente heterogéneo, y facilitan el ingreso en el sistema de especies asociadas más con caminos que a sitios salinizados. Tal es el caso de los géneros *Gnaphalium*, *Amaranthus*, *Conyza*, *Avena*, *Solanum*, entre otros. Ello no resulta inusual ya que Ortiz (1992b) reporta que la distribución

heterogénea de la salinidad puede derivar en el establecimiento de una glicófita en un manchón con baja concentración de sales, lejos del cual le sería imposible existir. La gran heterogeneidad en los sitios al parecer determina que estas glicófitas puedan permanecer en el sistema solamente en pequeños parches de suelo con menor salinidad.

El circunscribir el análisis a solamente las especies asociadas con suelos salinos mejoró en un 10% adicional, con lo que fue posible atribuir el 34.1% de dicha variabilidad a los cambios en las cualidades del suelo. Por su parte, el restringir la profundidad del suelo a solamente los primeros 15 cm incrementó la proporción de la variabilidad explicada en muy poco (1.2%); sin embargo, considerando los sistemas radicales de la mayoría de las especies, estos primeros 15 cm reflejan de mejor manera la relación suelo-planta existente.

En cualquiera de los casos anteriores, lo que quedó claro es que dentro de las variables que explican la distribución de la dominancia de las especies en diferentes sitios, la CEe (log), el RAS (log), la profundidad del solum, el pH, la textura (%limo y % arcilla) y la profundidad al horizonte tixotrópico (fuente de sales) son de mayor importancia. Ello resulta lógico ya que todas están de alguna manera relacionadas con el movimiento ascendente y descendente de las sales a lo largo del perfil, lo que afecta el desarrollo de las especies en función de su tolerancia (Ungar, 1982; Tanji, 1996; Morales, 1997; Ortiz, 1997).

Asimismo, de los anteriores resultados se desprende que además del papel que juega la perturbación antrópica en este sistema, las relaciones entre planta y suelo se dan al parecer a escalas espaciales muy pequeñas, probablemente circunscritas al entorno del sistema radicular exclusivamente, por lo que para poder entender que variables participan en la definición de la dominancia de las especies con mayor precisión, quizá es necesario analizar el suelo a este nivel.

El resultado del CCA considerando las especies halófitas y una profundidad de 40 cm del suelo reflejó que existe un gradiente creciente en salinidad que es inversamente proporcional a un gradiente decreciente en la profundidad de solum, lo que resulta de una mayor o menor distancia entre el jaboncillo y la superficie donde se van depositando las sales. Asimismo, el análisis considerando solamente los primeros 15 cm de profundidad reflejó una correspondencia entre CEe y RAS, a lo largo de la cual fue factible ubicar a *S. portulacastrum*, *C. album*, *S. torreyana*, *D. spicata*, *B. campestris*, *H. jubatum*, *S. oleraceus*, *T. Chinensis*, *H. venetus*, *T. officinalis* y *B. simple* a lo largo de un gradiente de mayor a menor afectación por sales en suelos arcillosos. Esto, a excepción de la presencia de *S. portulacastrum* y *C. album* que no se reportan como las más tolerantes, es coincidente con lo reportado por la SRH (1971), Sen et al (1982), Cruickshank (1981) y Morales

(1997), donde ubican a *S. torreyana* y *D. spicata* como muy tolerantes, a *H. jubatum*, *S. oleraceus*, *T. Chinensis* *H. venetus* como poco tolerantes, y a *T. officinalis* y *B. simplex* como poco tolerantes o glicófitas.

Aún en el mejor de los casos del análisis de CCA practicado, resultó claro que casi dos terceras partes de la variabilidad existente se deben a factores distintos a los considerados. No obstante, para entender como las especies son remplazadas conforme cambian las condiciones de calidad dentro de esa tercera parte que podemos explicar con los factores edáficos medidos, se tomaron de forma simultánea dichas variables para describir el comportamiento teórico de cada especie en un espacio multidimensional, modelando el nicho fundamental (condiciones en las que potencialmente se puede desarrollar una especie) de éstas.

Las variables utilizadas en el análisis de hábitat fueron seleccionadas procurando conservar la mayor proporción de la variabilidad explicada. Los resultados mostraron que la respuesta de cada especie queda definida por una combinación particular de variables con diferentes pesos, lo que hace que predecir una comunidad resultante considerando solamente una o dos de ellas como se presenta en el capítulo 7.3 de los resultados (Figuras 7.3.1 y 7.3.2) sea un modelo poco apegado a la realidad. No obstante, en ocasiones es una buena aproximación. Esto resulta particularmente cierto en sistemas donde estas una o dos variables son fuertemente dominantes sobre las otras en influenciar una respuesta en las especies, como resulta ser en la ZFLT. Como se observa en el cuadro 7.3.4 de los resultados, en prácticamente todos los modelos significativos ($xR^2 > 0$) (McCune, 2004) participan la CEe y/o el RAS, por lo que la comunidad resultante es similar a aquella que se obtuvo en el inciso 7.3.1.

Desafortunadamente los ajustes para *D. spicata* y *T. chinensis* resultaron bajos debido a que ambas especies han sido sembradas e inducidas en la zona por el Proyecto Lago de Texcoco, por lo que las condiciones edáficas medidas por si mismas son incapaces de explicar su presencia y dominancia en muchos sitios. Ello obligó a retirarlas de la modelación ante diferentes condiciones de calidad de suelo en un gradiente cambiante de peores a mejores condiciones.

La modelación de la respuesta por especie ante condiciones de hábitat cambiantes arrojó resultados similares con los análisis del comportamiento de las mismas especies cuando se estudian la CEe o el RAS individualmente. En el caso de *S. torreyana* en ambos análisis y en la literatura se reporta que corresponde a una especie altamente tolerante, pionera en la colonización de sitios afectados por sales (SRH, 1971; Morales, 1997). Esta especie presenta altos valores de óptimo y tolerancia ante un hábitat que resulta poco favorable para otras dentro de la ZFLT. Asimismo, *E. mexicana* es moderadamente tolerante a la CEe, pero en una

modelación que considera varios factores edáficos en su hábitat, resulta ser una especie bastante tolerante, que presenta su óptimo dentro de condiciones intermedias de calidad.

Por su parte, *H. jubatum* y *T. officinalis* tanto en un análisis del gradiente de CEe y RAS (univariado), como ante un gradiente de condiciones de calidad de sitio mostraron ser especies poco tolerantes, cuyos óptimos y tolerancias se ubican en la zona de condiciones más favorables. Éstas corresponden a especies ruderales que fácilmente pueden adaptarse a sitios con baja salinidad y son más características de sitios no afectados por sales.

A diferencia de las anteriores, *S. oleraceus* (otra ruderal) aparece como una especie poco tolerante a la CEe considerando solamente dicho factor; no obstante, en una situación multivariada de condiciones integradas de factores ambientales, mostró ser tolerante a condiciones intermedias de calidad de sitio, lo que explica por que esta especie estuvo presente en diversos sitios de muestreo, pese a no ser fuertemente tolerante.

La hipótesis planteaba que en un ecosistema, el desempeño de una especie no va a estar regulado por un solo factor, sino por la acción combinada de diversos factores ambientales, entre los que se encuentran los factores edáficos. Se esperaba que al analizar la respuesta particular de cada especie a cada factor edáfico en un entorno multivariado, fuera posible trazar curvas hipotéticas de respuesta de cada especie al conjunto de factores ambientales (definidos como calidad de un sitio). A partir de dichas curvas se consideraba factible calcular el óptimo y tolerancia de dichas especies conforme cambian estos factores de una condición de calidad de sitio más adversa a una más benéfica, permitiendo identificar estadios de la comunidad vegetal al cambiar la calidad del suelo. Los resultados obtenidos tanto en la modelación univariada, como en la multivariada, confirmaron nuestra hipótesis en el sentido de que se pudo modelar una respuesta multivariada de cada especie y ubicarla en un gradiente de calidad de sitio, que permite identificar estadios de la comunidad más apegados a la realidad, que en una modelación univariada.

La modelación de la respuesta de las especies por medio de la regresión multiplicativa no paramétrica mostró ser un procedimiento útil para describir el comportamiento de una especie ante diferentes condiciones de calidad de hábitat y lograr con ello una modelación de su respuesta un poco más apegada a las condiciones reales, en donde las variables y las especies interactúan entre sí (McCune 2004). Este procedimiento resulta útil para seleccionar las combinaciones de especies que pueden introducirse en sitios con diferente calidad, a fin de maximizar las posibilidades de éxito en la persistencia de éstas. No obstante, los

resultados de la RMNP de este trabajo no pueden ser comparados con otros trabajos similares, ya que son pocos los que se tienen reconocidos a la fecha que han utilizado este modelo (Jovan, 2003, Antoine y McCune, 2004), y ninguno de ellos considera una situación similar a la realizada en este estudio. No obstante, los resultados son consistentes con lo observado en campo y con los resultados del análisis univariado, por lo que se estima que permiten entender una pequeña porción del sistema bajo estudio.

8.4 MAPEO DE LA SALINIDAD DEL SUELO USANDO UN INDICE DE RESPUESTA ESPECTRAL COMBINADA PARA SUELO DESCUBIERTO Y VEGETACIÓN

8.4.1.- Selección de indicadores

La respuesta particular de la vegetación y suelo descubierto mostraron que la obtención de un índice combinado utilizando las 4 bandas espectrales era factible. Un índice estandarizado ampliamente reconocido (NDVI) (Tóth et al., 1991; Schmidt y Karnieli, 2000; Diouf y Lambin, 2001; Nagler, et al., 2001; Alnlutt et al., 2002), fue considerado como la base para desarrollar un nuevo índice con una simple ecuación.

Dado que se trata de un índice relativo, los valores registrados por cada banda no son tan relevantes, por lo que no se requiere de un radiómetro sofisticado. Lo que si importa es la diferencia entre las bandas de baja longitud de onda (bandas 1 y 2) y las bandas de alta longitud de onda (bandas 3 y 4). Los datos para construir este índice pueden obtenerse con equipos sencillos y de bajo costo, ya que solo se requiere de equipos con 4 bandas de registro (3 en visible y 1 en infrarrojo cercano).

Cuando se trabaja con imágenes de satélite o fotografías aéreas multiespectrales, el tamaño del píxel y el conocimiento de sus componentes es importante para evitar el efecto del píxel mixto (Collado et al., 2002). Este efecto hace que sea difícil asignar un valor particular de reflectancia representativo del píxel cuando éste incluye diferentes especies y suelo descubierto (objetivos con respuestas espectrales particulares). En este estudio, la información obtenida referente a las dominancias de las especies en cada sitio hizo posible asignar un valor de reflectancia representativo (ponderado por dominancia) para cada píxel compuesto por diversas especies halófitas.

Con base en las altas correlaciones, el COSRI mostró ser una herramienta útil en la estimación de valores de salinidad de suelos descubiertos. Sitios con grandes

concentraciones de sales, con eflorescencias blancas de sales en la superficie, mostraron los valores negativos más altos del índice, mientras que sitios con bajas concentraciones y prácticamente sin eflorescencias de sales mostraron valores del índice cercanos a cero (-0.015 a 0.079) como se esperaba.

En una de las hipótesis de este apartado se consideraba que si las reglas que definen la salinización de un suelo a una escala de resolución mayor son las mismas que las que rigen una escala de resolución menor, entonces al analizar el proceso de salinización a un nivel detallado, reconociendo los indicadores apropiados a esta escala, permitirá realizar extrapolaciones para escalas de resolución menores. El cálculo del COSRI, por medio de un algoritmo que puede obtenerse a partir de datos medidos con un radiómetro en tierra o por sensores remotos de similar bandas de registro, y su fuerte correlación con los niveles de CEE y RAS del suelo superficial, confirma que es un indicador apropiado para elaborar mapas a diferentes escalas.

8.4.2.- Elaboración de mapas.

Los modelos exponenciales calculados para estimar la CEE y el RAS a partir de mediciones terrestres de los valores del COSRI mostraron ser útiles para elaborar mapas y monitorear superficies con altas concentraciones de sales. También mostraron consistencia a dos escalas de resolución. La delimitación arbitraria de las clases en el mapa se realizó con la intención de reducir el número de clases dentro de un intervalo amplio de salinidad presente en la ZFLT (de 10 a 1300 dS/m). Sin embargo, el mapa raster del modelo puede segmentarse en el número de clases que se requiera a fin de predecir valores de salinidad en localidades específicas.

Las clases en el segundo lote de mapas de salinidad se establecieron utilizando rasgos superficiales como indicadores. Estos rasgos pueden reconocerse fácilmente en campo y a partir de sensores remotos, por lo que pueden ser útiles para planear y aplicar técnicas de remediación de suelos. Los coeficientes de correlación entre los colores de suelo y la CEE y el RAS fueron altos y estadísticamente significativos. Estos valores sugieren que el color de las eflorescencias es un buen indicador de la salinidad. Asimismo fuerte correlación se obtuvo para la CEE y el RAS y la cobertura total de vegetación en cada localidad. Como se mencionó en las hipótesis de este inciso, una deficiencia de algunos métodos para mapeo de suelos salinos es el desconocimiento de la información que aporta la vegetación halófitas a este respecto. Varios estudios concentran la clasificación de los mapas en las diferentes tonalidades del suelo descubierto, e incluyen a la vegetación dentro de una misma

clase o ni siquiera la consideran. Uno de los aportes importantes de este estudio es que se muestra la relevancia de tomar en consideración las variables de la vegetación que pueden fungir como indicadores de distintos niveles de afectación por sales. La cobertura, frecuencia y número de especies presentes en cada sitio dependen de la concentración de sales y sodio, y las tolerancias individuales de dichas especies (Joshi, 1982; Liphshitz y Waisel, 1982; Schrimmer y Breckle, 1982; Sen et al., 1982; Tanji, 1996). Sitios con alta concentración de sales en los primeros 15 cm mostraron la menor cantidad de especies ya que solamente las más tolerantes pueden sobrevivir dichas condiciones. También la cobertura se reduce y por lo tanto la vegetación con cobertura rala es característica de sitios con altas concentraciones de sales. Estos resultados mostraron tres posibles indicadores de condiciones de afectación por sales en la vegetación: la cobertura de especies, la riqueza de especies y la presencia de especies dominantes altamente tolerantes como *D. spicata* y *S. torreyana*. De las anteriores, solo la cobertura y la riqueza pueden identificarse por sensores remotos, por lo que se consideraron como identificadores de límites de clase en este trabajo.

El análisis de cluster no jerárquico resultó ser útil para establecer los límites entre las clases de COSRI que correspondieron a un rasgo superficial particular de los que se consideraron como indicadores de grupos de salinidad. Los intervalos de confiabilidad estadísticos permitieron estimar los valores medios de CEe y RAS en cada clase, con una confiabilidad del 80%. Mayor cantidad de intervalos y más finos pudieron ser elegidos, sin embargo, el número de sitios por clase se hubiera reducido notablemente y por ende el valor de t (cuadros 7.4.2 y 7.4.3) se hubiera incrementado y con ello aumentaría el solapamiento entre clases.

Como se mencionó en los resultados, los mapas de CEe y RAS con delimitación arbitraria de clases reflejan sitios donde la salinidad predicha permitiría el crecimiento de la vegetación. Al colorear de verde en los mapas los intervalos de salinidad que permitirían una cobertura vegetal, se observa que los modelos resultantes ya clasificados son muy semejantes a la fotografía original. En ella se observa que los sitios donde el modelo predice condiciones aptas para la vegetación, en realidad están cubiertos por ella. Esta semejanza puede ser tomada como una evaluación gráfica cualitativa de la certidumbre del modelo.

8.4.3.- Validación del modelo.

Un problema relevante en este trabajo al validar cuantitativamente la certidumbre del modelo fue la precisión de las coordenadas registradas con GPS de los sitios de muestreo y la geo-referencia de las imágenes con pequeña resolución de

píxeles (recordemos que la variación en la salinidad en la ZFLT es $<10\text{m}$). Como se mencionó anteriormente, este estudio se realizó de diciembre de 1999 a febrero de 2000, cuando la disponibilidad selectiva estaba aún activa y no fue posible ajustar las coordenadas registradas en el GPS a las reales. No fue sino hasta el 1 de mayo de 2000 que dicha restricción fue removida para los usuarios civiles de los GPS y actualmente ya es factible identificar con gran precisión los sitios. El ajuste visual de los puntos de muestreo con base en nuestro conocimiento del área puede haber introducido un sesgo no intencional, por lo tanto, aunque los resultados de la prueba de Kolmogorov-Smirnov mostraron que no había diferencias significativas entre los valores medidos y los estimados, estos resultados deben tomarse con cautela y futuros usos de este procedimiento deben contemplar técnicas de validación más apropiadas, con los equipos e imágenes más precisas que hay hoy en día. Particularmente las imágenes satelitales y ortofotografías con resoluciones submétricas, las que cada vez son más accesibles.

Conclusiones

9. CONCLUSIONES

9.1. ESTADO ACTUAL DE LA SALINIZACIÓN DEL SUELO Y SU VARIACIÓN ESPACIAL

- Los suelos sin vegetación presentan una costra superficial, son fisiológicamente someros y el material tixotrópico se encuentra dentro de los primeros 20 cm. La salinidad es de 150-2500 dS/m.
- Los suelos con vegetación en general carecen de costra, presentan un horizonte Ah claramente definido formado por material coluvial y/o depósitos de cenizas y el horizonte tixotrópico se encuentra a profundidad > 20 cm. La salinidad es de 11-150 dS/m
- Predominan Solonchaks sodi-órticos, seguidos de Solonchaks gleyi-sódicos y Solonchaks sodi-mólicos.
- Los suelos en la ZFET muestran una gran variabilidad espacial en los horizontes superficiales (0-30 cm) a distancias menores a 10 metros, lo que dificulta su mapeo, análisis y clasificación.
- Al igual que la alta variabilidad espacial, existe una gran variabilidad en la distribución de sales a profundidad, incluso entre sitios inmediatos.
- Es notoria la diferencia en niveles de salinidad en todos los horizontes entre sitios con y sin vegetación hasta los primeros 40 cm, incluso en sitios combinados.
- Los sitios con vegetación muestran menor concentración de sales en los primeros 40 cm, la que se vuelve a incrementar hacia mayor profundidad. Este patrón no se observa en sitios sin vegetación.
- La textura parece jugar un papel importante, más aparentemente no resulta ser el único factor capaz de explicar la distribución vertical de la salinidad observada.

9.2 EVALUACIÓN DE LA AFECTACIÓN SALINA: IDENTIFICACIÓN DE SITIOS CON DIFERENTE CALIDAD DE SUELO

- El procedimiento contemplado para la evaluación de calidad de sitios utilizando dos técnicas de análisis multivariado de forma combinada probó ser un método fácil, rápido y confiable.
- Se emplearon variables reales con cierto grado de correlación, con sus pesos calculados por un procedimiento multivariado (PCA) en el cálculo de índices teóricos de calidad del suelo (componentes).
- Se elaboró una clasificación de sitios con diferente calidad de suelo integrada por 12 clases, las que corresponden al patrón de distribución observado en campo para sitios con vegetación, descubiertos y combinados en función de los diferentes niveles de CEe y RAS, así como la profundidad al horizonte tixotrópico, la profundidad fisiológica y la distribución de texturas.
- Los sitios de calidad 1 y 7 son excepcionales sobre el resto del patrón observado en los demás sitios, ya que muestran más especies de las esperadas para los niveles de salinidad y sodio presentes. Esto se atribuye a que si bien la CE y el RAS resultaron importantes en la elaboración de la clasificación de sitios, no fueron los únicos parámetros importantes y al parecer, la profundidad al horizonte tixotrópico y la textura juegan un papel también importante en la distribución de especies.

9.3 COMPOSICIÓN Y TOLERANCIA DE LA VEGETACIÓN EN LOS SUELOS SALINO-SÓDICOS DE LA ZFLT.

- El cambio de estadios en la comunidad ante gradientes de CE y RAS observado muestra una combinación de los postulados de Clements y Gleason, denotándose morfocomunidades distintas ante diferentes condiciones dentro del gradiente, existiendo al parecer un reemplazo casi total de la morfocomunidad para ciertas especies; condición que no se cumple para todas, ya que *D. spicata* y *S. torreyana* están presentes en prácticamente todos los estadios identificados.

- En ambientes tan extremos como el de la ZFLT, donde cambios en la salinidad exigen mecanismos de manejo de sales cada vez más especializados, la sucesión de morfocomunidades es más evidente que en otros ambientes, ya que pocas especies pueden alcanzar un nivel de adaptación que les permita persistir dentro de intervalos de salinidad muy amplios.
- En suelos afectados por sales, las variaciones entre los niveles de salinidad son tan altas que hay una dinámica de cambio mucho mayor que en otros sitios, observándose un proceso sucesional en tiempos y espacios cortos.
- El proceso sucesional en suelos afectados por sales ocurre al parecer en ambos sentidos: una sucesión prospectiva cuando se coloniza gradualmente un sitio afectado por sales, y una sucesión retrospectiva, cuando se salinizan sitios que previamente tenían niveles bajos de sales.
- Los modelos teóricos considerando el gradiente de una variable ambiental a la vez son representaciones simplificadas del sistema. Para comprender de mejor manera como ocurre el reemplazo de un estadio de la comunidad por otro es necesario analizar de forma conjunta las diversas variables que integran el sistema.
- La modelación por regresión multivariada no paramétrica resultó ser una herramienta útil para estudiar los cambios en la composición de especies de la comunidad conforme mejora la calidad de un sitio, ya que este procedimiento integra en una ecuación, las variables estudiadas del sistema.

9.4 MAPEO DE LA SALINIDAD DEL SUELO USANDO UN INDICE DE RESPUESTA ESPECTRAL COMBINADA PARA SUELO DESCUBIERTO Y VEGETACIÓN

- El índice combinado propuesto es simple, fácil de utilizar y no requiere equipos costosos, por lo que es un procedimiento de bajo costo.
- Mostró ser útil para estimar las concentraciones de sales en superficies de suelo en donde la precisión está controlada principalmente por el tamaño de píxel de la imagen a un nivel aceptable de confiabilidad.

- Utilizando el COSRI, mapas detallados de superficies afectadas como el ex lago de Texcoco pudieron ser fácilmente elaborados y los cambios en la salinidad pueden ser monitoreados en tiempo, utilizando subsecuentes imágenes aéreas o de satélite de la zona.
- Mapas de salinidad detallados fueron elaborados utilizando rasgos superficiales fáciles de identificar en campo y por percepción remota como indicadores, por lo que son útiles para planificar y dirigir acciones de remediación.
- El procedimiento de mapeo elaborado es un esquema general que debe ser ajustado en otras zonas afectadas al analizar las respuestas espectrales particulares y las correlaciones entre las variables. No obstante, una vez establecido, es fácil de poner al día utilizando fuentes remotas con fines de monitoreo.

Referencias Bibliográficas

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Alnlutt, T.F., Wettengel, W.W., Valdés Reyna, J., De León García, R., Iñigo Elías, E. y Olson, D.M.. 2002. The efficacy of TM satellite imagery for rapid assessment of Chihuahuan xeric intactness for ecoregion-scale conservation planning. *Jour. of Arid Environ.*, 52:135-153.
2. Antoine, M. E. y B. McCune. 2004. Contrasting fundamental and realized ecological niches with epiphytic lichen transplants in an old-growth Pseudotsuga forest. *Bryologist* 107:163-173.
3. Ato M. y Lopez J.J. 1994. Fundamentos de estadística con SYSTAT. Addison-Wesley Iberoamericana. Murcia, Spain. 630 pp.
4. Barrera M.G. 1999. Distribución espacio-temporal de la salinización y sodificación del suelo en la Zona Federal del Ex-Lago de Texcoco, Edo. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 124 p.
5. Begon M., J.L. Harper y C.R. Townsend. 1990. Ecology. Individuals, Populations, and communities. 2nd. Ed. Blakwell Scientific Publications. Oxford. USA. 876 p.
6. Bonham, C.D. 1987. Measurements for terrestrial vegetation. John Wiley and Sons. New York. 338 p.
7. Bowers, J.E., Webb, R.H. y Pierson, E.A. 1997. Succession of desert plants on debris flow terraces, Grand Canyon, Arizona, U.S.A. *Journal of Arid Environments* 36: 67-86.
8. Brady N.C. y R.R. Weil. 1999. The Nature and Properties of Soils. Prentice Hall. New Jersey. 881 p.
9. Bresler E., B.L. McNeal y D.L. Carter. 1982. Saline and Sodic Soils. Principles-Dynamics-Modeling. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York. 236 p.
10. Bornkamm, R. 1988. Mechanisms of succession of fallow lands. *Vegetatio* 77: 95-101.
11. Burrough, P.A. 1989. Principles of geographic information systems for land resource assessment. Claredon press.
12. Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Agrupación Sierra Madre, S.C. México.
13. Clements F.E. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Inst. Washington Publ. No. 242: 1-512 (pp 185-186).
14. Clements F.E. 1936. Nature and structure of the climax. *Jour. Ecol.* 24: 252-284.

- 15.CNA (Comisión Nacional del Agua) 1996. Estudio agrológico detallado de 3,000 hectáreas en la zona federal del Ex-Lago de Texcoco. Departamento del Distrito Federal, Proyecto Lago de Texcoco, Ciudad de México, 129 p.
- 16.Collado, A.D., Chuvieco, E. y Camarasa, A. 2002. Satellite remote sensing analysis to monitor desertification processes in the crop-rangeland boundary of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 52: 121-133.
- 17.Connel J.H. y R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* Vol III. p 1119-1144.
- 18.Cruickshank G. 1995. Proyecto Lago de Texcoco: Rescate Hidrogeológico. Memoria de la evolución del proyecto que mejora en forma importante las condiciones ambientales de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Editado por Ing. Gerardo Cruickshank García.
- 19.Cruickshank M. de la P., 1981. Contribución al conocimiento del estado actual de la composición florística del ex lago de Texcoco. Informe Final de Servicio Social. Universidad Autónoma Metropolitana, Departamento de Botánica. Plantel Iztapalapa. 40 p.
- 20.Csillag F., L. Pástor y L.L. Biehl. 1993. Spectral band selection for the characterization of salinity status of soils. *Remote Sens. Environ.* 43:231-242.
- 21.Delcourt H.R. y P.A. Delcourt. 1991. Plant Succession. *In: Delcourt H.R. y P.A. Delcourt (eds) Quaternary Ecology: a paleoecological perspective.* Chapman y Hall, London. P 61-91.
- 22.Dick R.P. 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. *In: J.W. Doran et al (eds) Defining soil quality for a sustainable environment.* Soil Science Society of America special publications No. 35. p 107-123.
- 23.Diouf, A. y Lambin, E.F. 2001. Monitoring land-cover changes in semi-arid regions: remote sensing data and field observations in the Ferlo, Senegal. *Journal of Arid Environments.* 48:129-148.
- 24.Doran J. y T.B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. *In: Doran et al. (eds) Defining soil quality for a sustainable environment.* Soil Science Society of America (SSSA) Special publications No. 35. p 3-21.
- 25.Drury W.H. y I.C.T. Nisbet. 1973. Succession. *Journal of the Arnold Arboretum.* Vol 54, No. 3: 331-368.
- 26.Durand Alcocer J y E. Escobar. 1992. The aquatic biota of the now extinct lacustrine complex of the Mexico basin. *Fresh water forum* Vol. 2, No. 3. *Freshwater Biological Association Ambleside.* Short articles and reviews.
- 27.Duxbury J.M. y S. V. Nkambule. 1994. Assessment and significance of biologically active soil organic nitrogen. *In: J.W. Doran et al (eds) Defining soil quality for*

- a sustainable environment. Soil Science Society of America special publications No. 35. p 125-145.
28. Eith C. 2004. Conductivity measurements done properly. Expert tips. *In: UserCom 9 Information for users of titration and pH systems, density meters and refractometers* pp 4-6. Mettler Toledo, GmbH, Analytical. Schwerzenbach, Switzerland. 20 p.
29. Engler F.E. 1954. Vegetation science concepts. 1. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.
30. Etchevers, J.D. 1999. Indicadores de la calidad del suelo. *In: Siebe et al. (eds.) Conservación y restauración de suelos. Programa Universitario de Medio Ambiente, UNAM. México.* p 239-261.
31. Everitt J.H., D.E. Escobar, A.H. Gebermann y M.A. Alaniz. 1988. Detecting saline soils with video imagery. *Photogrametric Engineering and Remote Sensing*, vol 54 (9): 1283-1287.
32. FAO, ISRIC & ISSS 1999. World Reference base of soil resources. FAO, ISRIC & ISSS. Report on World Natural Resources No. 84. Rome, Italy. 58 p.
33. Fernández-Buces, N. y A. Valiente-Banuet. Plant community assemblages in an alluvial fan of the Tehuacan Valley, Mexico: their relation to time induced changes in soils. *Journal of Arid Environments*. Enviado, en revisión.
34. Fernández-Buces, N, C Siebe, S. Cram y J.L. Palacio. 2006. Mapping soil salinity using a combined spectral response index for bare soil and vegetation: A case study in the former lake Texcoco, Mexico. *Journal of Arid Environments*. 65:644-667.
35. Flores A. V. Gálvez, O. Hernández, J.G. López, A. Obregón, R. Orellana, L. Otero y M. Valdés. 1996. Salinidad, un nuevo concepto. Universidad de Colima, Colima, Michoacán, Mex. 137 p.
36. Flowers T.J., Troke P.F. y Yeo A.R. 1977. The mechanism of salt tolerance in halophytes. *Ann. Rev. Plant. Physiol.* 28: 89-121.
37. Gleason H.A. 1962. The individualistic concept of the plant association. *Torrey Bot. Club Bull.* 53:7-26. Reprinted by the New York Botanical Garden No 279: 187-206.
38. Glenn-Lewin, D. & van der Maarel, E. (1992). Patterns and processes of vegetation dynamics. *In: Glenn-Lewin, D., Peet, R. K. y Veblen, T. (Eds). Plant succession: Theory and prediction*, pp 11-44. Chapman & Hall, London. 352 p.
39. Gómez Orea, D. 1980. El medio físico y la planificación. Cuadernos del Centro Internacional de Formación en Ciencias Naturales (CIFCA). Madrid, Esp. 299p.

40. Grubb P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 82: 107-145.
41. Gutiérrez, M.C. 1997. Los suelos de la ribera oriental del ex Lago de Texcoco (macro y micromorfología). Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias especialista en edafología. Colegio de Postgraduados, Montecillo, México. 158 p.
42. Harris R.F. y D.F. Bezdicek. 1994. Descriptive aspects of soil quality/health. In: J.W. Doran et al (eds) *Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Science Society of America special publications* No. 35. p 23-35.
43. Jongman R.H.G., C.J.F. ter Braak y O.F.R. Van Tongeren. 1995. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press. Tercera edición, (1999). 299 p.
44. Joshi, A.J. 1982. Ecophysiological aspects of some tropical salt marsh halophytes. In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) *Contributions to the ecology of halophytes*. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 189-195.
45. Jovan, S. 2003. Distribution and habitat models of epiphytic *Physconia* in north-central California. *Bulletin of the California Lichen Society* 10:29-35.
46. Juárez, C.M. 1967. Prácticas de lavado en suelos sódico-salinos del Lago de Texcoco. Tesis profesional E.N.A. Chapingo, México.
47. Khan, M.A., Ungar, I.A., Showalter, A.M., 2000. The effect of salinity on the growth, water status and ion content of a leaf succulent perennial halophyte, *Suaeda fruticosa* (L.) Forssk. *Journal of Arid Environments* 45, 73-84.
48. Kelley D.B., J.R. Goodin y D.R. Miller. 1982. *Biology of Atriplex*. In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) *Contributions to the ecology of halophytes*. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 79-108.
49. Kent M. y P. Coker. 1992. *Vegetation description and analysis. A practical approach*. CRC Press, Belhaven Press, London. 161 p.
50. Kerr, A. 1992. Canada's national environmental indicators project. Indicators and analysis. State of the environment reporting organization. World Resources Institute Workshop on Global Environmental Indicators. Washington D.C. p 1-15.
51. Kershaw, K.A. 1973. *Quantitative and Dynamic Plant Ecology*. Edward Arnold. Ontario. Second edition (1980). 308 p.
52. Kertész, M. y Tóth, T. 1994. Soil survey based on sampling scheme adjusted to local heterogeneity. *Agrokémia és Talajtan* 43 (1-2): 113-132.
53. Krebs Ch., 1985. *Ecología. Estudio de la distribución y la abundancia*. Harper and Row Latinoamericana, México. 752 p.

54. Larson W.E. y F.J. Pierce. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. *In: Doran et al. (eds) Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America (SSSA) Special publications No. 35. p 37-51.*
55. Linden D.R., P.F. Hendrix, D.C. Coleman y P. C.J. van Vliet. 1994. Faunal indicators of soil quality. *In: J.W. Doran et al (eds) Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Science Society of America special publications No. 35. p 91-106.*
56. Liphshitz N. y Y. Waisel. 1982. Adaptation of plants to saline environments: salt excretion and glandular structure. . *In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) Contributions to the ecology of halophytes. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 197-214.*
57. Long D.S. y G.A. Nielsen. 1987. Detection and inventory of saline seep using color infrared aerial photographs and video image analysis. Proc. 14th. Workshop Color Aerial Photogr. & Videogra. in Resource Monitoring .Montana State University. Montana, EU.
58. Luna Orea P. y A. Martínez. 1981. Caracterización de la afectación salina de los suelos en el ex lago de Texcoco. Reporte 1. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Comisión del Lago de Texcoco. Programa Agrícola. Departamento de Salinidad y Drenaje. México D.F.
59. Mahmood K., K. A. Malik, K. H. Sheikh y M. A. K. Lodhi. 1989. Allelopathy in saline agricultural land: Vegetation successional changes and patch dynamics. *Journal of Chemical Ecology*, Vol 15(2): 565 – 579.
60. Martínez Ramos M. 1985. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración de las selvas altas perennifolias. *In: Gómez-Pompa y del Amor (eds). Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Ed. Alhambra Mexicana, S.A. de C.V. p 191-227.*
61. McConnaghay K.D.M. y F.A. Bazzaz. 1991. Is physical space a soil resource?. *Ecology*, 72(1): 94-103.
62. McCune, B. 1985. The successional status of a southern Wisconsin oak woods. *Ecology* 66: 1270-1278.
63. McCune, B. 2004. Non Multiplicative Regression for Habitat Modeling. <http://www.pcord.com/NPMRintro.pdf>.
64. McCune, B. and J. B. Grace. 2002. Analysis of Ecological Communities. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA (www.pcord.com) 304 pages.

65. Miller J., M.G. Turner, E.A.H. Smithwick, L. Dent y E.H. Stanley. 2004. Spatial extrapolation: the science of predicting ecological patterns and processes. *BioScience*. Vol 54 (4): 310-320.
66. Milton, E.J. 1987. Principles of field spectroscopy. *Int. J. Remote Sensing*. vol 8(12): 1807-1827.
67. Milton, E.J. 1989. On the suitability of Kodak neutral test cards as reflectance standards. Technical note. *International Journal of Remote Sensing*, 10 (6):1041-1047.
68. Morales, A.E. 1997. Propagación masiva e intensiva de *Tamarix spp* empleando las metodologías existentes y variantes implementadas para la forestación extensiva en el ex-lago de Texcoco. Tópicos selectos de la producción agrícola actual. Trabajo de seminario para obtención de título de Ingeniero Agrícola. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Edo. de México. 96 p.
69. Nagler, P., Glenn, E.P. y Huete, A.R. 2001. Assessment of spectral vegetation indices for riparian vegetation in the Colorado River delta, Mexico. *Jour. of Arid Environ.*. 49:91-110.
70. Noble, I.R. y R.O. Slatyer. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43.
71. Oleschko, K., C. Zebrowski, P. Quantin y N. Fedoroff. 1992. Patrones morfológicos de organización de arcillas en tepetates (México). *Terra*. Vol. 10: 183-191.
72. Ortiz, M. 1992a. Distribución y extensión de los suelos afectados por las sales en México y el mundo. Publicaciones del Departamento de Suelos. Universidad Autónoma de Chapingo, México. p 1-36.
73. Ortiz, M. 1992b. Lista de plantas halófilas de la República Mexicana. Publicaciones del departamento de suelos. Universidad Autónoma de Chapingo, México. 23 p.
74. Ortiz, M. 1997. La relación Na/K y la tolerancia de las plantas a la salinidad. Publicaciones del Departamento de Suelos. Universidad Autónoma de Chapingo, México. p 1-26.
75. Ortiz, M. 1998. Tesis en preparación sobre aspectos de salinidad y vegetación halófitas en el lago de Texcoco. Com pers.
76. Osorio, O., Valiente-Banuet, A., Dávila, P. and Medina, R. 1996. Tipos de vegetación y diversidad beta en el valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla, México. *Boletín de la Sociedad Botánica*. México, 59:35-58.
77. Palacio-Prieto, J.L. y A. Peralta 2004. Video teledetección y fotografía digital. In: Bautista F., González H.D., Palacio-Prieto J.L. y Delgado M.C. (Eds.), (2004). Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales, Universidad

- Nacional Autónoma de México-Universidad Autónoma de Yucatán-Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-Instituto Nacional de Ecología, México, D.F. and Mérida, Yucatán. pp. 483-494, ISBN 970-32-1778-8.
78. Peet R.K. y N.L. Christensen. 1980. Sucesión: a population process. *Vegetatio* Vol. 43: 131-140.
79. Peralta, A., J.L. Palacio, A. Garrido, C. López, A. Navarrete, L. Luna, J. Prado y J. Martínez 2001. Aerial digital photography as a tool for watershed management in central Mexico. 18th Bienal Workshop on Color Photography and Videography in Resource Assessment, American Society of Photogrammetry and Remote Sensing, Amherst, Massachusetts, USA, May 16-18, pp.1-9.
80. Pielou, E.C. 1984. The Interpretation of Ecological Data. John Wiley and Sons. N.Y. 262 p.
81. Pickett S.T.A. 1976. Succession: An evolutionary interpretation. *The American Naturalist*. 110:107-119.
82. Pickett, S.T.A., S.L. Collins, y J.J. Armesto. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *Bot. Rev.* 53: 335-371.
83. Pickett, S.T.A., J. Kolasa, J.J. Armesto y S.L. Collins. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* Vol 54 No.2: 129-135.
84. Richards, L.A. 1985. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Limusa. México. 172 p.
85. Rykiel E.J. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology* 10: 361-365.
86. Rzedowdki, J. 1957. Algunas asociaciones vegetales de los terrenos del lago de Texcoco. *Bol. Soc. Bot. Mex.* 21:19-33.
87. SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos) 1981(a). Estudio Agrológico Detallado del Ex-Lago de Texcoco, SARH, Comisión del Lago de Texcoco, Programa Agrícola, Departamento de Salinidad y Drenaje, Ciudad de México, 135 p.
88. SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos) 1981(b). Caracterización de la afectación salina de los suelos del Ex-Lago de Texcoco, Reporte No. 1, SARH, Comisión del Lago de Texcoco, Programa Agrícola, Departamento de Salinidad y Drenaje, Ciudad de México, 47 p.
89. SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos) 1981(c). Caracterización de la afectación salina de los suelos del Ex-Lago de Texcoco, Reporte No. 2, SARH, Comisión del Lago de Texcoco, Programa Agrícola, Departamento de Salinidad y Drenaje, Ciudad de México, 68 p.

90. Schmidt, H. y Karnieli, A. 2000. Remote sensing of the seasonal variability of vegetation in a semi-arid environment. *Jour. of Arid Environs.* 45:43-59.
91. Schirmer U. y S.W. Breckle. 1982. The role of bladders for salt removal in some Chenopodiaceae (mainly *Atriplex* species). In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) Contributions to the ecology of halophytes. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 215-231.
92. Sen D.N. y K. S. Rajpurohit. 1982(b). Biology and biogeography of halophytic species and salinity controlled ecosystems. In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) Contributions to the ecology of halophytes. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 1-3.
93. Sen D.N. y K.S. Rajpurohit. 1982 (a). Ecological and ecophysiological problems. In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) Contributions to the ecology of halophytes. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 109-110.
94. Sen D.N. y K.S. Rajpurohit. 1982 (c). Potentialities and uses of halophytic species and ecosystems. In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) Contributions to the ecology of halophytes. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 233.
95. Sen D.N., S. K.S. Rajpurohit y F.W. Wissing. 1982. Survey and adaptive biology of halophytes in western Rajasthan, India. In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) Contributions to the ecology of halophytes. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 61-78.
96. Serrano, C.R. 1969. Desplazamiento de iones de un suelo sódico-salino por efecto del lavado. Tesis profesional. E.N.A. Chapingo, México.
97. Sharma M.L. 1982. Aspects of salinity and water relations of Australian chenopods. In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) Contributions to the ecology of halophytes. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 155-172.
98. Siebe Ch., R. Jahn, K. Stahr. 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Publicación Especial 4. 57p.
99. Smith J.L., J.J. Halvorson y R.I. Papendik. 1994. Múltiple variable indicator kriging: a procedure for integrating soil quality indicators. In: J.W. Doran et al (eds) Defining soil quality for a sustainable environment. *Soil Science Society of America*. Special publications No. 35. p 149-158.
100. Sokal R.R. y F.J. Rohlf. 2000. Biometry. W.H. Freeman and Company. 3a. ed. 887 p.
101. Straus S.Y. 1991. Indirect effects in community ecology: Their definition, study and importance. *TREE*, vol 6(1): 206-210.

102. SRH (Secretaría de Recursos Hidráulicos) 1971. Estudio agrológico especial del Ex-Lago de Texcoco, Estado de México, SRH, Dirección General de Irrigación y Control de Ríos, Dirección Agrícola, Serie de Estudios, Núm. 2, Ciudad de México. 145 p.
103. Szabolcs, I. 1979. Review of Research on Salt-affected soils. United Nations Educational Scientific and Culture Organization, Paris. 137 p.
104. Szabolcs, I. 1989. Salt-Affected Soils. CRC Press Inc. Boca Ratón, Fla. 274 p.
105. Tanji, K.K. 1996. Agricultural Salinity Assessment and Management. American Society of Civil Engineers. New York, N.Y. 569 p.
106. Tóth T., F. Csillag, L.L. Biehl y E. Michéli. 1991. Characterization of semivegetated salt-affected soils by means of field remote sensing. *Remote Sens. Environ.* 37:167-180.
107. Ungar, I. 1982. Germination ecology of halophytes. In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) Contributions to the ecology of halophytes. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 143-154.
108. Valiente Banuet A., P. Dávila, M. del C. Arizmendi, A. Rojas-Martínez y A. Casas. 1995. Bases ecológicas del desarrollo sustentable en zonas áridas: el caso de los bosques de cactáceas columnares en el Valle de Tehuacan y Baja California Sur, México. IV Curso sobre desertificación y desarrollo sustentable en América Latina y el Caribe, del 21 de agosto al 15 de septiembre de 1995, Montecillo, México. PNUMA, FAO, Colegio de Posgraduados en Ciencias Agrícolas, Chapingo, pp 20-36.
109. Valeriano, M.M., Epiphanyo J.C.N., Formaggio A.R. y Oliveira J.B. 1995. Bi-directional reflectance factor of 14 soil classes from Brazil. *Int. Jour. of Rem. Sensing*, 16(1):113-128.
110. Verma K.S. R.K. Saxena, A.K. Barthwal y S.N. Deshmukh. 1994. Remote sensing technique for mapping salt affected soils. *Int. J. Remote Sensing*, vol 15(9):1901-1914.
111. Villegas S.M. 1946. The alkali nature of the soils of lake Texcoco and the possibility of reclamation. Thesis M.S. Cornell University, N.Y. USA
112. Wackernagel, H. 2003. Multivariate Geostatistics: An Introduction with applications. Springer-Verlag. Berlin. 387 p.
113. Webster, R. P.J. Curran y J.W. Munden. 1989. Spatial Correlation in reflected radiation from the ground and its implications for sampling and mapping by ground-based radiometry. *Remote Sens. Environ.* 29:67-78.
114. Webster, R. y M. Oliver. 2001. Geostatistics for Environmental Scientists. John Wiley and Sons, LTD. UK.271 p.

115. Werner P. 1984. Changes in soil properties during tropical wet forest sucesión in Costa Rica. *Biotropica* 16(1):43-50.
116. White R.E. 2000. Principles and Practice of Soil Science: The soil as a natural resource. Blackwell Science. Australia. 348 p.
117. Whitmore T.C. 1982. On pattern and process in forests. In: E.I. Newman(ed). The Plant Community as a Working Mechanism. British Ecological Society. Oxford,U.K. pp45-59.
118. Wild A.1988 The management of irrigated saline soils. In: Wild A. Rusell's soil conditions and plant growth. Longman Scientific and Technical. John Wiley & Sons. UK. p 927-949.
119. Wilson, J. B., H. Gitay, S.H. Roxburg, W. McG. King y R.S.Tangney. 1992. Engler's concept of "initial floristic composition" in succession- ecologists citing it don't agree what it means. *Oikos*, vol 64, No. 3: 591-593.
120. Zahran M.A. y A.A. Abdel Wahid. 1982. Halophytes and human welfare. In: Sen D.N. y K.S. Rajpurohit (eds) Contributions to the ecology of halophytes. Dr. W. Junk Publishers, The Hage, Boston. London. 1982. p 235-257.
121. Zar, J. 1974. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, Inc. New Jersey. P 228-235.

ANEXOS

Anexo 1 Descripción y análisis de 6 perfiles de suelos.

Anexo 2 Agrupación de polígonos del área de estudio en función del análisis de similitud de colores, patrones y texturas en una imagen aérea digital. Clasificación manual.

Anexo 2.- Agrupación de polígonos en un mapa crocromático en función de su semejanza de patrón, color y tonalidad.

GRUPO	POLIGONOS	COBERTURA Textura o patrón Color y tonalidad	Muestra
1	82	Vegetación: puntos gris oscuro	
2	64 y 44	Vegetación: franjas mostaza claro	*
3	38	Vegetación: puntos verde y gris oscuro	*
4	34	Descubierto: liso beige claro	
5	29,48,40,30,41,12,42	Descubierto: franjas beige claro y blanco	
6	5,17,31,18,73,21,103',10	Descubierto: liso blanco y beige	*
7	63,33,32	Descubierto: liso blanco puro	*
8	11,13	Descubierto: liso gris claro	
9	117	Descubierto: liso gris oscuro y claro	*
10	14,45	Vegetación: liso gris verdoso oscuro	*
11	54,56	Vegetación: franjas mostaza claro	*
12	35,65,1,70	Vegetación: liso mostaza oscuro	*
13	98,116	Vegetación: liso mostaza con verde claro	
14	81	Descubierto: liso beige rosado	*
15	4,3,2,8	Vegetación: liso gris y verde oscuro	*
16	36,37,39,66,68	Vegetación: liso verde oscuro	*
17	102,61	Vegetación: liso verde y mostaza oscuro	*
18	62,72	Descubierto: manchas gris claro y beige	*
19	9	Vegetación: manchas café oscuro	
20	114	Vegetación: manchas café claro	*
21	19	Vegetación: manchas café claro y rojo	*
22	46	Descubierto: manchas gris y beige	*
23	49	Descubierto: manchas gris muy oscuro	
24	47,67,71,79	Descubierto: manchas gris oscuro	*
25	90,55,27,101,104,105	Descubierto: manchas gris oscuro y gris claro	*
26	58,57,50,53	Vegetación: franjas gris verdoso oscuro	*
27	93,80,86,92,95	Vegetación: franjas verde oscuro y mostaza	*
28	120,115,118	Vegetación: manchas verde claro y oscuro	*
29	52,51,59	Vegetación: franjas beige oscuro y blanco	
30	25	Descubierto: franjas beige oscuro	
31	28	Descubierto: franjas beige oscuro y gris	*
32	87,88,84,89,7,97,26,83	Descubierto: franjas beige y gris oscuro	*
33	119	Vegetación: franjas café claro y oscuro	
34	112	Vegetación: franjas café claro c/puntos negros	*
35	16	Descubierto: franjas gris claro	*
36	22	Descubierto: franjas gris claro inundado	
37	6,85,103,23,96	Vegetación: franjas gris oscuro	*
38	15,94	Vegetación: franjas café con gris y mostaza	*
39	91,106,69	Descubierto: franjas gris oscuro, claro y beige	*
40	75,78,74	Vege/Descub: liso mostaza con franjas grises	
41	76	Descubierto: franjas gris oscuro y beige	
42	24,20	Vegetación: manchas verde oscuro y mostaza	*
43	99,100	Vegetación: manchas verde seco y mostaza	
44	60	Vegetación: franjas verde seco y mostaza	

Anexo 3 Distribución de la función profundidad de la conductividad eléctrica (CEe) y el RAS suelos descubiertos, con vegetación y combinados de ambos.

Anexo 4 Clasificación por calidad de sitio resultante para los suelos de 0 a 40 cm de profundidad.

ANEXO 3

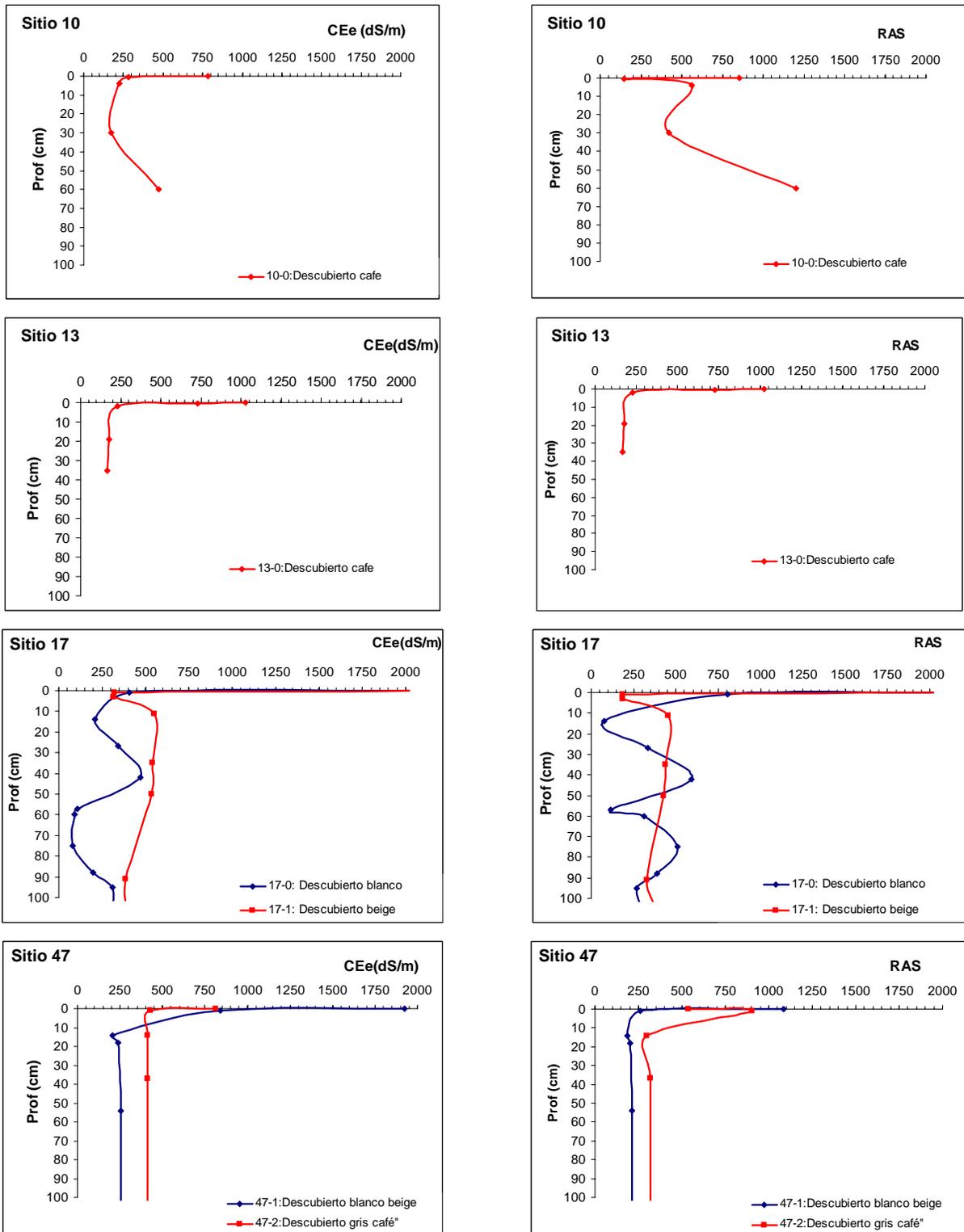


Figura A3.1.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios descubiertos.

ANEXO 3

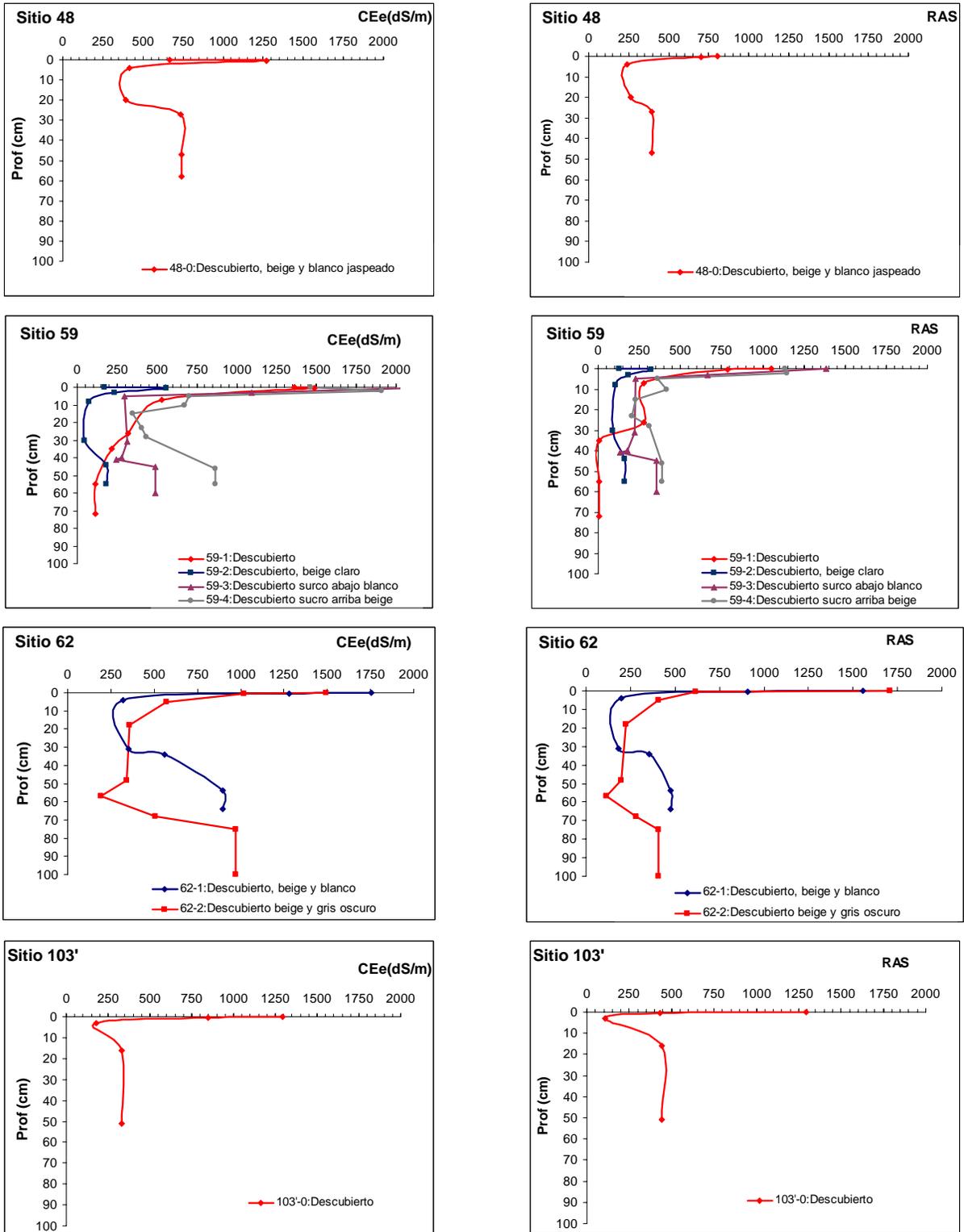


Figura A3.1.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios descubiertos
(Continuación).

ANEXO 3

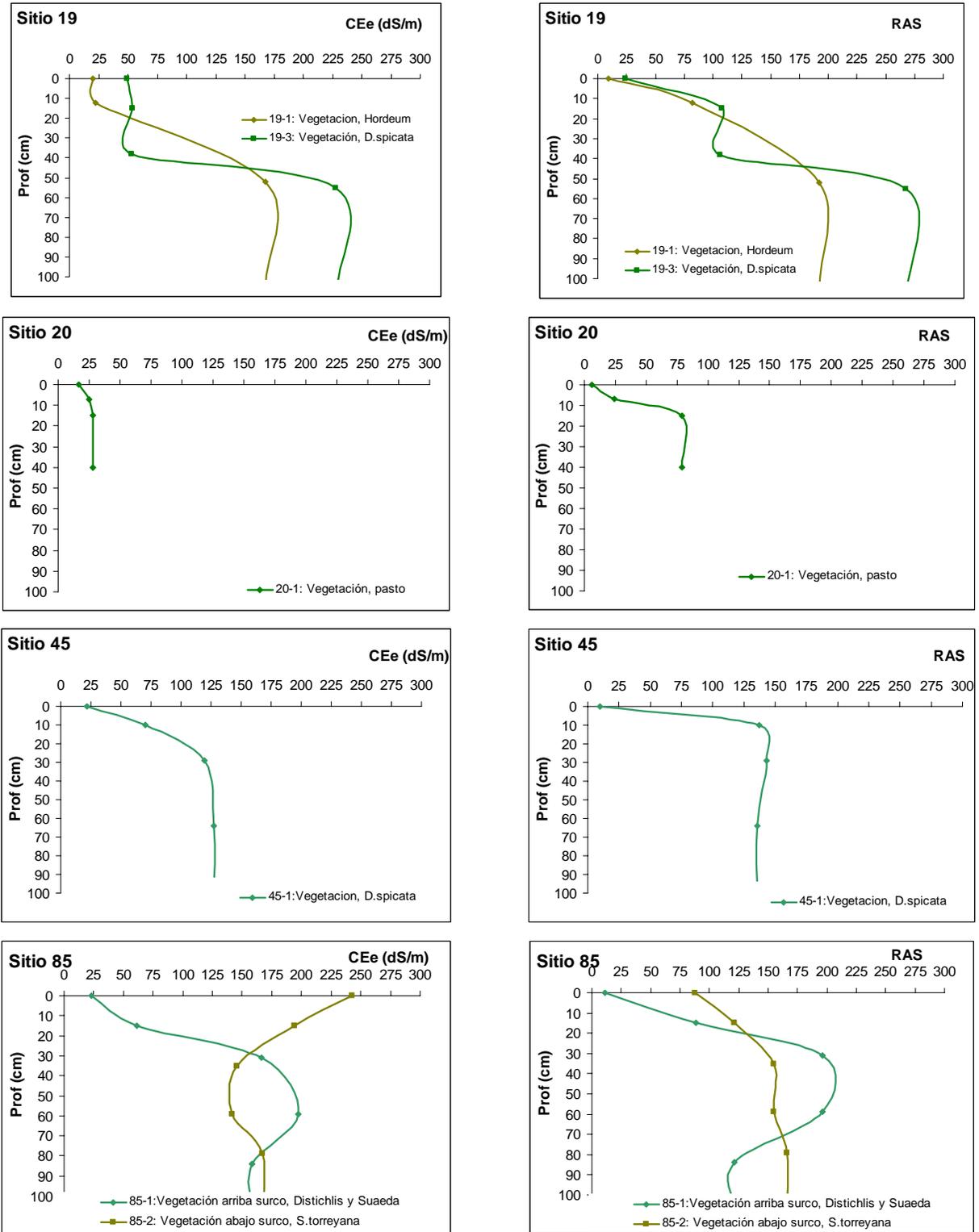


Figura A3.2.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios con vegetación.

ANEXO 3

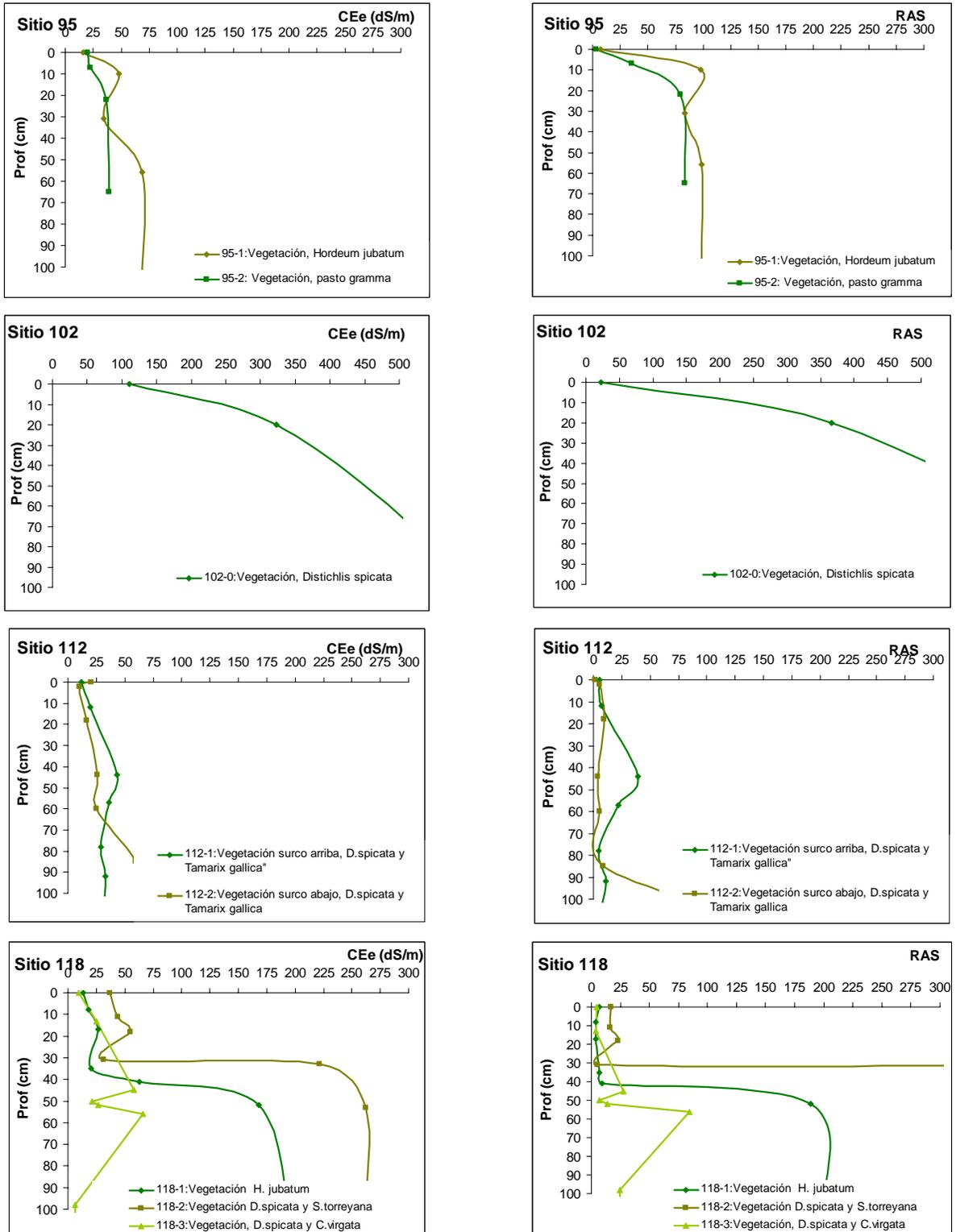


Figura A3.2.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios con vegetación.
(Continuación)

ANEXO 3

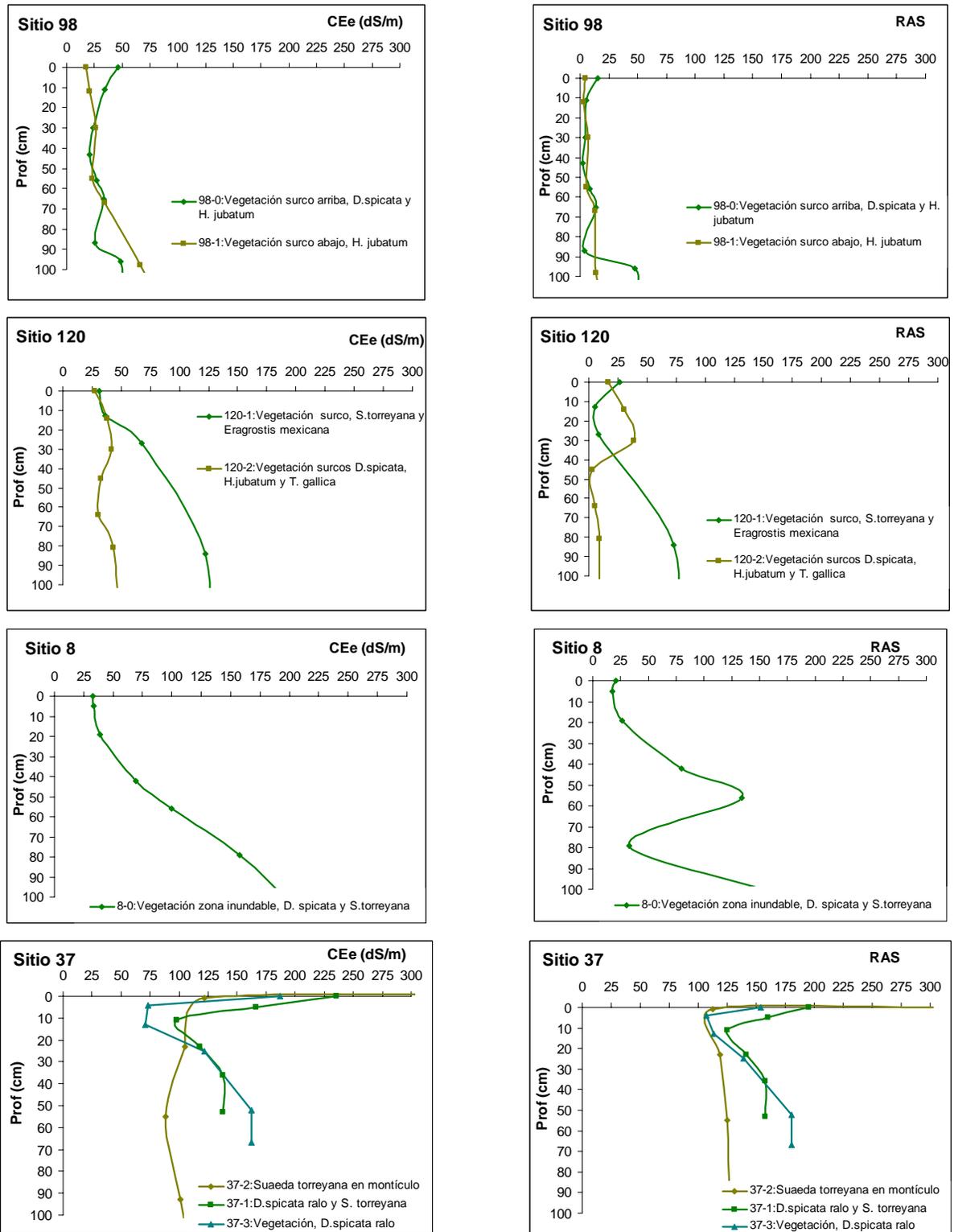


Figura A3.2.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios con vegetación.
(Continuación)

ANEXO 3

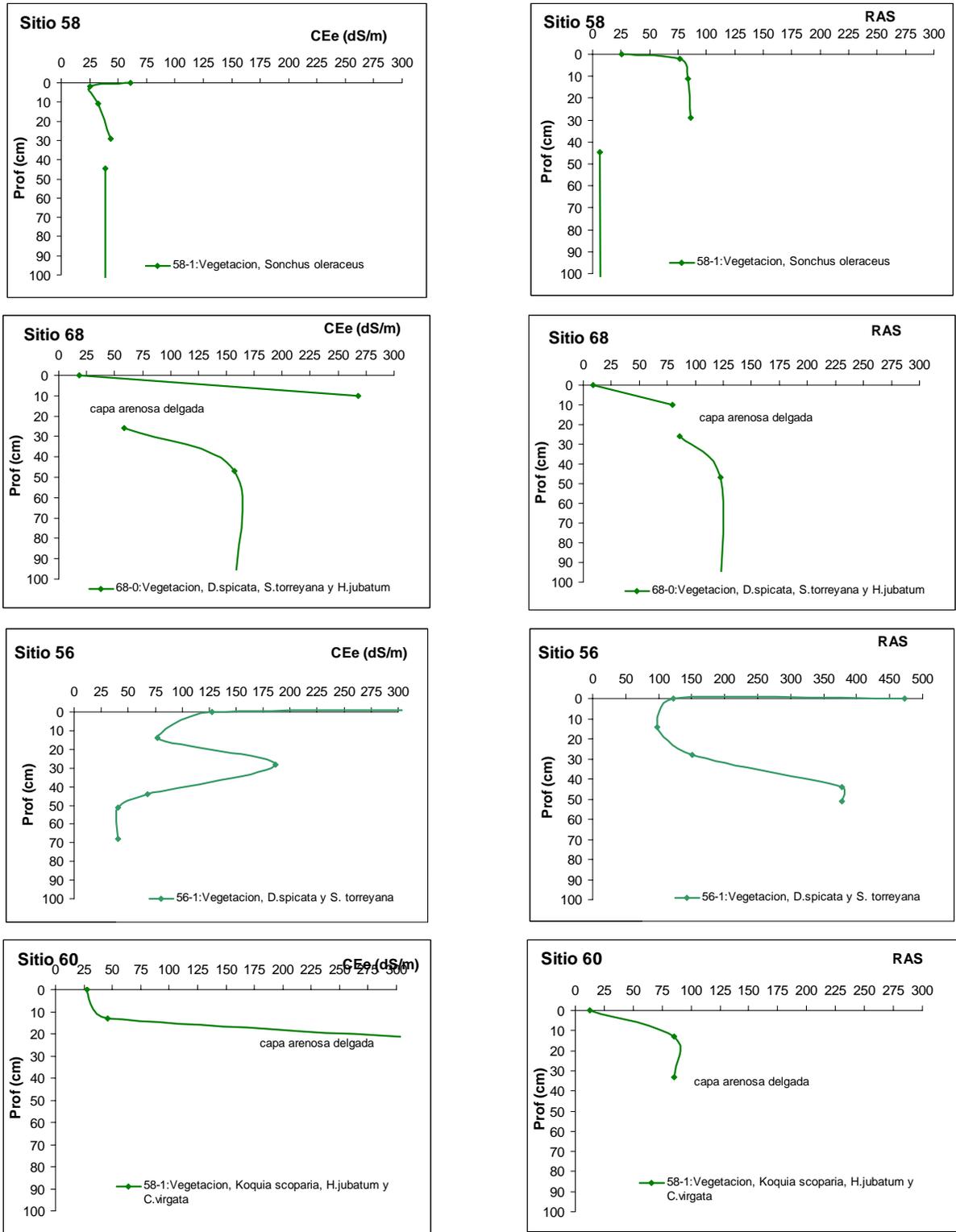


Figura A3.2.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios con vegetación.
(Continuación)

ANEXO 3

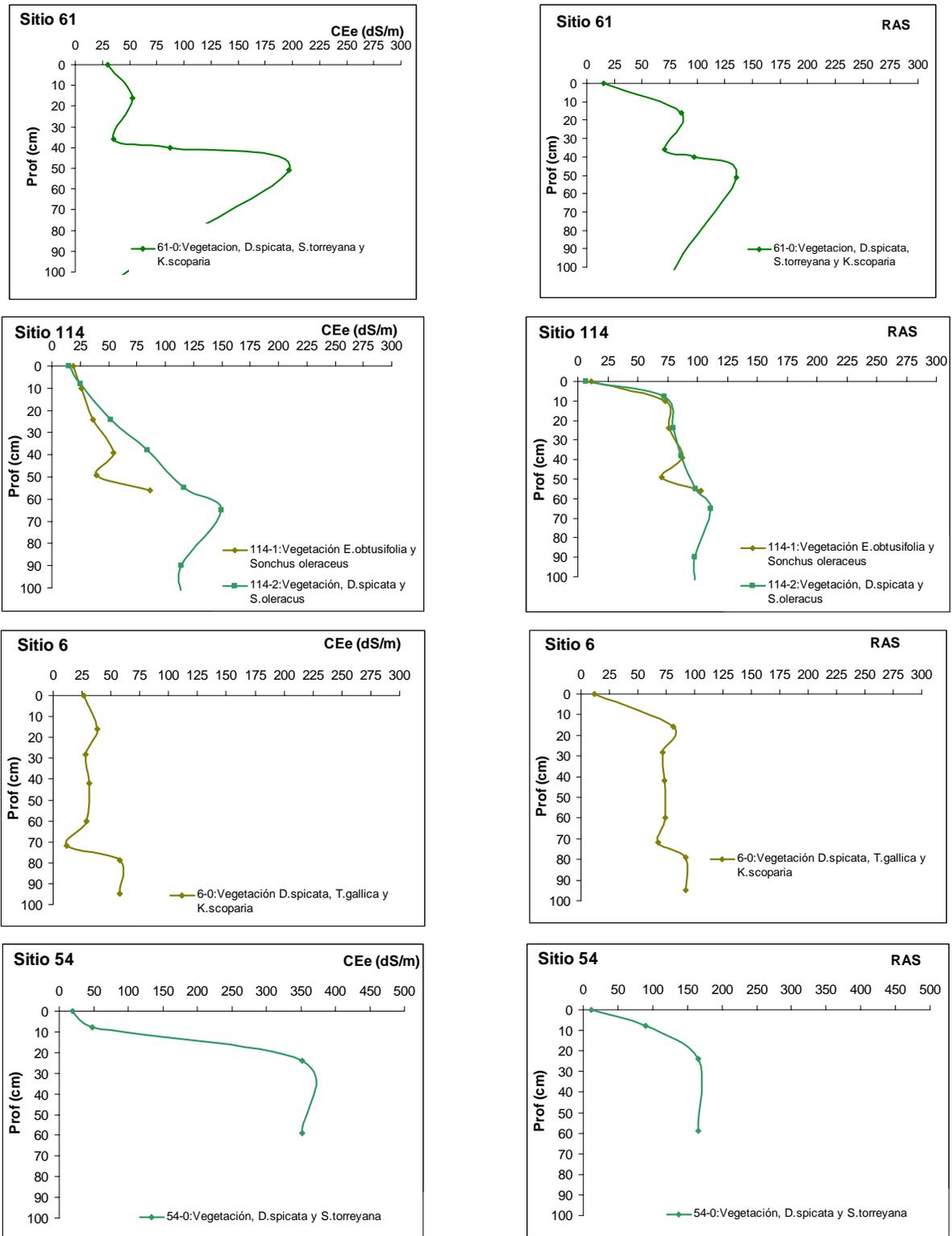


Figura A3.2.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios con vegetación.
(Continuación)

ANEXO 3

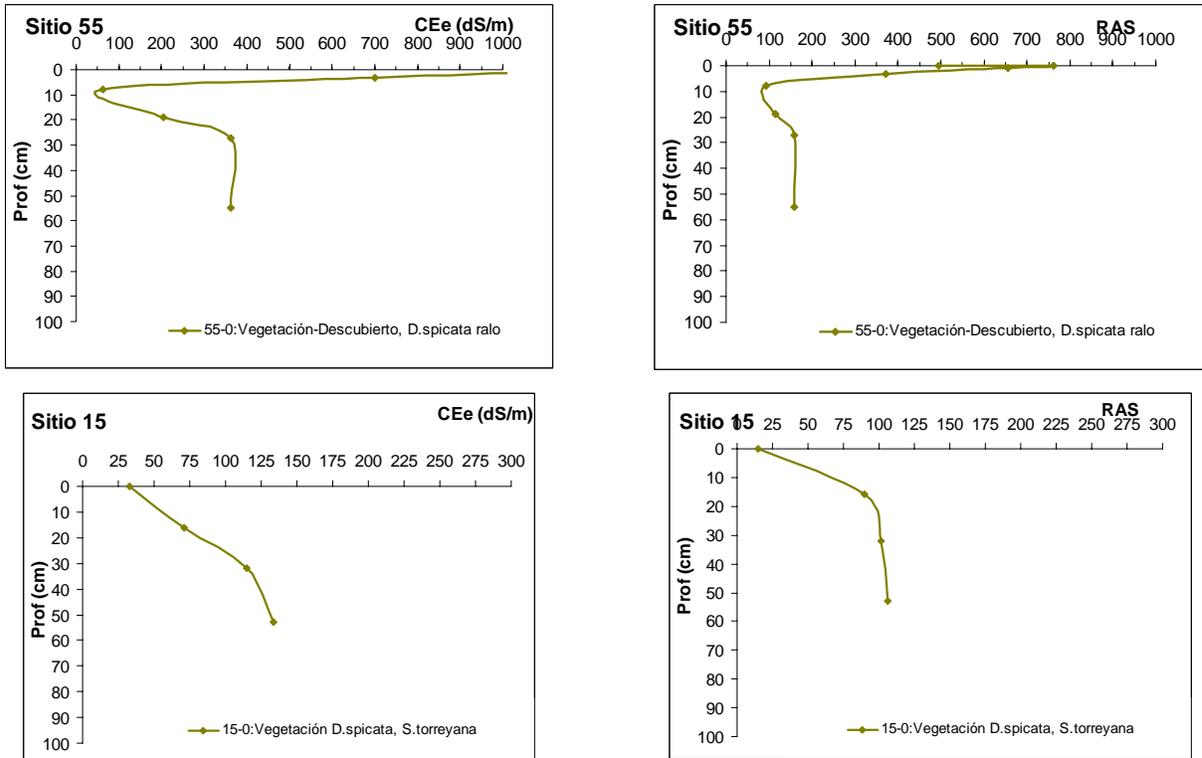


Figura A3.2.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios con vegetación.
(Continuación)

ANEXO 3

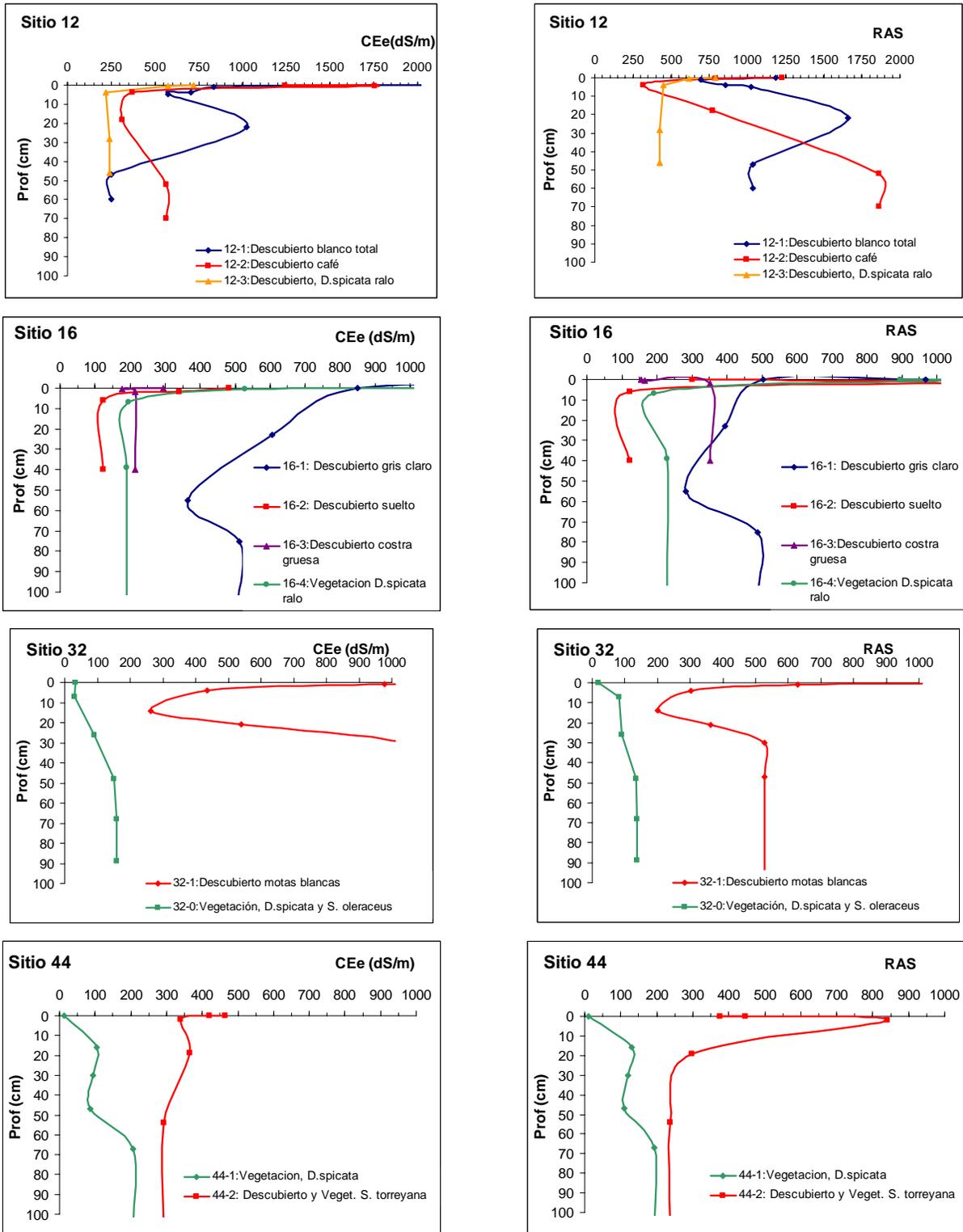


Figura A3.3.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios combinados con vegetación y suelo descubierto.

ANEXO 3

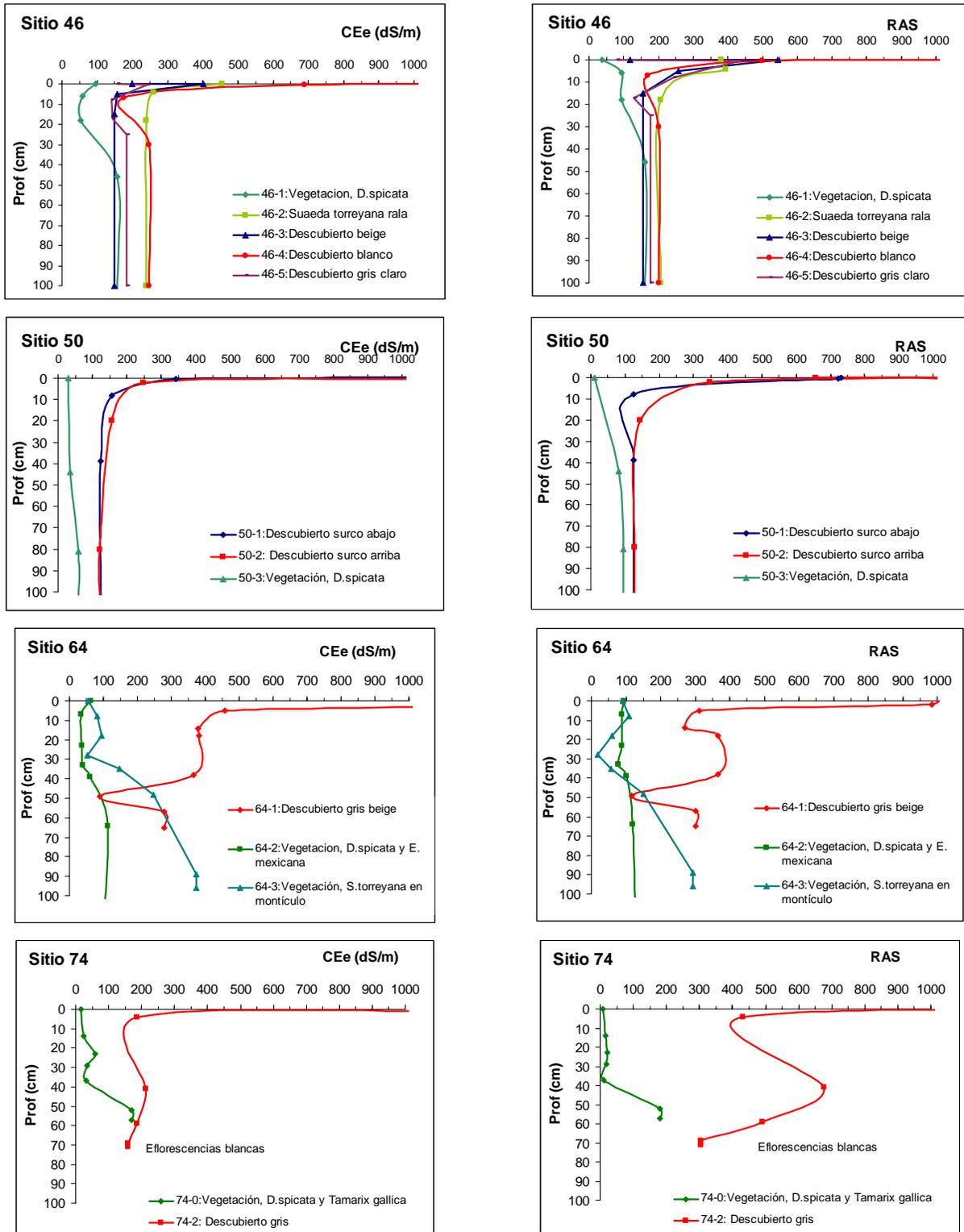


Figura A3.3.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios combinados con vegetación y suelo descubierto. (Continuación)

ANEXO 3

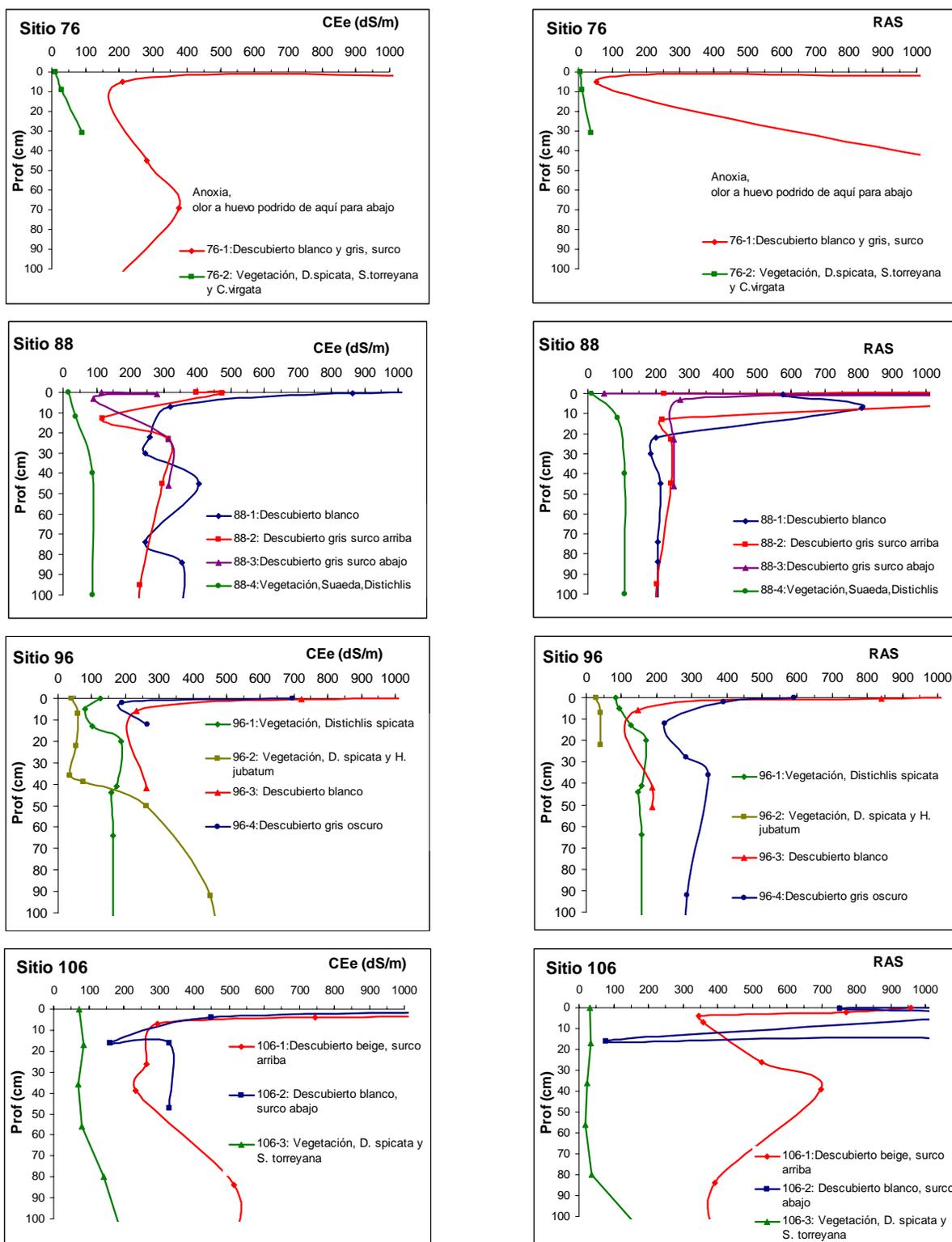


Figura A3.3.- Distribución de la CEE y el RAS a lo largo del perfil de suelo en sitios combinados con vegetación y suelo descubierto. (Continuación)

ANEXO 3

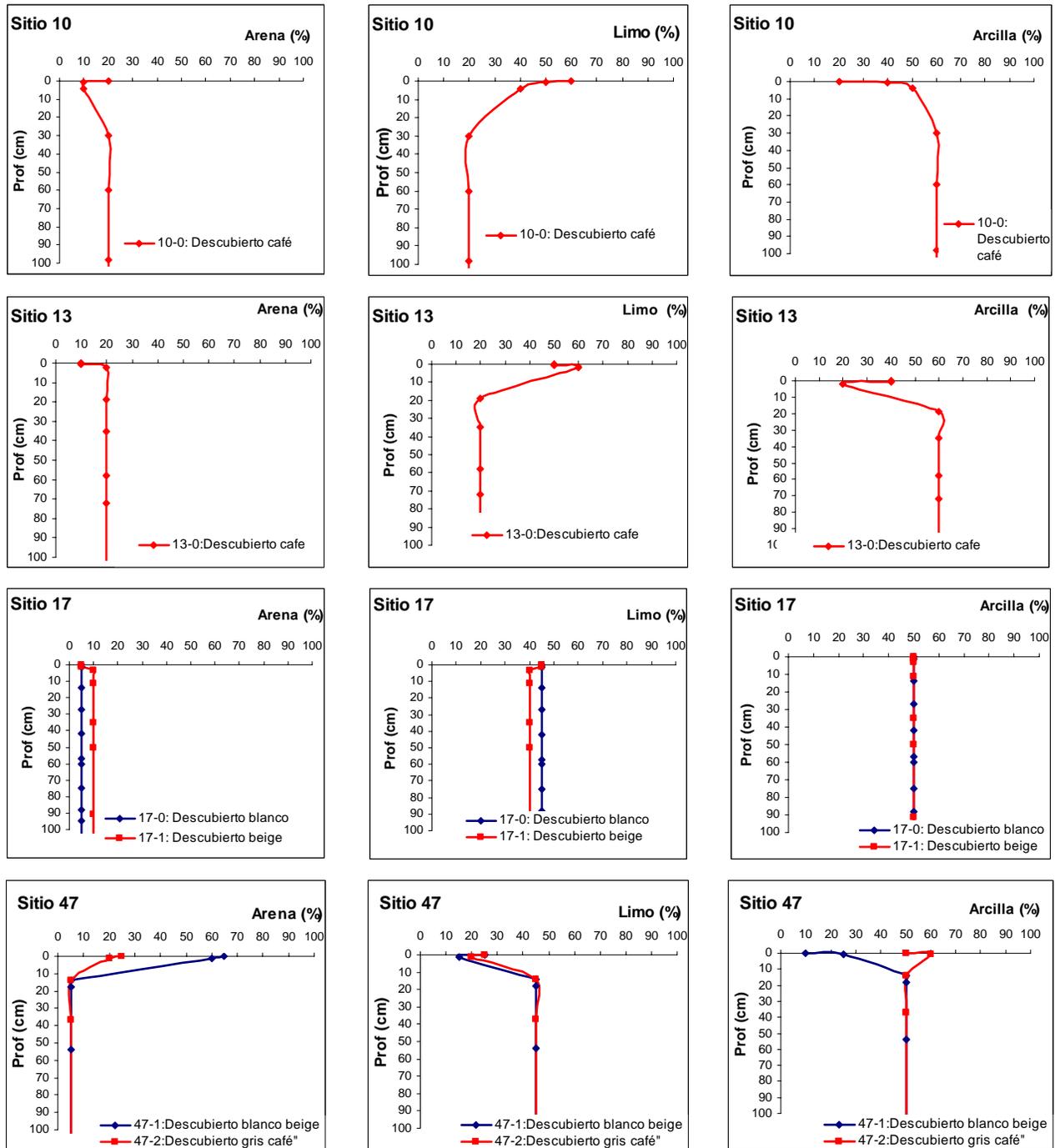


Figura A3.4.- Distribución de arena, limo y arcilla a lo largo del perfil de suelo en sitios con suelo descubierto.

ANEXO 3

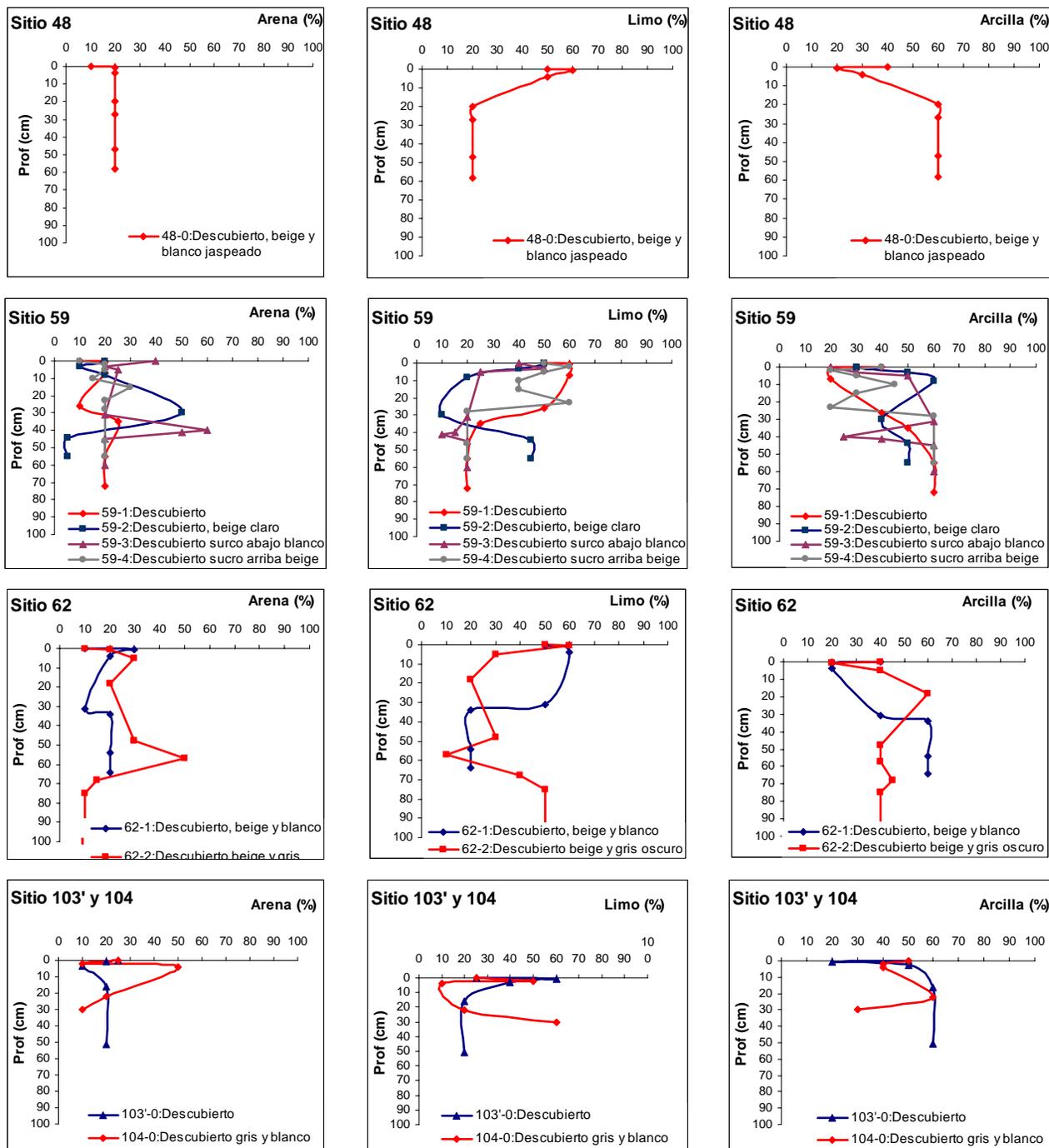


Figura A3.4.- Distribución de arena, limo y arcilla a lo largo del perfil de suelo en sitios con suelo descubierto. (Continuación)

ANEXO 3

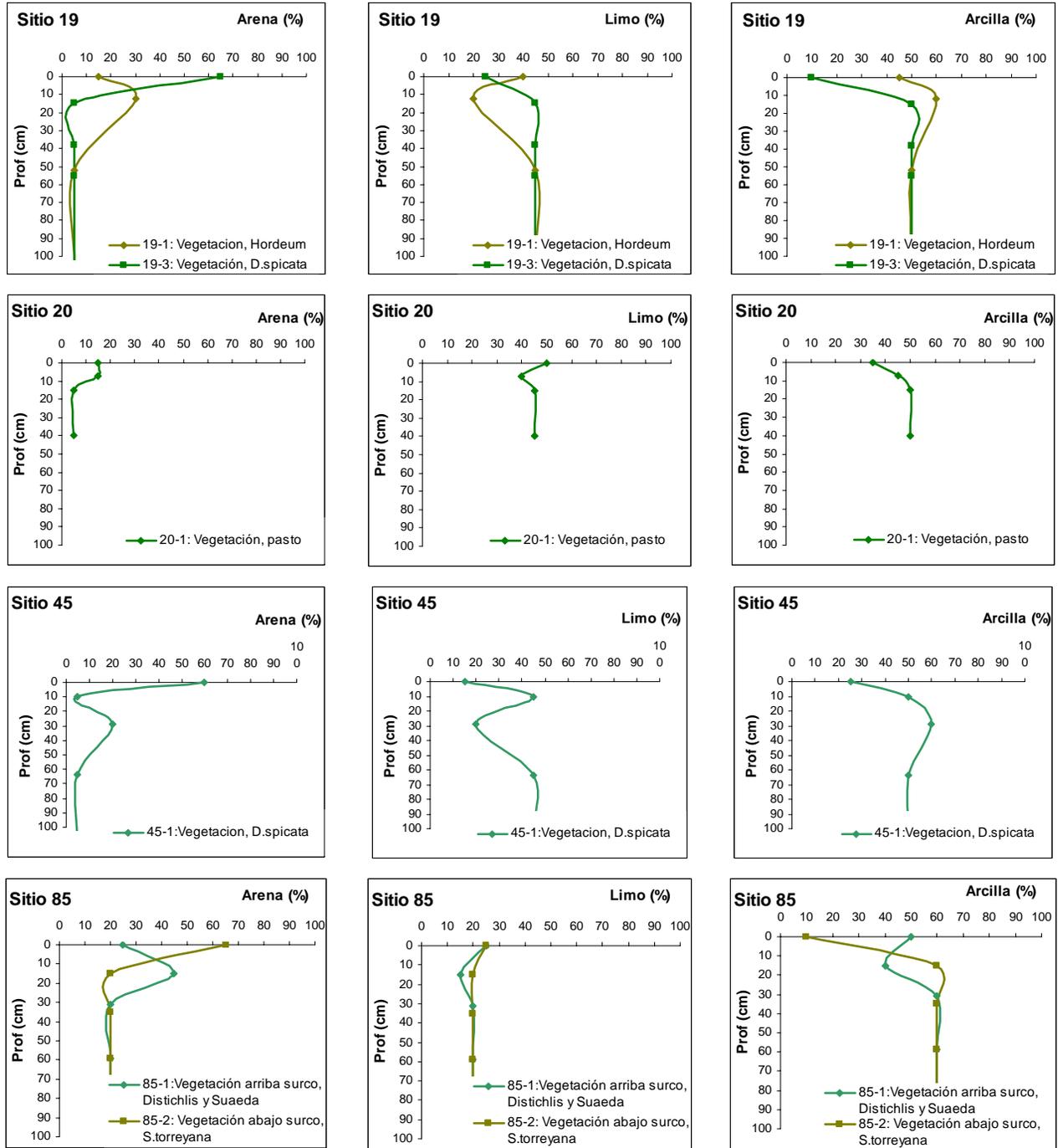


Figura A3.5.- Distribución de arena, limo y arcilla a lo largo del perfil de suelo en sitios con Vegetación.

ANEXO 3

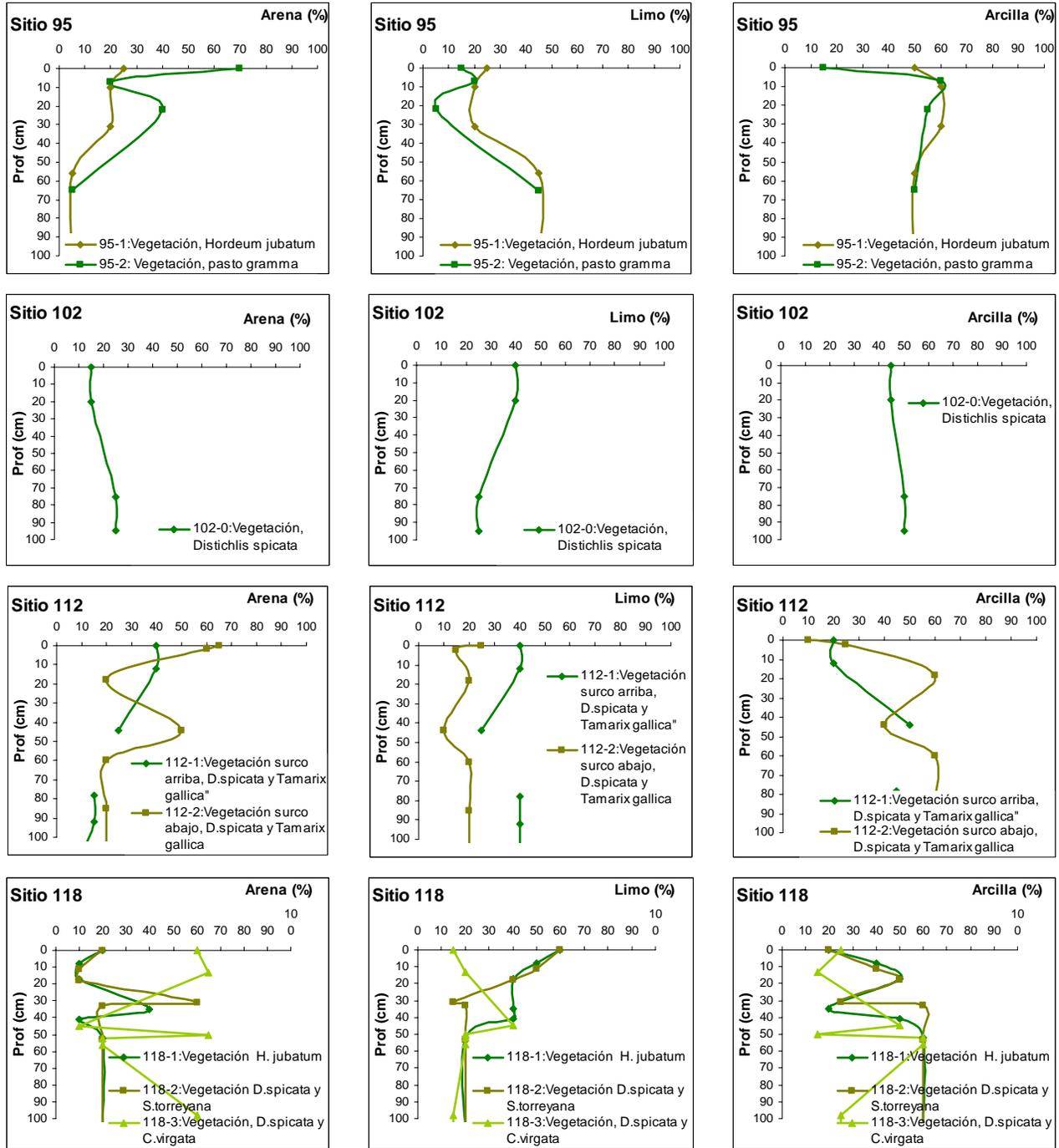


Figura A3.5.- Distribución de arena, limo y arcilla a lo largo del perfil de suelo en sitios con Vegetación.
(Continuación)

ANEXO 3

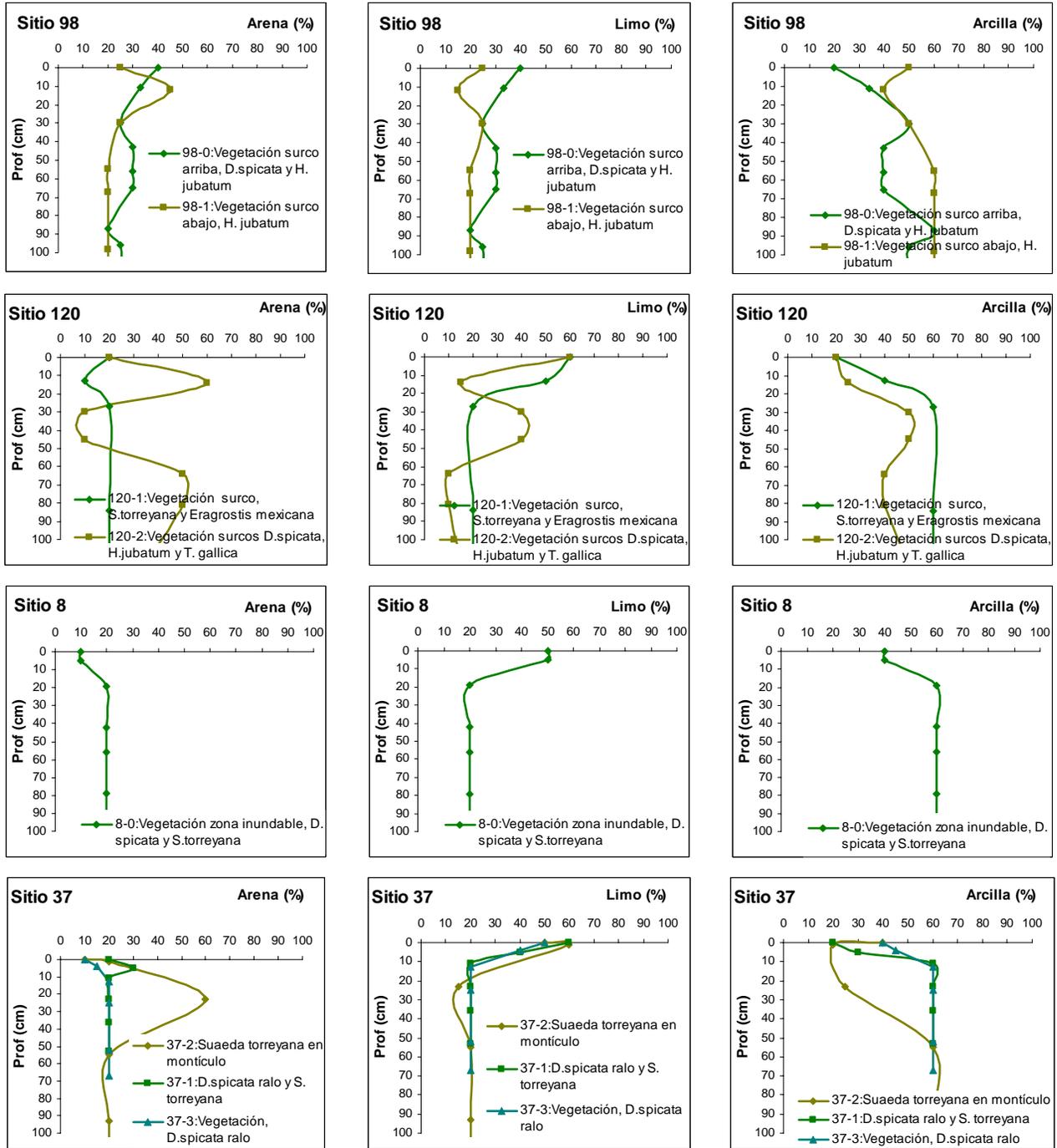


Figura A3.5.- Distribución de arena, limo y arcilla a lo largo del perfil de suelo en sitios con Vegetación.
(Continuación)

ANEXO 3

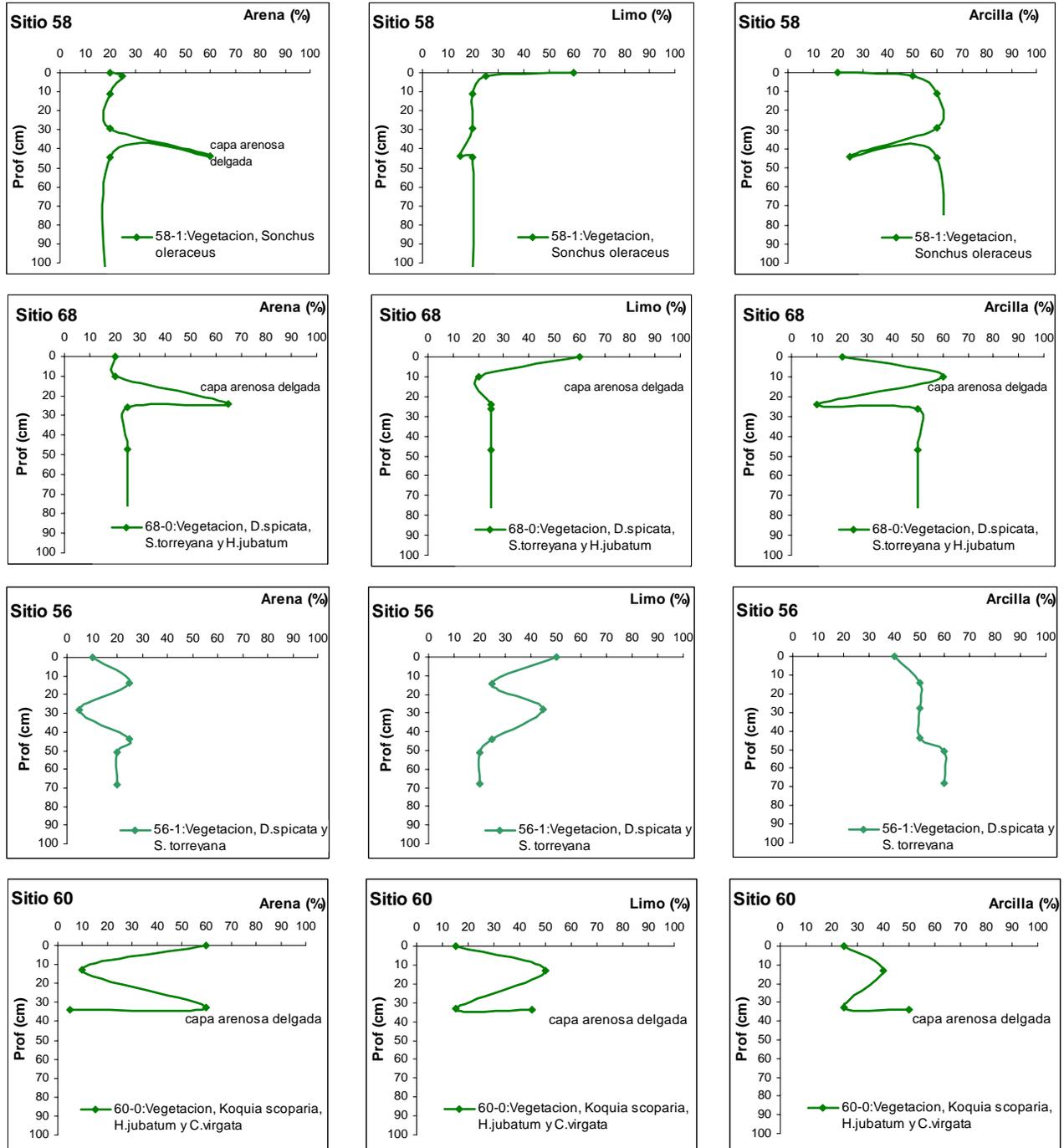


Figura A3.5.- Distribución de arena, limo y arcilla a lo largo del perfil de suelo en sitios con Vegetación.
(Continuación)

ANEXO 3

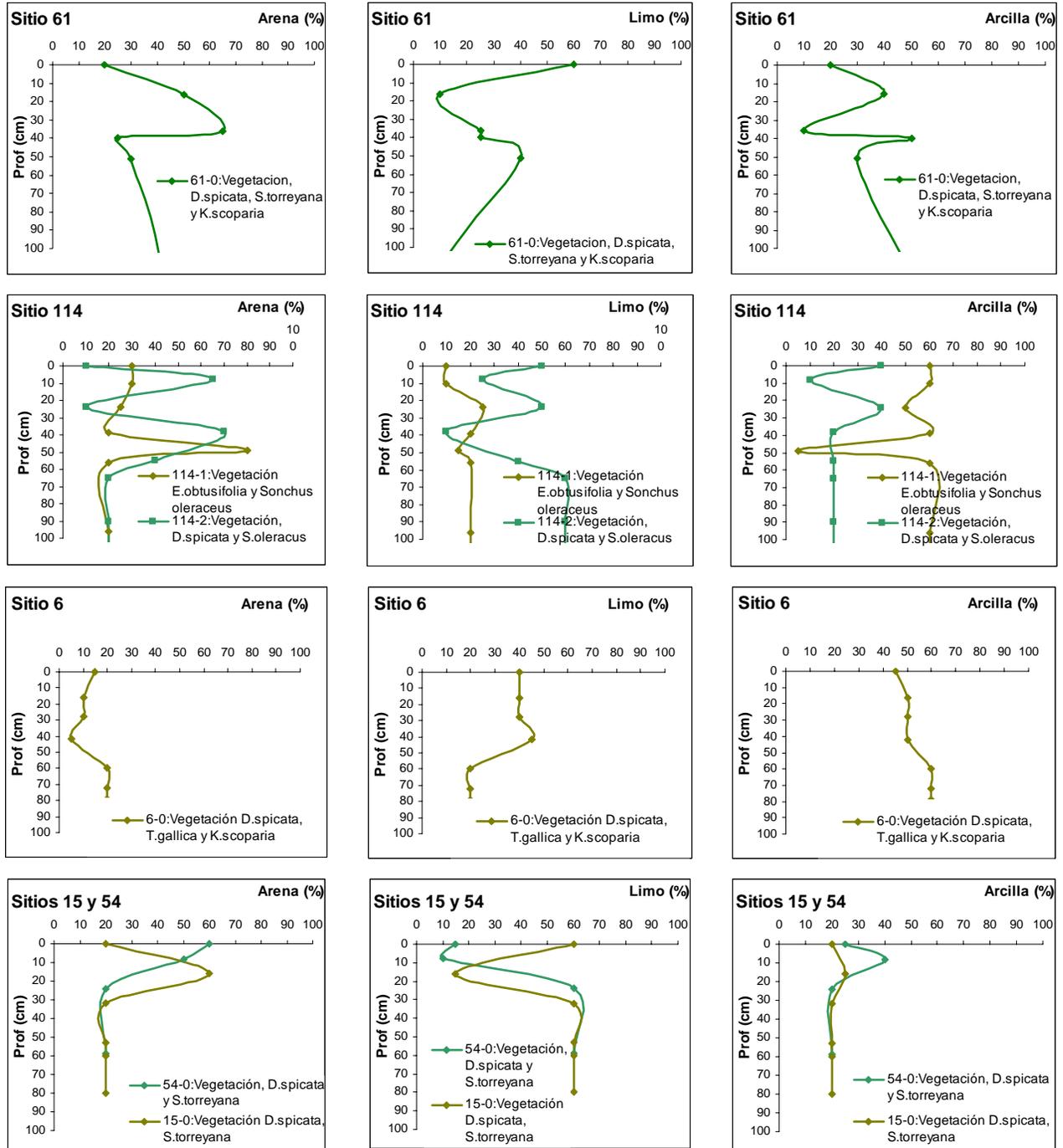


Figura A3.5.- Distribución de arena, limo y arcilla a lo largo del perfil de suelo en sitios con Vegetación.
(Continuación)

ANEXO 3

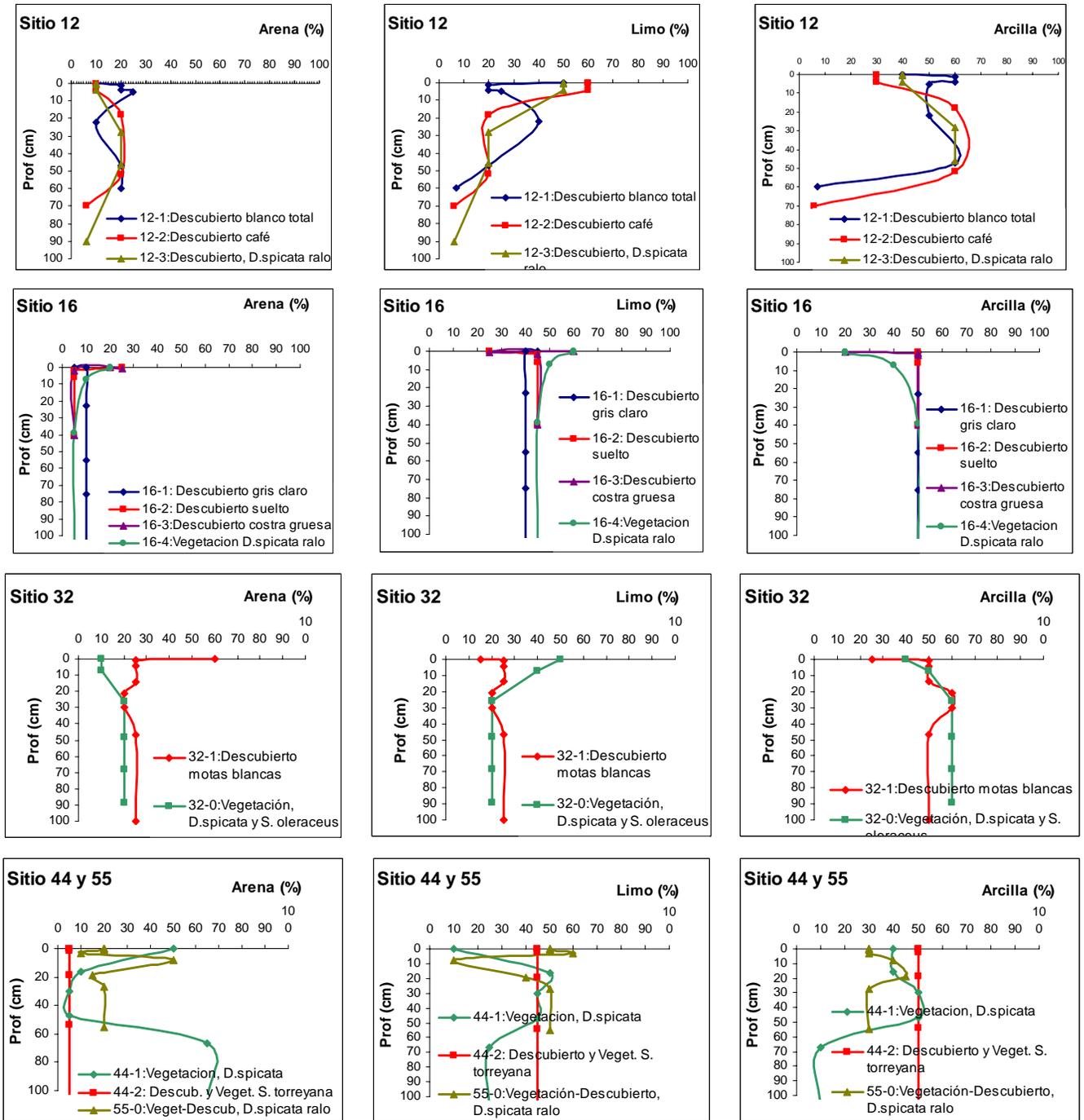


Figura A3.6.- Distribución de arena, limo y arcilla a lo largo del perfil de suelo en sitios combinados descubiertos y con Vegetación.

ANEXO 3

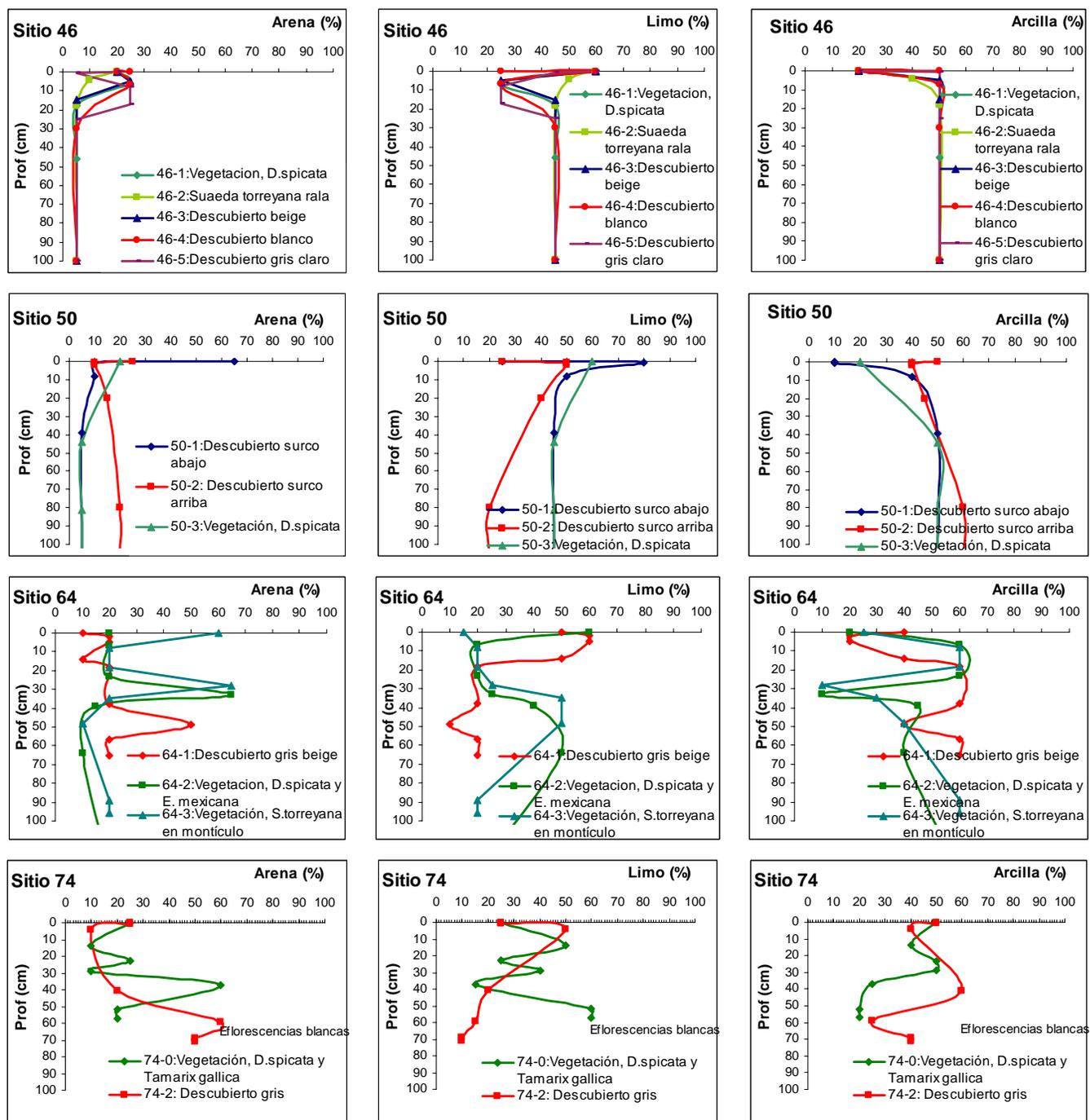


Figura A3.6.- Distribución de arena, limo y arcilla a lo largo del perfil de suelo en sitios combinados descubiertos y con Vegetación. (Continuación)

ANEXO 3

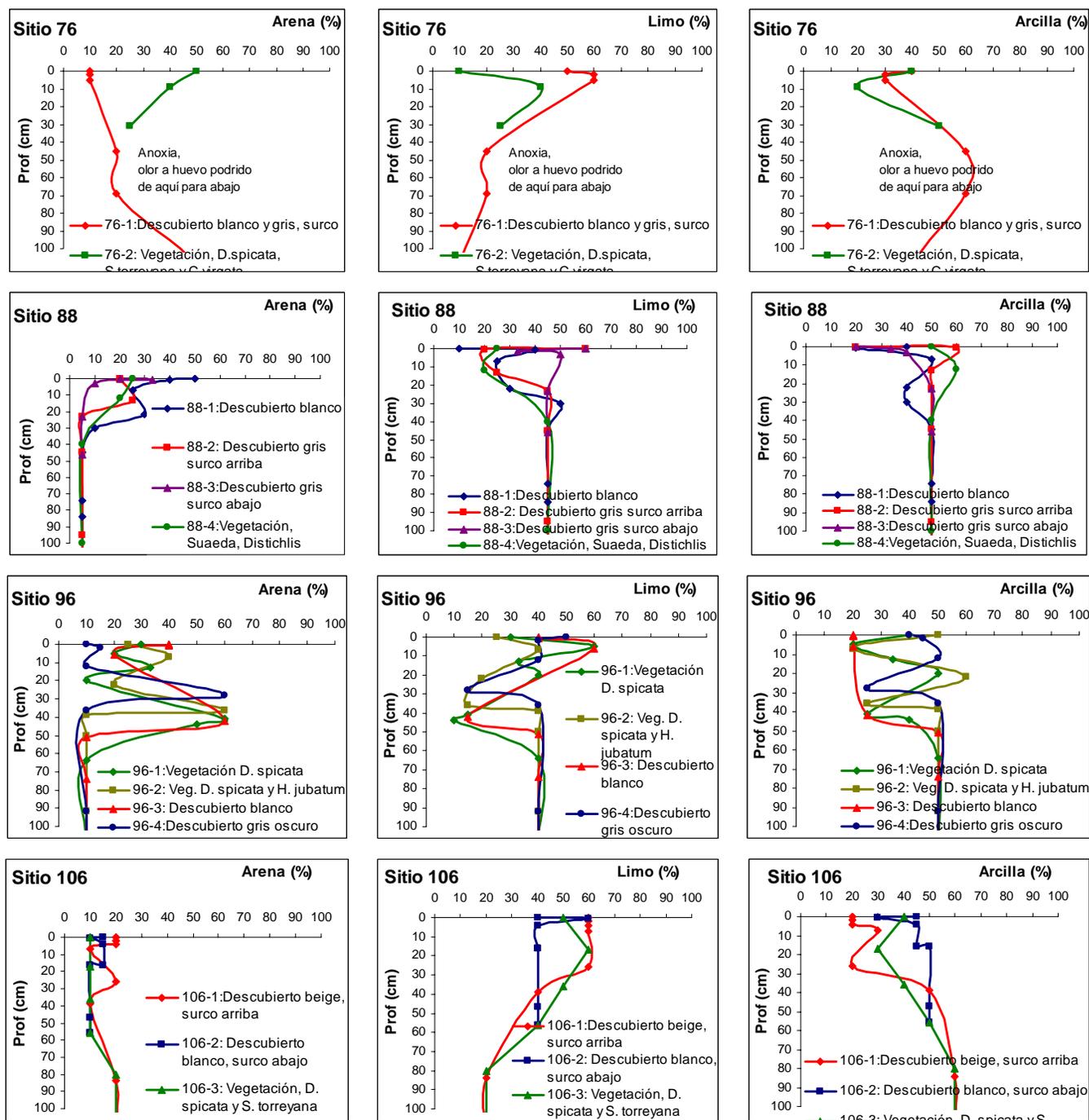


Figura A3.6.- Distribución de arena, limo y arcilla a lo largo del perfil de suelo en sitios combinados descubiertos y con Vegetación. (Continuación)

Cuadro A.4.1.- Clasificación por calidad del suelo considerando los horizontes dentro de los primeros 40 cm.

Clase	Código de cluster	Perfiles	Cobertura		Profundidad al horizonte tixotrópico (cm)	Profundidad fisiológica (cm)	Total dCC (L/m ²)	pH	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	CaCO ₃ (%)	Materia Orgánica (%)	CEe (dS/m)	RAS	Afectación salina del suelo
1	1 1 1	p20-1; p46-4; p46-5; p88-4; p16-3; p16-2	DESCUBIERTO y VEGETACIÓN: blanco y gris costra tipo polvo y hojaldra. D. spicata, S. torreyana, S. oleraceus y pasto gramma	Prom.	42.17	10.25	55.71	10.24	8.47	42.09	49.44	1.30	0.22	125.06	183.06	
				E.est	22.36	4.64	2.72	0.18	1.01	1.44	0.88	0.19	0.10	32.15	41.43	
				Eval.	mediano	muy somero	baja	fuertemente alcalino	arcillo limosa (RL)			bajo	muy baja	muy extremadamente afectado	excesivamente afectado	fuertemente salino sódico
2	1 1 2	p55-1; p59-2; p59-3; p64-1; p50-2; p37-1; p32-2; p12-2; p104-0	DESCUBIERTO y VEGETACIÓN: blanco, beige, gris y café, costra tipo coliflor, hexagonal, olas y hojaldr. D. spicata raro, S. Torreyana	Prom.	15.22	17.00	64.13	10.24	18.95	26.78	40.02	2.84	0.28	279.02	247.41	
				E.est	2.23	8.20	2.37	0.06	1.90	2.68	2.77	0.34	0.10	54.12	43.88	
				Eval.	muy somero	muy somero	de baja a mediana	fuertemente alcalino	arcillosa (R)			medio	muy baja	excesivamente afectado	excesivamente afectado	fuertemente salino sódico
3	1 1 3	p59-1; p59-4; p62-1; p88-3; p48-0; p46-3; p46-2; p106-2; p103-0	DESCUBIERTO: blanco y beige, costra tipo coliflor y hojaldr.	Prom.	20.06	12.22	80.86	10.28	12.83	36.56	40.54	1.79	0.23	327.73	348.23	
				E.est	5.41	3.46	2.51	0.05	1.55	2.55	3.09	0.29	0.04	43.98	73.06	
				Eval.	somero	muy somero	de baja a mediana	fuertemente alcalino	arcillosa (R)			bajo	muy baja	excesivamente afectado	excesivamente afectado	muy fuertemente salino sódico
4	1 2 1	p44-2; p47-2; p74-2; p88-2; p17-1; p16-1; p12-1; p10-0	DESCUBIERTO: blanco, gris y beige, costra tipo coliflor, olas, polvo y hojaldr.	Prom.	8.13	1.49	59.83	10.24	5.93	19.40	25.15	1.92	0.01	217.26	338.86	
				E.est	3.44	0.56	1.83	0.06	1.08	2.08	2.22	0.51	0.01	59.67	102.64	
				Eval.	muy somero	incipiente	baja	fuertemente alcalino	franco arcillo arenosa (CRA)			bajo	muy baja	excesivamente afectado	excesivamente afectado	muy fuertemente salino sódico
5	2 1 1	p60-0; p62-2; p76-1; p96-3; p46-1; p45-1; p19-3; p17-0; p13-0; p12-3	DESCUBIERTO y VEGETACION: blanco, gris y beige, costra tipo coliflor, olas, polvo y hojaldr. D. spicata, K. scoparia, C. virgata, H. jubatum, B. odorata	Prom.	32.18	18.91	82.93	10.13	7.68	18.11	18.85	1.38	0.20	124.72	129.21	
				E.est	5.63	4.64	1.99	0.05	1.16	0.88	2.48	0.22	0.04	26.38	20.72	
				Eval.	somero	muy somero	de baja a mediana	fuertemente alcalino	franco arenosa (CA)			bajo	muy baja	muy extremadamente afectado	excesivamente afectado	fuertemente salino sódico

Cuadro A4.1.- Clasificación por calidad del suelo considerando los horizontes dentro de los primeros 40 cm. Continuación

Clase	Código de cluster	Perfiles	Cobertura		Profundidad al horizonte tixotrópico (cm)	Profundidad fisiológica (cm)	Total dCC (L/m ²)	pH	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	CaCO ₃ (%)	Materia Orgánica (%)	CEe (dS/m)	RAS	Afectación salina del suelo
6	2 1 2	p64-3; p88-1; p96-1; p96-4; p50-1; p47-1; p37-2; p16-4	DESCUBIERTO y VEGETACION: blanco, gris y beige, costra tipo coliflor y hojaldré. D. spicata ralo, S. Torreyana en montículos	Prom.	25.00	17.25	63.63	10.34	9.33	15.82	15.06	1.18	0.15	92.32	92.62	fuertemente salino sódico
				E.est	5.51	3.72	2.45	0.03	1.79	1.28	1.49	0.18	0.02	19.23	18.45	
				Eval.	somero	muy somero	de baja a mediana	fuertemente alcalino	franco arenosa (CA)		bajo	muy baja	extremadamente afectado	excesivamente afectado		
7	2 1 3	p44-1; p56-0; p85-1; p85-2; p37-3; p19-1; p120-1; p118-2	VEGETACION: D. spicata, S. torreyana, E. Mexicana, H. Jubatum	Prom.	50.75	18.00	61.02	10.34	12.06	16.53	28.24	1.34	0.35	48.56	67.28	fuertemente salino sódico
				E.est	9.02	2.17	2.46	0.04	1.06	1.87	2.52	0.12	0.06	9.09	15.14	
				Eval.	mediano	somero	de baja a mediana	fuertemente alcalino	franco arcillo arenosa (CRA)		bajo	muy baja	muy fuertemente afectado	excesivamente afectado		
8	2 2 1	p68-0; p8-0; p95-1; p96-2; p64-2; p61-0; p6-0; p58-1; p50-3; p32-0; p120-2; p118-1; p106-3; p102-0	VEGETACION: D. spicata, S. torreyana, E. mexicana, H. jubatum, T. chinensis, K. scoparia, S. oleraceus	Prom.	43.75	22.86	71.22	9.90	7.77	14.08	17.07	0.63	0.29	19.94	18.89	salino sódico
				E.est	6.19	4.98	3.04	0.08	0.74	1.91	2.36	0.09	0.04	5.76	3.20	
				Eval.	mediano	de somero a mediano	de baja a mediana	fuertemente alcalino	arenosa franca (AC)		bajo	muy baja	fuertemente afectado	fuertemente afectado		
9	2 2 2	p118-3; p95-2; p98-0; p98-1; p114-1; p112-2; p112-1	VEGETACION: D. spicata, E. obtusiflora, H. jubatum, T. chinensis, C. virgata, S. oleraceus y pastogramma	Prom.	79.07	33.71	62.40	9.51	15.80	8.82	16.62	1.64	0.69	10.67	10.97	ligeramente salino
				E.est	14.22	6.60	3.61	0.14	2.18	1.33	3.39	0.35	0.13	1.84	5.69	
				Eval.	mediano	de somero a mediano	de baja a mediana	e alcalino	franco arenosa (CA)		bajo	muy baja	moderadamente afectado	moderadamente afectado		
10	2 2 3	p15-0; p54-0; p74-0; p76-2; p114-2	VEGETACION: D. spicata, S. torreyana, T. chinensis, C. virgata, S. oleraceus	Prom.	130.00	50.20	71.56	10.22	28.21	28.40	25.56	3.06	0.85	75.83	48.50	fuertemente salino sódico
				E.est	12.25	17.71	4.53	0.07	2.66	3.88	5.19	0.98	0.15	37.05	20.02	
				Eval.	profundo	mediano	de baja a mediana	fuertemente alcalino	franco arcillo arenosa (CRA)		medio	muy baja	extremadamente afectado	muy extremadamente afectado		