

Universidad Nacional Autónoma de México

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUANTITLAN

ESTUDIO DE LA RELACION DE TRES MATERIALES DE ENCALADO Y TRES FUENTES DE FERTILIZANTES NITROGENADOS EN ALGUNAS PROPIEDADES QUIMICAS DE UN SUELO ACIDO DE ILOTEPEC, ESTADO DE MEXICO Y SU INFLUENCIA EN EL RENDIMIENTO DE ZACATE BALICO (*Polium perenne* L.)

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO AGRICOLA
P R E S E N T A N

DAVID SORIANO TORRES
MARIA DE LOURDES SANCHEZ BAUTISTA

Director de Tesis: Q. CELIA ELENA VALENCIA ISLAS

Cuantitlan Izcalli, Estado de México

1990



V N A M



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 está 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.

CONTENIDO

	PAGINA
INDICE GENERAL.....	i
INDICE DE CUADROS.....	viii
INDICE DE FIGURAS.....	x
INDICE DE ANEXOS.....	xiii
1. INTRODUCCION.....	1
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	
2.1 Objetivos.....	4
2.2 Hipótesis.....	4
3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	
3.1 Concepto de suelo ácido.....	5
3.2 Los suelos ácidos de México.....	6
3.3 Origen de la acidez del suelo.....	7
3.4 Principales problemas que presentan los suelos ácidos.....	15
3.5 Fertilizantes formadores de ácido.....	21
3.5.1 Mecanismos de acción.....	25
3.5.1.1 Nitrificación.....	26
3.5.1.2 Lixiviación de bases intercambiables.....	28

3.5.1.3	Absorción diferencial del NH_4 vs. NO_3^-	32
3.5.2	Acidez potencial.....	35
3.5.3	Factores que reducen la acidez potencial.....	37
3.5.3.1	Relación exceso de bases/nitrógeno de las plantas cultivadas.....	38
3.5.3.2	Volatilización.....	40
3.5.3.3	Desnitrificación.....	46
3.5.3.4	Fijación de amonio.....	51
3.5.3.5	Inmovilización.....	55
3.6	Problemas de toxicidad en los suelos ácidos.....	59
3.6.1	Toxicidad por hidrógeno.....	60
3.6.1.1	Efecto del H sobre el crecimiento de las plantas.....	61
3.6.1.2	Daños fisiológicos en las plantas.....	62
3.6.2	Toxicidad por aluminio.....	64
3.6.2.1	Síntomas de toxicidad.....	76
3.6.2.2	Efectos fisiológicos y bioquímicos.....	77
3.6.3	Toxicidad por manganeso.....	78
3.6.3.1	Síntomas de toxicidad.....	82
3.6.3.2	Efectos fisiológicos y bioquímicos.....	83
3.6.4	Toxicidad por hierro.....	85

	141
3.4.4.1 Síntomas de toxicidad.....	87
3.4.4.2 Efectos fisiológicos.....	88
3.7 Tolerancia a la acidez del acetato báltico peruano.....	90
3.8 El encalado de los suelos.....	92
3.8.1 El pH en el crecimiento de las plantas.....	92
3.8.2 Efectos del encalado en el suelo.....	99
3.8.2.1 Químicos.....	99
3.8.2.2 Físicos.....	100
3.8.2.3 Biológicos.....	102
3.8.3 Requerimiento de cal.....	103
3.8.3.1 Métodos utilizados para determinar el requerimiento de cal.....	103
3.8.3.1.1 Métodos basados en el criterio de un pH óptimo.....	104
3.8.3.1.2 Método del aluminio intercambiable.....	110
3.8.4 Materiales de encalado.....	111
3.8.4.1 Mecanismo de neutralización de la acidez del suelo.....	113
3.8.4.2 Calidad de un material de encalado.....	119
3.8.5 Métodos de aplicación.....	123
3.8.5.1 Neutralización de la acidez del horizonte superficial.....	125

3.8.5.2	Métodos para neutralizar la acidez del subsuelo.....	133
3.8.5.2.1	Operaciones de labranza profunda.....	135
3.8.5.2.2	Aplicación de enmiendas químicas.....	138

4. MATERIALES Y METODOS

4.1	Características generales de la zona de estudio.....	142
4.1.1	Localización.....	142
4.1.2	Geología.....	142
4.1.3	Topografía.....	142
4.1.4	Hidrografía.....	144
4.1.5	Clima.....	144
4.1.6	Suelos.....	144
4.1.7	Actividad agrícola.....	145
4.2	Parte experimental.....	146
4.2.1	Selección de la zona de estudio.....	146
4.2.2	Muestreo.....	148
4.2.3	Preparación de la muestra.....	148
4.2.4	Trabajo de laboratorio.....	148
4.2.4.1	Propiedades físicas.....	149
4.2.4.1.1	Textura.....	149
4.2.4.1.2	Densidad aparente.....	149
4.2.4.1.3	Densidad real.....	149

4.2.4.1.4	Porosidad.....	149
4.2.4.1.5	Color.....	150
4.2.4.2	Propiedades químicas.....	150
4.2.4.2.1	Requerimiento de cal.....	150
4.2.4.2.2	Determinación del pH.....	152
4.2.4.2.3	Materia orgánica.....	152
4.2.4.2.4	Nitrógeno total.....	152
4.2.4.2.5	Bases intercambiables.....	153
4.2.4.2.6	Capacidad de intercambio catiónico total.....	153
4.2.4.2.7	Fósforo.....	154
4.2.4.2.8	Aluminio.....	154
4.2.4.2.9	Hierro y manganeso.....	154
4.2.4.3	Análisis de tejidos vegetales.....	155
4.2.4.3.1	Nitrógeno total.....	155
4.2.5	Trabajo de invernadero.....	156
4.2.5.1	Incubación del suelo.....	156
4.2.5.2	Diseño experimental.....	157
4.2.5.3	Fertilización y siembra.....	157
4.2.5.4	Cortes de forraje.....	159

5. RESULTADOS Y DISCUSION

5.1 Efecto de tres materiales de encolado sobre algunas propiedades químicas de un suelo ácido.....	160
5.1.1 Requerimiento de cal.....	160
5.1.2 Reacción del suelo (pH).....	164
5.1.3 Materia orgánica.....	167
5.1.4 Nitrógeno total.....	168
5.1.5 Bases intercambiables.....	168
5.1.6 Capacidad de intercambio catiónico.....	170
5.1.7 Aluminio, hierro y manganeso.....	171
5.1.8 Fósforo.....	175
5.2 Variación de las propiedades químicas del suelo en diferentes etapas experimentales.....	175
5.2.1 Reacción del suelo (pH).....	178
5.2.2 Materia orgánica.....	181
5.2.3 Nitrógeno total del suelo.....	185
5.2.4 Bases intercambiables.....	189
5.2.5 Fósforo aprovechable.....	192
5.3 Efecto de la interacción entre fuentes de encolado y fuentes nitrogenadas sobre algunas propiedades químicas de un suelo ácido al final del experimento de invernadero con <u>Lettum perenne</u> L.....	195
5.3.1 Reacción del suelo (pH).....	195

5.3.2	Contenido de materia orgánica.....	198
5.3.3	Nitrógeno total del suelo.....	200
5.3.4	Bases intercambiables.....	202
5.3.5	Fósforo aprovechable.....	205
5.4	Efecto de las fuentes de encañado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea del zacate bahiaco perenne (<u>Lolium perenne</u> L.).....	207
5.4.1	Primer corte.....	208
5.4.2	Segundo corte.....	209
5.4.3	Tercer corte.....	210
5.4.4	Análisis general del contenido de nitrógeno total de los tres cortes de <u>Lolium perenne</u> L.....	210
6.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	
6.1	Conclusiones.....	220
6.2	Recomendaciones.....	222
7.	BIBLIOGRAFÍA.....	224
8.	ANEXOS.....	229

INDICE DE CUADROS

NUMERO	PAGINA
1. Acidez en el suelo producida por la nitrificación de los principales fertilizantes nitrogenados amoniacos.....	36
2. Materiales para encalado, fórmula y valor neutralizante(VN)..	112
3. Tratamientos evaluados en el experimento de Ixmiquilpan a partir de la combinación entre fuente de cal X fuente de nitrógeno.....	158
4. Determinación del H intercambiable de acuerdo con el método de Woodruff(1948) a partir de la reducción del pH de la suspensión suelo-solución buffer(pH 7.0).....	162
5. Datos del requerimiento de cal (método Woodruff, 1948), de tres materiales de encalado, para aumentar el pH de la capa arable (0-20cm) de un suelo ácido del ejido "La Comunidad", Jilotepec, Estado de México, hasta un pH de 6.5.....	163
6. Efecto de tres materiales de encalado sobre algunas propiedades químicas de un suelo ácido de Jilotepec, Estado de México, al final del período de incubación.....	165
7. Propiedades físicas de la capa arable(0-20cm) de un suelo ácido del ejido "La Comunidad", Jilotepec, Estado de México...	166

8. Variación de las propiedades químicas del suelo de los tratamientos de encalado, sin fertilizar, al final del experimento de Invernadero, bajo el crecimiento de Lolium perenne L. 176
9. Variación de las propiedades químicas del suelo de los tratamientos de fertilización nitrogenada, sin encalar, al final del experimento de Invernadero bajo el crecimiento de Lolium perenne L. 177

INDICE DE FIGURAS

NUMERO	PAGINA
1. Reacción de neutralización de la acidez del suelo por la caliza (CaCO_3).....	117
2. Localización geográfica del ejido "La Comunidad", Jiitepec de Abasco, Estado de México.....	143
3. Descripción gráfica de la parte experimental.....	147
4. Relación entre la reducción del pH de la suspensión suelo-solución buffer y la cantidad de H cambiante en el suelo. De acuerdo con Woodruff(1948).....	162
5. Relación entre el pH y el contenido de Al, Fe y Mn intercambiables (ppm), para el suelo ácido no encalado y los tratamientos con CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 al final del período de incubación.....	173
6. Variación del pH real(H_2O) del suelo ácido(0 días) en dos etapas experimentales:(I) incubación(0 a 60 días) para los tratamientos de encalado; y (II) invernadero(60 a 165 días), bajo cultivo con <i>Lolium perenne</i> L., para los tratamientos de. a) encalados # b) fertilizados.....	180
7. Variación del pH potencial(CaCl_2 0.01M) del suelo ácido (0 días) en dos etapas experimentales: (I) incubación(0 a 60 días), para los tratamientos de encalado; y (II)invernadero (60 a 165 días), bajo cultivo con <i>Lolium perenne</i> L., para los tratamientos de. a) encalados y b) fertilizados.....	181

8. Variación del contenido de materia orgánica del suelo ácido(0 días) en dos etapas experimentales: (1) incubación (0 a 60 días), para los tratamientos de encalado y (2) invernadero (60 a 165 días), bajo cultivo con Lolium perenne L., para los tratamientos de, a) encalados y b) fertilizados..... 184
9. Variación del contenido de nitrógeno total del suelo ácido (0 días) en dos etapas experimentales: (1) incubación(0 a 60 días), para los tratamientos de encalado; y (2) invernadero (60 a 165 días), bajo cultivo con Lolium perenne L., para los tratamientos de, a) encalados y b) fertilizados..... 188
10. Variación del contenido de bases intercambiables totales del suelo ácido(0 días) en dos etapas experimentales: (1) incubación(0 a 60 días), para los tratamientos de encalado; y (2) invernadero(60 a 165 días), bajo cultivo con Lolium perenne L., para los tratamientos de, a) encalados y b) fertilizados..... 191
11. Variación del contenido de fósforo aprovechable del suelo ácido (0 días) en dos etapas experimentales:(1) incubación (0 a 60 días), para los tratamientos de encalado; y (2) invernadero (60 a 165 días), bajo cultivo con Lolium perenne L., para los tratamientos de, a) encalados y b) fertilizados..... 193
12. Efecto de la interacción entre fuentes de encalado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el pH real (H_2CO_3) y pH potencial ($CaCl_2$) del suelo al final del experimento de invernadero con Lolium perenne L. 196
13. Efecto de la interacción entre fuentes de encalado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el contenido de materia orgánica al final del experimento de invernadero con Lolium perenne L. 199

14.	Efecto de la interacción entre fuentes de encalado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el contenido de nitrógeno total del suelo, al final del experimento de invernadero con <u>Lolium perenne</u> L.	201
15.	Efecto de la interacción entre fuentes de encalado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el contenido de bases intercambiables totales al final del experimento de invernadero con <u>Lolium perenne</u> L.	204
16.	Efecto de la interacción entre fuentes de encalado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el contenido de fósforo aprovechable al final del experimento de invernadero con <u>Lolium perenne</u> L.	206
17.	Efecto de las fuentes de encalado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el contenido de nitrógeno total(%) de los tres cortes de la parte aérea de <u>Lolium perenne</u> L....	217
18.	Variación del contenido de nitrógeno total(%) en los tres cortes de <u>Lolium perenne</u> L., para los tratamientos con fuentes de encalado.....	218
19.	Variación del contenido de nitrógeno total(%) en los tres cortes de <u>Lolium perenne</u> L., para los tratamientos con fuentes de fertilización nitrogenada.....	219

INDICE DE ANEXOS

NUMERO	PAGINA
1. ANOVA : pH (H_2O).....	251
2. ANOVA : pH($CaCl_2$ 0.01M).....	252
3. Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de de enclado sobre el pH real (H_2O) final.....	253
4. Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de enclado sobre el pH potencial($CaCl_2$ 0.01M)final.....	253
5. ANOVA : Materia orgánica.....	254
6. Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de enclado sobre el contenido de materia orgánica(% final).....	255
7. Prueba de Duncan : Efecto de los fertilizantes nitro- genados sobre el contenido de materia orgánica(% final).....	255
8. ANOVA : Nitrógeno total del suelo.....	256
9. ANOVA : Bases intercambiables.....	257
10. Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de enclado sobre el contenido de bases intercambia- bles, finales.....	258

11.	ANOVA : Fósforo aprovechable.....	259
12.	Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el contenido de fósforo aprovechable final.....	260
13.	Prueba de Duncan : Efecto de los fertilizantes nitrogenados sobre el contenido de fósforo aprovechable final.....	260
14.	ANOVA : Primer corte; nitrógeno total de la parte aérea de <u>Lolium perenne</u> L.	261
15.	Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de <u>Lolium perenne</u> L., en el primer corte.....	262
16.	Prueba de Duncan : Efecto de los fertilizantes nitrogenados sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de <u>Lolium perenne</u> L., en el primer corte.....	262
17.	ANOVA : Segundo corte; nitrógeno total de la parte aérea de <u>Lolium perenne</u> L.	263
18.	Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de <u>Lolium perenne</u> L., en el segundo corte.....	264
19.	Prueba de Duncan : Efecto de los fertilizantes nitrogenados sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de <u>Lolium perenne</u> L., en el segundo corte.....	264

20. ANOVA : Tercer corte; nitrógeno total de la parte aérea de Lolium perenne L. 265

21. Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encajado sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de Lolium perenne L., en el tercer corte..... 266

22. Prueba de Duncan : Efecto de los fertilizantes nitrogenados sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de Lolium perenne L., en el tercer corte..... 266

1. INTRODUCCION

La acidez del suelo ha sido reconocida como un factor importante que afecta el rendimiento de los cultivos en todo el mundo. Históricamente se creía que éste era un problema exclusivo de regiones tropicales y templadas húmedas, porque reciben altas precipitaciones. Pero con base a estudios actuales, se ha demostrado que el suelo también puede ser ácido debido a lo siguiente: que su material de origen era ácido o que contenía altas concentraciones de aluminio y manganeso, o bien que presenta bajos niveles de cationes básicos; porque éstos elementos han sido removidos a través del perfil del suelo por la lixiviación normal de la precipitación o extraídos por la remoción de las cosechas. Se ha observado que a través del tiempo, y debido a la densa industrialización, las lluvias ácidas y en particular al desarrollo de la agricultura intensiva que promueve el empleo de altas dosis de fertilizantes de efecto residual ácido, se ha tendido a acidificar el recurso suelo.

El uso intensivo de los fertilizantes nitrogenados en la agricultura moderna ha despertado gran interés en conocer el efecto que éstos tienen en la acidificación del suelo, siendo tal efecto aún más intenso cuando son aplicados en suelos originalmente ácidos, produciendo un decremento drástico en el rendimiento de cultivos que son sensibles a la acidez.

En la actualidad la tendencia a producir fertilizantes se ha intensifi-

cado y si a los fertilizantes de efecto residual ácido no se les adicionan sustancias neutralizadoras de relleno, se hace necesaria la aplicación de materiales de encalado para evitar un decremento en el pH.

Se ha determinado que los factores fundamentales que limitan la fertilidad de los suelos ácidos son; el empobrecimiento nutrimental y la presencia de sustancias tóxicas como el aluminio y el manganeso, principalmente. Por lo tanto, para obtener una agricultura exitosa en regiones donde predominan los suelos ácidos se deben considerar las principales restricciones que presentan éstos, para que de esta forma, se propongan soluciones adecuadas con la finalidad de incrementar el rendimiento de los cultivos.

En general, las estrategias más utilizadas para aliviar los problemas de acidez del suelo son las siguientes: (i) la aplicación de materiales de encalado que neutralicen la acidez y proporcionen cationes básicos (Ca^{2+} y Mg^{2+}); (ii) el uso de especies y variedades de plantas tolerantes a la toxicidad del aluminio y manganeso; (iii) la aplicación de materiales fosfatados, tales como la roca fosfórica y los superfosfatos de calcio; y (iv) la aplicación de sulfato de calcio (yeso).

Se ha comprobado que el encalado de los suelos ácidos tiene un efecto benéfico sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, lo que determina un incremento en el rendimiento de los cultivos. Pero, si no se cuenta con un programa adecuado de encalado, la aplicación continua a

intensiva de fertilizantes formadores de ácido puede contrarrestar el efecto del encalado al cabo de algunos años, sucediendo esto más fácilmente en suelos débilmente tamponados de regiones húmedas.

El presente estudio tiene entre otros propósitos contribuir al conocimiento de los efectos producidos por los fertilizantes nitrogenados de residuo ácido que comúnmente son empleados en los suelos de zonas templadas, así como evaluar la eficiencia de neutralización de tres materiales de encalado y medir su efecto e interacción con los fertilizantes nitrogenados sobre el rendimiento de un pasto forrajero, ligeramente tolerante a la acidez.

En la medida que se tenga un amplio conocimiento del origen y naturaleza de la acidez del suelo, así como de los factores que tienden a acidificarlo, limitando su fertilidad, se podrán elegir las estrategias más viables para manejar, conservar o incrementar la fertilidad del suelo.

2. OBJETIVOS E HIPOTESIS

2.1 OBJETIVOS

1. Determinar el efecto de tres materiales de encalado en las concentraciones de aluminio, hierro y manganeso, la disponibilidad de los macronutrientes y reducción de la acidez de un suelo ácido.
2. Evaluar en diferentes etapas la variación de las propiedades químicas de un suelo ácido (incubado y bajo cultivo).
3. Evaluar estadística y gráficamente el efecto de la interacción de tres materiales de encalado con tres fuentes de fertilizantes nitrogenados sobre algunas propiedades químicas de un suelo ácido y su influencia en el rendimiento de zacate ballico perenne (Lolium perenne L.) al final de tres cortes.

2.2 HIPOTESIS

1. El encalado de un suelo ácido con distintos materiales modificará su pH y propiedades químicas.
2. El rendimiento de zacate ballico perenne (Lolium perenne L.) se verá afectado por diversas fuentes de fertilizantes nitrogenados en suelos encalados con distintos materiales.

3. REVISION BIBLIOGRAFICA

3.1 CONCEPTO DE SUELO ACIDO

Existen dos conceptos que definen a un suelo ácido. El primero establece que un suelo ácido es aquel que presenta un pH menor de 7. El pH es la característica del suelo que se utiliza más ampliamente para indicar si un suelo es ácido o no. El rango de pH para los suelos ácidos se encuentra entre 4 y 7. Valores menores de 4 se tienen solamente cuando se presentan ácidos libres en solución, tal es el caso de los suelos sulfato ácidos que presentan una alta concentración de ácido sulfúrico en solución y un pH de hasta 2, como consecuencia de la oxidación de la pirita presente en grandes cantidades en estos suelos (Blomfield y Coulter, 1973).

El segundo criterio establece que un suelo ácido es ácido cuando sus cationes básicas ocupan menos del 100% de los sitios de intercambio catiónico totales. Esta definición podría ser la más simple y específica si existiera una convención general para la determinación de la capacidad de intercambio catiónico de los suelos, pero desafortunadamente no es así (Thomas y Hargrove, 1984).

Generalmente la determinación del grado de acidez de un suelo está asociada con la medición de la actividad de los iones hidrógeno en solución. Sin embargo, el valor que se obtiene de pH no indica las principales propiedades y restricciones que presenta un suelo ácido y como afectan éstas el crecimiento de las plantas. En general, los suelos ácidos pueden presentar

una o más de las siguientes características: 1) toxicidad por hidrógeno, aluminio o manganeso; 2) deficiencia de calcio y/o molibdeno; 3) capacidad de intercambio catiónico (CIC), saturación de bases y disponibilidad de fósforo bajas; 4) deterioro de la estructura del suelo; y 5) disminución de la actividad de algunos microorganismos del suelo involucrados en el ciclo del nitrógeno (Adams, 1984; Tisdale et al, 1985; Cooke, 1986).

3.2 LOS SUELOS ACIDOS DE MEXICO

De acuerdo a la clasificación de la FAO-UNESCO (Direc. Gral. de Agrología, 1973), la superficie total ocupada por los suelos ácidos en la República Mexicana, es de 13 128 300 has. lo que representa el 6.69% del territorio nacional. Estos suelos se ubican principalmente en la zona intertropical, con abundante precipitación pluvial. Un total de 8 373 000 has. de suelos ácidos corresponden a Andosoles, principalmente volcánicos y se ubican en el eje Neovolcánico, que atraviesa el país desde los Tuxtlas hasta Nayarit y Colima. En segundo orden de importancia se tiene a los Gleysoles, Cambisoles, Acrisoles y Nitrosoles (estos dos últimos corresponden a los Ultisoles de la clasificación americana), que se localizan principalmente en la zona lluviosa de Tabasco, Chiapas y Sur de Veracruz.

Los suelos ácidos del Sureste de México están dedicados principalmente al cultivo de pastizales, café, cacao, arroz, yuca, plátano, caña de azúcar y piña, mientras que los de la zona templada, ocupados prin-

principalmente por Andosoles, se dedican a bosques de coníferas o al cultivo del maíz y de papa.

3.3. ORIGEN DE LA ACIDEZ DEL SUELO

La acidez del suelo es una condición natural que se presenta en regiones intertropicales muy interperizadas y en algunas zonas de alta latitud con interperización moderada. Asimismo, es un proceso de acidificación relacionado con el manejo de los suelos en sistemas de explotación agrícola intensiva. En general, los principales factores que dan origen a la acidez del suelo son: su composición mineralógica, la pérdida de las bases intercambiables, el contenido de materia orgánica, la hidrólisis del hierro y el aluminio, la presión parcial del CO_2 , el contenido de sales solubles, el uso de fertilizantes amoniacos y la precipitación ácida.

a) LA COMPOSICION MINERALOGICA

La acidez del suelo tiene una relación directa con su composición mineralógica. De acuerdo con Sínchez (1976), los suelos ácidos presentan los siguientes sistemas mineralógicos:

FILOSILICATOS. En base al número y arreglo de las láminas tetraédricas de silicio-oxígeno y las octaédricas de aluminio éstos se han clasificado en arcillas de silicatos minerales de los tipos: 1:1 (caolinita); 2:1 expansibles (montmorillonita y vermiculita); 2:1 no expansibles (illita); y 2:2 (clorita). Estas arcillas se presentan en Entisoles, Vertisoles,

Aridisoles, Molisoles y otros suelos con poco o nada de óxidos de hierro y aluminio o alúfano. Presentan una predominancia de carga permanente, por la sustitución isomórfica, y con un poco de carga variable debido a la materia orgánica y a los cantos rotos de las arcillas 1:1 del tipo caolinita.

OXIDOS DE FIERRO Y ALUMINIO. Consisten enteramente de partículas arcillosas de óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio en estado cristalino o amorfo. Asimismo, contiene filosilicatos completamente cubiertos por películas densas y estables de estos óxidos. Puesto que la capacidad de intercambio catiónico está determinada por los sitios de carga dependiente de pH, también se incluye en este sistema al alúfano y arcillas amorfas similares derivadas de cenizas volcánicas. Este sistema mineralógico se presenta en Oxisoles, Ultisoles, Alfisoles y en suelos de Ando.

FILOSILICATOS CUBIERTOS DE OXIDOS. En este sistema, las arcillas de filosilicato, como la caolinita o la halofeita, están parcialmente cubiertas por delgadas películas de polímeros de hidróxi-Al o hidróxi-Fe. En las arcillas del tipo 2:1 expansibles estos polímeros se sitúan dentro de las intercapas, lo que modifica sus propiedades de contracción y expansión. De acuerdo con Rich (1968), la presencia de estos polímeros entre las intercapas se da bajo condiciones de: un pH moderado (4.6 a 5.8), ciclos frecuentes de humedecimiento-secamiento y un bajo contenido de materia orgánica.

La capacidad de intercambio catiónico de este sistema esta compuesta por los dos tipos de cargas (I) por cargas permanentes localizadas en la superficie de las arcillas laminares de filosilicatos, libres de óxidos de Fe y Al; y (II) por cargas dependientes de pH, ubicadas tanto en la superficie de los polímeros hidróxi-Fe e hidróxi-Al, como en los cantos de las arcillas del tipo 1:1. Los Oxisoles, Ultisoles, Alfisoles y algunos Inceptisoles presentan éste sistema mineralógico.

b) PERDIDA DE BASES INTERCAMBIABLES

Se ha considerado que la principal causa del proceso de acidificación de los suelos es el desplazamiento y pérdida de las bases intercambiables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+), tanto del complejo de intercambio catiónico como de la solución del suelo, por lixiviación y su sustitución por los iones hidrógeno (H^+) y aluminio (Al^{3+}), que comprenden la acidez intercambiable.

En condiciones naturales, el proceso de acidificación del suelo tiene una relación directa con el gradiente de precipitación (pp) que reciben algunas regiones. En un estudio en la isoterma de 11 °C de la región central de los EUA, donde la pp se incrementa de Oeste a Este, Jenay y Leonard (1934) encontraron que en la zona que recibía una pp de 500mm los suelos presentaban carbonatos en la capa arable y tenían un pH de 7. Sin embargo, en lugares con una pp de entre 900 a 1000 mm los carbonatos se encontraron hasta una profundidad de 1m y la capa arable tuvo un pH menor de 6.0. Asimismo, observaron que con una pp mayor de 650mm apare-

cio y se incrementa el H^+ titulable.

De la misma manera, la mayor intemperización determina diferencias en la composición mineralógica, donde las propiedades electroquímicas de la superficie de las arcillas de los suelos son diferentes (Van Raij y Pasch, 1972). Así, en suelos de regiones húmedas se ha observado que aquellos suelos ácidos que presentan carga variable, baja CIC y una significativa carga meta positiva, reducen su retención de bases.

Por otra parte, la continua extracción de bases por los cultivos, principalmente en sistemas agrícolas de monocultivo a base de gramíneas, sin una reposición de éstas, puede conducir a su agotamiento y acelerar el proceso de acidificación del suelo.

c) CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA

La liberación del H^+ en la solución del suelo proviene, en parte, de la desprotonación de los radicales de la materia orgánica: carboxílico (-COOH), fenólico (-C₆H₄OH), los cuales comprenden del 85 al 90% de la carga negativa del humus, y en menor grado por los radicales enol (-CON=CH) e imida (=NH) (Tisdale et al, 1985). Puesto que la materia orgánica presenta carga dependiente de pH, la disociación del H^+ tiene lugar al aumentar el pH, lo que determina que forme parte importante de la capacidad tampón del suelo.

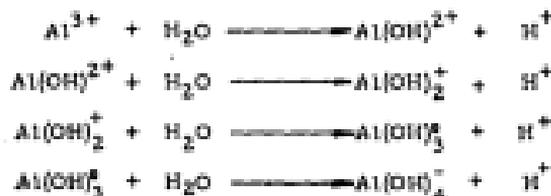
Asimismo, la materia orgánica forma complejos muy estables con el aluminio, por lo que la actividad de este metal en solución disminuye (Hargrove y Thomas, 1981). Por esto, se ha observado que las plantas

tas cultivadas crecen mejor en suelos ácidos orgánicos que en suelos ácidos minerales, ambos altos en aluminio (Evans y Kamprath, 1970).

Por otra parte, el aluminio al estar fuertemente adsorbido por la materia orgánica, estarán bloqueados los sitios dependientes de pH de ésta, por lo que se reduce su CIC. Por este hecho, la materia orgánica en suelos ácidos altos en aluminio contribuye poco en la CIC del suelo.

d) HIDROLISIS DEL ALUMINIO Y FIERRO

En suelos ácidos minerales con un pH de 4 tanto el aluminio intercambiable como en solución se presenta como ion aluminohexahidrógeno $[Al(H_2O)_6]^{3+}$, designado comúnmente como Al^{3+} . Debido al carácter anfótero del aluminio este puede funcionar como una base cuando se adiciona un ácido al sistema, o bien actúa como un ácido al adicionar una base. Por esto, al adicionar un material de encalado aumenta el pH y se presenta la hidrólisis de las especies monoméricas del aluminio liberando H^+ , en la forma siguiente:



A valores de pH menor de 4.7 el Al^{3+} es la especie predominante, mientras que la especie $Al(OH)_2^+$ es la principal en el rango de pH de

4, 7 a 6, 5. Entre pH de 6, 5 a 8, 0 el $Al(OH)_3^0$ es la especie más importante y a un pH mayor de 6, 5 se incrementa la especie $Al(OH)_4^-$ (Haynes, 1984; Lindsay, 1979).

La hidrólisis del hierro es similar a aquella del aluminio, pero esta se inicia en un pH más ácido. La forma $Fe(III)$ en solución se hidroliza para formar las especies ; $Fe_2(OH)_2^{4+}$, Fe^{3+} , $Fe(OH)_2^+$, $Fe(OH)_3^0$ y $Fe(OH)_4^-$, con la liberación de H^+ en cada paso. Las cuatro primeras especies monoméricas predominan en condiciones ácidas, mientras que las demás lo son a un pH mayor de 7, 0 (Mortvedt y otros, 1983).

a) PRESION PARCIAL DE CO_2

El dióxido de carbono en el suelo reacciona con el agua para formar ácido carbónico (H_2CO_3) el cual puede disolver varios compuestos. Siendo un ácido débil este se disocia en los iones H^+ y CO_3^{2-} , el H^+ en solución reduce el pH del suelo y puede desplazar a los cationes básicos de los sitios de intercambio catiónico (McLean, 1982).

Para que el dióxido de carbono afecte la reacción del suelo debe aumentar su presión parcial (pCO_2). El pH de un suelo que contiene carbonato de calcio libre y esta en equilibrio con el CO_2 atmosférico (0, 03%) presenta un pH de 8, 5. Pero si la pCO_2 de la atmósfera del suelo en tal sistema se incrementa hasta 0, 03 atm, el pH disminuirá alrededor de 7, 5. (Tiedale et al, 1985).

Las principales fuentes de CO_2 que contribuyen en aumentar su pre-

sión parcial son las siguientes :

- 1) Es liberado por las raíces de las plantas. De acuerdo con Black (1968) el contenido de CO_2 en el volumen del suelo de la capa arable puede ser de 0.2 a 1.0%, mientras que en la vecindad inmediata de la rizosfera alcanza valores de hasta 3.0%.
- 2) Es liberado a través de la actividad microbiológica del suelo durante la descomposición de la materia orgánica. Así, en el hemisferio norte Jackson y Shelton (1933) observaron que la mayor actividad microbiana del suelo durante el verano, comparada con aquella del invierno, disminuye el pH de los suelos desde 0.2 hasta 2.0 unidades de pH.

f) SALES SOLUBLES

Las sales solubles ácidas, neutras y alcalinas tienen varias fuentes:

- i) liberadas durante la intemperización de los minerales; ii) durante la descomposición de la materia orgánica; iii) por la aplicación de fertilizantes; iv) y por la precipitación ácida. Los cationes de estas sales desplazan el aluminio adsorbido produciendo un incremento en la acidez de la solución del suelo. Los cationes divalentes comúnmente tienen un efecto mayor en reducir el pH del suelo que los cationes metálicos monovalentes. (Tisdale et al, 1965).

g) USO DE FERTILIZANTES AMONICOS

El uso intensivo de fertilizantes que contienen o forman amonio (NH_4^+) acidifican el suelo a través de la liberación de H^+ durante la nitrificación y el reemplazamiento de las bases intercambiables que pueden perderse durante la lixiviación junto con los aniones ácidos.

h) PRECIPITACION ACIDA

La presencia de los ácidos sulfúrico (H_2SO_4) y nítrico (HNO_3) en la lluvia ácida (con un pH menor de 5.4), provienen de la emanación de óxidos de azufre y de nitrógeno durante la combustión de los hidrocarburos. La lluvia ácida ha ocasionado la acidificación de los ecosistemas forestales y agrícolas (Ulrich, 1980), principalmente en regiones con una precipitación mayor de 760 mm anuales y una densa industrialización (Follet, 1981).

La lluvia ácida no tiene un efecto directo sobre el crecimiento de las plantas (Tamm, 1977; Gogbill, 1977), sino que actúa en forma indirecta sobre la disponibilidad de los nutrientes, incrementando la actividad del H^+ y el Al^{3+} en la solución del suelo e influyendo en la actividad microbológica del suelo.

El mayor efecto que produce la lluvia ácida, especialmente en suelos ácidos pobremente tamponados, con una baja CIC efectiva y una alta relación precipitación/evaporación, es el incremento de la fuerza electrofónica de la solución del suelo, lo que produce un desplazamiento

to del Al^{3+} e H^+ de los sitios de intercambio hacia la solución del suelo, donde el aluminio puede hidrolizarse e incrementar la acidez. Se ha observado en suelos ácidos forestales de Norteamérica y Europa que la lluvia ácida ha producido un cambio de la fuerza electrofónica de la solución del suelo desde $0.1 \text{ mM}_e/l$ inicial hasta concentraciones de $0.5 \text{ mM}_e/l$ (Reese, 1983).

Algunas evidencias indican que el mayor contenido de materia orgánica de algunos suelos forestales protege a los microorganismos del suelo de los efectos perjudiciales de la lluvia ácida. Por ejemplo, Strco y Alexander (1986) observaron que la aplicación de lluvia ácida simulada de pH 3.5 a columnas con suelos ácidos forestales, no inhibió la mineralización y nitrificación cuando el contenido de materia orgánica del suelo era de 870 mg/g. sin embargo, estos mecanismos decrecieron notablemente cuando el contenido de materia orgánica fue menor de 100 mg/g de suelo.

3.4 PRINCIPALES PROBLEMAS QUE PRESENTAN LOS SUELOS ACIDOS

Se ha reconocido que el pH por sí mismo, esto es la actividad del ion H^+ , no tiene un efecto directo sobre el crecimiento de las plantas, a menos que se tenga un pH menor de 4.0 y sin una alta concentración de aluminio. Por lo tanto, el efecto detrimental que tiene la acidez sobre las plantas es de tipo indirecto. En general, los principales problemas que puede presentar un suelo ácido son los siguientes:

a) TOXICIDAD POR ALUMINIO

Es un elemento tóxico que actúa de forma directa al inhibir el crecimiento radicular e interfiere en la disponibilidad del fósforo y la movilidad del calcio en la planta.

b) FIJACION DEL FOSFORO

Es un mecanismo que limita el aprovechamiento y efecto residual de los fertilizantes fosfatados. Basicamente, es la conversión del fósforo labil en una forma no disponible para la planta, a través de reacciones de precipitación y sorción. En la primera el fósforo en solución reacciona con el Al^{3+} y Fe^{3+} formando compuestos muy poco solubles en la zona de aplicación del fertilizante fosfatado. De acuerdo con Tisdale et al (1983) 1 meq/100g de aluminio intercambiable cuando se hidroliza completamente puede fijar hasta 102 ppm de fósforo en solución. En cambio la sorción del fósforo implica su fuerte retención superficial o bien su penetración más o menos uniforme dentro de la fase sólida (quimisorción), que tiene lugar tanto en las superficies de las arcillas de carga constante (filosilicatos), como en aquellas de carga variable (óxidos hidratados de Fe y Al, materia orgánica, alúmina y cantos de arcillas tipo 1:1).

Los suelos ácidos con un pH menor de 6.0, con un alto contenido de arcilla y una composición mineralógica de óxidos e hidróxidos de Fe y Al, arcillas 1:1 y coloides amorfos del tipo alúmina derivados de cant-

zas volcánicas, son altamente fijadores de níforo (Márquez y Uehara, 1980).

c) TOXICIDAD POR MANGANESO

Es producida por la forma divalente Mn^{2+} en suelos altos en manganeso y con pH menor de 5.5. Afecta principalmente la parte aérea de la planta y puede ocasionar una deficiencia de hierro por antagonismo. La toxicidad potencial se tiene en suelos ácidos con una baja CIC efectiva, un bajo contenido de materia orgánica y una pobre aereación (Adams, 1984).

d) DEFICIENCIA DE CALCIO Y MAGNESIO

En suelos ácidos de regiones húmedas con una baja CIC, un bajo contenido de materia orgánica y de textura arenosa, las pérdidas por lixiviación del calcio y el magnesio produce una reducción del porcentaje de saturación de bases y un incremento de la acidez intercambiable.

De acuerdo con Adams (1984), las condiciones para que se produzca una deficiencia de magnesio en los suelos ácidos son: i) una baja CIC, ii) la aplicación de altas dosis de fertilizantes que contengan NH_4^+ o K^+ , iii) una excesiva lixiviación, iv) la siembra de cultivos con un alto requerimiento de magnesio, y v) una alta relación Ca/Mg .

La disponibilidad y toma del calcio y magnesio esta determinada por

su relación con otros cationes. Para el calcio se ha encontrado que una relación $Ca/(Ca + Mg + K)$ de 0.1 a 0.5 y de 0.1 a 0.2 son satisfactorias para el crecimiento del algodón (Gossypium hirsutum L.) y la soya (Glycine max L.), respectivamente. Por otra parte, el magnesio tiene una interacción negativa con el K^+ y el NH_4^+ ; se ha observado que una alta relación K/Mg produce una deficiencia de magnesio en la planta, con el NH_4^+ se ha sugerido un efecto competitivo de éste catión así como la liberación de H^+ durante la toma del NH_4^+ por la planta acidifica el medio y afecta la toma del Mg^{2+} . Asimismo, tanto el H^+ como el Al^{3+} en condiciones muy ácidas restringen la toma del Ca^{2+} y el Mg^{2+} , se ha observado que una saturación de aluminio del 60% está muy relacionada con problemas nutricionales de éstas bases (Tisdale et al, 1985).

Una deficiencia de calcio produce la aparición de enfermedades fisiológicas en las plantas, como la podredumbre terminal de los brotes del tomate (Lycopersicon esculentum L.) y el corazón negro del ajo (Allium graveolens L.). Por otra parte, las enfermedades asociadas con una deficiencia de magnesio son; la llamada "sand drow" en el tabaco (Nicotiana tabacum L.) y la hipomagnesemia o tetania del pasto padecida en los animales que ingieren forrajes bajos en Mg, asociada con una alta fertilización con NH_4^+ y K^+ de los pastos.

e) DEFICIENCIA DE MOLIBDENO

La baja concentración del molibdeno en la solución del suelo, como MoO_4^{2-} en condiciones ácidas, resulta de su bajo contenido total, o

que este elemento se encuentra en formas no disponibles, debido a la presencia de cantidades significativas de óxidos de hierro (Fe_2O_3) y en menor grado por óxidos de aluminio. En un pH ácido, el MoO_4^{2-} es adsorbido fuertemente por los sitios de carga positiva de los óxidos amorfos y cristalinos de hierro, lo que reduce su actividad. Asimismo, el molibdeno puede estar químicamente adsorbido en el lattice cristalino del Fe_2O_3 (Gupta y Lipsett, 1981).

Puesto que el molibdeno es un componente básico de las enzimas nitrato reductasa, localizada en hojas y raíces de las plantas, y de la nitrogenasa involucrada en la fijación simbiótica del nitrógeno por Rhizobium spp. en los nódulos de las leguminosas, su baja disponibilidad en los suelos ácidos determinará un menor contenido de nitrógeno foliar.

g) REDUCIDA ACTIVIDAD MICROBIOLÓGICA

La acidez del suelo reduce la mineralización de los residuos orgánicos, reduciendo así la liberación y aprovechamiento de los nutrientes, pero no se valida este proceso. Se ha considerado que los principales factores que limitan o inhiben la actividad de los microorganismos heterótrofos son una combinación de toxicidades del H^+ y Al^{3+} , junto con una deficiencia de calcio (Adams y Martin, 1984). Asimismo, disminuye la nitrificación autótrofa que llega a ser insignificante cuando el pH del suelo es menor de 4.5.

Por otra parte, existen microorganismos patógenos que se desarro-

Han más activamente en suelos ácidos, tal es el caso de Plasmiodiophora brassicae Wor. que produce la enfermedad llamada hernia o postra de las crucíferas.

g) BAJA CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO

La baja capacidad de intercambio cationico de los suelos ácidos esta relacionada con su grado de intemperización, la cantidad y tipo de arcillas, el contenido de aluminio, hierro y materia orgánica. Los suelos ácidos de las regiones tropicales generalmente presentan una baja CIC efectiva, relacionada con su alto contenido de sesquióxidos de hierro y aluminio y de aluminio intercambiable. De acuerdo con Sánchez (1976) para que los suelos ácidos de regiones tropicales puedan retener sus bases intercambiables sin perderlas por lixiviación, necesitan tener una CIC efectiva de por lo menos 4 meq/100 g de suelo. En un estudio en la región de Cerrado, Brasil, Lopes y Fox (1977) encontraron que de 518 suelos muestreados el 97% tenían una CIC efectiva menor de 4 meq/100g de suelo.

La CIC de las arcillas laminares, constituida casi en su totalidad por sitios de carga permanente, no varía grandemente si esta se determina con una sal neutra, o bien con soluciones tamponadas como el NH_4OAc a pH 7 o el TEA- BaCl_2 a pH de 8.2. Sin embargo, cuando los silosilatos se cubren por películas de polímeros policationicos de hidróxi-Al e hidróxi-Fe, los sitios de carga permanente son bloqueados y se reduce su CIC.

3.5 FERTILIZANTES FORMADORES DE ACIDO

Los suelos pueden presentar una reacción ácida, neutra o alcalina y puesto que cada cultivo específico manifiesta su máximo crecimiento en un rango particular de pH, el efecto de los fertilizantes sobre la reacción del suelo es de considerable importancia.

En general, los fertilizantes nitrogenados que no contienen un catión metálico básico en su composición química acidifican el suelo. Los fertilizantes de residuo ácido se dividen en: (i) fertilizantes que contienen amonio y aniones ácidos, tales como el sulfato de amonio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, el nitrato de amonio (NH_4NO_3) , el cloruro de amonio (NH_4Cl) , y los fosfatos monoamónico y diamónico $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$: $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$; y (ii) fertilizantes que forman amonio, como la urea $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ y el amoníaco anhidro (NH_3) . Estos acidifican el suelo al liberarse H^+ en solución durante la nitrificación y siendo las bases lixiviadas con los aniones ácidos.

En contraste, los fertilizantes nitrogenados nítricos que contienen cationes metálicos básicos, como los nitratos de calcio $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, de sodio (NaNO_3) y de potasio (KNO_3) tienen un efecto residual básico, por lo que aumentarían el pH y la saturación de bases.

Historicamente, la mayoría de los suelos ácidos se han asociado con regiones húmedas que reciben altas precipitaciones. Sin embargo, con el advenimiento de una intensa explotación agrícola que contempla el uso

de altas dosis de fertilizantes que contienen o forman amonio se ha promovido la acidificación de los suelos de regiones menos húmedas.

De acuerdo con Mahler y Harder (1984) en la región de Idaho, EUA, con una precipitación de 450 a 600 mm anuales, la mayoría de los suelos ácidos actuales eran neutros o ligeramente ácidos (pH de 4.6) en su estado virgen. En los años 1950's su introducción a la explotación agrícola, que impidió el uso de variedades mejoradas de trigo (*Triticum aestivum* L.) y altas dosis de fertilizantes amoniacos, determinó que para 1960 el 15% de los suelos presentara un pH de 6.0 en el horizonte superficial Ap, para el año de 1980 la superficie ascendió hasta un 70% y para 1981 el pH fue de 5.5.

Un estudio en una región muy árida de Pendleton OR, EUA, por Rasmussen y Rohde (1989) demostró que la aplicación superficial de nitrato de amonio y sulfato de amonio en dosis de 2 207 Kg/ha, a lo largo de 44 años, y con un manejo del suelo basado en labranza tradicional disminuyó el pH de la capa 0-22 cms. hasta 4.7.

En México, Gojberg y Aguilar (1987) mencionan que los procesos naturales de intemperismo y erosión asociados con una actividad agrícola intensiva, han sido la causa de acidificación y empobrecimiento gradual de los suelos de algunas áreas del estado de Jalisco.

Se ha reportado (Tiedale et al. 1985; Teuscher y Adler, 1980), que el amoníaco anhídrido es el fertilizante nitrogenado más acidificante, puesto que se ha determinado un índice de acidez (IA) de 148, siendo mayor

que aquel del sulfato de amonio de 110, o de la urea de 84. Sin embargo la alta alcalinidad y elevada concentración de amonio que se producen en la zona de aplicación del amoniaco anhidro, originan una alta pérdida de nitrógeno en forma de amoniaco por volatilización. Lo anterior ocurre particularmente cuando no se inyecta el amoniaco anhidro a una profundidad adecuada. Wolcott et al (1955) estudiando el efecto acidificante de varias fuentes nitrogenadas en la profundidad 0-30 cms. y con dosis de 45 a 336 Kg/ha, observaron que la acidificación tuvo el siguiente orden: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 > \text{NH}_4\text{Cl} > \text{NH}_4\text{NO}_3 = \text{NH}_3$ anhidro-urea.

El uso continuo e intensivo de los fertilizantes amoniacos, particularmente el sulfato de amonio, pueden llegar a reducir el pH del suelo por debajo del nivel crítico de pH de algunos cultivos específicos y afectar negativamente el rendimiento. En Pendleton OR, EUA, se ha observado que cuando el pH (CaCl_2 0.01M) del suelo decae por debajo de 4.6 el rendimiento del trigo disminuye notablemente. En esta región Raamussen y Rohde (1989) determinaron que para alcanzar esa acidez en la capa 0-22 cms. se requerían aplicar 2.7 Mg N/ha con labranza tradicional y de 3.5 y 4.8 Mg N/ha con sistemas de cero y mínima labranza, respectivamente.

La reducción del rendimiento de los cultivos cuando el pH del suelo cae por debajo de un pH crítico, se ha relacionado con toxicidades por aluminio o manganeso y/o deficiencias de calcio, magnesio, fósfo-

ro o molibdeno. Por ejemplo, en algunos sitios de Australia Mason (1980) encontro que los principales factores que causaban el bajo rendimiento del trigo, cuando se fertilizaba con sulfato de amonio en dosis de 376 Kg/ha. eran: un incremento del aluminio intercambiable cuando el pH del suelo era menor de 5.0 y una baja disponibilidad del potasio y magnesio que producía la aparición de síntomas de deficiencia de estos elementos en los tejidos de las plantas.

Asimismo, Awad y Edwards (1977) observaron que la reducción del pH de 5.0 hasta 4.0 al aplicar 136 y 472 Kg de sulfato de amonio por ha, aumento el aluminio intercambiable y se reducía la disponibilidad del calcio, magnesio y potasio afectando el rendimiento del zacate Miluyo (Pennisetum clandestinum L.).

Debe remarcaros que la acidez desarrollada por los fertilizantes que poseen o forman amonio no es un factor constante, sino un factor integral que refleja; las características del suelo, la composición química del fertilizante, la dosis de aplicación, el sistema de labranza, el método de aplicación, las especies y variedades de plantas cultivadas y las variables medioambientales.

En suelos de regiones templadas la acidez generada por la nitrificación del amonio es relativamente inmóvil. La distribución de ésta dentro del suelo esta en función de la profundidad de colocación del fertilizante amonico durante las prácticas agrícolas de labranza. Mah-

ler y Harder (1984) observaron que en sistema de cero labranza, mínima y tradicional, la acidez se genero en las profundidades; 0-7.5, 7.5-15.0 y 0-25.0 cm., respectivamente. Además, se ha encontrado que la acidificación de la capa superficial del suelo es mayor en un sistema de labranza de conservación (cero y mínima labranza) que en el sistema de labranza tradicional (Rasmussen y Rohde, 1987).

La acidez del suelo generalmente aumenta en forma lineal al incrementarse la dosis de fertilización y de acuerdo al tipo de fertilizante amonico aplicado. En un suelo Solonch de Ottawa, Canada, Gerin y Bower (citados por Curtin et al, 1984) observaron que la aplicación de 112 Kg N/ha/año, durante 10 años, redujó el pH del suelo desde 5.6 hasta 4.7 cuando la fuente de nitrógeno fue el nitrato de amonio, pero si se utilizó sulfato de amonio el pH final fue de 3.9.

Los sistemas de cultivos tienen gran influencia sobre el grado de acidificación del suelo. En sistemas de rotación de cultivos, basados en cereales, generalmente se requiere de una mayor dosis de fertilización para obtener un buen rendimiento. Al contrario, en sistemas de rotación con leguminosas el menor requerimiento de estas de la fertilización nitrógenada reduce el efecto ácido del fertilizante (Mahler y Harder, 1984).

3.5.1 MECANISMOS DE ACCION

Los fertilizantes amonicos adicionados al suelo presentan efectos

tanto directos como indirectos sobre la reacción del suelo. En general, el proceso de acidificación por el uso de fertilizantes amoniacos se realiza a través de tres mecanismos: (I) la nitrificación ; (II) la fijación de las bases intercambiables ; y (III) la absorción desigual del NH_4^+ vs NO_3^- por la planta.

3.5.1.1 NITRIFICACION

Una de las rutas que sigue el amonio en el suelo es la nitrificación. Se define como un proceso oxidativo de naturaleza microbiológica que implica la conversión del NH_4^+ hasta NO_3^- . Los principales microorganismos involucrados son bacterias autótrofas llamadas nitrobacterias, sin embargo, puede llevarse a cabo por algunos microorganismos heterótrofos entre bacterias, hongos y actinomicetos (Tiedale et al, 1985).

La liberación de protones (H^+) se lleva a cabo en la etapa de nitrificación, que comprende la oxidación del NH_4^+ hasta NO_2^- y la realizan las bacterias llamadas nitrosomonas. La reacción de esta etapa es la siguiente:



Bajo condiciones de acidez la nitrificación disminuye. El pH óptimo de este proceso es de 6.6 a 8.0, por debajo de 6.0 disminuye considerablemente, es indetectable a pH de 4.5 y alcanza valores de 0 en un pH de 4.0 (Schmidt, 1982; Tiedale et al, 1985).

Las condiciones de la acidez del suelo afectan el tamaño de la población microbiana y su actividad. Las mayores poblaciones y actividades microbianas se dan en suelos neutros y alcalinos y son menores en suelos ácidos (Adams y Martin, 1984). La nitrificación en algunos suelos ácidos se atribuye a la presencia de cepas tolerantes a la acidez, o bien a la selectiva nitrificación heterótrofica. Nyberg y Hoyt (1978), encalando 48 suelos ácidos con un pH inicial de 4.0-5.6, hasta un valor de 6.7, observaron que en general la nitrificación disminuía al aumentar la acidez del suelo, sin embargo, algunos suelos nitrificaban bien aun cuando el pH era de 4.6. Anteriormente Kalla (1954) había observado una rápida nitrificación en suelos orgánicos con un pH de 3.7.

Weiler y Gilliam (1986) estudiando la nitrificación en Histosoles, observaron que todo el nitrógeno orgánico que fue mineralizado fue nitrificado a pesar de que los suelos tenían un rango de pH de 3.8 a 4.7, atribuyéndolo a una probable nitrificación heterótrofica. Asimismo, la adición de nitrógeno como $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ en suelos con pH de 4.3-4.6 demostró una apreciable nitrificación. Para diferenciar la nitrificación autótrofa, adicionaron un inhibidor de la nitrificación (nitrapyrin) observando una inhibición total de ésta en suelos con menos de 400g/Kg de materia orgánica, lo que indicó que gran parte de la nitrificación se debió a microorganismos autótrofos, ya que la nitrificación heterótrofa no es afectada por este inhibidor. Recomiendan que un rango de pH de 4.8 a 5.2 en Histosoles parece ser el adecuado para la nitrificación, pues en-

calando por arriba de un pH de 5.0 la nitrificación se incrementa sólo ligeramente.

Algunas evidencias indican que ciertos componentes de la acidez del suelo tienen un efecto sobre la actividad de los microorganismos nitrificantes y de aquí sobre la tasa de nitrificación. Nyborg y Hoyt (1978) observaron que la reducción de la nitrificación estuvo relacionada con la alta actividad del H^+ , pero no con la baja saturación de bases o el incremento del aluminio, hierro o manganeso solubles. Sin embargo, Gilden (citado por Nyborg y Hoyt, 1978) había sugerido que la nitrificación en suelos ácidos de pastizal fue afectada por el alto contenido de aluminio intercambiable.

3.5.1.2 LIXIVIACIÓN DE BASES INTERCAMBIABLES

Los mayores efectos de la acidez producida por los fertilizantes de residuos fércos se localizan en la capa superficial del perfil del suelo, debido a la mayor actividad microbiana en esta zona. Sin embargo, este efecto puede extenderse hacia horizontes inferiores del perfil a través de la lixiviación de las bases intercambiables (Abruña, 1958). Este proceso es acelerado principalmente por los aniones: SO_4^{2-} , NO_3^- y Cl^- . Estos aniones no sólo transportan a las bases intercambiables como sales neutras, sino que también lixivian cationes ácidos como el H^+ y el Al^{3+} , los cuales pueden llegar a constituir barreras químicas en los horizontes de lixiviación e inhibir el crecimiento radicular (Farina y

Channon, 1988b).

La profundidad e intensidad a la cual se genera la acidez por la aplicación de fertilizantes de residuo ácido depende de la fuente de nitrógeno (Jones, 1976), dosis empleada y algunas características del suelo (Lutz et al, 1977).

Dentro de los fertilizantes nitrogenados se ha considerado al sulfato de amonio como el de mayor efecto residual ácido, debido al mayor contenido de sales sulfatadas encontradas en los lixiviados de los suelos. Pierre (1928) analizando el contenido de azufre en lixiviados de suelos encontró 4.02 mg de azufre en suelos tratados con sulfato de amonio y solo 1.38 mg de azufre en aquellos tratados con nitrato de amonio. Asimismo, el ion SO_4^{2-} , como residuo ácido del sulfato de amonio, puede atraer las bases en la solución del suelo y removerlas hacia horizontes inferiores por lixiviación. Así, Welcott et al (1965) encontraron que el sulfato de amonio fue el fertilizante más acidificante y eficaz en lixiviar las bases intercambiables a través de la formación de complejos hidrosol-Al- SO_4 , los cuales poseen una mayor afinidad de intercambio y sustitución de las bases cuando el pH del suelo es menor de 5.0.

La mayor movilidad del sulfato en el suelo depende de el tipo y contenido de arcilla presente. Se ha demostrado que la capacidad de adsorción del sulfato en suelos de carga variable aumenta al disminuir el pH. En un suelo de Ando de Michoacán, México, Gebhart y Coleman (1974)

observaron que la capacidad de adsorción del sulfato del horizonte B con un pH de 6.3 era de 13 meq/100g, pero la capacidad aumentaba a 22.34 y 48.0 meq/100g cuando el pH era de 5.1 y 4.1, respectivamente.

De acuerdo con Parfitt (1978) la mayor lixiviación del ion SO_4^{2-} se presenta bajo las siguientes condiciones: en suelos con un bajo contenido de sesquióxidos de hierro y aluminio; en zonas con una alta precipitación, aún en Podsoles rojo-amarillos altos en óxidos hidratados de hierro; y en suelos ácidos con un alto contenido de materia orgánica, donde las cargas positivas superficiales de las arcillas son bloqueadas por enlaces orgánicos.

Se ha considerado al ion NO_3^- , suministrado por los fertilizantes nitrícos o producido durante la nitrificación, altamente móvil en solución y sujeto a perderse por lixiviación. El movimiento del NO_3^- dentro del suelo depende; del tipo y cantidad de arcilla, de la permeabilidad de los horizontes del suelo y de la fuerza electrofónica de la solución del suelo.

La mayor movilidad del NO_3^- en solución se presenta en suelos con una composición mineralógica de filossilicatos y un bajo contenido de aluminio intercambiable. La repulsión electrostática del NO_3^- por las cargas negativas de la superficie de las arcillas determinan una baja relación NO_3^- adsorbido/ NO_3^- en solución. Por el contrario, en suelos de carga variable cuya carga neta positiva es mayor al aumentar la acidez,

la movilidad del NO_3^- se reduce puesto que la relación NO_3^- adsorbido/ NO_3^- en solución aumenta.

La adsorción del NO_3^- en suelos de carga variable puede aumentar o disminuir dependiendo de la composición y fuerza electrolítica de la solución del suelo. En un estudio sobre la adsorción de aniones en dos suelos de Ando y un Oxisol, Kijjo y Pratt (1971) encontraron que existía una adsorción preferencial por los aniones; H_2PO_4^- , SO_4^- y Cl^- sobre aquella del NO_3^- . En una revisión sobre la adsorción de aniones por los suelos en general, Parfitt (1978) concluyó que el orden decreciente de adsorción fue el siguiente: fosfato > arsenato > selenato > molibdato > sulfato = fluoruro > cloruro > nitrato. Por esto, el nitrato se considera un ion de alta movilidad susceptible de lixiviarse junto con las bases.

Cuando se encala un suelo ácido de carga variable se incrementa su CIC y la pérdida de NO_3^- . La aplicación de 6.5 ton/ha de CaCO_3 a un Urtisol por Joo y Ballaux (1977) incremento el pH hasta 7.1, aumentando la CIC efectiva desde 2.61 hasta 4.58 meq/100g, lo que produjo una alta pérdida de NO_3^- . Además, un análisis de los lixiviados con un pH de 3.8 a 4.5, demostró la presencia de apreciables concentraciones de hidrógeno y aluminio.

Se ha encontrado que en aquellos suelos que tienen horizontes subsuperficiales poco permeables la alta concentración electrolítica y acumu-

lación de NO_3^- en esas capas está acompañado por aluminio, manganeso y zinc en solución. Lutz et al (1977) aplicando nitrato de amonio en dosis de 280 Kg/ha/año a un Ultisol el cual presentaba una capa poco permeable en la profundidad 30-45 cm. observaron que en esta zona la acumulación del NO_3^- estaba acompañada por 4.41 ppm de aluminio, 5.88 ppm de zinc y 28.6 ppm de manganeso, cuyo pH era de 4.9. Sugirieron que si estas capas altamente ácidas se localizan, como en este caso, dentro de la zona de crecimiento radicular de cultivos anuales podría ser perjudicial.

Puesto que la urea es un compuesto no iónico, está sujeta a perderse por lixiviación. No obstante, se ha sugerido que puede ser retenida dentro del suelo por algunos mecanismos: mediante la formación de un enlace entre la urea y los radicales carboxilo de la materia orgánica; en condiciones ácidas puede estar protonada y comportarse como un catión; y puede ser complejada por los minerales arcillosos del suelo (Gould, 1986).

3.3.1.3 ABSORCIÓN DIFERENCIAL DEL NH_4^+ vs. NO_3^-

La principal forma de nitrógeno absorbida (NO_3^- o NH_4^+) por las raíces de las plantas ejerce una fuerte influencia sobre la reacción del suelo en la interfase suelo-raíz, conocida como rizosfera. A diferencia del pH del volumen del suelo (pHv), el pH de la rizosfera (pHr) tiene un efecto importante sobre la disponibilidad de los nutrimentos e in-

teracciones biológicas cercanas a la raíz.

La dirección e intensidad del cambio del pHr está determinado por la absorción diferencial del NO_3^- o NH_4^+ . Cuando la toma de nitrógeno como NH_4^+ excede aquella del NO_3^- se libera H^+ al medio para compensar la carga, por lo que se reduce el pHr. Por el contrario, cuando la toma de NO_3^- es mayor que aquella del NH_4^+ se liberan iones OH^- o HCO_3^- , aumentando el pHr. Se ha encontrado que la toma diferencial de éstas formas de nitrógeno puede producir una diferencia entre el pHr y el pH de hasta 2.0 unidades de pH (Riley y Barber, 1971).

En algunas especies de plantas el aumento del pHr está en función del lugar de la planta donde es asimilado el NO_3^- . Smiley (1974) en un estudio de invernadero con 8 especies de plantas cultivadas, observaron que todas indujeron una reducción similar del pHr (desde 0.8 hasta 1.2 unidades de pH) en suelos tratados con NH_4^+ . Sin embargo, cuando se trató a los suelos con una fuente de NO_3^- , solamente las monocotiledóneas (excepto la cebada) aumentaron el pHr desde 0.7 hasta 1.2 unidades de pH pero las dicotiledóneas carecieron de ésta habilidad. Esta diferencia se debió a que las monocotiledóneas asimilaron la mayor parte del NO_3^- absorbido en la raíz, mientras que las dicotiledóneas transportaron el NO_3^- al tallo antes que fuera asimilado. Por esto, cuando el NO_3^- es asimilado en la raíz la excreción de OH^- y HCO_3^- puede ser mayor que cuando el sitio de asimilación del NO_3^- es en el tallo.

La magnitud del cambio del pHr está en función de las propiedades del suelo. El efecto que tiene la absorción del NH_4^+ o NO_3^- sobre el pHr puede extenderse afectando el pH del volumen del suelo, dependiendo del grado de difusión de los iones H^+ , OH^- y HCO_3^- en la solución del suelo. Esta difusión es mayor en suelos débilmente tamponados y cuando se incrementa el contenido de agua (Riley y Barber, 1971).

El cambio del pHr afecta la disponibilidad de algunos nutrimentos. Riley y Barber (1971) utilizando cámaras de crecimiento y tratando un suelo ácido con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ para obtener un rango de pH de 5.2 a 7.8 observaron que el nivel del fósforo disponible decrecía a medida que el pH aumentaba. Pero fertilizando con sulfato de amonio detectaron una mayor disponibilidad y toma por la soya (Glycine max L.) debido al menor pH de la rizosfera por la absorción de NH_4^+ que condujo la excreción de H^+ . Esto explicó la alta correlación entre el contenido de fósforo de raíz y tallo con el pH de la rizosfera. Sugirieron que en aquellos suelos donde la disponibilidad del fósforo es baja en condiciones ácidas y ésta se incrementa al aumentar el pH, una fuente de NO_3^- sería la más adecuada.

Clarkson (1985) indicó que el mecanismo de acidificación de la rizosfera, a través de la liberación de H^+ por la raíz, es estimulada cuando existe deficiencia de algún nutrimento en el medio de crecimiento. Por ejemplo, cuando el fósforo disponible es muy bajo Brassica rapa L., redujo el pHr de 6.5 a 4.1, lo que aumentó en 10 veces el fósforo disponible. También se ha observado que cuando el girasol (Helianthus annuus)

crece en un medio alcalino donde el hierro disponible es bajo, este cultivo acidifica la rizosfera liberando H^+ más un reductante.

3.5.2 ACIDEZ POTENCIAL

El uso intensivo de los fertilizantes amoniacos ha acidificado los suelos de algunas áreas agrícolas en el mundo. El efecto cuantitativo que estos fertilizantes tienen sobre la reacción del suelo fue estudiada por Pierre [1928], quien demostró que la acidez producida por la nitrificación es menor que la acidez teórica esperada en la reacción normal de oxidación.

Tomando como ejemplo la reacción de nitrificación del nitrato de amonio, cuya reacción es la siguiente:



Esta nos muestra que por cada 28 g de nitrógeno, como nitrato de amonio, se produce una acidez teórica equivalente a $3.57 \text{ Kg CaCO}_3/\text{Kg de N}$ (véase el cuadro 1). Esta misma relación CaCO_3/N , es aplicable a la urea y el amoníaco anhídrido, siendo para ambos fertilizantes de $3.57 \text{ Kg CaCO}_3/\text{Kg de N}$. Sin embargo, Pierre (1928), observó que sólo la mitad de la acidez teórica de estos fertilizantes se había desarrollado, es decir, esta acidez fue de sólo $1.80 \text{ Kg CaCO}_3/\text{Kg de N}$.

Por otra parte, en aquellos fertilizantes que transportan aniones ácidos, distintos del NO_3^- , desarrollaron más de la acidez teórica o potencial que se esperaba. Así, para fertilizantes como el sulfato de amonio fue

Cuadro 1.8 Ácidos en el suelo producidos por la nitrificación de los principales fertilizantes nitrogenados amoniacales.

FUENTE DE NITROGENO	REACCION DE NITRIFICACION	ACIDES RESIDUAL EN EL SUELO				VALOR OFICIAL*
		MAXIMO		MINIMO		
		RESIDUO ACIDO	eq. CaCO ₃	RESIDUO ACIDO	eq. CaCO ₃	
			K ₂ CaCO ₃ /K ₂ M	-K ₂ CaCO ₃ /K ₂ M		
Amoníaco anhídrido	$\text{NH}_3(g) + \text{CO}_2 \longrightarrow \text{H}^+ + \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O}$	H ⁺ NO ₃ ⁻	50/14 = 3.6	ninguno	0	1.8
Urea	$(\text{NH}_2)_2\text{CO} + \text{CO}_2 \longrightarrow 2\text{H}^+ + 2\text{NO}_3^- + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	2H ⁺ 2NO ₃ ⁻	100/28 = 3.6	ninguno	0	1.8
Nitrato de amonio	$\text{NH}_4\text{NO}_3 + \text{CO}_2 \longrightarrow 2\text{H}^+ + 2\text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O}$	2H ⁺ 2NO ₃ ⁻	100/28 = 3.6	ninguno	0	1.8
Sulfato de amonio	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 + \text{CO}_2 \longrightarrow 4\text{H}^+ + 2\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	4H ⁺ 2NO ₃ ⁻		2H		
		SO ₄ ²⁻	200/28 = 7.2	SO ₄ ²⁻	100/28 = 3.6	5.4
Fosfato Monoamónico	$\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4 + \text{O}_2 \longrightarrow 2\text{H}^+ + \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{PO}_4^- + \text{H}_2\text{O}$	2H ⁺ NO ₃ ⁻		H		
		H ₂ PO ₄ ⁻	200/14 = 7.2	H ₂ PO ₄ ⁻	50/14 = 3.6	5.4
Fosfato diamónico	$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4 + \text{O}_2 \longrightarrow 3\text{H}^+ + 2\text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{PO}_4^- + \text{H}_2\text{O}$	3H ⁺ 2NO ₃ ⁻		H		
		H ₂ PO ₄ ⁻	150/28 = 5.4	H ₂ PO ₄ ⁻	50/28 = 1.8	3.6

* Valor adoptado por la "Association of Official Analytical Chemist".

Fuente: Adams, F. 1984. Crop response to lime in the Southern United States. In: F. Adams (ed) "Soil acidity and liming". Agronomy series, No. 12. 2nd. Edition. Madison, Wis, USA, pp 212-266.

de $3/4$ del valor teórico, esto es de $5.36 \text{ Kg CaCO}_3/\text{N}$ en lugar de $7.14 \text{ KgCaCO}_3/\text{KgN}$. Para el fosfato diamónico la acidez desarrollada fue de $2/3$ de la acidez teórica, es decir de $3.57 \text{ KgCaCO}_3/\text{KgN}$ en vez de $5.36 \text{ KgCaCO}_3/\text{KgN}$.

Esta falta de expresión de la acidez teórica esperada bajo condiciones de cultivo fue explicada por Pierre (1928) basándose en el concepto de acidez y basicidad fisiológicas, la cual postula que la absorción en exceso de NO_3^- libera HCO_3^- neutralizando algo de la acidez producida por la nitrificación. En el caso de los fertilizantes que transportan aniones como el SO_4^{2-} y H_2PO_4^- , ninguno de estos iones es absorbido por las plantas en cantidad suficiente como para afectar la acidez del suelo, expresando así una mayor acidez residual (Adams, 1984).

1.5.3 FACTORES QUE REDUCEN LA ACIDEZ POTENCIAL

La capacidad que tienen los fertilizantes acidogénicos para expresar su acidez potencial esta en función de las rutas que siguen las formas de nitrógeno, NH_4^+ y NO_3^- , en el sistema suelo-planta. Mientras mayor sea la nitrificación del NH_4^+ y la lixiviación del NO_3^- , mayor será la acidez generada. No obstante, algunas evidencias (Pierre, 1970, 1971) indican que la acidez actual o real de los fertilizantes amoniacos es menor que la acidez potencial o teórica.

A diferencia de las rutas de nitrificación, lixiviación y fijación simbiótica del nitrógeno, las principales rutas que reducen la expresión de

la acidez teórica de los fertilizantes amoniacos, son las siguientes: (a) la relación exceso de bases/nitrógeno de las plantas cultivadas; (b) la volatilización; (c) la desnitrificación; (d) la fijación de amonio; y (e) la inmovilización.

3.5.3.1 RELACION EXCESO DE BASES/NITROGENO DE LAS PLANTAS CULTIVADAS

Las plantas cultivadas tienen un gran efecto sobre la acidez potencial que pueden desarrollar los fertilizantes que contienen o forman amonio. Pierre y colaboradores, encontraron que las desviaciones que experimenta la acidez actual (desarrollada bajo cultivo) con respecto a la acidez potencial (desarrollada por la reacción suelo-fertilizante, sin plantas) se explica por la relación exceso de bases/nitrógeno de las especies de plantas cultivadas, obtenida por el análisis químico de los tejidos de éstas.

La relación exceso de bases/nitrógeno (EB/N) de una planta cultivada es la relación entre su exceso de bases $[EB = (Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+) - (Cl^- + SO_4^{2-} + H_2PO_4^- + NO_3^-)]$ y el nitrógeno total, expresada en meq/100g. Se ha encontrado que aquellos cultivos con una relación EB/N menor de 1.0 meq/100g reducen la acidez producida por la nitrificación del NH_4^+ , mientras que aquellos con una relación EB/N mayor de 1.0 la incrementarían.

Pierre et al (1970) encontraron que el trigo sarraceno (*FARFURUM esculentum* Gaert) y la avena (*Avena sativa* L.) tuvieron una relación EB/N de 1.78 y 0.74, respectivamente. Esto explicó que donde había crecido

la avena en desarrollo un 37% menos ácidos que aquella generada por el nitrato de amonio sólo, sin plantas, mientras que con el trigo sarraceno la ácidos fue 87% mayor que la potencial.

Evaluando la relación EB/N de 26 especies de plantas cultivadas apartir de 149 muestras colectadas en un amplio rango de condiciones ambientales, Pierre y Banwart(1973) encontraron que en general; los cereales, los pastos forrajeros y las leguminosas, tuvieron en promedio una relación EB/N de 0.43, 0.47 y 0.59, respectivamente. Esto significa que sólo el 43%, 47% y 59% del nitrógeno aplicado fue formador de ácido. Asimismo, el menor valor de relación EB/N lo tuvo la col(Brassica oleracea L.) con 0.24, lo que implicó un 75% menos ácidos de la potencial esperada. Asimismo, solamente tres cultivos tuvieron una relación EB/N ligeramente mayor de 1.0, estos fueron el trigo sarraceno(Fagopyrum esculentum Gaert) con 1.09, la espinaca de Nueva Zelanda(Tetragonia expansa) con 1.02 y el tomate(Lycopersicon esculentum Mill.) con 1.01. Además, observaron que mientras mayor era el nitrógeno recuperado por la planta, menor era la ácidos potencial generada por el fertilizante amonico.

Las diferentes partes de las plantas muestran grandes diferencias en su exceso de bases (EB) y relación EB/N y se ha encontrado que si éstas partes son removidas se puede modificar el efecto del cultivo sobre el estado de bases del suelo. De acuerdo con Pierre y Banwart (1973), las hojas de las plantas tienen un EB mayor que la de los tallos pero una menor relación EB/N por su alto contenido de nitrógeno, los granos de los

cereales tienen una relación EB/N y EB bajas, pero un alto contenido de nitrógeno, asimismo el EB y relación EB/N de las raíces del betabel (*Beta vulgaris* L.) y la zanahoria (*Daucus sativa* L.) son mucho menores que aquellas de sus partes aéreas.

3.5.3.2 VOLATILIZACION

Las pérdidas de nitrógeno de los fertilizantes amoniacos como amoniacco (NH_3), es una de las probables rutas que sigue el N en el suelo.

La volatilización del N como NH_3 (gas) esta determinada por: (i) factores del suelo; como el pH, textura, contenido de CaCO_3 , CIC, capacidad tampón y actividad de la enzima ureasa, (ii) factores ambientales ; como la temperatura, contenido de humedad del suelo, régimen de lluvia, velocidad del viento, y humedad relativa, y (iii) el manejo de los fertilizantes amoniacos; como la forma y profundidad de aplicación, dosis, y secuencia de riego-fertilización o fertilización-riego(Tisdale et al, 1985 ; Terman, 1979).

La pérdida del nitrógeno del suelo como amoniacco esta gobernada por la siguiente reacción:



La cual demuestra que la volatilización del N como NH_3 se incrementa con un incremento en el pH del suelo. En general, las pérdidas de N- NH_3 de los fertilizantes amoniacos como $\text{a}(\text{NH}_4)\text{NO}_3$ y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ son muy bajas en suelos ácidos con un pH menor de 7.2. Steenbjerg[citado por Terman,

1979) observaron una pérdida de nitrógeno como NH_3 del 5% del NH_4NO_3 adicionado cuando el pH del suelo era igual o menor de 6.0, pero cuando el pH fue de 8.0 las pérdidas de N como NH_3 fueron del 50 al 60%.

La mayor pérdida de N como NH_3 en un pH alcalino está determinada por la alta actividad del ión OH^- , la cual puede ser una condición natural de los suelos alcalinos, o bien, es temporal de acuerdo con el aumento del pH durante las reacciones de la urea y el amoníaco anhídrido en la zona de aplicación. Para la urea las pérdidas de N- NH_3 fluctúan entre 0.4% al 30%, pero en suelos forestales son de 3.5% al 24.9% (Gould et al, 1988).

Las pérdidas de N- NH_3 a partir de la urea y el amoníaco anhídrido aplicados en la superficie del suelo son mayores en un pH alcalino. Por otra parte, en condiciones de acidez la liberación de NH_3 de éstos fertilizantes sera mayor cuando; la textura del suelo es arenosa y presenta una capacidad tampón y CIC bajas. Asimismo, la adición de grandes cantidades de CaCO_3 en suelos ácidos incrementa la pérdida de N- NH_3 de éstos fertilizantes. En suelos calcáreos la liberación de NH_3 es notable.

El pH alcanzado a partir de la hidrólisis de la urea en la mayoría de los suelos esta en el rango de pH de 7 a 9. En los suelos ácidos con un pH menor de 6.3 la hidrólisis de la urea implica un consumo de 2 moles de H^+ por cada mol de urea, de la forma siguiente:



En esta reacción el consumo de H^+ producirá un aumento en el pH del suelo y cuando se alcanza un pH mayor de 7,8 en la zona de aplicación la producción de NH_3 es alta y se pierde por volatilización. Por consiguiente, en un suelo ácido bien tamponado por su acidez total (acidez intercambiable y no intercambiable) al liberar H^+ en solución presenta una resistencia del incremento del pH por los iones OH^- y por lo tanto el pH alcanzado por la hidrólisis de la urea será menor. Bajo estas condiciones la concentración de NH_4 es mayor y no se perderá el N como NH_3 (gas).

Ferguson et al(1984) aumentando el poder tampón de un suelo a partir de la adición de polímeros hidróxi-Al observaron que las pérdidas de N como NH_3 de la urea aplicada superficialmente, en dosis de 224Kg/ha, se redujo de 42% a 18% ya que el pH alcanzado en el suelo tratado durante la hidrólisis fue de 7.8 y no de 8.4 sin el tratamiento. Sugirieron que la capacidad tampón del suelo es un mejor indicador de las pérdidas de N como NH_3 , que sólo considerar el pH inicial del suelo.

La aplicación de un material de encalado a un suelo ácido puede aumentar las pérdidas de N como NH_3 de la urea si ésta tiene una baja CIC. Volk (1959), sugirió que aquellos suelos con una CIC igual o menor de 10meq/100g son susceptibles a perder el N como NH_3 por volatilización. Winter et al(1981)observaron que encalando 2 suelos ácidos con una solución de $CaCO_3-NH_4NO_3$ -urea(cal-NAU) en dosis de 840 Kg $CaCO_3$ /ha y 112KgN/ha se incremento la pérdida de N como NH_3 , sin embargo, esta pérdida fue del 17%N en un suelo con una CIC de 10.8meq/100g, y de 9.5% en el suelo con una

CIC de 19.5 meq/100g. Terman (1979) menciona que aún en suelos calcáreos de textura arcillosa y una alta CIC, las pérdidas de $N-NH_3$ son menores. En la solución del suelo, el equilibrio:



está en función del pH del suelo, en un pH mayor de 7.0 el equilibrio tiende hacia la derecha, predominando el $N-NH_3$, sin embargo, en un suelo alcalino con una alta CIC, una menor concentración de NH_4^+ puede estar en la solución del suelo y una gran parte estar adsorbido en los sitios de intercambio catiónico de las arcillas.

En general, el alto contenido de $CaCO_3$ en el suelo puede conducir a una gran pérdida de N como NH_3 , a partir de la aplicación de fertilizantes amoniacales. Estas fuentes de N al reaccionar con el $CaCO_3$ producen $(NH_4)_2CO_3$ y sales cálcicas de cierto grado de solubilidad. Una mayor pérdida del $N-NH_3$ resulta cuando la baja solubilidad de las sales cálcicas formadas determinan una mayor producción de $(NH_4)_2CO_3$. Por ejemplo, las reacciones del sulfato de amonio y fosfato diamónico, son las siguientes:



En estas reacciones la mayor producción de $(NH_4)_2CO_3$ se debe a la baja solubilidad de las sales, $CaSO_4$ y $CaHPO_4$. Por el contrario, cuando la sal cálcica formada es de mayor solubilidad, tal como el $Ca(NO_3)_2$ formada en la reacción del nitrato de amonio:



donde la producción del $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ es menor. El $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ es muy inestable y se descompone de la manera siguiente:



En esta reacción, el CO_2 se pierde más rápidamente que el NH_3 y aumenta la concentración del OH^- , lo que favorece la pérdida del N-NH_3 de la siguiente forma:



Fenn y Kissel (1973) demostraron que las sales de amonio que al reaccionar con el CaCO_3 tenían las mayores pérdidas de nitrógeno como amoniaco eran aquellas que transportan los aniones F^- , SO_4^{2-} y HPO_4^{2-} , formando precipitados insolubles con el Ca. Mientras que aquellas sales amónicas cuyos aniones; NO_3^- , Cl^- e I^- formaron precipitados salinos solubles con el calcio, tuvieron las menores pérdidas. Las pérdidas de NH_3 de los fertilizantes amónicos tuvieron el siguiente orden: $\text{NH}_4\text{F} > (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 > (\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4 > \text{NH}_4\text{NO}_3 = \text{NH}_4\text{Cl} > \text{NH}_4\text{I}$.

Por otra parte, la mayor pérdida de nitrógeno, como amoniaco, de la urea aplicada sobre la superficie del suelo se presenta cuando la precipitación sólo proporciona la humedad adecuada para que ésta se hidrolise, pero es insuficiente para lixiviarla dentro del suelo y reducir así las pérdidas de N-NH_3 . Bowmeester et al (1985) utilizando un túnel de viento que simulaba un ambiente semidrido, observaron que la hidrólisis

sia de la urea aplicada al suelo se producía manteniendo la humedad relativa del aire en un 80 a 95%, o bien aplicando 0.8 cm de lluvia simulada cada tercer día. Pero aplicando 2.5 cm de lluvia simulada inmediatamente después de fertilizar se lixivió la urea y no se observaron pérdidas de $N-NH_3(g)$.

Fox y Hoffman (1961) en un estudio de campo realizado bajo un sistema de cero labranza observaron que las pérdidas de $N-NH_3(g)$ de la urea aplicada superficialmente fueron del 10% si no llovía a los 5 días después de haber fertilizado, pero estas fueron insignificantes si al menos 10mm de lluvia caía dentro de 48 horas posterior a la fertilización y sólo menos del 10% de $N-NH_3$ se perdió si 10 mm o mas de lluvia se presentaba a los 3 días. Gould (1986) sugirió que un inhibidor de la ureasa puede mantener el fertilizante como urea, sin hidrolizarse, hasta que suficiente precipitación se presente para lixiviarla y así reducir la pérdida de $N-NH_3$.

En suelos arenosos de algunas regiones de la India se recomendaba fertilizar posterior al riego con la finalidad de reducir la pérdida de la urea por lixiviación, sin embargo, algunas evidencias demostraron que esta práctica aumentaba la pérdida del nitrógeno de la urea por volatilización de NH_3 . Se encontró que la fertilización con urea previo al riego además de reducir las pérdidas de $N-NH_3$ aumentaba el nitrógeno recuperado por el cultivo. Katyal et al (1987) comparando la secuencia fertilización-irrigación vs. irrigación - fertilización encontraron que la

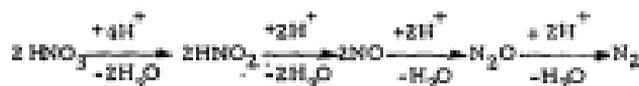
primera redujó las pérdidas de $N-NH_3$ de la urea de 42% al 14%, aumentó el nitrógeno recuperado por la planta de 45% al 62% y además incrementó el rendimiento del trigo (*Triticum aestivum* L.) de 3.6 a 4.4 Mg/ha.

3.5.3.3 DENITRIFICACION

Las pérdidas de nitrógeno como óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO), dióxido de nitrógeno (NO_2) y nitrógeno elemental (N_2), a través de la desnitrificación biológica reducen la acidez potencial de los fertilizantes de amonio, pero disminuyen su eficiencia.

A. DENITRIFICACION BIOLOGICA

La desnitrificación biológica tiene lugar bajo condiciones anaeróbicas o de una baja disponibilidad de oxígeno, en la cual el NO_3^- y NO_2^- —utilizados por los microorganismos anaeróbicos del suelo durante la oxidación de los compuestos carbonados—, son reducidos hasta los gases nitrogenados N_2O y N_2 , de la forma siguiente:



Se ha estimado que las pérdidas de nitrógeno a partir de los fertilizantes nitrogenados aplicados al suelo, a través de la desnitrificación biológica, fluctúan desde 0 hasta 70%. En los suelos irrigados de California, EUA, las pérdidas de nitrógeno por desnitrificación son de 95 a 233KgN/ha/año (Firestone, 1982), lo que reduce su eficiencia reflejada en una reduc-

sión del rendimiento de los cultivos.

Rickman y Klepper (1980) comparando la eficiencia de la aplicación de 70 Kg de N, como agua amoníaca, en un suelo Natriserol con drenaje lento y un Naptiserol con buen drenaje, ambos bajo mulch, encontraron que la prolongación del bajo nivel del O_2 en el Natriserol debida a una excesiva compactación del horizonte B, determinó que la desnitrificación fuera la causa de: el pobre crecimiento, amarillamiento foliar, menor contenido de nitrógeno y un 35% menor rendimiento del trigo (Triticum aestivum L.)

Asimismo, Tisdale et al (1985) mencionan que las intensas nevadas de invierno que persisten hasta la primavera, las cuales abarcan el 75% de la región de Utah, EUA, reducen la eficiencia de la fertilización nitrogenada aplicada en el otoño para beneficio del trigo de invierno. En esta zona los rendimientos del trigo son de 5 a 10 bushels/acre, siendo que en áreas adyacentes son de 35 a 50 bushels/acre, sugiriendo que la desnitrificación es la causa principal de este comportamiento.

En general, el pH óptimo para la desnitrificación biológica es de 7.0 a 7.5, pero a un pH menor de 5.0 ésta disminuye notablemente debido al efecto inhibitorio de la acidez del suelo sobre la actividad de los microorganismos desnitrificadores (Adams y Martín, 1984). Se ha postulado que la limitada habilidad de estos microorganismos para funcionar en condiciones de acidez se debe a: (i) el efecto directo del H^+ en la solución del suelo; y (ii) por la baja disponibilidad de ciertos nutrientes, por ejem-

plo, cuando aumenta la acidez del suelo la menor disponibilidad del molibdeno determinaría una deficiencia de la enzima nitrato reductasa, ya que esta es una molibdenoproteína. No obstante, Bremner y Shaw (1958) no encontraron un aumento en la tasa de desnitrificación al adicionar Ca y Mo a un suelo ácido con pH de 3.6.

La principal forma de nitrógeno liberado durante la desnitrificación biológica depende del pH del suelo. En suelos ácidos con un pH menor de 6.0 la relación N_2O/N_2 aumenta y el óxido nítrico (N_2O) es la forma de nitrógeno predominante, pero en suelos con pH mayor de 7.0 la relación N_2O/N_2 es menor y el N_2 elemental es la forma principal. Weiler y Gilliam (1984) encontraron que en suelos con un pH menor de 5.8 el N_2O era la forma de nitrógeno más importante, liberada durante la desnitrificación, puesto que con valores de pH de 5.6 y 4.7 se midieron liberaciones de $N-N_2O$ de 2.0 y 21.7 g/m^3 , respectivamente. Por el contrario a un pH mayor de 5.8 la liberación de N_2O cesó y escalando hasta un pH de 6.5 el N_2 fue la forma predominante.

Algunas evidencias han demostrado que la acidez del suelo es menos inhibitoria sobre la desnitrificación biológica si se presenta o suministra materia orgánica de fácil descomposición, como material energético. Así por ejemplo, se ha observado que algunos Histosoles de la Planicie Costera de Carolina del Norte, EUA, con un pH de 3.4 a 4.5, pobremente drenados y con un alto contenido de materia orgánica (de 30 a 950 g/Kg) presentan una adecuada actividad desnitrificadora (Gilliam y Cambrell, 1980).

Bremner y Shaw (1958) no observaron pérdidas de nitrógeno por desnitrificación en suelos inundados cuyo contenido de materia orgánica era menor de 1%, sin embargo, al adicionar glucosa las pérdidas fueron del 67 al 97% del $N-NO_3^-$ adicionado.

B. DESNITRIFICACION QUIMICA

Bajo ciertas condiciones las pérdidas de nitrógeno de los fertilizantes nitrogenados puede ocurrir a través de reacciones químicas que involucran al nitrito (NO_2^-). La desnitrificación química es la conversión del NO_2^- , en condiciones de acidez, en los gases nitrogenados; N_2 , N_2O , NO y NO_2 , tanto en medio aeróbico como anaeróbico (Bollag, 1973).

El NO_2^- comúnmente no se presenta en cantidades significativas en suelos neutros o ligeramente ácidos, bien drenados. Pero en suelos calcáreos su acumulación es alta. Sin embargo, en suelos ligeramente ácidos la descomposición química del NO_2^- es alta y ésta disminuye notablemente al aumentar el pH del suelo. Christiansen et al (1979) demostraron que las pérdidas de nitrógeno del nitrito de sodio ($NaNO_2$), como N_2 disminuyeron considerablemente cuando el pH del suelo aumento de 6.1 hasta 7.6. Determinaron además que la liberación de N_2 en una reacción del tipo Van Slyke era de 4 si el pH del suelo era mayor de 7.57.

Un hecho conocido al aplicar en bandas altas dosis de fertilizantes formadores de amonio, como la urea, el amoniaco anhidro y el acua amoníaca, es la creación de un pH alcalino y una alta concentración de NH_4^+ en

el sitio de colocación del fertilizante. Se ha encontrado que estas condiciones no afectan grandemente la actividad de las bacterias nitrifican-
nas, las cuales oxidan el NH_4 hasta NO_2^- (nitrificación), pero sí inhiben la actividad de las bacterias nitrificantes nitróbacter spp., responsables de la oxidación del NO_2^- hasta NO_3^- (nitratación). Esto ocasiona una alta acumulación de NO_2^- y es independiente del pH inicial del suelo (Gould, 1986; Nelson, 1982). En un suelo ácido el NO_2^- se transporta por difusión desde la zona alcalina, generada por la aplicación de fertilizantes que forman amoníaco, hacia el suelo ácido adyacente y se forma ácido nítrico (HNO_2).

Se han sugerido 4 reacciones sobre las pérdidas de nitrógeno por la descomposición química del NO_2^- en suelos ácidos. Estas son las siguientes:

(I) La descomposición química del nitrato de amoníaco (NH_4NO_2).



(II) La reacción del ácido nítrico con compuestos orgánicos que contienen grupos amino libres (aminoácidos, urea, aúrnas, etc.) conocida como reacción Van Slyke.



(III) La descomposición del ácido nítrico (HNO_2) en suelos con pH menor de 5.0.



comparada con aquella de 0.6 y 1.5 mmoles de NH_4^+/Kg de dos Aflisoles, se debe a su mayor contenido de vermiculita.

Con respecto a la montmorillonita, esta arcilla no fija NH_4^+ o K^+ en condiciones húmedas puesto que se expande, pero si tiene cierta capacidad de fijación en condiciones de secamiento, donde se contrae (Stanford, 1947).

La capacidad de fijación de NH_4^+ de los suelos ácidos es generalmente baja y si se presenta dependera de la presencia de arcillas de filosilicatos expansibles, del tipo 2:1. En los suelos ácidos con un alto contenido de aluminio intercambiable y un pH menor de 5.5, tienen una baja capacidad de fijación de NH_4^+ , puesto que si se presentan arcillas del tipo 2:1 las intercapas de datos están saturadas de polímeros polianiónicos de hidróxi-Al, lo que impide su contracción y de aquí la fijación de NH_4^+ .

Un análisis de datos de 300 suelos arcillosos de Suecia por Nommik (citado por Nommik y Vahtras, 1982), demostro que la fijación de NH_4^+ se incrementa al aumentar el pH de los suelos. Por esto, la capacidad de fijación de NH_4^+ o K^+ de los suelos ácidos puede aumentar al encalarse.

Stanford (1947), adicionando NaOH o $\text{Ca}(\text{OH})_2$ a suspensiones de illita, para obtener valores de pH en el rango de 3.8 a 9.8, observo que la fijación de K^+ se incrementaba al disminuir la acidez. Sugirió que la remoción del H^+ , Al y Fe, adsorbidos en los sitios de intercambio de intercapas determinaron el reestrapamiento del K^+ . Encuentro además que la

adición de fosfatos y fluoruro, como KH_2PO_4 y KF respectivamente, removieron eficientemente el aluminio y el hierro de las intercapas, aumentando la fijación del K^+ .

El proceso de la fijación del NH_4^+ es similar a la del K^+ . En el suelo el NH_4^+ se encuentra en cuatro formas: en solución, intercambiable, intermedio y fijado (Nomenik y Vahtraa, 1962). Estas formas del NH_4^+ en el suelo tienden al equilibrio una de otra, de acuerdo al siguiente esquema:



Quando aumenta el NH_4^+ soluble e intercambiable, como sería al adicionar un fertilizante amoníaco, la velocidad de fijación es inicialmente rápida y disminuye al alcanzarse el equilibrio. Horada y Kutsuna (citada por Nomenik y Vahtraa, 1962) observaron que del 60 al 90% de la fijación total del NH_4^+ ocurrió a las 48 horas de reacción entre el suelo y el NH_4^+ en una dosis de 7.4 meq NH_4^+ /100g de suelo.

Por otra parte, la liberación del NH_4^+ de la forma fijada a la intercambiable o soluble es muy lenta. Se ha propuesto que el agotamiento del NH_4^+ soluble e intercambiable, a través de la nitrificación o su absorción por las plantas, aceleraría la liberación del NH_4^+ fijado. Mengel y

Scherer(1981) empleando muestras de suelo marcadas con $^{15}\text{NH}_4^+$ no intercambiable y colocados nuevamente dentro del suelo a las profundidades; 0-30, 30-60 y 60-90 cm de donde fueron tomadas y bajo crecimiento de la remolacha azucarera (*beta vulgaris* L.), observaron una liberación de cantidades significativas del $^{15}\text{NH}_4^+$ no intercambiable, la cual en base a una profundidad de 75 cms., estas fueron equivalentes de 350 KgN/ha en el suelo de Loosa y de 150 KgN/ha en el suelo aluvial. Sugirieron que en estos tipos de suelos, los cuales son representativos de algunos suelos arables de Europa Central, el llamado NH_4^+ fijado está involucrado en el ciclo general del nitrógeno.

El significado agrícola de la fijación del NH_4^+ por la fracción mineral del suelo tiene gran importancia en algunas regiones del mundo. Se ha encontrado que tanto el NH_4^+ nativo como la capacidad fijadora del suelo es mayor en los horizontes subsuperficiales que en los superficiales. En algunos suelos de Alemania del Oeste, Scherer y Mengel(citados por Mengel y Scherer, 1981) encontraron una cantidad de NH_4^+ fijado de hasta 3000 Kg en la zona de arraizamiento, lo que excedía en mucho la cantidad de NH_4^+ disponible para las plantas.

Mohammed(1979) tratando muestras de suelos alcalinos de Libia con soluciones de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, encontró que la capacidad de fijación aumentaba con la profundidad. Los horizontes subsuperficiales y subsuperficiales tuvieron valores promedio de NH_4^+ fijado de 5.1 y 5.26 ppm, respec-

tivamente. Por su parte, Tiedale et al(1985) mencionan que en los EUA se encontro que 7 suelos del estado de Washington y 19 de Oregon fijaban NH_3 en el subsuelo. Del N- NH_3 retenido, los horizontes superficiales de los suelos fijaron del 1 al 8% del N y los horizontes subsuperficiales del 2 al 31%.

Una práctica agrícola utilizada para reducir la fijación de N- NH_4^+ en suelos altamente fijadores es la aplicación previa de un fertilizante potásico. Puesto que el K^+ y el NH_4^+ compiten por los mismos sitios de fijación en las arcillas fijadoras, una saturación inicial de éstos sitios de fijación por el K^+ reducirá drásticamente la fijación del NH_4^+ .

3.5.3.5 INMOVILIZACION

De las dos formas principales de nitrógeno en el suelo; NH_4^+ y NO_3^- , el NH_4^+ es la forma preferencialmente inmovilizada por los microorganismos del suelo. Además, la velocidad de remineralización del NH_4^+ inmovilizado es mucho más lenta que aquella del NO_3^- . Por lo anterior, cuanto mayor cantidad de N- NH_4^+ sea inmovilizada menor será el efecto ácido de un fertilizante amoniacal.

La inmovilización del nitrógeno, proveniente de los fertilizantes nitrogenados aplicados al suelo, ha sido un problema importante principalmente en suelos forestales y en suelos agrícolas basados en un sistema de ma-

nejo de conservación del suelo (cero y mínima labranza).

La inmovilización de la urea por el liti forestal se ha explicado en base a la postulación de tres mecanismos (Gould, 1986): (1) por la inmovilización microbiana del $N-NH_4^+$ formado por su hidrólisis; (2) por una reacción química entre el humus y la urea; y (3) por la reacción química entre el NH_3 y la materia orgánica.

Foster et al (1985) aplicando 200 Kg de urea/ha, marcada con el isótopo ^{15}N a suelos ácidos forestales de pino Jack (*pinus banksiana* Lamb.) , esterilizados y no esterilizados, encontraron que 32 días después de fertilizar, el 16% del nitrógeno fue fijado a través de la reacción química entre el NH_3 y la materia orgánica. Sugieren que las condiciones de alta alcalinidad y elevada concentración de NH_3 gaseoso en el sitio de colocación de la urea la hacen más susceptible a este tipo de fijación que otros fertilizantes que contienen amonio. Además, a diferencia de la inmovilización microbiana en la cual el nitrógeno es liberado al morir los microorganismos, el complejo NH_3 -materia orgánica tiene una alta estabilidad química y es muy resistente al ataque microbiano por lo que la disponibilidad del nitrógeno será menor.

Por otra parte, la inmovilización del nitrógeno de los fertilizantes nitrogenados aplicados sobre la superficie del suelo es mayor en sistemas de labranza de conservación que en labranza tradicional. Por ejemplo, Rice y Smith (1984) encontraron que a los 35 días de haber aplicado

168 Kg de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ /ha sobre la superficie de 3 suelos agrícolas, la cantidad de nitrógeno inmovilizado bajo los sistemas de cero labranza y labranza tradicional, respectivamente, fueron de : 21% y 11% para el suelo Maury, 13% y 6% para Tillet y 24% y 15% para Cavado.

La mayor inmovilización del nitrógeno en la superficie de los suelos bajo un sistema de cero labranza se atribuye principalmente a dos factores:

(i) La presencia de una mayor población y actividad microbiana.

Linn y Doran(1984) encontraron que en la profundidad 0-75mm de suelos bajo cero labranza el número de microorganismos aeróbicos y anaeróbicos fue de: 1.35 a 1.41 y de 1.27 a 1.31 veces mayor respectivamente, que el número de microorganismos detectado en suelos bajo labranza convencional. Por el contrario, en la profundidad 75-300mm el número de microorganismos aeróbicos fue significativamente mayor en suelos bajo labranza tradicional.

(ii) Una mayor relación carbono/nitrógeno de los residuos de cosechas.

De acuerdo con Tiedale et al(1985) cuando los residuos orgánicos del suelo tienen una relación carbono/nitrógeno (C/N) menor de 20:1 tiene lugar la mineralización, pero cuando la relación C/N es mayor

de 30:1 tendrá lugar la inmovilización. Además, las relaciones C/N serán válidas sólo si estos elementos se encuentran en una forma fácilmente disponible para los microorganismos del suelo.

Cochran et al(1980) estudiando el potencial de inmovilización de nitrógeno a diferentes profundidades en un sistema de cero labranza, aplicaron paja de trigo sobre la superficie de una columna de suelo y determinando la relación C/N de los lixiviados extraídos de las profundidades de 10, 20 y 40 mm, encontraron que estas fueron de : 55:1, 30:1 y 22:1. Concluyeron que la inmovilización del nitrógeno en un sistema de cero labranza es alta en la superficie del suelo y disminuye a los pocos centímetros por debajo de ésta.

La adición superficial de un fertilizante nitrogenado sobre la superficie de un suelo bajo mulch, tal como en un sistema de cero labranza, origina; la pérdida de gran parte del nitrógeno por inmovilización, se recuperara menos nitrógeno, por la planta, se pueden presentar síntomas clásicos de una deficiencia de nitrógeno y declinara significativamente el rendimiento. Para resolver este problema se ha recomendado una estrategia basada en la inyección del amoníaco anhídrido o de una solución de urea-nitrato de amonio (UNA) en la parte inferior de la zona de mulch. Esta práctica ha conducido a un incremento en el rendimiento de maiz (Zea mays L.) (Mengel et al, 1982).

3.6 PROBLEMAS DE TOXICIDAD EN LOS SUELOS ACIDOS

El problema de toxicidad en los suelos ácidos no está determinado por un solo factor, sino por un conjunto de factores que afectan el crecimiento de las plantas cultivadas a través de diferentes rutas bioquímicas y fisiológicas, las cuales son probablemente controladas por distintos genes.

En general, los principales factores que restringen el crecimiento de las plantas sensibles y que determinan la infertilidad de los suelos ácidos, son los siguientes: (a) una toxicidad por hidrógeno, aluminio, manganeso o hierro; y (b) una deficiencia o baja disponibilidad del calcio, magnesio, fósforo y molibdeno. Asimismo, se ha encontrado que el pobre crecimiento y bajo rendimiento de las especies o variedades de plantas cultivadas que son sensibles a la acidez del suelo están relacionados con dos o más de estos factores. Además, dos suelos ácidos con un pH similar y sembrados con una misma variedad de planta pueden afectar a ésta de diferente manera, ya que los factores que determinan su acidez e infertilidad puede ser distinto para cada tipo de suelo.

Foy(1984) menciona que con frecuencia se confunde el efecto que tiene la acidez del suelo sobre las plantas con: una deficiencia nutricional, el daño producido por herbicidas, el efecto de bajas temperaturas y aún con los síntomas de alguna enfermedad.

Historicamente, el primero en evidenciar la toxicidad de la acidez del suelo fue F.P. Vietch, quien en 1904 demostró mediante el análisis químico de extractos de suelos ácidos, obtenidos a través de su lixiviación con una sal neutra de NaCl 1N, que éstos contenían aluminio, hierro y manganeso. Posteriormente, algunos investigadores como Daikuhara en 1914 y Mirasol en 1928 encontraron una relación estrecha entre el pobre crecimiento de los cultivos con los extractos ácidos (Jenny, 1941).

3.6.1 TOXICIDAD POR HIDROGENO

La medición del pH del suelo es una estimación de la acidez activa, es decir de la actividad del H^+ en la solución del suelo. Una disminución del pH del suelo significa un incremento en la actividad del H^+ en solución. El origen de este H^+ puede provenir de las siguientes fuentes: (a) por la descomposición de la materia orgánica; (b) de la hidrólisis del aluminio y el hierro; (c) por las entradas de los ácidos sulfúrico (H_2SO_4) y nítrico (HNO_3) a través de las lluvias ácidas; (d) liberado por la raíz durante la absorción del NH_4^+ ; (e) a partir de la ionización del agua; (f) por la aplicación de fertilizantes nitrogenados de residuo ácido; y (g) a partir del ácido sulfúrico formado durante la oxidación de la pirita (FeS_2) que contienen los suelos sulfato ácidos, los cuales sufren un drenaje estacional (Black, 1968; Bloomfield y Coulter, 1973; Tan, 1982).

3.6.1.1 EFECTO DEL H⁺ SOBRE EL CRECIMIENTO DE LAS PLANTAS

Una toxicidad por hidrógeno puede presentarse sólo si el pH del suelo es menor de 4.0 y si contiene un bajo nivel de aluminio intercambiable y en solución. Howard y Adams(1965), en un estudio de cultivos en solución observaron que la elongación de la raíz del algodón (Gossypium hirsutum L.) fue inhibida solamente cuando el pH de la solución nutritiva era menor de 4.2.

Asimismo, Cameron et al(1986) observaron que la elongación de la raíz de la alfalfa (Medicago sativa L.) y de la cebada (Hordeum vulgare L.) disminuía notablemente cuando el pH de las soluciones nutritivas, exentas de aluminio activo, decrecía desde 5.0 hasta 3.4.

Cuando el pH del suelo es mayor de 4.0, la toxicidad por aluminio, o bien de manganeso, son probablemente más importantes y éstas enmascaran el posible efecto que pudiera tener el H⁺. Adams(1984)menciona que para que se presente una toxicidad por H⁺ en suelos ácidos, con un pH menor de 5.0, éstos deberán contener muy bajas concentraciones de aluminio y manganeso en solución; condición que puede presentarse en suelos ácidos arenosos y orgánicos. Así, Yuan(1963) a partir del análisis químico de la acidez intercambiable de 23 suelos ácidos arenosos de Florida, EUA, encontró que 6 de éstos tenían un rango de pH potencial(KCl 1M) de 3.1 a 3.7, y su relación H:Al era mayor de 1.0, lo que sugirió que la al-

la actividad del H^+ al inhibir la hidrólisis del aluminio ocasionara una pérdida de este por lixiviación. Estas condiciones pueden dar origen a una posible toxicidad por H^+ .

3.6.1.2 DAÑOS FISIOLÓGICOS EN LAS PLANTAS

Para estudiar el efecto tóxico del H se han utilizado técnicas hidropónicas en arena y cultivos en solución con el objetivo de eliminar la interferencia de otros factores inherentes de la acidez del suelo.

En un estudio con soluciones nutritivas con flujo continuo y con un rango de pH de 3.3 a 3.5, Islam et al(1980) observaron que en las soluciones con un pH menor de 4.0 los principales efectos que produjo la toxicidad por H^+ sobre varias especies de plantas fueron: (i) el daño a la raíz; y (ii) una disminución en la absorción de cationes, principalmente de Ca, Mg y K.

En un pH menor de 4.0 el sintoma más visible de la toxicidad por H^+ es el daño producido sobre el desarrollo de la raíz de las plantas. En general, las raíces son escasas, cortas y engrosadas, con una coloración gris pálido o café y además el crecimiento de las raíces laterales es inhibido a tal grado que los meristemas radiculares mueren (Islam et al, 1980).

Foy(1984) menciona que aún en soluciones nutritivas las plantas que

padecen los efectos de una toxicidad por H^+ pueden llegar a marchitarse en días calurosos y soleados.

Puesto que una alta concentración del H^+ en solución puede reducir la absorción del calcio, una deficiencia de este elemento esencial puede ocasionar la pérdida de la habilidad de los tejidos radiculares de absorber y retener iones. El daño producido por una deficiencia de calcio es el deterioro de la estructura de la membrana citoplasmática celular de los tejidos radiculares y la pérdida del transporte selectivo de iones, produciéndose una salida hacia la solución externa de los iones previamente absorbidos y la entrada de otros iones, inclusive de metales pesados (Epstein, 1972).

En un estudio sobre la pérdida de la permeabilidad de la membrana citoplasmática, debido a una deficiencia de calcio, Mass y Leggett (citados por Epstein, 1972) expusieron las raíces del maíz (*Zea mays* L.) a soluciones nutritivas las cuales tenían bajas concentraciones de K^+ y ^{86}Rb , pero sin Ca, y observaron que el K^+ del tejido radicular se perdió por difusión ya que su concentración dentro de éste era mayor que en la solución externa y el ^{86}Rb penetra al tejido, donde su concentración era nula. En otras palabras, cada catión siguió su gradiente de difusión; el K^+ hacia afuera y el ^{86}Rb hacia adentro.

Un exceso de H^+ en solución puede aumentar el requerimiento de calcio. La adición de Ca_2 como sal neutra, reduce el efecto del H^+ so-

bre el crecimiento radicular.

3.6.2 TOXICIDAD POR ALUMINIO

La infertilidad de los suelos ácidos está estrechamente relacionada con la toxicidad por aluminio. En general, aquellos suelos ácidos que presentan una deficiencia o baja disponibilidad de; calcio, magnesio, fósforo o molibdeno, también son frecuentemente altos en aluminio. En particular, la deficiencia de fósforo en las plantas cultivadas y la toxicidad por aluminio son difíciles de separar (Haynes, 1984).

La toxicidad por aluminio se da en suelos ácidos con un pH menor de 5.5 y que contienen una alta concentración de aluminio. Considerando la química del aluminio en el suelo, los principales parámetros que se han utilizado para relacionar el grado de sensibilidad o tolerancia de las especies de plantas cultivadas con la toxicidad por aluminio han sido: (a) la concentración del aluminio total en solución; y (b) el aluminio intercambiable y el porcentaje de saturación de aluminio.

A. CONCENTRACION DEL ALUMINIO TOTAL EN SOLUCION

Con frecuencia se ha fracasado al tratar de relacionar el crecimiento de la raíz de las plantas con la concentración del aluminio total en la solución del suelo. Esto se ha debido, en gran parte, a lo com-

pleja que es la solución del suelo para su análisis químico. Por lo anterior, el empleo de técnicas de cultivos en solución ha demostrado que la actividad del aluminio soluble total está más correlacionada con la inhibición de la elongación radicular que con la concentración del aluminio total en solución (Malyar, 1978; Cameron et al, 1984). Esta evidencia experimental establece que el aluminio total en solución está compuesto por dos fracciones: (1) el aluminio inactivo soluble total; y (2) el aluminio activo soluble total.

(1) ALUMINIO INACTIVO SOLUBLE TOTAL

Esta fracción del aluminio en solución comprende el aluminio que está quelado, complejado o precipitado en formas insolubles, no tóxicas. Estas formas del aluminio se forman por la reacción de las especies monoméricas del aluminio $[Al^{3+}$, $Al(OH)^{2+}$ y $Al(OH)_2^+$] con; el sulfato (Pavan et al, 1984; Sumner et al, 1986), el bicarbono (Cameron et al, 1984), los ácidos orgánicos (Hue et al, 1986) y el fosfato (Alva, 1986a).

Para aliviar la toxicidad por aluminio y/o la deficiencia de calcio en los horizontes subsuperficiales muy ácidos de suelos altamente intemperizados, se ha recurrido a aplicar sulfato de calcio ($CaSO_4$) (Pavan et al, 1982; Farina y Channon, 1988b). Algunas evidencias (Alva et al 1984 a, b) han demostrado que si bien el $CaSO_4$ (yeso) no afecta el pH del

suelo, es inactiva el Al^{3+} a través de la formación del ion par $AlSO_4^+$ el cual se ha considerado relativamente no tóxico y además incrementa la concentración del calcio en solución.

Se ha demostrado que el anión F^- tiene una capacidad mayor y más rápida para acomplejar el aluminio que el anión SO_4^{2-} , lo que reduce la actividad del aluminio en solución. Así, Cameron et al(1986) utilizando soluciones nutritivas de pH de 4.5 y con hasta 100 $\mu mol Al/L$, observaron que la adición de 10 $\mu mol F^-/L$, que es la concentración promedio de este ion en la solución del suelo, redujo la toxicidad del aluminio a través de la formación de complejos Al-F (AlF^{2+} , AlF_2^+ y AlF_3) e incremento la elongación radicular de la cebada(Hordeum vulgare L.)

En suelos ácidos con un alto contenido de materia orgánica la formación de complejos entre el aluminio activo y los ácidos orgánicos reduce la toxicidad de este metal.

En estudios previos (Adams y Moore, 1983; Adams y Hathcock, 1984) realizados en suelos ácidos de la Planicie Costera de Alabama, EUA, se había encontrado que la toxicidad por aluminio, que afectaba seriamente las raíces y rendimiento del algodón(Gossypium hirsutum L.), se presentó solo en el horizonte Bt de suelos agrícolas que tenían una concentración de aluminio total en solución de menos de 0.4 $\mu M Al$, sin embargo, este cultivo no presentó toxicidad por aluminio en suelos ácidos fo-

restales de la misma zona aun cuando los horizontes élviales E, EB y BE tuvieran una concentración de aluminio total en solución de 9 a 134 μM . Se sugirió que esta aparente contradicción es probablemente el resultado de la quelación del aluminio por los ácidos orgánicos en los horizontes élviales, pero no en los lliviados.

Un estudio posterior en esta misma zona por Hue et al.(1986) demostró que los horizontes élviales E, EB y BE de suelos forestales, contenían apreciables cantidades de ácidos orgánicos que en aquellos de suelos cultivados agrícolas. Por ejemplo, el horizonte BE del suelo forestal Dothan contenía 480 $\mu\text{mol/L}$ de ácidos orgánicos, mientras que el horizonte BE del suelo agrícola Dothan tuvo solo 0.6 $\mu\text{mol/L}$. Además, el aluminio acomplejado, no tóxico, comprendió el 93% del aluminio total en solución en el suelo forestal Dothan. Asimismo, los ácidos orgánicos carboxílicos, de cadena corta fueron divididos en 4 grupos, en base a su efectividad en acomplejar el aluminio activo, estos son: (1) de alta efectividad, los ácidos cítrico, oxálico y tartárico; (2) de moderada efectividad, los ácidos málico, malónico y salicílico; (3) de baja efectividad, el ácido succínico; y (4) sin efecto, los ácidos lálico, acético, fórmico y lático.

La adición de fosfato puede reducir la toxicidad del aluminio en las plantas a través de la formación de compuestos AlPO_4 no tóxicos. Algunas investigaciones indican que la relación molar P/Al es un importante fac-

tor que determina la concentración del aluminio monomérico (fitotóxico) que permanece en solución. Se ha encontrado que cuando la relación molar P/Al es mayor de 0.2, la concentración del aluminio monomérico en solución disminuye.

En un estudio de cultivos en solución con un contenido inicial de 40 $\mu\text{M Al/L}$ y la adición de hasta 160 $\mu\text{M P/L}$, como $\text{NaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, Alva et al (1966) encontraron que el incremento de la elongación radicular de la soya (*Glycine max* L.), girasol (*Helianthus annuus* L.), trébol subterráneo (*Trifolium subterraneum* L.) y alfalfa (*Medicago sativa* L.) cuando la relación molar P/Al fue de 2.0 y 4.0 estuvo asociada con un decremento del aluminio monomérico en solución, de hasta 5 $\mu\text{M Al/L}$. Mencionan además que la aparente menor toxicidad del aluminio sobre el trébol subterráneo reportado por Munns y Bourne y otros se atribuye a que sus soluciones nutritivas presentaban una relación P/Al de 0.5 a 63 y de 0.3 a 167, lo que sugiere una baja actividad de las especies monoméricas del aluminio. Por consiguiente, para estudiar la tolerancia al aluminio de especies y variedades de plantas las soluciones nutritivas deberán tener una relación P/Al menor de 0.2 y con análisis y medición del aluminio total y monomérico.

Las evidencias anteriores indican que la relativa tolerancia al aluminio reportada para una gran gama de especies y variedades de plantas cultivadas podrá ser menor si se considera la medición de la con-

contracción del aluminio monomérico y no del aluminio total en solución, como se ha venido haciendo.

(2) ALUMINIO ACTIVO SOLUBLE TOTAL

Esta fracción del aluminio total en solución está constituida por: (a) las especies líbiles monoméricas de aluminio [Al^{3+} , $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$ y $Al(OH)_3$] (Alva et al, 1986a, b); y (b) el aluminio polimérico (Parker et al, 1988). Estas formas de aluminio activo fitotóxico, excepto el $Al(OH)_3$, son las responsables del pobre crecimiento de las plantas en suelos ácidos altos en aluminio intercambiable.

La predominancia de alguna especie monomérica de aluminio en la solución del suelo depende del pH. Cuando el pH del suelo es menor de 4.2, la especie Al^{3+} es la responsable de la inhibición del crecimiento radicular. Pavan y Bingham (1982) demostraron que la elongación de la raíz del café (*Coffea arabica* L.) en soluciones nutritivas con un pH de 4.0 ± 0.2 , estuvo altamente correlacionada con la actividad calculada del Al^{3+} ($R^2 = 0.99$) que con la actividad de otros monómeros en el medioambiente de la raíz, como la especie $Al(OH)^{2+}$ ($R^2 = 0.83$). Además, la especie Al^{3+} comprendió del 76 al 93% del aluminio total en solución.

Al aumentar el pH de 4.0 a 5.0 la especie Al^{3+} se hidroliza y entonces las especies $Al(OH)^{2+}$ y $Al(OH)_2^+$ pueden ser las más importantes en

afectar el crecimiento de la rafa. Alva et al.(1986b) observaron que al incrementarse el pH de 4.0 a 5.0, de las soluciones nutritivas, la concentración de las especies $Al(OH)^{2+}$ y $Al(OH)_2^+$ aumento y tuvieron una alta correlación con la inhibición del crecimiento radicular de la soya (Glycine max. L.) de $R^2 = 0.876$ y $R^2 = 0.621$, respectivamente. Por el contrario, la concentración del monomero Al^{3+} disminuyo y su correlación fue de $R^2 = 0.59$.

Noble et al.(1988) estudiando el efecto del $CaSO_4$ sobre el alivio de la toxicidad del aluminio en soluciones nutritivas, observaron que cuando el pH era de 4.2 se incremento la formación del ion $AlSO_4^+$, por lo que disminuyó la toxicidad del Al^{3+} , sin embargo, cuando el pH fue de 4.8 hubo una menor formación de $AlSO_4^+$ y un incremento en la inhibición del crecimiento radicular de la soya (Glycine max. L.) atribuido a la especie monomérica $Al(OH)_2^+$.

Investigaciones recientes han demostrado que la presencia de polímeros de hidróxi-Al en solución pueden ser potencialmente tóxicos.

Parker et al.(1988) empleando soluciones nutritivas para estudiar la toxicidad del aluminio activo en solución, observaron que en el rango de pH de 4.7 a 4.9 la inhibición de la elongación radicular del trigo (Triticum aestivum L.) fue causada por el aluminio polimérico y no por las especies monoméricas, ya que la concentración de estas últimas en este

rango de pH era bajo. Sugirieron que el dafio inicial a la raiz por el aluminio polimerico es externo. Esto es, los polímeros hidróxi-Al son adsorbidos ampliamente sobre la superficie externa de la raiz y posteriormente dañan a las paredes y membranas citoplasmicas celulares.

Por otra parte, se ha reconocido que la inhibición del crecimiento de las plantas esta estrechamente relacionada con la concentración del aluminio en la solución del suelo. Se ha encontrado que las concentraciones tóxicas de aluminio en solución, que afectan el crecimiento y rendimiento de algunas plantas de importancia económica, son las siguientes: mayor de 4.0ppm en maiz (Zea mays L.) y más de 2.0ppm para la soya (Glycine max L.) (Evans y Kamprath, 1970); de 1.5ppm para seis especies de Stylosanthes spp. (de Carvalho et al, 1980); de 0.3 a 0.6ppm para el algodón (Gossypium hirsutum L.) (Lance y Pearson, 1969); 0.5ppm para la alfalfa (Medicago sativa L.) (Rios y Pearson, 1964); más de 2.9 μ M para el tabaco (Nicotiana tabacum L.) (Abruña et al, 1970); y de 0.113 mM para el sorgo (Sorghum vulgare L.) (Brones y Pearson, 1973).

Algunas investigaciones indican que la inhibición del crecimiento radicular, producido por la alta concentración del aluminio monomérico en solución, puede controlarse por un incremento en la concentración del calcio y el magnesio en solución (Rhus, 1979).

Rhus y Grogan (1977) estudiando el efecto del calcio y el magnesio

sobre la toxicidad del aluminio en algunas líneas mejoradas de maíz (*Zea mays* L.) y utilizando soluciones nutritivas que contenían 0.125mM de aluminio y de 0.5, 1.0 y 2.0 mM de Ca^{2+} , observaron que las líneas sensibles de maíz padecieron sistemas radiculares por toxicidad de aluminio aún con 2.0 mM de Ca^{2+} en solución, sin embargo, con una concentración de 4.0mM de Ca^{2+} no se presentaron sistemas de toxicidad. En contraste, las líneas tolerantes no mostraron síntomas de toxicidad por aluminio aún con 0.5 mM de Ca^{2+} en solución, pero aparecieron cuando la concentración de Ca^{2+} fue de 0.25 mM. El Mg^{2+} tuvo el mismo efecto protector a un daño radicular por toxicidad de aluminio que el Ca^{2+} .

Por consiguiente, la concentración del aluminio total en solución no es un índice confiable sobre una posible toxicidad por éste elemento, puesto que: (a) el aluminio monomérico es inactivado en las reacciones con los aniones inorgánicos y los ácidos orgánicos; y (b) un incremento en la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} en solución reducen el efecto tóxico del aluminio.

B. ALUMINIO INTERCAMBIABLE Y PORCENTAJE DE SATURACION DE ALUMINIO

La determinación de la concentración del aluminio en la solución del suelo es muy tediosa y consume tiempo, por esto no se ha reconocido para un análisis de rutina. Por el contrario, el aluminio intercambiable es de fácil determinación y en algunos estudios (Salguero et al., 1988) se ha

asociado con la inhibición de la elongación radicular de las plantas. Sin embargo, como el aluminio intercambiable no es directamente tóxico y además no refleja la probable actividad del aluminio en la solución del suelo, no se ha considerado como un parámetro confiable.

Por otra parte, se ha encontrado que el porcentaje de saturación de aluminio (PSAI) está más estrechamente relacionado con el daño radicular, causado por el efecto tóxico del aluminio.

El PSAI es la proporción de la CIC efectiva del suelo que está ocupada por el aluminio intercambiable. Este índice se expresa de la siguiente forma:

$$\text{PSAI} (\%) = \left(\frac{\text{Al}_i^{3+}}{\text{Ca}_i^{2+} + \text{Mg}_i^{2+} + \text{K}_i + \text{Na}_i^+ + \text{Al}_i^{3+} + \text{H}_i^+} \right) \times 100$$

donde: i, es la forma intercambiable de estos cationes.

Algunos estudios en Oxisoles y Ultisoles de los trópicos (Kamprath, 1984; Evans y Kamprath, 1970), en los cuales el aluminio intercambiable ocupa una gran proporción de la CIC efectiva del suelo, se ha observado que cuando el PSAI es mayor del 60% se incrementa la concentración del aluminio en la solución del suelo y aparecen síntomas de toxicidad por este elemento en las plantas aluminio-sensibles.

En dos Oxisoles de Brasil, Martini et al (1974) observaron que con un PSAI de 53% y 64%, en estos, el crecimiento relativo de la soya (Glycine

max L.) y el trigo (Triticum aestivum L.) fue de sólo el 44 y 56% del máximo, respectivamente. En otro estudio Abrufá et al (1970) encontraron en un Ustisol que el rendimiento del tabaco curado (Nicotiana glauca L.) fue de 1 700 Kg/ha cuando el PSAI era menor del 10%, pero con un PSAI del 40% el rendimiento fue menor de 400 Kg/ha. Indican que el daño radicular de la planta del tabaco fue determinante.

En general, las especies de plantas más tolerantes a una toxicidad por aluminio son de origen tropical. De acuerdo con Sánchez (1976), en base al criterio del PSAI, las especies de plantas se pueden dividir en: (i) muy tolerantes, son plantas tropicales que pueden tolerar un PSAI de hasta el 80%, como son la piña (Ananas sativus L.), el té (Camellia oleifera L. Ktze.), el hule (Hevea brasiliensis), el café (Coffea arabica L.), la yuca (Manihot esculenta) y los pastos guineos (Panicum maximum), jaraguá (Brachiaria rufa), mispalum spp. y se incluye el pasto estrella (Cynodon dactylon) (Drenon y Pearson, 1973); (ii) tolerantes, aquellas plantas que soportan hasta un 40% de PSAI, como la avena (Avena sativa L.), el maíz (Zea mays L.), el chícharo (Pisum sativum L.) y los alfalfos; y (iii) sensibles, son aquellos que no toleran un PSAI mayor de 20%, dentro de estos están el algodón (Gossypium hirsutum L.), la remolacha azucarera (Beta vulgaris L.), la soya (Glycine max L.), la lechuga (Lactuca sativa L.), el trigo (Triticum aestivum L.), la cebada (Hordeum vulgare L.), la alfalfa (Medicago sativa L.), el sorgo (Sorghum vulgare L.) y el fríjol

(Phaseolus vulgaris L.).

Algunas especies de plantas consideradas como aluminio-sensibles pueden tener genotipos aluminio-tolerantes. Dentro de estas se encuentran algunas gramíneas productoras de granos básicos, como ; el maíz (Zea mays L.), el arroz (Oryza sativa L.), el trigo (Triticum aestivum L.) y el sorgo (Sorghum vulgare L.) (Sánchez y Salinas, 1981; Rhee, 1978).

En un estudio de 16 variedades de trigo (Triticum aestivum L.) tanto brasileñas como mexicanas, en un Oxisol de Brasil, Salinas (citado por Sánchez y Salinas, 1981) encontro que el nivel crítico de saturación de aluminio (NCSAl) — es el porcentaje de saturación de aluminio en el cual se obtiene un 80% del rendimiento máximo — fluctúa de 22 a 60%. Las variedades brasileñas, desarrolladas en suelos ácidos, fueron más tolerantes al aluminio; las variedades IAC-5 y BIC-1146 tuvieron un NCSAl de 60%. Mientras que las variedades mexicanas; Sonora 63, INIA 66 y CIANO, desarrolladas en suelos alcalinos, tuvieron un NCSAl de 40, 34 y 42% respectivamente. Sugiere combinar la tolerancia al aluminio de las variedades brasileñas con el achaparramiento y resistencia a la inundación de las variedades mexicanas.

En suelos ácidos de zonas menos intertemperizadas la saturación de aluminio no ha sido un parámetro confiable que determine una probable toxicidad por este elemento. De acuerdo con Adams (1984) en los estados

del Sureste de los EUA, se han reportado diferentes niveles críticos de saturación de aluminio para un mismo cultivo. Para la soya (Glycine max L.) la saturación crítica de aluminio en varios Ultisoles de Carolina del Norte parece ser del 10 al 25%, en Histosoles es de 10%, en Ultisoles de Alabama de 25%, de 6% en un Ultisol de Carolina del Sur y de 5% para un Spodosol de Florida. Para el maíz (Zea mays L.) se ha reportado una saturación de aluminio crítica del 40 a 50% en tres Ultisoles de Carolina del Norte y de 1 a 8% en seis Ultisoles de Georgia.

Esta diferencia en los valores de la saturación de aluminio crítica para un mismo cultivo se ha atribuido a: (i) la diversidad genotípica de una misma especie de planta; (ii) del fracaso de eliminar, excepto el aluminio, otros factores de la acidez del suelo que inhiben el crecimiento de las plantas; (iv) a diferencias en los procedimientos empleados para extraer el aluminio de las muestras de suelo; (v) si bien el porcentaje de saturación de aluminio es alta, el aluminio en la solución del suelo está en una forma inactiva, Adams y Moore (1983) por ejemplo, no encontraron síntomas de toxicidad por aluminio en el algodón en el horizonte B₁₁ de un suelo que tenía 56% de saturación de aluminio y si ocurrió en otro suelo cuyo horizonte B₁₂ tenía un 2% de saturación.

3.5.2.1 SINTOMAS DE TOXICIDAD

El aluminio afecta principalmente el crecimiento radicular de las

plantas. Las raíces afectadas por una toxicidad por aluminio son; achaparradas, corchosas, con puntas quebradizas y una ramificación lateral retardada y tienden a tornarse de color café con sitios necróticos (Bartlett y Riego, 1972). Este sistema radicular es ineficiente en absorber agua y nutrimentos.

Los síntomas de toxicidad en la parte aérea de las plantas es difícil de identificar, en ocasiones se confunde con deficiencias de: (i) nitrógeno, un achaparramiento completo, hojas de tamaño pequeño y de color verde obscuro, purpuramiento de tallos, hojas y vainas foliares y muerte de los ápices foliares; (ii) calcio, un enrollamiento de las hojas jóvenes y un debilitamiento de las yemas de crecimiento; y (iii) hierro, en el sorgo (Sorghum vulgare L.) las hojas presentan necrosis verdes con zonas intervenales cloróticas (Foy, 1978; Furlani y Clark, 1983).

3.6.2.3 EFECTOS FISIOLÓGICOS Y BIOQUÍMICOS

En general, el aluminio manifiesta sus efectos tóxicos en las plantas a través de diversas rutas metabólicas. Se ha encontrado que el aluminio: (i) se acumula en el núcleo de la célula ligándose con el radical fosfato de la doble hélice del DNA, lo que produce su rigidez y se inhibe la división celular; (ii) forma enlaces con las pectinas de la pared celular, lo que incrementa la rigidez de ésta; (iii) fija al nitrógeno en una forma no disponible, a través de la formación de compuestos $Al-PO_4$

tante en el suelo como en la superficie de las células epidérmicas y corticales de la rafa produciendo una deficiencia de este nutrimento en la planta; (iv) al asociarse con las mitocondrias disminuye la respiración radicular; (v) interfiere con las enzimas que gobiernan la fosforilación de los azúcares y la deposición de los polisacáridos en la pared celular; e (vi) interfiere en la toma, transporte y función de varios nutrimentos esenciales, tales como, Ca, Mg, Cu, Zn, K, P, Fe y Mn (Foy et al, 1978; Foy, 1984).

3.6.3 TOXICIDAD POR MANGANESO

El manganeso es un micronutriente esencial, importante en la nutrición de las plantas. Sin embargo, en algunos suelos ácidos la concentración de este elemento en solución, como Mn^{2+} , puede ser alta y afectar el crecimiento de especies de plantas sensibles.

El contenido total de manganeso en el suelo es de 20 a 3000 ppm, con un valor promedio de 600 ppm (Lindsay, 1978). El manganeso en el suelo se presenta como: Mn^{2+} intercambiable; Mn^{2+} en solución; Mn ligado orgánicamente, tanto insoluble como hidrosoluble; Mn fuertemente reducible; y como varios óxidos de manganeso. Estas formas están en un estado de equilibrio una con otra y difieren en su grado de disponibilidad para las plantas (Tiedale et al, 1985).

En solución el manganeso se encuentra principalmente como Mn^{2+} y en menor grado como; $MnSO_4(aq)$, $MnHCO_3^+$ y $MnOH^+$. El Mn^{2+} es la especie responsable de la toxicidad. Por consiguiente, las condiciones que favorecen una alta concentración de ésta especie de manganeso en solución originan un problema de toxicidad por este elemento.

En general, en algunas regiones del mundo que presentan suelos ácidos con problemas de toxicidad por manganeso se ha determinado que las condiciones que originan este problema son: (i) la presencia de materiales parentales con un alto contenido de minerales ferromagnesianos; (ii) un alto contenido de Mn total y fácilmente reducible; (iii) un pH ácido; (iv) una baja relación Ca:Mn intercambiables; y (v) condiciones de reducción, obtenida en suelos con un drenaje deficiente, o en aquellos horizontes muy compactos y además en la zona suelo-raíz, donde se tiene una alta concentración de CO_2 (Adams, 1984; Foy et al, 1981).

Otros factores que inducen e intensifican la toxicidad por manganeso y que están relacionados con algunas prácticas agrícolas y manejo del suelo son: (a) la aplicación de altas dosis de fertilizantes nitrogenados de residuo ácido y de sales neutras cloradas (KCl , $NaCl$ y $CaCl_2$); (b) la fumigación del suelo, con fines de esterilización, con bromato de metilo; (c) el secamiento al aire de las muestras de suelo para su análisis de laboratorio; y (d) sometiendo el suelo a condiciones de inmersión (Foy, 1984).

La toxicidad por manganeso se presenta en suelos ácidos con un pH

igual o menor de 5.5, un alto contenido de Mn total y bajos en aluminio. Martini et al(1974) en un Oxisol con un pH de 4.7, 10% de saturación de aluminio y 205 ppm de Mn^{2+} intercambiable, observaron que la soya (Glycine max L.) presentaba un síndrome por toxicidad de manganeso conocido como "enrollamiento foliar", un análisis químico de los tejidos afectados reveló un contenido de 1068 ppm de Mn.

Asimismo, la toxicidad por manganeso pueda presentarse en suelos con un pH mayor de 5.5 —donde el contenido de aluminio intercambiable es muy bajo como para competir con el Mn por los sitios de intercambio catiónico de la superficie de la raíz— y que presentan un drenaje deficiente, o una excesiva compactación.

La actividad del Mn^{2+} está en función del pH. Se ha determinado que un decremento de una unidad de pH representa un incremento de 100 veces la concentración del Mn^{2+} en solución. No obstante, el pH no es un parámetro confiable que pueda predecir una toxicidad por este elemento. Esto se debe en gran parte a la naturaleza polivalente del manganeso (Mn^{4+} , Mn^{3+} y Mn^{2+}) el cual puede presentarse en diferente forma catiónica, de acuerdo con los siguientes factores: (1) en condiciones de un bajo potencial redox de +200 a +400 mV, el Mn^{4+} se reduce hasta Mn^{2+} , pero si el potencial aumenta ocurre lo contrario; (2) una alta actividad microbiana del suelo puede oxidar el Mn^{2+} hasta la forma Mn^{4+} , no tóxica; (3) el calentamiento y secado de las muestras de suelo para análisis de laboratorio

rio incrementa el Mn^{2+} .

Asimismo, el complejamiento del Mn^{2+} por la materia orgánica y su amplia adsorción en suelos con una alta CIC reducen su concentración en la solución del suelo y por lo tanto su efecto tóxico. Igualmente, en aquellos suelos ácidos altos tanto en aluminio como en manganeso, la toxicidad por éste último puede disminuir debido al efecto competitivo del aluminio.

La absorción del Mn^{2+} por las plantas depende de su concentración en la solución del suelo cercana a la raíz y del efecto competitivo de otros cationes. Se ha determinado como un nivel adecuado de Mn^{2+} en solución, para una buena nutrición, el rango de 2 a 3 ppm (Tiedale et al., 1985). Un incremento de la concentración de Mn^{2+} en solución por arriba de este rango - puede producir síntomas de toxicidad. Experimentos con soluciones nutritivas han demostrado que los síntomas por toxicidad de manganeso se presentan en el tabaco (Nicotiana glabrum L.), cuando la concentración del Mn^{2+} en solución es de 15 a 20 ppm y en el algodón (Gossypium hirsutum L.) con 10 ppm. Estudios en Urticales demostraron que 13 ppm de Mn^{2+} en la solución del suelo fue tóxico para Lagotis y de Melilotus Officialis Lam, y de 11 ppm para el algodón (Adams, 1984).

El contenido de Mn en los tejidos de las plantas requerido para producir síntomas de toxicidad varía entre diferentes especies y aún dentro de genotipos de una misma especie. En general el contenido de Mn en los

tejidos de la planta requerido para producir toxicidad debe ser mayor de 500 ppm (Mortvedt y otros, 1983). Para algunas plantas las concentraciones tóxicas son las siguientes: para el tomate (Lycopersicon esculentum MILL.) de 450 a 500 ppm en hojas jóvenes y de 900 a 1000 ppm en hojas maduras; en el sorgo dulce de 445 ppm en las hojas superiores y de 1 440 ppm en hojas inferiores; en el girasol (Helianthus annuus L.) de 5 300 ppm; en genotipos de lin (Linum usitatissimum L.) de 500 ppm; en genotipos de algodón de 500 hasta 1959 ppm; en maíz de 2 500 a 6 500 ppm; en el café de 1 200 a 2 600 ppm; y en el frijol trepador variedad Wonder de 2 120 ppm (Fey, 1984).

Para leguminosas de regiones templadas y tropicales se han determinado concentraciones de: 300 a 500 ppm para la alfalfa (Medicago sativa L.); de 710 ppm para el trébol subterráneo (Trifolium subterraneum L.); de 650 a 750 ppm en el trébol blanco (Trifolium repens L.); de 1 600 ppm en Gentiana pubescens; de 1 400 en Stylosanthes humilis H. B. K.; de 810 ppm en Phaseolus atropurpureus; de 550 en Leucaena leucocephala; y de 1 160 ppm en Dactyloctenium aegyptium (Hairy, 1978).

3.6.3.1 SINTOMAS DE TOXICIDAD

La toxicidad por manganeso se manifiesta particularmente en la parte aérea de la planta y no afecta directamente a la raíz. Los síntomas de toxicidad son diferentes para cada especie de cultivo.

En general, los principales síntomas de toxicidad por Mn son: una clorosis de los márgenes foliares y necrosis de las hojas (en alfalfa, col y lechuga, un doblamiento o distorsión de las hojas (en algodón, soya, y fríjol), una clorosis parecida a una deficiencia de hierro y manchas necróticas(soya y cebada) y si el daño es severo la raíz se torna café(Foy, 1978).

Se ha observado que las plántulas de tabaco (*Nicotiana tabacum* L.) en suelos altos en manganeso las nervaduras de las hojas se tornan de color verde oscuro y aparece un moteado amarillo entre las nervaduras, además se presentan manchas necróticas en las hojas más viejas(Adams, 1984). Asimismo, se ha reportado que las plantas de algodón son achaparradas, y sus hojas están plegadas y distorsionadas por el rizamiento(Foy et al.1981).

Se ha encontrado a través del análisis químico de las zonas necróticas y márgenes foliares de algunas plantas, como la lechuga(Vlamis y Williams, 1973), que estas zonas tienen un alto contenido de Mn.

3.4.3.2 EFECTOS FISIOLÓGICOS Y BIOQUÍMICOS

El manganeso es un elemento esencial cuyas funciones son; es un activador de ciertas enzimas involucradas en el ciclo de Krebs y de varias cofactores, activa la nitrato reductasa y ciertas enzimas implicadas en la

reacciones de transferencia del Sódoro, es un constituyente de por lo menos una enzima y de una proteína de la semilla del cacahuete (*Arachis hypogaea* L.), es un componente de los cloroplastos manteniendo la estructura de sus membranas, e interfiere en la fotosíntesis (Epstein, 1972; Tisdale et al, 1983).

El papel del manganeso sobre la activación enzimática es el de regular la dirección y velocidad de los procesos bioquímicos. Sin embargo, cuando se acumula en los tejidos en concentraciones tóxicas, las enzimas activadas están fuera de control y los procesos bioquímicos están lo suficientemente desordenados como para causar la muerte celular.

La toxicidad por manganeso está relacionada con los siguientes desequilibrios metabólicos: (a) en la destrucción del ácido indoleacético (AIA) a través del incremento de la actividad de la enzima AIA-oxidasa; (b) en el desequilibrio de los aminoácidos; (c) en el incremento de la replicación del RNA del virus *Sonchovirus sinensis* el cual infecta los tubérculos de la papa (*Solanum tuberosum* L.); (d) en la reducción de la actividad de las enzimas catalasa, ácido ascórbico oxidasa, glutatión oxidasa y citocromo C oxidasa; (e) en la disminución del contenido de ATP y reducción de la respiración; (f) en la inducción de mutaciones cromosómicas en las levaduras, aumentando su resistencia a los fungicidas; y (g) con un decremento en la concentración del calcio en la planta (Foy et al, 1978; Foy, 1984).

3.4.4 TOXICIDAD POR FIERRO

El hierro es absorbido por la planta principalmente como la forma ferrosa Fe^{2+} . Una alta concentración de este catión en solución puede producir la aparición de síntomas por toxicidad de hierro en las plantas.

En general, las condiciones que determinan que se presente una toxicidad por Fe^{2+} , son: (a) condiciones de reducción, obtenido en suelos bajo inundación; (b) un alto contenido de compuestos férricos ($Fe(III)$) fácilmente reducibles; (c) un pH ácido; y (d) un alto contenido de materia orgánica.

Por otra parte, la forma férrica (Fe^{3+}) es considerada como no tóxica debido a que en suelos bien drenados es muy inestable y forma compuestos de diverso grado de solubilidad; siendo las formas amorfas $Fe(OH)_3$ las más solubles y las cristalinas, como la goetita ($=FeCOH$) y la hematita ($=Fe_2O_3$) las menos solubles (Lindsay, 1978). Sin embargo, se ha observado que en suelos con un pH de 3.5 y una alta actividad de Fe^{3+} puede producir toxicidad en algunos cultivos como la caña de azúcar (Saccharum officinarum L.) cuyas hojas se torna de un color muy rojizo (Bloomfield y Coulter, 1973).

Los suelos ácidos altos en materia orgánica y hierro(III) fácilmente reducible y sometidos a inundaciones periódicas prolongadas, experimentan un incremento inicial de hasta 600 ppm de Fe^{2+} durante las tres pri-

meras semanas, pero posteriormente la concentración de Fe^{2+} disminuye hasta 50 o 100 ppm, la cual persiste por varios meses.

Se ha encontrado que la concentración inicial de Fe^{2+} en un suelo bajo inundación periódica depende de la fase sólida férrica dominante. Por ejemplo, Nhung y Ponnamparuma (1966), observaron que después de la inundación del suelo y con un pH menor de 6.0, la concentración inicial de Fe^{2+} fue de 5000 ppm en solución, cuando la fase sólida era $\text{Fe}_3(\text{OH})_9$. Pero si la fase sólida dominante es FeS , la concentración del Fe^{2+} dependerá del pH y del nivel de H_2S .

De acuerdo con Ponnamparuma (1972), si la fase sólida dominante es $\text{Fe}_3(\text{OH})_9$, la actividad del Fe^{2+} dependerá del pH, siendo su concentración de: 1500 ppm a pH de 6.0, de 350 ppm a pH de 6.5, de 35 ppm con un pH de 7.0 y de 3.5 ppm a pH de 7.5.

Tisdale et al (1985) mencionan que cuando el pH del suelo bajo condiciones de reducción es menor de 6.75 el Fe^{2+} es la principal forma del hierro en solución, pero a un pH de 7.0 lo es la forma $\text{Fe}(\text{OH})^+$.

Un suelo ácido bajo inundación puede presentar los siguientes cambios químicos: (a) se incrementa la concentración del Fe^{2+} en solución; (b) aumenta el pH, hacia la neutralidad; (c) las bases intercambiables son desplazadas de los sitios de intercambio; (d) se incrementa la solubilidad del fósforo y el silicio; y (e) se forman nuevos minerales (Ponnamparuma, 1972).

Una concentración de 500 ppm de Fe^{2+} en la solución del suelo ha sido considerada como tóxica para las plantas. Nhung y Ponnamparuma (1972) encontraron que la muerte de plántulas de arroz (*Oryza sativa* L.) las cuales habían sido transplantadas 2 semanas después de que se había sometido a inundación el suelo, se debió a una toxicidad conjunta de 68 ppm de aluminio y de 490 ppm de Fe^{2+} . Las soluciones propuestas para evitar la alta concentración inicial de Fe^{2+} fueron: (i) realizar el trasplante de las plántulas de arroz en el tiempo en donde la concentración del Fe^{2+} en solución disminuye hasta niveles no tóxicos, y (ii) adicionar al suelo MnO_2 , el cual al incrementar el potencial redox disminuye la concentración del Mn^{2+} .

3.4.4.1 SINTOMAS DE TOXICIDAD

La toxicidad por hierro se ha asociado con algunas enfermedades fisiológicas del arroz, bajo condiciones de reducción. Estas son: (a) el llamado "bronceado" en Sri Lanka y otras partes del Sureste Asiático; (b) la enfermedad "Akigara tipo F" en el Japón, producida por una deficiencia de K^+ y una toxicidad por Fe^{2+} ; (c) el desorden llamado "akiochi" en Corea; (d) en el Hawai la alta concentración de Fe, Al, Mn y Zn en solución se relacionan con la enfermedad llamada "moteado foliar" en la caña de azúcar (Foy et al. 1978; Ponnamparuma, 1965; Sánchez, 1976).

El grado de toxicidad por hierro en las plantas depende de la especie,

la edad y estado nutricional de éstas. Es difícil identificar la toxicidad por hierro como un síntoma específico, por el contrario, el efecto tóxico se relaciona con la toma y transporte de otros nutrimentos.

En el tabaco (Nicotiana tabacum L.) la toxicidad por hierro ocasiona que las hojas sean débiles y quebradizas, con una coloración café obscura o púrpura, lo que determina una baja calidad del sabor y encendido (Rhoads, 1971).

En el lino (Linum usitatissimum L.) la toxicidad por hierro causa que las plantas sean achaparradas, sus raíces se engrosan y en la superficie de éstas se presenta una alta acumulación de fosfatos, por lo que la deficiencia del P en la parte aérea determina una coloración verde oscura de las hojas. Asimismo, en el frijol (Phaseolus vulgaris L.) la toxicidad por hierro esta asociada con una deficiencia de Zn en los tejidos, lo que origina la aparición de manchas negras en el follaje (Foy et al, 1978).

3.6.4.2 EFECTOS FISIOLOGICOS

Los desordenes fisiológicos relacionados con la toxicidad por hierro estan muy asociados con el alto contenido de Fe, Al y Mn, y con la deficiencia de K, P, Ca, Mg y Zn en los tejidos de las plantas.

Rhoads(1971) observa que la menor longitud de las hojas de plantas

del tabaco, afectadas por toxicidad de hierro, estuvo muy relacionada con su alto contenido de hierro, de 450 a 1124 ppm, y un bajo nivel de Mn.

Se ha encontrado que las manchas necróticas de las plantas de arroz que padecen la enfermedad llamada bronceado, tienen un alto contenido de Fe, igualmente, en el metabolismo foliar Múni de la caña de azúcar se presenta una alta acumulación de Al, Fe y Mn, y además un bajo nivel de SiO_2 en las hojas (Foy et al, 1978).

Howeler (1973) encontró que en la enfermedad llamada "amarillamiento del arroz", producida en un Oxisol alto en hierro reducible y bajo inundación, la alta concentración del Fe indujo deficiencias de P, K, Ca y Mg en las plantas. Aún cuando el contenido de aluminio en las hojas fue alto no fue muy clara la relación entre este elemento tóxico y la enfermedad.

Sánchez (1976) menciona que los efectos fisiológicos de las enfermedades "bronceado" y "Alagare tipo I" son más severos cuando la concentración del K en solución es muy baja.

Aparentemente, aquellas plantas que tienen un alto contenido de Ca y SiO_2 pueden tolerar un alto contenido interno de Fe, Al y Mn, previniendo la concentración de estos lo que impide la aparición de las manchas necróticas. El Silicio actúa como un detoxificador (Foy et al, 1978).

3.7 TOLERANCIA A LA ACIDEZ DEL ZAGATE BALLICO PERENNE

El zacate ballico perenne (Lolium perenne L.) conocido como pasto inglés o ryegrass perenne es una gramínea forrajera nativa de la zona templada de Asia y Norte de África. Es considerado uno de los más importantes componentes de las praderas de clima templado.

El ryegrass perenne es una planta con un amplio rango de adaptación a diferentes condiciones edáficas. Sin embargo, es muy exigente en cuanto a la fertilidad del suelo, en especial la nitrogenada, con un crecimiento óptimo en suelos de textura media tirando hacia la pesada y con un pH ligeramente ácido, aunque soporta suelos arcillosos alcalinos y arenosos. Además, se ha encontrado que puede tolerar suelos ácidos si dispone de humedad y nitrógeno en abundancia (Pardo y Carofa, 1984).

El pH óptimo para un buen crecimiento de este zacate es de 5.0 a 6.4 en algunos suelos minerales (Palazzo y Duell, 1974) y en otros de 5.8 (Whingham y Beaverstock, 1985), observándose una reducción del rendimiento cuando el pH es menor de 5.0. Sin embargo, siendo una planta de polinización cruzada su amplia variabilidad genética ha proporcionado germoplasma tolerante a la acidez del suelo. En un estudio sobre la respuesta al pH de varias especies de plantas, Palazzo y Duell (1974) observaron que si bien entre el rango de pH de 5.0 a 4.0 el rendimiento de

4 variedades de Lolium perenne disminuyo, las variedades Manhattan y Pardini fueron menos sensibles a la acidez que las variedades Lima y NK-100.

Por otra parte, en suelos ácidos orgánicos el pH óptimo para el zacate ballico perenne es menor de 5.0. Así, Dampney(1985) encontró que para obtener un 80% del rendimiento máximo de Lolium perenne en un suelo turboso con pH de 4.2, tuvo que aplicar 2 toneladas de CaCO_3/ha , obteniendo un pH de 4.6.

En algunas regiones las variedades de zacate ballico perenne parecen ser sensibles a una toxicidad por aluminio. En suelos con un alto contenido de aluminio, pero con un pH mayor de 5.0, no se presenta una alta concentración de aluminio en solución como para dañar la raíz de este zacate. Esto observó Rowe et al(1988) en un suelo ácido Krasnozem, en cuya profundidad 10 a 30 cm. la saturación de aluminio era del 34 al 42% rango que es tóxico para Lolium perenne, pero como el pH era mayor de 5.0 la concentración de aluminio en solución no era mayor de 1.4 $\mu\text{g/g}$ y no se presentaron síntomas de toxicidad. Sugirieron que de caer el pH por debajo de 5.0 puede presentarse una toxicidad por aluminio.

Algunos estudios han evidenciado la existencia de genotipos del zacate ballico perenne tolerantes a una toxicidad por aluminio. Hojito et(1986) evaluando 5 especies de pastos forrajeros encontraron que Lolium perenne tenía una fuerte tolerancia al aluminio.

Halyar y Anderson(1974) reportaron que 2.29 meq/100g de aluminio intercambiable de un suelo franco arenoso con un pH de 5.7, causo toxicidad por aluminio afectando notablemente el crecimiento de la alfalfa (Medicago sativa L.) variedad Hunter River y del zacate Phalaris tuberosa variedad Seedmaster, cuyo rendimiento fue de 0.09 g/maceta(25% del máximo) y 0.05 g/maceta(7.6% del máximo), respectivamente. Mientras que la toxicidad fue menor para Lolium perenne variedad Grassland Rumi, con un rendimiento de 0.56 g/maceta(53% del máximo).

Lolium perenne parece ser muy resistente a los efectos de la lluvia ácida. Ashenden y Bell(1987) aplicando tratamientos de lluvia ácida simulada de pH: 5.6, 4.5, 3.5 y 2.5, sobre varios cultivos, observaron que Lolium perenne no mostro lesiones foliares aún con la lluvia más ácida de pH de 2.5. A diferencia del trébol blanco(Trifolium repens L.) y la cobada(Hordeum vulgare L.) quienes tuvieron una reducción en el tratamiento de lluvia más ácida, Lolium perenne produjo más altos rendimientos. El principal efecto de la lluvia con pH de 2.5 fue la reducción del pH del suelo.

3.8 EL ENCALADO DE LOS SUELOS

3.8.1 EL pH EN EL CRECIMIENTO DE LAS PLANTAS

Históricamente el pH del suelo considerado como óptimo para el

buen crecimiento de las plantas cultivadas ha sido entre 6.5 a 7.0. Este criterio se origina en zonas de alta latitud, reforzado por algunos trabajos como el de Truog(1946) quien en base a datos de suelos ácidos minerales desarrolló un diagrama que mostraba una mayor disponibilidad de los nutrientes en un pH de 6.5. Desafortunadamente, esta evidencia se extendió y aplicó a suelos ácidos de regiones tropicales húmedas.

De acuerdo con Melean(1976) científico que respalda este criterio, al encalar suelos ácidos minerales por arriba del pH donde el Al, Fe y Mn son inactivados, se incrementan; la saturación de bases intercambiables, la CIC, la disponibilidad del Ca, Mg, P, K, S, B, Cu y Zn, y la actividad microbiológica del suelo.

Sánchez(1976) y Kamprath(1984) mencionan que el criterio de encalar los suelos ácidos minerales hasta un pH cercano a la neutralidad se origina a partir de estudios y experiencias obtenidas en los estados del Medio Oeste de los EUA, donde el encalado de Mollicoles y Alfisoles hasta un pH de 6.5 a 6.8 es adecuado, ya que estos suelos son: poco intemperizados, tienen una alta carga permanente y una insignificante carga dependiente de pH, y en éstos las relaciones cereales-leguminosas son muy frecuentes. Además, un pH casi neutro determina una alta disponibilidad de Ca y Mo, importantes para la fijación simbiótica de las leguminosas de clima templado.

El criterio de un pH óptimo cercano a la neutralidad para obtener un máximo crecimiento de las plantas, no es válido en suelos ácidos de regiones tropicales (Sánchez, 1976), así como en los Oxisoles y Ultisoles de las regiones más húmedas de los estados del Sureste de los EUA (Adams, 1984). La presencia en estos suelos de óxidos hidratados de hierro y aluminio, su baja CIC efectiva y un muy bajo porcentaje de saturación de bases, determina que el principal criterio para enlazar sea disminuir la concentración de metales tóxicos, como el Al o Mn, a un bajo nivel, independientemente del pH en que se logre este propósito. Además, enlazar estos suelos por arriba de un pH de 6.0 a 6.2 puede disminuir el rendimiento de los cultivos.

En general, los suelos ácidos de regiones húmedas tropicales no deben enlazar a un pH próximo a la neutralidad por las siguientes razones:

(a) Generalmente están tamponados por arriba de pH de 5.5, por lo que el requerimiento de altas dosis de cal es incosteable.

Sánchez (1976) menciona que en el pasado los Oxisoles y Ultisoles del Sur de Brasil, con 1 a 3 meq/100g de Al intercambiable, se enlazaban con dosis de 10 a 30 ton. CaCO_3/ha para obtener un pH óptimo, pero hoy en día en base al criterio de reducir el Al intercambiable a niveles no tóxicos las dosis son de 1.6 hasta 5 ton. CaCO_3/ha .

Mendez y Kamprath(1978) utilizando un Latosol con una saturación de aluminio del 68%, 0.60 meq/100g de Al intercambiable y un pH de 4.6, encontraron que la cantidad de CaCO_3 requerida para aumentar el pH del suelo hasta 7.0 fue de 8000 Kg/ha, pero utilizando el criterio del aluminio intercambiable (meq CaCO_3 /100g = meq Al/100g \times 1.5) sólo se requirió de una cantidad de 900 Kg de CaCO_3 para aliviar la toxicidad del aluminio, obteniendo un pH de 5.5 .

(b) Encalando por arriba de un pH de 6.2 se presenta una baja disponibilidad y deficiencia en los tejidos de las plantas, de los siguientes nutrientes: Mn, Zn, Mg (Joo y Uzu, 1977), K, P (Sumner, 1979; Farina et al, 1980), Fe y Cu (Martini y Muttera, 1985).

(c) El sobreencalado de los suelos ácidos aluminosos origina una baja disponibilidad y deficiencia de fósforo en las plantas (Sims y Ellis, 1981).

En los suelos ácidos minerales de zonas poco intemperizadas, que presentan un bajo contenido de aluminio se ha observado que la disponibilidad del fósforo se incrementa entre un pH de 6.0 a 6.5 (Tisdale et al, 1985). Pero en suelos ácidos altos en aluminio de zonas muy intemperizadas la disponibilidad del fósforo disminuye cuando el suelo se encala hacia la neutralidad. La explicación de este hecho es que a medida que se incrementa el pH se presenta la formación y precipitación de polímeros hidroxil-Al en estado amorfo, cuya amplia superficie con sitios de carga positiva adsorben fuertemente el P, reduciéndose así su disponibilidad.

Sumner(1979) estudiando dos Oxisoles que diferían en la disponibilidad del P cuando se encalaban hasta un pH de 6.5, encontró que en un Oxisol la baja disponibilidad en el suelo y deficiencia de P en la alfalfa (*Medicago sativa* L.) y el sorgo (*Sorghum vulgare* L.) se debía a su alto contenido de Al intercambiable (2.84 meq/100g). Explicó que la formación de amplias superficies con cargas positivas, a partir de la precipitación de complejos hidróxido-Al, pudieron adsorber fuertemente el P y reducir así su concentración en la solución del suelo.

Se ha encontrado que la adsorción del P es alta cuando los polímeros de hidróxido-Al se presentan en estado amorfo, puesto que su área superficial de adsorción aniónica es mayor que cuando están en un estado cristalino, como gibbsite (Haynes, 1984). Asimismo, se ha considerado como difícil la cristalización de los polímeros hidróxido-Al, lo que reduciría la adsorción del P, puesto que se ha demostrado que tanto las aniones inorgánicas como los orgánicos inhiben la cristalización de estos polímeros. Por lo tanto, en aquellos suelos ácidos aluminosos no es recomendable encalarlos hasta un pH casi neutro, por el contrario, sólo debería utilizarse la cal necesaria para reducir el Al intercambiable a un bajo nivel (Sims y Ellis, 1983).

Por otra parte, los suelos orgánicos no se recomienda encalarlos por arriba del rango de pH de 5.2-5.8. En estos suelos, la mayor parte

de las cargas son dependientes de pH y por esto proporcionan; Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ a las plantas en un pH relativamente bajo. Mclean y Brown(1984) indican que el encalado de los suelos ácidos orgánicos por arriba de pH de 5.8 reduce la disponibilidad del P, Mn, B y Zn.

Se ha reconocido que en un rango de pH de 4.0 a 5.0 la materia orgánica del suelo alivía la toxicidad del aluminio, a través de la formación de complejos Al- materia orgánica, reduciendo la actividad del Al en solución. Asimismo, un incremento del pH de los suelos ácidos orgánicos, altos en aluminio, cercano a 7.0 puede producir toxicidad por aluminio, a través del incremento de solubilidad de los complejos Al-materia orgánica.

Farias et al(1980) observaron que encalando suelos ácidos altos en su contenido de materia orgánica (3.2 a 6.6%) y de aluminio intercambiable (1.88 a 3.12 meq/100g) hasta un pH próximo a 7.0, disminuyó notablemente el crecimiento de las plantas de maiz(*Zea mays* L.). Este comportamiento se relacionó con un incremento de Al en los tejidos de las plantas.

Hargrove(1986) utilizando materia orgánica humificada con un contenido de 51.9 $\mu\text{mol Al/Kg}$, y midiendo la solubilidad del Al en un rango de pH de 3.7 a 7.0, observó que entre el pH de 5.0 a 7.0 la solubilidad de los complejos Al-materia orgánica aumentaba notablemente, los cua-

los puedan ser tomados por las plantas y producir toxicidad. Sin embargo, no se conoce el mecanismo exacto por el cual el aluminio es liberado del complejo orgánico dentro de la planta.

Por lo general, los suelos de Ando no requieren encañares, aún cuando su pH sea menor de 5.0, debido a que el contenido de Al intercambiable es muy bajo en relación con el contenido de calcio presente. Las propiedades físicas y químicas de éstos suelos están determinadas por la presencia de alúfano, un material amorfo. No obstante, en numerosos Andosoles del Noroeste del Japón se ha encontrado una predominancia de materiales no alófanicos en la fracción arcillosa, específicamente minerales clorotizados del tipo 2:1, los cuales determinan las propiedades de estos suelos y de cantidades significativas de Al intercambiable (Shoji et al, 1982; Shoji y Fujiwara, 1984).

Saigusa et al (1980) encontro que en los horizontes A y B de Andosoles no alófanicos, con $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ menor de 5.0 y con predominancia de arcillas clorotizadas tipo 2:1, la acidez intercambiable (H + Al) de 0.7 a 38 ml/100g que presentaban afectó significativamente el crecimiento de tres especies de plantas cultivadas. La tolerancia al aluminio de estos cultivos fue en forma decreciente, la siguiente: maíz dentado (Zea mays L.) cebada (Hordeum vulgare L.) bardana (Atractium lappa). En contraste, en otro grupo de horizontes constituidos por arcillas de alúfano-impureza, el menor contenido de acidez intercambiable, de 0.3 ml/100g, no

afecto al crecimiento radicular de las plantas, aún cuando el pH (H_2O) era de 4.6.

Algunos científicos del suelo como Farina et al (1980) y Kamprath (1970) han sugerido que el criterio del aluminio intercambiable, como parámetro para encalar los suelos ácidos minerales, puede aplicarse en suelos ácidos altos en aluminio de alta latitud. Vietz (1977) en una revisión histórica de la fertilidad del suelo y nutrición de plantas menciona que: "el pH está perdiendo prioridad, y los especialistas de la fertilidad del suelo consideran ahora los elementos tóxicos y las deficiencias de nutrientes que puedan estar asociados con un pH ácido, antes que tomar en cuenta sólo el pH por sí mismo como criterio para encalar".

3.8.2 EFECTOS DEL ENCALADO EN EL SUELO

La adición de un material de encalado a un suelo ácido produce cambios en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. No todos éstos cambios son benéficos para el crecimiento de las plantas, sino que bajo ciertas condiciones pueden ser perjudiciales.

3.8.2.1 QUÍMICOS

- (a) La acidez (H^+) es neutralizada.
- (b) Se inactivan el Al y Mn intercambiables y en solución, eliminando así

su efecto tóxico.

- (c) Se incrementa la saturación de los cationes básicos; Ca^{2+} y Mg^{2+} (si se utiliza dolomita), corrigiendo su deficiencia.
- (d) Cambia la relación entre los cationes básicos; Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ , en forma intercambiable y en solución.
- (e) Disminuye la fijación del fósforo.
- (f) Disminuye la intemperización ácida de los minerales primarios y secundarios del suelo, al disminuir la concentración del H^+ en solución.
- (g) Aumenta la disponibilidad del molibdeno, que previamente estaba en una forma fijada.
- (h) Se incrementa la CIC del suelo, aumentando así la capacidad de adsorción de las bases intercambiables.
- (i) Disminuye la capacidad de intercambio aniónico (CIA), es decir, se reduce su carga neta positiva, forzando a los aniones previamente adsorbidos a ir hacia la solución del suelo.

3.8.2.2 FÍSICOS

- (a) Mejora la estructura del suelo al aumentar la estabilidad de los agregados, a través de: (i) al permitir un buen crecimiento de la raíz, la

liberación de exudados orgánicos, como los polisacáridos, favorece la adhesión de las partículas del suelo más próximas a la superficie de la raíz. El efecto es mayor durante la descomposición de las raíces y micorrizas, aumentando el contenido de materia orgánica; (ii) por la acción floculante y cementante de los óxidos hidratados de Fe y Al recientemente precipitados; y (iii) por la misma acción cementante del CaCO_3 .

- (b) Al incrementarse la agregación de las partículas del suelo aumenta la capacidad de retención de agua, debido a un incremento en la cantidad de poros de tamaño fino y mediano.
- (c) La formación y precipitación de polímeros de hidróxi-Al e hidróxi-Fe dentro de las intercapas de las arcillas laminares 2:1 de entramado expansible, no permiten su contracción al secarse, impidiéndose así el encostramiento del suelo. Esto favorece la emergencia de las plántulas de cultivos de semilla pequeña y se reduce el gasto de energía durante las operaciones de labranza.
- (d) Se reduce notablemente la compactación del suelo.
- (e) El sobreenfado de Oxisoles y Ultisoles (esto es, la dosis de CaCO_3 mayor que aquella que sólo neutraliza el Al intercambiable) puede ocasionar un deterioro de la estructura del suelo, lo que causa una reducción en la percolación del agua a través del perfil de

estos suelos.

3.8.2.3 BIOLÓGICOS

- (a) Se incrementa la fijación del nitrógeno, tanto simbiótica (Rhizobium spp.—leguminosas), como no simbiótica (Azotobacter, Glomeridium).
- (b) Se incrementan la mineralización y nitrificación.
- (c) Al cambiar el pH se puede controlar la actividad y ataque de ciertos patógenos de plantas. Por ejemplo, al encalar a un pH próximo a 7.0 se inhibe la germinación de las esporas del patógeno Plasmodiophora brassicae que produce la enfermedad llamada hernia o pocha de las crucíferas.
- (d) Al suministrar Ca, por el encalado, se incrementa la resistencia de las plantas a fitopatógenos, tales como: Eretria amylovora, Phytophthora infestans, Rhizoctonia solani, Botrytis cinerea y Fusarium oxysporum. El Ca al formar enlaces rígidos con las cadenas pépticas de la pared celular promueve así una resistencia a la degradación celular por estos patógenos.

3.8.3 REQUERIMIENTO DE CAL

El requerimiento de cal de un suelo ácido es la cantidad de material

de encalado necesaria para: (a) neutralizar la acidez (H^+) desde una condición inicial ácida hasta otra menos ácida, normalmente de 6.5, o más, (b) inactivar el Al (intercambiable y en solución) u otros cationes metálicos que producen toxicidad, como el Fe y Mn, hasta niveles no tóxicos.

3.8.3.1 METODOS UTILIZADOS PARA DETERMINAR EL REQUERIMIENTO DE CAL

En las regiones del mundo con problemas de suelos ácidos se han utilizado dos criterios para determinar el requerimiento de cal (RC) de un suelo ácido, estos son: (1) encalar el suelo hasta un un pH óptimo de 6.5, el cual se origina y es ampliamente utilizado en suelos ácidos de regiones moderadamente intemperizadas de alta latitud; y (2) reducir el Al intercambiable hasta un nivel no tóxico, utilizado en suelos aluminosos de regiones tropicales.

En aquellos suelos ácidos donde el principal factor tóxico sea el Mn, deberá emplearse la cantidad de cal necesaria para reducir el Mn intercambiable y en solución a un bajo nivel, obtenido a un pH entre 5.5 a 6.5. Pero debe tenerse cuidado de no sobreencalar puesto que puede causar una baja disponibilidad y deficiencia en las plantas de este elemento. Asimismo, en el caso de los suelos ácidos orgánicos, éstos no deben encalarse por arriba de un pH de 5.8.

3.3.3.1.1 METODOS BASADOS EN EL CRITERIO DE UN pH OPTIMO

Estos métodos se originaron y desarrollaron en regiones de alta latitud, de moderada intemperización, donde se obtienen altos rendimientos de cosechas encolando hasta un pH de 6.5 a 7.0. Son muy utilizados en los EUA (Adams, 1984), en Canada (Webber et al, 1977) y aún en Alaska (Loyman, 1981).

En general, los factores que afectan la medición del RC de los suelos ácidos son aquellos que influyen en la acidez total como los relacionados con el método elegido. Estos son: el grado de intemperización, tipo de material parental, contenido de arcilla, secuencia de neutralización, método de RC utilizado y tiempo empleado en la determinación (McLean, 1982).

Para determinar el RC se han utilizado 4 técnicas, que varían en cuanto a su metodología y consumo de tiempo. Estas son: (a) experimento de campo; (b) incubación suelo-cal; (c) titulación suelo-base; y (d) equilibrio suelo-solución buffer.

A. EXPERIMENTO DE CAMPO

Antes de que se desarrollaran los métodos de laboratorio para la determinación del RC, éste se obtenía a partir de la aplicación directa de

un material de encalado en el suelo, en experimentos de campo. Los resultados obtenidos, al evaluar diferentes dosis de cal sobre el rendimiento de las plantas cultivadas, eran posteriormente aplicados en otros sitios con condiciones similares de: suelo, clima, especies o genotipos de plantas cultivadas, y tipo de rotación de cultivos. Si bien, este método proporciona información directa sobre el efecto del encalado en la relación suelo-planta, no es muy utilizado por el gran tiempo consumido (Brown et al (1956)). Sin embargo, todavía es un método muy importante utilizado para correlacionar los datos de RC de laboratorio con la respuesta a nivel de campo.

B. INCUBACION SUELO-CAL

La necesidad de métodos más rápidos para la determinación del RC adecuados para que cubrieran un amplio rango de condiciones de suelos, impulsó el desarrollo del método de incubación. Dicho método consiste en mezclar cantidades crecientes de un material de encalado con cantidades iguales de muestras de suelo, se equilibra a humedad de campo y se mide el pH después de haberse incubado por el mayor tiempo posible.

Como la actividad microbiana es intensa en condiciones de incubación, las sales acumuladas interfieren en la medición del pH, estas deberán lavarse o bien tomarse en cuenta al calcular el RC (McLean, 1982). Este método proporciona una alta seguridad para determinar el RC de los sue-

los, sin embargo, no se ha considerado como un método de rutina en los laboratorios de suelos debido al tiempo en que se tarda en alcanzar el equilibrio. Shoemaker et al(1961) realizando incubaciones suelo- CaCO_3 utilizaron ciclos alternos humedecimiento-secamiento durante 17 meses, para alcanzar el equilibrio.

C. TITULACION SUELO-BASE

Este método se basa en el principio químico ácido-base, en el cual la acidez activa del suelo es neutralizada con una solución de $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Básicamente, este método consiste en adicionar aliquotas crecientes de una solución saturada estandarizada de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ a muestras iguales de suelo en matraces y se agitan intermitentemente durante 24 horas. Puesto que la mayor parte de la acidez total del suelo (la acidez no intercambiable o dependiente de pH) no es accesible, al $\text{Ca}(\text{OH})_2$, para que se tenga una reacción rápida, se sugiere adicionar una solución salina neutra de KCl 1N o CaCl_2 0,01M, que acelerará notablemente la reacción.

La determinación del RC se obtiene al elaborar una curva de titulación, a partir de graficar el pH del suelo vs. los meq de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ adicionados. Esta curva de titulación nos proporciona: (i) la cantidad de material de encañado (ton. CaCO_3/ha) para obtener un pH específico del suelo; y (ii) nos informa el pH donde el suelo está más tamponado. A pesar de obtener resultados relativamente rápidos, este método no se usa para

análisis de rutina, pero es empleado para calibrar el RC obtenido con los métodos buffer rápidos.

D. EQUILIBRIO SUELO-SOLUCION BUFFER

El interés de desarrollar un método de titulación directa de la acidez del suelo en un tiempo razonablemente corto y que todavía permitiera adicionar lentamente la base, dió origen de emplear soluciones buffer para determinar el RC de los suelos.

Estos métodos rápidos consisten en tratar una muestra de suelo con un volumen determinado de solución buffer, de cierto pH, durante algunos minutos (30 minutos normalmente), de tal manera que la diferencia entre el pH inicial de la solución buffer (pH_b) y el pH de la mezcla suelo-buffer (pH_s-b) indicara la cantidad equivalente de acidez neutralizada, la que sirve de base para calcular la cantidad de material de encalado necesaria para elevar el pH del suelo a un valor deseado. Asimismo, la diferencia $pH_s - pH_s-b$ se incrementa linealmente en función de la concentración de H^+ presente. Mientras más tamponado este el suelo, esto es, cuanto más carga dependiente de pH contenga, mayor será la diferencia $pH_s - pH_s-b$ y por lo tanto mayor será su RC.

Los métodos buffer más utilizados en los EUA, son: (i) el SMP-simple buffer (Snoemaker et al, 1961), llamado así en honor de sus creadores .

Shoemaker, McLean y Pratt, está diseñado especialmente para suelos que tienen un alto RC, mayor de 4 482 Kg CaCO_3/ha , que tienen un pH menor de 5.8, contienen menos de 10% de materia orgánica y presentan una apreciable cantidad de aluminio soluble. Es muy utilizado en el cinturón maderero de ese país; el método SMP-doble buffer (McLean et al, 1978), es una modificación del SMP-simple buffer, ya que este último no funciona bien en suelos con un RC menor de 4.5 ton CaCO_3/ha ; (iii) método de Adams y Evans, fue diseñado para suelos con un RC menor de 4 meq $\text{CaCO}_3/100\text{g}$, una baja CIC, pequeñas cantidades de arcillas del tipo 2:1 y un bajo contenido de materia orgánica (Adams y Evans, 1962); y (iv) el método Mehlich (Mehlich, 1976) el cual se basa sólo en neutralizar las acides intercambiable, sin el objetivo de alcanzar un pH específico.

Otros métodos utilizados son el doble buffer de Yuan (Yuan, 1974) y el método Woodruff (Woodruff, 1948). A continuación se describen las características generales del método Woodruff, puesto que fue el utilizado en el presente trabajo.

METODO WOODRUFF

Es un método rápido y sencillo, basado en una solución buffer de : acetato de calcio, p-nitrofenol y óxido de magnesio, tamponada a pH 7. La principal característica de este método es que proporciona una curva de amortiguación lineal entre el rango de pH de 7.0 a 6.0. De esta mane-

ra, si la diferencia entre el pH de la solución buffer y el pH de la muestra suelo-solución buffer es de 0,1 unidades de pH, significa que la acidez a neutralizar es equivalente a 1.0 meq H /100g. Sin embargo, si la acidez del suelo fuera mayor de 10 meq H /100g, se tomara sólo la mitad de la cantidad de suelo utilizada para la determinación y ahora por cada 0,1 unidades de la diferencia $pH_s - pH_{s-b}$, significa 2 meq H /100g.

Se ha encontrado que el método Woodruff sólo estima la mitad del RC de suelos con un alto RC, mayor de 2.24 Kg $CaCO_3/ha$, un alto contenido de aluminio y de materia orgánica (McLean et al, 1966). Posteriormente, en los años 1960's Woodruff modificó su método original adaptándolo a suelos con un alto RC, el cual contempla el Al intercambiable. No obstante, este método nunca fue publicado y sólo se incorporó en un programa de análisis de suelos de Missouri, EUA (Brown y Cline, 1984).

Si se desea tener un método de RC que sea adecuado para un grupo de suelos de alguna región geográfica, deben realizarse correlaciones entre los datos de los métodos rápidos buffer con aquellos obtenidos con incubaciones de suelo-cal y de titulación suelo- $Ca(OH)_2$. Así, en Luvisoles, Sololes y Podsoles de Canadá, Webster et al (1977) encontraron que los métodos Pasch, Schofield, Woodruff y SMP-simple buffer tuvieron una alta correlación en el RC para incrementar el pH hasta 5.5 o 6.0, los cuales a su vez estuvieron muy correlacionados con el Al intercambiable y con el contenido de materia orgánica. Recomendarán emplear el método

SMP-simples buffer únicamente por su rapidez y simplicidad.

3.8.3.1.2 METODO DEL ALUMINIO INTERCAMBIABLE

En suelos ácidos de regiones tropicales el aluminio es frecuentemente el factor más importante en limitar el crecimiento de las plantas cultivadas. Se ha sugerido que en estos suelos, especialmente en Oxisoles y Ultisoles, el RC debe basarse en reducir el aluminio intercambiable hasta un valor menor de 1ppm (Kamprath, 1970; Reeve y Sumner, 1970).

El cálculo del RC por el método del aluminio intercambiable es el siguiente:

$$\text{Requerimiento de cal} = \frac{\text{meq Al}_i/100\text{g} \times F}{(\text{meq CaCO}_3/100\text{g})}$$

donde:

Al_i , es el aluminio intercambiable, extraído con una solución salina (KCl 1N) no tamponada de pH 7.0.

F, es un factor relacionado con el grado de tolerancia de las plantas al aluminio, siendo de 1.0 para especies de plantas tolerantes, de 1.5 para aquellas semitolerantes y de 2.0 para plantas sensibles.

Los suelos donde este método ha funcionado adecuadamente se caracterizan por: un alto contenido de aluminio intercambiable, una amplia car-

ga dependiente de pH, una baja CIC, un alto contenido de óxidos hidratados de Fe y Al, y una baja saturación de bases intercambiables (Kamprath, 1978).

En general, es un método sencillo y rápido cuya principal ventaja es una reducción importante de la cantidad de material de encalado que se utiliza. No obstante, en algunos suelos ácidos ciertos factores limitan su utilidad, como son: (a) el Mn puede ser un factor de toxicidad más importante que el Al en algunos suelos (Lanyon et al, 1977), y (b) la actividad del aluminio monomérico en la solución del suelo es la que determina la toxicidad de este elemento y no el Al en forma intercambiable.

3.8.4 MATERIALES DE ENCALADO

Un material de encalado es una sal de calcio y/o magnesio cuyo anión, siendo el de un ácido débil, es capaz de inactivar el H^+ en la solución del suelo (Villanova, 1977).

Los diversos materiales de encalado utilizados en la agricultura se han obtenido a través de la explotación de los yacimientos de calizas, o bien, como subproductos de algunos procesos industriales. En el cuadro No.2 se presentan diferentes materiales utilizados para el encalado de los suelos ácidos.

Los materiales que se obtienen de depósitos naturales son las ca-

Cuadro 2.0 Materiales para encalado, fórmula y valor neutralizante(VN).

MATERIAL	FORMULA DEL COMPONENTE BASICO	VALOR NEUTRALIZANTE (equiv. % CaCO_3)
Calcita	CaCO_3	100
Magnesita	MgCO_3	119
Dolomita	$\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$	195-108
Cal viva	CaO	179
Cal hidratada	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	136
Oxido de magnesio	MgO	250
Hidróxido de magnesio	$\text{Mg}(\text{OH})_2$	172
Marga	CaCO_3	70 - 40
Escoria básica	$\text{CaCO}_3 \cdot \text{CaSiO}_3$	71 - 67
Escoria de silicato de calcio	CaSiO_3	80 - 71
Conchas marinas molidas	CaCO_3	88 - 80
Resca fosfórica	$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$	7
Cenizas de madera	$\text{CaCO}_3, \text{K}_2\text{CO}_3, \text{MgSO}_4$	40

Fuente: Datos recopilados de: Jones(1979), Barber(1984) y Nuffez(1985).

lizas y las margas. Las calizas son extraídas con explosivos, transportadas, trituradas, pulverizadas y clasificadas en base a su pureza, contenido de Ca y Mg, y finura. La calcita pura (CaCO_3) contiene un 40% de Ca, la dolomita ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$) contiene 31.7% de Ca y 13% de Mg, mientras que la magnesita (MgCO_3) contiene entre un 6 a 13% de Mg. Estos materiales de encalado son ampliamente utilizados y su grado de pureza es del 75 al 99%, con un promedio del 94%.

Por otra parte, las margas son depósitos de carbonato de calcio blando, no consolidado, mezclado con tierra y comúnmente húmedo. Se localizan en áreas con drenaje deficiente y son de un espesor de hasta 10.3m, se extraen por excavación y se secan al aire. Tienen la misma reacción que la calcita y contienen una pequeña cantidad de Mg, como carbonato de magnesio. Barber (1984) menciona que las margas de Michigan, EUA, contienen de 0.8 a 3.1% de Mg. Su grado de pureza es del 70 al 90%, lo que presupone que pueden contener cierto grado de impurezas. Su manejo es más difícil que aquel de la calcita ya que tiende a formar terrones, impidiendo así una adecuada mezcla con el suelo.

A partir del tratamiento de las calizas se han obtenido dos materiales de encalado muy eficientes, estos son:

- (1) La cal viva (CaO) obtenida a partir de la calcinación de la calcita es un polvo blanco muy caústico, de difícil manejo pues al contac-

to con el aire y la humedad se carbonatiza e hidroliza, respectivamente. Ha sido considerada como el material de encalado más eficiente, su pureza es del 95 al 98% y su valor de neutralización es de 179%.

- (2) La cal apagada Ca(OH)_2 , llamada también cal hidratada, se obtiene a partir de la hidratación de la cal viva. Es muy caústica, de reacción rápida y puede sufrir carbonatación al contacto con el aire. Su pureza es del 95 al 96% y tiene un valor de neutralización de 136% (Tisdale et al, 1988; Brady, 1974).

Las escorias son subproductos obtenidos en los hornos de fundición para la obtención de lingotes de hierro y acero. Son básicamente aluminosilicatos de Ca y Mg, con pequeñas cantidades de otros elementos. Las escorias más importantes son: (i) escoria básica o de Thomas, utilizada en Europa más como un fertilizante fosforado, pues contiene del 14 al 18% de P_2O_5 , que como material de encalado. En los EUA la escoria básica que se produce contiene un 3% de P_2O_5 , pero su valor de neutralización es del 60 al 70%, lo que la hace propicia para encalar; (ii) escoria de alto horno, es un subproducto de la fundición de minerales férricos, se enfría al aire o con agua, formándose gránulos porosos, amorfos y ligeros. Una vez frío es molido, tamizado y transportado a granel. Su valor de neutralización es del 75 al 90%; y (iii) escoria de horno abierto o de hor-

no Siemens-Martin, es un subproducto obtenido durante la transformación del hierro en acero. Su valor de neutralización es bajo debido a la presencia de otros elementos, principalmente de Fe y Mn. Asimismo, puede ser una fuente de Fe y Mn en suelos deficientes en estos nutrientes. Barber(1984), menciona que la aplicación de 2 a 4 ton./ha de ésta escoria corrigió la deficiencia de Mn en la soya (*Glycine max L.*) que crecía en un suelo deficiente en éste nutrimento.

Cuando una escoria es incorporada en un suelo ácido, el silicato de calcio (CaSiO_3) se hidroliza, el Ca^{2+} liberado desplaza al H^+ de los sitios de intercambio catiónico y se forma el ácido metasilícico (H_2SiO_3) el cual está débilmente disociado, aún más que el H^+ con la arcilla, y se eleva el pH del suelo (Tisdale et al, 1984; Barber, 1984).

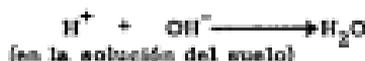
Las calizas son los materiales más empleados para encalar los suelos ácidos. La cal viva (CaO) y cal apagada [Ca(OH)_2], aún cuando son de reacción rápida y tienen un alto valor de neutralización, algunos factores como su difícil manejo e incorporación en el suelo y su alto costo, han limitado su empleo (Barber, 1984).

3.6.4.1 MECANISMO DE NEUTRALIZACIÓN DE LA ACIDEZ DEL SUELO

El mecanismo de reacción de un material de encalado, incorporado al suelo, se inicia con la neutralización de la acidez activa, esto es el H^+ , por

los iones OH^- o SiO_3^{2-} , suministrados por el material de encalado. La reacción de neutralización de la acidez por un material de encalado puede ilustrarse con el CaCO_3 (vease la Fig. 1).

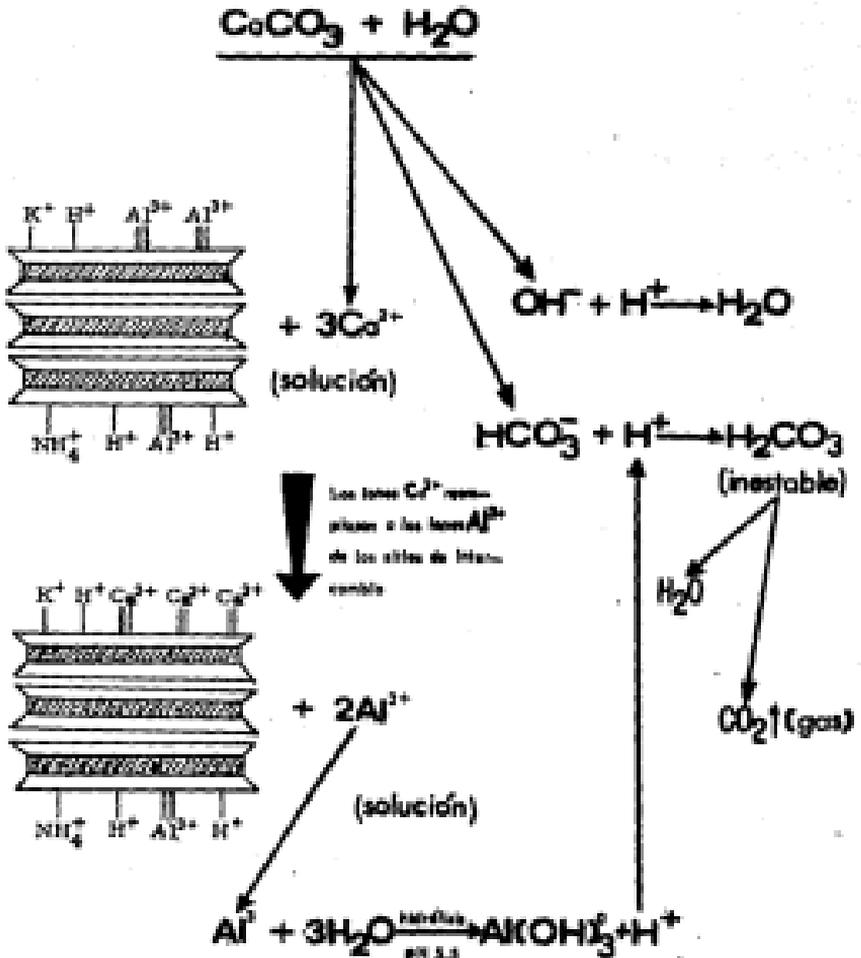
Los efectos del CaCO_3 sobre la acidez del suelo son: (a) la neutralización de la acidez activa (H^+); (b) la inactivación del Al y el Fe, eliminando así la toxicidad de estos elementos; y (c) el suministro de Ca^{2+} . El CaCO_3 en solución se comporta de la siguiente manera:



La velocidad de esta reacción, y de aquí la disolución de las partículas de CaCO_3 , está relacionada directamente con la rapidez en que los iones OH^- son removidos de la solución. A medida que los iones H^+ son liberados en la solución del suelo, los iones Ca^{2+} y HCO_3^- estarán ingresando en forma continua en la solución del suelo neutralizando la acidez activa. Sin embargo, cuando la concentración de los iones H^+ disminuye, también se reduce la liberación de Ca^{2+} y HCO_3^- .

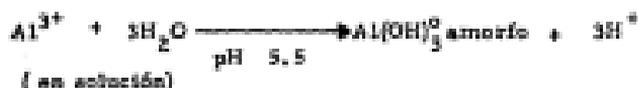
El suministro y concentración del H^+ en la solución del suelo está determinado por la capacidad tampón del suelo. El H^+ puede liberarse en solución a través de la hidrólisis del Al y el Fe. Cuando el Al^{3+} es -

Fig. 1.0 Reacción de neutralización de la acidez del suelo por la caliza (CaCO_3).



Fuente: Modificación del diagrama de Soper, Ch.O., and J.V. Baird, 1982. Soils and Soil Management. Prentice-Hall Company, Reston Virginia, USA.

desplazado de los sitios de intercambio por el Ca^{2+} , en solución se hidroliza liberando H^+ , hasta que se precipita finalmente como $\text{Al}(\text{OH})_3^0$ amorfo. Esto se representa de la forma siguiente:



La continua remoción del H^+ de la solución del suelo y la hidrólisis del aluminio da lugar a que las especies monoméricas del Al se enlacen y se precipiten como polímeros policationicos de hidróxi-Al, los cuales pueden cubrir total o parcialmente las superficies de las arcillas de silicatos. Debido a su carácter anfóterico y carga dependiente de pH forman parte importante de la capacidad tampón del suelo. Al aumentar el pH se liberan iones H^+ de los sitios de intercambio de las superficies de estos polímeros, por lo cual los sitios llegan a tener una carga negativa con capacidad para adsorber cationes. Los polímeros hidróxi-Fe formados en suelos ácidos con un alto contenido de Fe tienen el mismo papel que los polímeros hidróxi-Al, pero a un pH más bajo (Rich, 1968).

Los productos de una completa reacción de encalado son: el Ca^{2+} (y Mg^{2+} , si se utiliza dolomita) intercambiable, y $\text{Al}(\text{OH})_3^0$ y $\text{Fe}(\text{OH})_3^0$. De-

Se recordase que entre el rango de pH de 6.5 a 8.0 el $Al(OH)_3^0$ es la especie predominante del aluminio (Tiedate et al, 1985). En este caso ideal el pH del suelo es de alrededor de 8.3 y se logra una completa saturación de bases. Sin embargo, esta condición no se obtiene ya que los suelos ácidos generalmente no se encalan a un pH mayor de 6.5. De acuerdo con Thomas y Hargrove (1984), algunos estudios en Virginia, EUA, han sugerido que la saturación de bases alcanzada cuando el pH del suelo es de 6.5 es del 45 al 85%.

Cuando un suelo ácido ha reaccionado con la calcita ($CaCO_3$) para alcanzar un pH de 6.5, mucho del Ca^{2+} está en forma intercambiable y la acidez del suelo ha sido neutralizada, sin embargo, una gran cantidad de acidez no intercambiable o titulable, y con frecuencia caliza sin reaccionar, permanece en el suelo. La acidez titulable del suelo la constituyen aquellos componentes del suelo que presentan carga dependiente de pH, entre estos están: los polímeros de hidróxido-Al e hidróxido-Fe, los óxidos minerales de Fe y Al, el alúmina y materiales amorfos similares, arcillas del tipo 1:1 y la materia orgánica.

3.8.4.2 CALIDAD DE UN MATERIAL DE ENCALADO

Cuando se selecciona un material de encalado deben tomarse en consideración las características de éste, tales como; su valor neutralizan-

te, finesa, humedad, contenido de magnesio, pureza y costo.

A. VALOR NEUTRALIZANTE

El valor neutralizante (VN) de un material de encalado es su equivalente químico que neutraliza la misma cantidad de ácido que un equivalente químico de CaCO_3 . Por convención, se ha tomado al CaCO_3 químicamente puro como un estándar de comparación, cuyo valor neutralizante es de 100%. Por esto, el VN de cualquier material de encalado es igual a:

$$\text{VN}(\%) = F \times 100$$

donde;

F. Es la relación entre el equivalente químico del CaCO_3 (100/2) y el equivalente químico de cualquier otro material de encalado, es decir, $F = \text{eqCaCO}_3 / \text{eq de otro material}$.

Por ejemplo, el VN del MgCO_3 es igual a: $\text{eqCaCO}_3 / \text{eqMgCO}_3 \times 100$. Por lo tanto, $\text{VN} = 50/42 \times 100 = 119$. Esto significa que la misma acidez neutralizada por 100 Kg de MgCO_3 será neutralizada por 119 Kg de CaCO_3 . El VN de un material de encalado dependerá de su composición química y grado de pureza. En el cuadro No. 2 se da el VN de los principales materiales de encalado empleados.

B. FINEZA

La velocidad de neutralización de la acidez del suelo por un material

de encalado esta en función de la proporción del tamaño de partículas que contenga. Para la evaluación cuantitativa del grado de finura de un material de encalado se ha recurrido a un análisis mecánico utilizando tamices estándar U.S., especificados por la "American Society for Testing Materials". Con base al número de mallas por pulgada, las cuales determinan un tamaño específico de abertura para cada tamiz, se han clasificado los tamices de la manera siguiente: No. 4 (4.75 mm); No. 8 (2.36 mm); No. 10 (2.0 mm); No. 20 (0.85 mm); No. 30 (0.60 mm); No. 40 (0.425 mm); No. 60 (0.25 mm); No. 80 (0.18 mm); No. 100 (0.15 mm); y No. 200 (0.075 mm).

Mientras más fino sea un material de encalado más rápida y efectiva es su reacción en el suelo. Para obtener una rápida neutralización de la acidez del suelo se ha determinado que del 75% al 100% de las partículas de una caliza agrícola deberá pasar por un tamiz de 8 a 10 mallas (Tiedale et al, 1965).

Whittacker y Chichilo (1964), analizando 191 muestras de calizas de canteras de 35 estados de los EUA, encontraron que en la mayoría de los casos del 80% al 95% de las partículas pasaban por un tamiz de 8 mallas y del 20% al 25% un tamiz de 100 mallas.

Evaluando la efectividad de neutralización de las calizas en función del tamaño de partículas, en un lapso de tiempo de 1 año, se ha considerado como: 100% efectivo el material que pasa por un tamiz de 60 mallas; 60% efectivo aquel que pasa por un tamiz de 20 mallas pero no por

uno de 60 mallas; 20% efectivo el material que pasa por un tamiz de 8 mallas pero no por uno de 20 mallas; y es ineffectivo aquel material que no pasa por un tamiz de 8 mallas (Villanueva, 1977).

En algunas canteras la caliza es triturada de tal forma que del 50% al 60% del material pasa por un tamiz de 200 mallas, cuya reacción es muy rápida (Brady, 1974). Sin embargo, como el costo de la caliza aumenta al incrementarse el grado de finesa del material, lo que hace más difícil su manejo, se ha recomendado que una caliza para encañado debiera contener un alto porcentaje de partículas de tamaño fino y un porcentaje menor de partículas relativamente groseras, de tal forma que se tenga una reacción de neutralización tanto inmediata como continua (Tiedala et al, 1965).

En algunas regiones de los EUA las especificaciones sobre la proporción del tamaño de partículas de una caliza para encañado, se basa en utilizar 2 tipos de tamices; en Ohio, se recomienda que el 95% del material debiera pasar por un tamiz de 8 mallas y el 40% por uno de 100 mallas. Pero, en otros estados se utilizan 3 tipos de tamices; así, en Misocuri, el 95% del material debe pasar por un tamiz de 8 mallas, el 50% por uno de 40 mallas y el 25% por uno de 100 mallas. Estas especificaciones se han obtenido al evaluar la velocidad de neutralización de la acidez con base al tipo de suelo, manejo de éste, clima y tipo de cultivo (Whittaker y Chichilo, 1964).

La velocidad de reacción de la dolomita es generalmente más lenta

que aquella de la calcita. Barber(1984), menciona que en un estudio sobre la velocidad de reacción de neutralización de la acidez de la calcita y la dolomita, ambas con un mismo tamaño de partícula, se encontró que la reacción de la calcita fue 2 veces más rápida que la de la dolomita. Por esto, se recomienda una mayor finura de la dolomita para el encalado de los suelos.

C. CONTENIDO DE HUMEDAD

En las canteras la venta de las calizas se realiza en base al peso de éstas y como algunas llegan a contener hasta un 10% de humedad el costo de compra será más alto. Se ha observado que el contenido de humedad de las calizas varía con la época del año. Barber (citado por Barber, 1984) encontró que el contenido de humedad de muestras de calizas de 50 canteras de Indiana, EUA, era de 0.1% a 10.4%, con un promedio de 4.5% , cuando se recolectaban entre febrero y mayo, mientras que era de 0% al 8.7%, con un promedio de 3.6%, cuando se recolectaban de julio a septiembre. Por lo tanto, cuando se compran grandes volúmenes de calizas como material para encalado, debe tomarse en consideración la época del año donde se tenga el menor contenido de humedad del material.

D. CONTENIDO DE MAGNESIO

En general, es muy deseable un material de encalado que contenga Mg^{2+} , tales como: la dolomita ($CaCO_3 \cdot MgCO_3$), el óxido e hidróxido de mag-

nesto MgO , $Mg(OH)_2$. Sus principales ventajas son: (i) tienen un valor neutralizante mayor del 100%; (ii) su velocidad de reacción es rápida (a excepción de la dolomita); y (iii) son una fuente de Mg^{2+} , lo que evita una alta relación $Ca:Mg$, que puede producir una deficiencia de Mg^{2+} en las plantas.

E. PUREZA

La calidad de un material de encalado depende del grado de impurezas que contenga. Las calizas y las margas, comúnmente contienen arena y arcillas, pero también algunos elementos distintos del Ca y el Mg.

Chichilo y Whitaker (1961) analizando 194 muestras de calizas de los EUA, encontraron que éstas contenían: 76.29% de Ca y 16.97% de Mg como carbonatos; 0.1 a 21.3 g/Kg de Al; 0.1 a 31.1 g/Kg de Fe; 0.001 a 18.0 g/Kg de K; 0.1 a 13.5 g/Kg de S; 0.91 a 1.5 g/Kg de Na; 20 a 3000 mg/Kg de Mn; 10 a 1410 mg/Kg de F; 10 a 5660 mg/Kg de P; 1 a 425 mg/Kg de Zn; 1 a 106 mg/Kg de V; 1 a 21 mg/Kg de B; 0.3 a 89 mg/Kg de Cu; 0.1 a 92 mg/Kg de Mo; y de 1 a 6 mg/Kg de Co. Sugirieron que el alto contenido de Mn de algunas calizas puede ser un factor importante de fertilización para suelos deficientes en éste elemento.

Asimismo, el análisis químico de las escorias de horno ha revelado que éstas pueden contener hasta 200 g/Kg de Mn (Barber, 1984). La escoria básica puede contener de 50 a 100 g/Kg de P, así como cierta canti-

dad de Pa, Ma y S .

F. COSTO

Un factor determinante en la selección de un material de encalado es su costo en relación con su calidad. Para seleccionar entre dos o más materiales de encalado debemos comparar la eficiencia de éstos. La eficiencia se expresa de la siguiente manera:

$$\text{Eficiencia} = \frac{\text{VN} \times \text{Índice de finura} \times \text{\% pureza}}{\text{costo}}$$

Con los datos de calidad de neutralización y el costo actual podrá elegirse el material de encalado más económico y que además proporcione los mejores resultados. Para ejemplificar, véase Villanueva (1977).

3.3.5 METODOS DE APLICACION

El método de aplicación de un material de encalado estará determinado por la localización de la acidez en el perfil del suelo. El objetivo puede ser la neutralización de la acidez del horizonte superficial y/o de los horizontes subsuperficiales.

3.3.5.1 NEUTRALIZACION DE LA ACIDEZ DEL HORIZONTE SUPERFICIAL

Una vez que se ha seleccionado el material de encalado y determina-

de la cantidad por aplicar. Deben observarse las siguientes recomendaciones para obtener una eficiente neutralización de la acidez del horizonte superficial del suelo.

A. UNIFORMIDAD DE APLICACION

Puesto que la cal se mueve lentamente en el suelo, sus efectos benéficos iniciales se presentan solamente en la zona de aplicación. Metzger (citado por Rechigi et al, 1955) observó que se requerían de 10 a 15 años para que la cal aplicada sobre la superficie del suelo neutralizara la acidez hasta una profundidad de 15 cm. Por consiguiente, para asegurar una neutralización rápida y completa de la acidez del horizonte superficial se debe realizar un mezclado uniforme del material de encalado con el suelo. Con el equipo de labranza hoy en día disponible es posible realizar una adecuada distribución de la cal. Por lo general, la cal es inicialmente esparcida sobre la superficie del suelo y posteriormente es mezclada con el suelo durante las operaciones de labranza.

Para obtener una adecuada distribución superficial de la cal se pueden emplear equipos de diseminación al voleo, muy utilizados para la distribución de fertilizantes y abonos orgánicos. Estos equipos, bien calibrados y operados proporcionan una aplicación uniforme. En el caso de que no se disponga de éstos, se recomienda cuadricular el terreno y aplicar al voleo, en cada cuadro, la cantidad de cal previamente calculada.

Algunas evidencias experimentales de campo han demostrado que no todas las labores de labranza mezclan uniformemente la cal con el suelo. Hulbart y Menzel(1953), estudiando el efecto de los implementos de labranza sobre el mezclado del P^{32} , previamente esparcido sobre la superficie del suelo, encontraron que: (i) se obtuvo un mezclado casi uniforme con un doble paso de una cultivadora rotativa; (ii) con un paso de arado se coló la mayor parte del material en la parte inferior de la capa arable ; (iii) dividiendo la aplicación, la primera antes de arar y la segunda antes de rastrear, produjo una completa distribución vertical, pero la distribución horizontal fue pobre; y (iv) el empleo de cultivadoras rotativas o rastras sólo mezclaron el material a una profundidad de 3 a 5 cms.

Debe evitarse la incorporación de la cal cuando el suelo está húmedo, ya que el material de encalado se apelmaza y no se puede realizar un mezclado uniforme, ni aún con dos pasadas de rastras(Lathwell y Reid, 1954). Una aplicación o mezclado no uniforme de la cal con el suelo trae como consecuencia zonas del suelo sobreencaladas y otras poco encaladas, lo que es indeseable.

Un nuevo método en la aplicación de cal se basa en la utilización de la llamada "cal fluida", la cual consiste en mantener en suspensión el material de encalado en agua, utilizando polímeros químicos. Con este método se pueden aplicar partículas muy finas de material que pasan por un tamiz de 100 mallas. La formulación es 50% de cal, más 50% de agua.

Las principales ventajas del uso de la cal fluida son: (a) se obtiene una excelente distribución del material; (b) la cal reacciona inmediatamente con la acidez del suelo; (c) el pH de suelos muy ácidos puede corregirse rápidamente; (d) las aplicaciones regulares anuales ayudan a mantener un pH deseado; y (e) el costo de aplicación por este método es de 2 a 4 veces más barato que la aplicación de la cal en seco (Tisdale et al, 1985).

B. PROFUNDIDAD DE INCORPORACION

La zona de colocación de la cal en el suelo tiene un pronunciado efecto sobre el crecimiento de las plantas. En el cálculo del requerimiento de cal, esta implícita la profundidad de aplicación, la cual normalmente es de 0-15 o de 0-20 cm. Si la cal se aplicó sólo en los primeros centímetros superficiales, esta capa estará sobrecalada, mientras que la capa inferior está sin alteración, por lo que puede afectar al crecimiento radicular. Por esto, es necesario incorporar la cal en el suelo a la profundidad calculada, a través de las operaciones de labranza.

Woodhouse(1956) encontró que la aplicación de la cal sobre la superficie del suelo produjo un rendimiento de la alfalfa (Medicago sativa L.) de 3 791 Kg/ha, pero mezclándola con los 10 cms superiores del suelo el rendimiento fue de 4 068 Kg/ha.

Por lo tanto, es muy importante incorporar homogéneamente la cal en el suelo a la profundidad donde se presenta el mayor volumen radicu-

lar. De acuerdo con Echeverra(1983) la mayor exploración del suelo por las raíces de plantas anuales es de 18 a 20 cm de profundidad, para las praderas de gramíneas y leguminosas que no tienen un sistema profundizador es de 8 a 10 cm, mientras que para árboles frutales y forestales la exploración del suelo es más extensa y profunda. Por su parte, Coleman et al(1959) mencionan que la cal se debe incorporar donde se presenta el mayor crecimiento radicular, el cual en la mayoría de los cultivos no arbóreos es entre los 30 a 45 cms de profundidad.

Para incorporar la cal en un espesor de 0-25 o 0-30cms del suelo, se ha sugerido aplicar la mitad del material sobre la superficie del suelo y enseguida arar a una profundidad de 25 o 30 cms , lo que colocara la cal en la parte inferior, mientras que la capa superficial no esta encajada. Posteriormente, se distribuye la otra mitad de la cal sobre la superficie del suelo y se hace un doble rastreo.

Generalmente, la incorporación de la cal mediante las labores de labranza profunda incrementan el rendimiento aún más que utilizando una labranza tradicional, sin embargo, este incremento del rendimiento en ocasiones no justifica el alto costo de una labranza profunda.

Doss et al(1979) evaluando la profundidad de incorporación sobre el crecimiento del algodón(Gossypium hirsutum L.) y el maíz(Zea mays L.) observaron que encajando a una profundidad de 10 cm fue suficiente pa-

ra obtener un adecuado sistema radicular y un alto rendimiento. Asimismo, si bien se obtuvo un pequeño incremento en el rendimiento cuando se encaló a una profundidad de 45 cm., esto no justificó el alto costo de emplear operaciones de labranza profunda.

C. FECHA DE INCORPORACIÓN

La cal debe aplicarse en la época que se considere más propicia, tomando en consideración; la calidad del material de encalado, el tipo de rotación de cultivos, el sistema de manejo del suelo (labranza tradicional, o labranza de conservación) y las condiciones climáticas.

De acuerdo con Nuffen(1985), la incorporación de la cal debe realizarse 60 días antes de que se siembre, pero el lapso de tiempo variara de acuerdo con el tipo de clima y la velocidad de reacción del material.

Lathwell y Reid(1984), mencionan que en los estados del Noroeste de los EUA, se recomienda aplicar la cal de 3 a 12 meses previos a la siembra.

El permitir el tiempo adecuado para la reacción suelo-cal es muy importante para las leguminosas que son relativamente sensibles a la acidez del suelo. Se ha considerado como poco benéfico el aplicar la cal en el suelo justo antes de que se siembren leguminosas como la alfalfa (Medicago sativa). Debido al poco tiempo que se tiene para la reacción. Sin embargo, se ha observado que en una rotación trigo-trebol puede encalarse previo a la

siembra del trigo(Tisdale et al, 1985).

Por otra parte, cuando se necesita incorporar grandes cantidades de cal es recomendable aplicar la mitad justo antes de barbechar y la otra mitad incorporarla durante las prácticas de preparación de la cama de siembra(Coleman et al, 1969; Lathwell y Reid, 1984). Con este sistema se realiza un adecuado mezclamiento de la cal con el suelo y todavía se permite el tiempo suficiente de reacción cal-suelo.

De acuerdo con Adams(1984) la recomendación de aplicar y mezclar la cal con el suelo de 3 a 6 meses previos a la siembra, debido a la lenta reacción cal-suelo, no es completamente válida. Con la maquinaria agrícola hoy disponible, la cual proporciona un buen mezclado, y tomando muy en cuenta el tamaño de partícula del material de encalado, es posible encalar el suelo previamente a la siembra.

En un estudio de incubación Elphick(citado por Alley, 1981) utilizando un suelo ácido (pH de 5.4) franco limoso observo que el 95% de las partículas que pasaban un tamiz de 80 mallas pero no uno de 150 mallas reaccionaron en 12 semanas, mientras que el 80% de las partículas que pasaban un tamiz de 40 mallas pero no uno de 80 mallas requirieron aproximadamente 17 semanas para su disolución.

En un estudio de laboratorio Meyer y Volk(1952) trabajando con un suelo ácido de pH de 5.0, reportó un incremento de 0.1, 0.6 y 1.6 uni-

dades de pH a los 15 días después de haber aplicado $3 \text{ gCaCO}_3/\text{kg}$ de suelo, cuando el tamaño de partícula fue de: 4-8 mallas (el material que pasa por un tamiz de 4 mallas pero no por uno de 8 mallas), de 50-60 mallas y aquellas que pasan por un tamiz de 100 mallas, respectivamente.

Alley(1981) en un estudio de campo sobre la aplicación de dolomita en dosis de 0 a 17.92 ton/ha, con un 50% del material pasando por un tamiz de malla 100, en tres Urticales ácidos, encontraron que la aplicación de la cal justo antes de sembrar maiz (*Zea mays* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.) y alfalfa (*Medicago sativa* L.) a las 16 semanas posteriores se incrementó el rendimiento de estos cultivos, aumentó el pH, se redujo el porcentaje de saturación de aluminio y aumentaron las bases intercambiables Ca^{2+} y Mg^{2+} . Los niveles críticos de saturación de aluminio fueron de 18, 8 y 11% para maiz, cebada y alfalfa, respectivamente. Respecto a la alfalfa, la reducción de la saturación de aluminio de 11% a menos de 1% , aplicando 8.96 ton/ha de cal, incrementó el rendimiento de 140 kg/ha hasta 2 450 kg/ha.

Las investigaciones anteriores y algunas otras han sugerido que es posible encalcar el suelo justo antes de sembrar, tomando énfasis en que el material de encalado posea un tamaño de partícula fino, aún tratándose de plantas muy sensibles como la alfalfa.

D. FRECUENCIA DE APLICACION

Con el tiempo el efecto del encalado sobre la reacción del suelo puede experimentar un retroceso hacia una condición ácida, debido a varios factores, tales como: (a) la textura del suelo; (b) una alta precipitación; (c) una alta dosis y frecuencia de aplicación de fertilizantes de residuos ácidos; (d) una alta remoción de bases del suelo por el cultivo de especies de plantas altamente extractoras; y (e) de la calidad del material de encalado aplicado. Estos factores determinan la frecuencia de aplicación de cal, con la finalidad de mantener un pH del suelo deseado, o bien, mantener un bajo nivel de Al, Fe y Mn que pueden producir toxicidad.

Núñez(1985) menciona que en suelos de textura arenosa las aplicaciones de cal deben realizarse cada año, mientras que en suelos arcillosos cada 5 años o más. Por su parte, Tisdale et al(1985) indican que para evaluar el requerimiento de cal, en suelos que ya han sido encalados con anterioridad, deben hacerse muestreos cada 3 o 5 años para suelos arcillosos, pero para suelos arenosos deberán ser más frecuentes. Además, debe tenerse en cuenta que si se emplea un material con un alto porcentaje de partículas finas, su alta velocidad de reacción determinará que su efecto sea en un período corto.

3. 8. 5. 2 METODOS PARA NEUTRALIZAR LA ACIDEZ DEL SUBSUELO

Se ha reconocido que los horizontes subsuperficiales muy ácidos de

Oxisoles y Ultisoles de regiones tropicales (Sánchez, 1976; Gonzalez et al, 1979; Farina y Channon, 1988a, b), como de regiones de alta latitud (Adams y Moore, 1983; McKenzie y Nyborg, 1984) constituyen barreras químicas que inhiben el crecimiento radicular de las especies de plantas sensibles. En estos suelos, las altas toxicidades de Al o Mn y/o deficiencia de Ca y Mg, determinan que las plantas tengan un enraice somero y sufran un estrés hídrico durante las sequías, a pesar de la humedad almacenada en el subsuelo.

En aquellos subsuelos muy ácidos un alto contenido de aluminio intercambiable puede inhibir el crecimiento radicular de las plantas y que no se aprovecha el agua del subsuelo. Doss et al (1977) observaron que en un Ultisol de Alabama, EUA, con un pH del subsuelo menor de 5.0 y un contenido de aluminio de 1.25 meq/100g, las plantas de dos variedades de tomate (*Lycopersicon esculentum* L.) presentaron un enraizamiento somero en la capa 0-15 cms. Sin embargo, cuando este se oscalo hasta un pH de 5.6, se redujo el Al intercambiable y el sistema radicular se extendió hasta una profundidad de 45 a 60 cms, lo que origina una mayor extracción de agua por la planta del subsuelo y se incrementara el rendimiento.

En algunos suelos la presencia de subsuelos muy ácidos esta acompañada de horizontes muy compactos y ácidos, que representan verdaderas barreras de naturaleza tanto física como química que restringen el

crecimiento radicular.

En algunos Urticales de la Planicie Costera del Sureste de los EUA, se ha encontrado que la alta densidad aparente de hasta 2.06 g/cm^3 y un alto contenido de Al intercambiable de los horizontes subsuperficiales se debe al elevado contenido de Píndita (Perkins y Melhulla, 1981). En estos horizontes muy ácidos, la alta compactación y la toxicidad por aluminio restringen el crecimiento radicular de las plantas.

Para aliviar la acidez de los suelos muy ácidos se han empleado dos estrategias principales; (a) la incorporación de la cal mediante operaciones de labranza profunda, y (b) el movimiento neutralizante de las cantidades químicas, aplicadas en el horizonte superficial, hacia los horizontes subsuperficiales.

3.3.3.2.1 OPERACIONES DE LABRANZA PROFUNDA

La neutralización de la acidez del suelo a partir del movimiento de la cal incorporada en el horizonte superficial es un proceso a largo plazo, especialmente en suelos ácidos de regiones con una intemperización moderada. Brown et al (1956) aplicando 39 ton/ha de dolomita en la capa superficial 0-20 cm de un suelo franco arenoso de Connecticut, EUA, observaron que después de 9 años el movimiento neutralizante de la cal aumentó el pH hasta una profundidad de 60 cm y a los 23 años el incremento del pH se registró hasta los 75 cm.

La neutralización de la acidez del subsuelo mediante la incorporación mecánica de materiales de encalado, por debajo de los 30 cm de profundidad, dependerá de la estructura de los horizontes subsuperficiales y del equipo de labranza disponible. Esto es generalmente factible en suelos arenosos de Ando y en Ultisoles, los cuales tienen una alta agregación de sus partículas, pero es dudoso en aquellos Ultisoles que presentan horizontes subsuperficiales argílicos, muy compactos (Mánchez, 1976).

Para incorporar la cal, previamente aplicada en la superficie del suelo, dentro del horizonte ácido subsuperficial, se han empleado arados de vertedera y de disco. En algunos Ultisoles que presentan capas muy densas (duripan) por debajo del horizonte Ap se han utilizado arados de disco para incorporar la cal en esas capas.

Cassal (1980) incorporando dolomita más féstero a las profundidades de 18, 38 y 56 cm. en un Ultisol franco arenoso, el cual presentaba una densa capa debajo de los 23 cm de profundidad, a través del empleo de arados de disco, encontró 15 años después que se incrementaron los niveles de P, Mg y Ca en las profundidades de 18 a 38 cm. y de 38 a 51 cm., haciendo que las condiciones químicas del suelo fueran más favorables para el enraizamiento de *Eucalyptus* sp. Sin embargo, en la operación de labranza más profunda (hasta los 56 cm) no se obtuvo un buen mezclado por lo que la capa 38 a 51 cm. tuvo una mayor compactación y una reducción en la infiltración hídrica.

Debido a la dificultad de realizar un adecuado mezclado de la cal en los horizontes subsuperficiales ácidos, a través del uso de operaciones de labranza profunda, se ha investigado cual sería la cantidad mínima de mezclado con el volumen del suelo que proporcione un aceptable crecimiento radicular.

Pearson et al(1973) adicionando franjas verticales y horizontales de cal a un subsuelo ácido, en una cámara de crecimiento, observaron que sólo se requería encalar cerca de $2/3$ del volumen del subsuelo con franjas cuya separación no fuera mayor de 2.2 cm , una de otra, para obtener un sistema radicular adecuado. Por su parte, Kauffman y Gardner(1978) observaron que el mayor crecimiento del trigo de invierno(Triticum aestivum L.), en términos de materia seca, se obtuvo cuando 6.7 ton/ha de cal fue mezclada con sólo el 30% del volumen del suelo.

Estos estudios respaldan el concepto que indica que las plantas pueden crecer en un medio ambiente del suelo muy heterogéneo y que para tener un crecimiento satisfactorio de las plantas no es necesario mezclar la cal con el volumen total del suelo. Con base en estas evidencias se han diseñado subenlecedores que aplican la cal en los horizontes subsuperficiales en forma segmental (en franjas), sin que se exponga el subsuelo muy ácido e infertil sobre la superficie del suelo, tal como sucede en la incorporación de arado.

Anderson y Hendrick(1983) diseñaron un subenlecedor el cual a través

de un sistema de inyección aplica franjas de cal en suspensión a una profundidad de 18 a 36 cm., por los orificios de una cuchilla ubicada en la parte inferior del subsolador. Utilizando este subsolador en dos Uti-soles, los cuales presentan una capa muy compacta en la profundidad de 16 a 30 cm. y son muy ácidas (con un pH de 4.1 y 4.7), observaron una muy buena respuesta del crecimiento radicular de la alfalfa (Medicago sativa L. var. Florida 77), la cebada (Hordeum vulgare L. var. Kearney) y del trigo (Triticum aestivum L. var. abe).

Asimismo, Farina y Channon (1988a) comparando algunos sistemas de encalado profundo en un Uti-sol de Sudafrica, sobre el crecimiento del maíz (Zea mays L.), encontraron que dos sistemas de encalado segmental - con subsoladores modificados: (i) un subsolador que inyecta la cal a través de un aplicador de tipo abanico ubicado en la parte posterior del subsolador, el cual aplicó franjas de 7cm. de ancho y a una profundidad de 25 a 72 cm., y (ii) un subsolador modificado que durante la operación permite el traslado de franjas de 4.5cm. de ancho del suelo encalado en el horizonte superficial hacia el horizonte subsuperficial, hasta una profundidad de 70cm., fueron superiores al tratamiento de sólo encalar el horizonte superficial con labranza tradicional, puesto que fue mayor el rendimiento y el crecimiento radicular en los tratamientos de subsolado.

3.8.5.2.2 APLICACION DE ENMIENDAS QUIMICAS

En las zonas tropicales la inestabilidad, la falta de maquinaria

agrícola, o bien, la imposibilidad de trasladar a ésta hacia el terreno, ha conducido a que se estudien algunas estrategias que permitan el movimiento del Ca y Mg, y que además afecte el pH en el perfil del suelo.

En general, el movimiento del Ca y el Mg en el perfil del suelo es mayor en aquellos suelos que: reciben una alta precipitación, tienen un bajo contenido de arcillas de filosilicatos, poseen un sistema mineralógico basado en óxidos de Fe y Al, y tienen una baja CIC (Sánchez, 1976).

Mahlum et al (1970) aplicando 38 Mg/ha de CaCO_3 a un Andosol arcilloso de Hawai, observaron que después de 5 años el movimiento del Ca y el pH hasta una profundidad de 120 cm. se debía en gran parte a la alta infiltración y lixiviación experimentada, puesto que en esta región se tiene una precipitación anual de 4500mm.

Igualmente, se ha observado que a medida que se incrementa el contenido de arcillas el movimiento de las bases (Ca y Mg) y la profundidad de neutralización de la acidez disminuye. Por el contrario en suelos arenosos el movimiento de estas bases y la profundidad de neutralización es mayor (Messick, 1984).

En general, se han utilizado dos estrategias para aliviar la acidez del subsuelo, a través del movimiento del efecto de la cal; (a) la aplicación de cal más altas dosis de fertilizantes nitrogenados, y (b) la aplicación de yeso más cal.

A. APLICACION DE CAL-FERTILIZANTES NITROGENADOS

El mayor movimiento del Ca y Mg junto con un incremento del pH a lo largo del perfil del suelo se obtiene aplicando cal más altas dosis de fertilizantes nitrogenados. Además, este efecto es aún mayor cuando se encala el horizonte superficial del suelo. Adams et al(1967) incorporando 40.35 ton/ha de dolomita en la capa 0-15 cm. y aplicando 896 Kg/ha de NH_4NO_3 en un suelo franco arenoso, observaron que después de 3.5 años tanto el movimiento del Ca y Mg como el incremento del pH se registró hasta una profundidad de 60cm. El movimiento de las bases se atribuyó a la formación de sales neutras, donde el anión NO_3^- fue el transportador del Ca.

Un mayor incremento en el pH a través del perfil del suelo se ha observado cuando se aplica un material de encalado y una alta dosis de un fertilizante de residuo básico, tal como el CaNO_3 (Adams y Pearson, 1969).

B. APLICACION DE CAL- YESO

Algunos estudios en Oxisoles y Ultisoles han demostrado que la aplicación de dolomita ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$) más yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) puede neutralizar la acidez del subsuelo. El ión SO_4^{2-} , además de promover el movimiento del Ca y el Mg en el perfil del suelo, inactiva el aluminio a tra-

vés del ión par AlSO_4 , relativamente no tóxico.

Pavan et al(1984) estudiando el efecto de la lixiviación del yeso en un Oxisol colocado en columnas y aplicando 1600 mm de precipitación simulada, observaron que si bien no se afectó el pH y la CIC a través del perfil, si se redujó el aluminio intercambiable a lo largo del perfil, principalmente en la capa 0-10 cm (de 1.6 a 0.6 cmol(p) Al/kg) y aún en la capa 80-100 cm. (disminuyó de 1.9 a 1.5 cmol(p) Al/kg).

En algunos estudios(Pavan et al, 1984; Ritchey et al, 1980) se ha encontrado que la aplicación de yeso a columnas de suelo, el movimiento del Mg, acompañado por el ión SO_4^{2-} , es mayor que el del Ca. La presencia del Mg por debajo del sistema radicular puede ocasionar una deficiencia por este elemento. Para evitar esto, se ha recomendado aplicar yeso más dolomita.

4. MATERIALES Y METODOS

4.1 CARACTERISTICAS GENERALES DE LA ZONA DE ESTUDIO

4.1.1 LOCALIZACION

En la presente tesis se seleccionó como zona de estudio el ejido "La Comunidad", perteneciente al municipio de Nibtepec de Abasco, Estado de México. El ejido colinda al Norte con San Miguel de la Victoria, al Sur con Buenavista, al Este con Soyaniquilpan y al Oeste con el Saltillo. El sitio de muestreo se localiza en el meridiano de $99^{\circ} 33' 53''$ de longitud Oeste y el paralelo $20^{\circ} 1' 49''$ de latitud Norte, con una altitud de 2500m. s.n.m. (vease la figura 2.0).

4.1.2 GEOLOGIA

La zona de estudio está ubicada en la provincia del Eje Neovolcánico, geológicamente pertenece al período cuaternario. Su litología está integrada de rocas ígneas extrusivas, principalmente de; basalto, toba y brecha volcánica.

4.1.3 TOPOGRAFIA

Presenta lomeros de colinas redondeadas suaves, con pendientes no mayores del 10%. Esta configuración topográfica sitúa a la zona dentro de la agricultura de temporal.

4.1.4 HIDROGRAFIA

La zona está rodeada, en la parte baja, por algunas corrientes fluviales pequeñas; al Sur por los arroyos "Colorado" y "Verde", al Noroeste por el arroyo "El Salto" y el Canal de Guadalupe y por el Oeste el arroyo "Las Chabelas".

4.1.5 CLIMA

Con base al sistema climático de Köppen, modificado por García (1981), el clima de esta zona es: C(w₂) (w)/H. Esto es, templado subhúmedo con lluvias en verano, de 10 veces mayor cantidad de precipitación en el mes más húmedo de la mitad caliente del año que en el mes más seco. La lluvia invernal es de sólo el 4.1% de la total anual. Presenta un verano fresco y largo. La temperatura máxima mensual es de 14.2 °C (mayo y junio) y la mínima mensual de 9.5 °C (en invierno). La oscilación térmica es menor de 5 °C. La temperatura media anual es de 14.2 °C y la precipitación total anual es de 723.4 mm.

4.1.6 SUELOS

De acuerdo con la clasificación de la FAO-UNESCO, modificada por la Dirección General de Geografía del Territorio Nacional (DGGTN), los suelos predominantes de la zona son: Luvisol crómico, Feozem lúvico y Vertisol pálido (INEGI, 1987). El suelo muestreado es un Feozem lúvico, el cual con base al análisis del perfil de diagnóstico presenta 3 horizontes: un horizonte A, mólico, de 8-20 cm de profundidad, de color pardo oscuro

ro en húmedo, con un $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ de 6.2, estructura de bloques subángulares, con un desarrollo moderado y bien drenado; un horizonte B, mólico, muy grueso, localizado en los 20-50 cm de profundidad y con un fuerte desarrollo, con un $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ de 6.7, de estructura columnar y buen drenaje interno; y un horizonte C, duripan, localizado en los 50-70 cm de profundidad, con un $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ de 7.9, de color pardo en húmedo, de estructura laminar y con un drenaje interno drenado, pero más lento. Asimismo, con la profundidad se incrementan el contenido de arcillas y la CIC Total.

De acuerdo con INEGI(1987), dentro de la zona algunos Feczem pueden ser algo más infértiles y ácidos que la mayoría de los Feczem y tienen además susceptibilidad para una erosión de moderada a alta.

4.1.7 ACTIVIDAD AGRICOLA

Dentro de la zona de estudio comprendida en el presente trabajo de tesis se presenta una actividad agrícola principalmente de temporal, basada en la siembra de gramíneas forrajeras anuales, entre las que destacan el maíz (Zea mays L.) y la cebada (Hordeum vulgare L.). La mecanización agrícola es sólo estacional. La fertilización del suelo se basa principalmente en la aplicación de fertilizantes químicos, a base de sulfato de amonio y superfosfato simple, y ocasionalmente se incorporan abonos orgánicos de origen animal. En general, los suelos de la zona tienen un drenaje adecuado.

Por otra parte, la acidez del suelo es un factor que ha venido limitan-

de el rendimiento de los cultivos. Las plantas que crecen en suelos muy ácidos presentan un crecimiento raquítico, de baja estatura y la producción de grano y forraje es muy bajo. Un objetivo de los agrónomos de la zona es aumentar y conservar la fertilidad del suelo, a través de los resultados obtenidos en investigaciones.

4.2 PARTE EXPERIMENTAL

Una descripción gráfica de la parte experimental se muestra en la Fig. 3.0. Esta se inicia con la selección de la zona de estudio, se sigue con un muestreo, la preparación de la muestra y posteriormente se divide el estudio en dos bloques interdependientes: (1) análisis de laboratorio y (2) trabajo de invernadero. El trabajo de gabinete abarcó todo el estudio de la presente tesis.

4.2.1 SELECCION DE LA ZONA DE ESTUDIO

Se seleccionó esta zona debido a que la acidez del suelo es un problema que se ha generalizado dentro del ejido "La Comunidad", el cual ha venido acelerándose a través del tiempo, originado en su mayor parte por el uso intensivo de fertilizantes de residuo ácido. Esta característica de acidez fue determinada en estudios previos que fueron realizados por la Sección de Suelos y Uso del Agua perteneciente al Departamento de Ciencias Agrícolas de la FES-Cuautitlán, lo que en conjunto constituyeron factores decisivos para llevar a cabo la realización del presente trabajo de té-

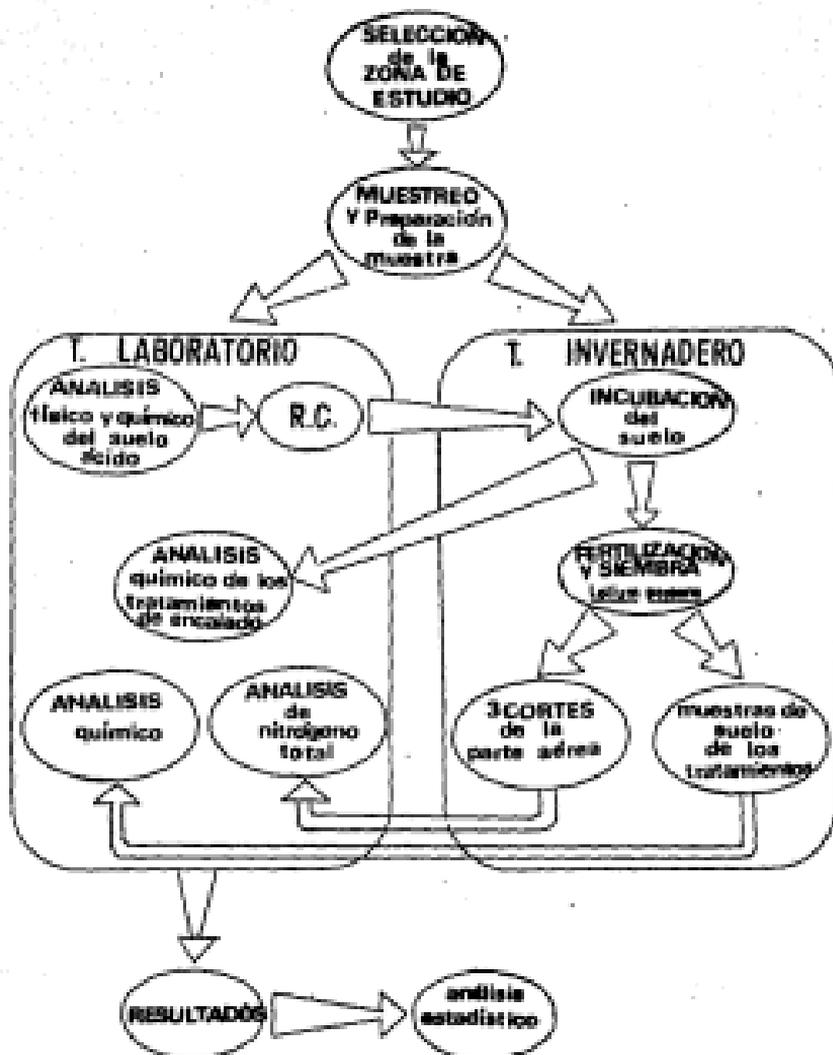


Figura 3. Descripción gráfica de la parte experimental.

sia en esta zona.

4.2.2 MUESTREO

El muestreo se llevó a cabo en la parcela número 4 del ejido "La Comunidad" donde la acidez es más acentuada en relación a las demás parcelas que constituyen dicho ejido. La elección se basó en pruebas de campo efectuadas previamente en la zona. El muestreo fue sistemático en zig-zag (Jackson, 1982) en un área aproximada de 2 hectáreas. Inicialmente se delimitó con estacas los linderos de la parcela y posteriormente se realizó un recorrido en zig-zag donde se fue muestreando cada 15 pasos, únicamente en la capa 0-20 que corresponde a la capa arable, colectando se un total de 75 submuestras.

4.2.3 PREPARACION DE LA MUESTRA

Con base en las 75 submuestras obtenidas en el muestreo de la parcela se obtuvo una muestra compuesta, representativa del área muestreada. Esta se secó al aire y se tomaron 2 Kg. de suelo, el cual se tamizó en un tamiz de 10 mallas que proporciona un tamaño máximo de partícula de 2 mm, destinado para el análisis de laboratorio. Al suelo restante se le rompieron los agregados del mismo con la finalidad de facilitar la incorporación y reacción de los materiales de enmienda durante la incubación.

4.2.4 TRABAJO DE LABORATORIO

Los análisis de laboratorio consistieron en realizar determinaciones

de las propiedades físicas y químicas del suelo y el análisis de tejidos de la parte aérea de las plantas.

4.2.4.1 PROPIEDADES FISICAS

4.2.4.1.1 TEXTURA

Se determinó por el método del hidrómetro de Bouyoucos(1942), basado en la velocidad diferencial de sedimentación de las partículas del suelo en suspensión.

4.2.4.1.2 DENSIDAD APARENTE

Se determinó por el método de la probeta, el cual a diferencia de la utilización de un muestreador metálico de volumen conocido, no requiere de instrumentos especiales y nos da una idea muy aproximada de la densidad aparente del suelo.

4.2.4.1.3 DENSIDAD REAL

Se determinó por medio del método del picnómetro(Black, 1965). Este está especialmente diseñado para medir el peso de las partículas sólidas (arena, limo, arcilla y materia orgánica) de un volumen dado de suelo, excluyendo el espacio poroso.

4.2.4.1.4 POROSIDAD

Se determinó a partir de los datos de la densidad aparente(DA) y de

la densidad real (DR), con base en la siguiente fórmula (Poth, 1984):

$$\text{Espacio poroso (\%)} = 100 \left[1 - \left(\frac{\text{DA}}{\text{DR}} \right) \right]$$

4.2.4.1.5 COLOR

Se determinó mediante las tablas de Munsell(1975) tanto en húmedo como en seco.

4.2.4.2 PROPIEDADES QUÍMICAS

La determinación de las propiedades químicas se realizaron para:(i) el suelo ácido muestreado en el campo; (ii) para los tratamientos de incubación "suelo-material de encañado; y (iii) de las submuestras de suelo de los tratamientos establecidos en el invernadero, donde se fertilizó y sembró zacate ballico peruano (Lolium perenne L.), obtenidas al final del experimento.

4.2.4.2.1 REQUERIMIENTO DE CAL

Se determinó mediante el método rápido de Woodruff(1948). Este se basa en equilibrar el suelo ácido con una solución de: p-nitrofenol, acetato de calcio y óxido de magnesio, tamponada a pH de 7.5, con el objetivo de conocer la cantidad de ácidos ($\text{meqH}^+ / 100\text{g}$) a neutralizar por un material de encañado. Este método está especialmente diseñado para que la mezcla suelo-solución buffer en equilibrio proporcione una curva de amortiguación líseal, en relación con el H^+ canjeable, entre pH de 7 a 5. De es-

la manera, una reducción de 0.1 unidades de pH (de 7.0 a 6.9) de la suspensión suelo-solución buffer representa una cantidad de ácidos neutralizada de $1.0 \text{ meq H}^+ / 100 \text{ g}$ de suelo, de acuerdo con la siguiente fórmula :

$$\text{meq H}^+ / 100 \text{ g} = 10 (7.0 - \text{pH de la suspensión}) \quad (1)$$

Para calcular la cantidad de óxido de calcio (en Kg CaO/ha), o de otro material de encalado equivalente, necesaria para neutralizar la ácidos (H^+) del suelo hasta un pH deseado de 6.5, se utiliza la siguiente fórmula:

$$\text{RC} \quad (\text{Kg CaO}/\text{ha}) = \left(0.0280397 \cdot (\text{meq H}^+ / 100 \text{ g}) \cdot 2.12 \times 10^6 \text{ Kg}/\text{ha} \right) \left[\frac{\text{pHd} - \text{pHi}}{7.0 - \text{pHi}} \right]$$

donde:

0.0280397 = es la cantidad en gramos de 1.0 meq de CaO .

Para otros materiales de encalado esta cantidad es:

1.0 meq $\text{CaCO}_3 = 0.0500455$ y 1.0 meq $\text{Ca}(\text{OH})_2 = 0.037048$

2.12×10^6 = es el peso de suelo de una hectárea (Kg/ha) a una profundidad de 20 cm y una densidad aparente de $1.26 \text{ g}/\text{cm}^3$

$\text{meq H}^+ / 100 \text{ g}$ = son los miliequivalentes de ácidos (H^+) determinados en base a la reducción del pH de la suspensión suelo-solución buffer, de acuerdo con la fórmula (1).

pH_d = es el pH deseado, el cual es de 6.5

pH_i = es el pH inicial del suelo ácido, determinado con una solución de KCl 1N en una relación 1 : 2.5 .

4.2.4.2.2 DETERMINACION DEL pH .

Se determinó con un potenciómetro Corning modelo 7, con electrodos de vidrio y calomel. Tanto el pH real (H₂O) como el pH potencial (KCl o CaCl₂) se midieron en una relación suelo/solución de 1 : 2.5. El pH potencial se determinó con una solución de KCl 1N de pH 7.6 (Jackson, 1982) solo para la determinación del requerimiento de cal. Posteriormente, se utilizó el método del CaCl₂ 0.01M de pH 7.6 (Schofield y Taylor, 1955).

4.2.4.2.3 MATERIA ORGANICA

Se determinó indirectamente mediante el análisis del carbono orgánico, a través de una oxidación húmeda con ácido crómico (Walkley y Black, 1934) y multiplicando por un factor de 1.72 para obtener el porcentaje de materia orgánica del suelo.

4.2.4.2.4 NITRÓGENO TOTAL

El nitrógeno total fue determinado por el método Kjeldahl modificado para incluir nitratos (Bremner y Mulvaney, 1982). Se basa en una digestión con ácido sulfúrico (H₂SO₄) y ácido salicílico, y la determinación del N como NH₄ mediante la recolección del NH₃ liberado durante la destilación.

6m con alicaf y recibiendo en ácido bórico,

4.2.4.2.5 BASES INTERCAMBIABLES

Las bases intercambiables: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ , se determinaron por el método propuesto por Schollenberger y Simons(1945) que consiste de una solución extractora de acetato de amonio (NH_4OAc) 1N de pH 7.0. Durante la centrifugación los cationes básicos son desplazados de los sitios de intercambio catiónico por el ión NH_4^+ y son recibidos en el extracto de saturación para su posterior cuantificación.

Los cationes monovalentes, K^+ y Na^+ en el extracto de saturación, se cuantificaron mediante un fotómetro de flama. Mientras que los cationes divalentes Ca^{2+} y Mg^{2+} se determinaron mediante una titulación con EDTA.

4.2.4.2.6 CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO TOTAL

Para llevar a cabo la determinación de la Capacidad de Intercambio Cationico Total (CICT) se utilizó el método de saturación con Ca^{2+} propuesto por De la Teja(1983) que consiste en tres pasos: (1) la saturación de los sitios de intercambio catiónico del suelo con Ca^{2+} a partir de la lixiviación de una solución de CaCl_2 1N de pH 7.0 ; (2) lavar el exceso del Ca^{2+} el cual está en la solución del suelo, con alcohol etílico; y (3) desplazar el Ca^{2+} de los sitios de intercambio por el Na^+ a través de la lixiviación de una solución salina de NaCl 1N de pH 7.0 y determinando el Ca^{2+} (en $\text{mg}/100\text{g}$) del extracto obtenido con EDTA.

4.2.4.2.7 FOSFORO

Se utilizó el método Bray P1 recomendado para determinar el fósforo aprovechable en los suelos ácidos (Black et al, 1965). El fósforo extraído con fluoruro de amonio (NH_4F) se determinó colorimétricamente mediante las lecturas de transmitancia del color azul producido por la reducción del ácido molibdofosfórico.

4.2.4.2.8 ALUMINIO

El aluminio intercambiable se determinó mediante un desplazamiento de este de los sitios de intercambio a partir de la Hixivación de una solución extractora de KCl 1N y cuantificando el aluminio en el extracto de saturación de acuerdo al procedimiento propuesto por Yuan (1959). Una alícuota del extracto de saturación se tituló con NaOH al punto final con fenoftaleína para determinar la acidez intercambiable ($\text{Al}^{3+} + \text{H}^+$) y una segunda alícuota se le adicionó FNa_3 al 4% (donde el F^- inactiva el Al en el extracto formando complejos) y nuevamente se tituló para obtener los meq de H^+ intercambiable/100g. Finalmente, la cantidad de Al intercambiable (en meq/100g) se obtiene por la diferencia entre la acidez intercambiable (meq $\text{Al}^{3+} + \text{H}^+$ /100g) menos el H^+ intercambiable (meq H^+ /100g).

4.2.4.2.9 FIERRO Y MANGANESO

La extracción de estos cationes metálicos se realizó mediante una solución extractora de: ácido dietilenoetriamínopentacético (DTEPA) 0.005M,

cloruro de calcio (CaCl_2) 0.01 M, trietanolamina (TEA) 0.1 M, ajustada a pH de 7.0. Se utilizó una relación suelo/solución extractora de 1:2, se centrifugó durante 2 horas y el sobrenadante se filtró hasta obtener la fase de solución (Follet y Lindsay, 1971).

El contenido de Fe y Mn de esta solución se analizó mediante espectrometría de absorción atómica.

4.2.4.3 ANÁLISIS DE TEJIDOS VEGETALES

En el análisis de los tejidos vegetales sólo se determinó el contenido de nitrógeno de la parte aérea de las plantas, para todos los tratamientos del experimento de lavadero y para los tres cortes del zacate ballico perenne (Lolium perenne L.).

4.2.4.3.1 NITRÓGENO TOTAL

El contenido de nitrógeno total de la parte aérea de las plantas se determinó por el método semi-micro Kjeldahl, propuesto por Ritas y Matilda (1985). Este método utiliza un tamaño de muestra de 200 mg de tejidos secos, molidos y tamizados, cuyo análisis para determinar el nitrógeno total tiene todas las características del método macro Kjeldahl; una etapa de digestión con ácido sulfúrico (H_2SO_4) más catalizadores, y una etapa de destilación con alcalí recibiendo el NH_3 liberado en ácido bórico. Finalmente titulando con ácido clorhídrico (HCl) en microbureta.

4.2.5 TRABAJO DE INVERNADERO

El suelo secado al aire y desterronado se utilizó para realizar los siguientes tratamientos.

4.2.5.1 INCUBACION DEL SUELO

Para estudiar el efecto de tres materiales de encalado sobre la acidez del suelo se realizaron incubaciones "suelo-material de encalado". Los materiales de encalado utilizados fueron: (1) óxido de calcio (CaO); (2) hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$; y (3) carbonato de calcio (CaCO_3), todos de grado reactivo. Para la incubación para cada material de encalado se utilizaron 12 bolsas de polietileno negro, con 4 Kg de suelo cada una, dando un total de 36 bolsas. Con base en el requerimiento de cal determinado por el método Woodruff (1948) para obtener un pH deseado de 6.5, por cada Kg de suelo ácido se incorporaron las siguientes cantidades de material de encalado: 3.979g CaCO_3/Kg , 2.946g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{Kg}$ y 2.229g CaO/Kg (véase el cuadro 5.0).

La cantidad de material de encalado requerida se incorporó en el suelo a través de un mezclamiento uniforme con el volumen total de este. Posteriormente se regó a capacidad de campo, adicionando agua con frecuencia para reemplazar aquella pérdida por evaporación. Asimismo, se permitió que el suelo se secase al aire, se desterronó y se mezcló colocándose en su bolsa respectiva, adicionando una vez más agua a capacidad de campo. Este ciclo de: riego-humedecimiento-secamiento-desterronado

y -rehumedecimiento se realizó cada 3 semanas. La duración del período de incubación fue de 8 semanas. Al final de la incubación se procedió a obtener una muestra compuesta para cada material de encalado y de éstas se tomó 0,5Kgs. para los análisis de laboratorio.

El suelo restante se utilizó para montar el diseño experimental que tiene como finalidad evaluar el efecto de los tres materiales de encalado y tres fuentes de fertilización nitrogenada sobre las propiedades químicas del suelo y el contenido de nitrógeno recuperado por el zacate baillico perenne.

4.2.5.2 DISEÑO EXPERIMENTAL

En el experimento en invernadero se realizó un diseño experimental de bloques completamente al azar con análisis factorial. Se evaluaron 16 tratamientos (véase cuadro 3.0) con 3 repeticiones cada uno, dando un total de 48 unidades experimentales. Los tratamientos se obtuvieron en base a una combinación obtenida en un cuadro de doble entrada entre: (A) fuentes de encalado, A₁=CaO, A₂=Ca(OH)₂, A₃=CaCO₃ y A₄=no encalado; y (B) fuente de nitrógeno, B₁=CO(NH₂)₂, B₂=NH₄NO₃, B₃=(NH₄)₂SO₄ y B₄=no fertilizado. En cada tratamiento se sembró el zacate baillico perenne.

4.2.5.3 FERTILIZACION Y SIEMBRA

La formulación de fertilización utilizada en este trabajo de tesis fue:

Cuadro 3.0 Tratamientos evaluados en el experimento de invernadero, obtenidos a partir de la combinación entre fuente de cal X fuente de nitrógeno.

COMBINACIÓN	CLAVE	FUENTE DE CAL	FUENTE DE NITROGENO	P ₂ O ₅ ^a	K ₂ O ^b
A1 B1	T0	no encalado	no fertilizado	no	no
A1 B1	T1	CaO	CO(NH ₂) ₂	si	si
A1 B1	T2	CaO	NH ₄ NO ₃	si	si
A1 B1	T3	CaO	(NH ₄) ₂ SO ₄	si	si
A1 B1	T4	CaO	no fertilizado	no	no
A2 B1	T5	Ca(OH) ₂	CO(NH ₂) ₂	si	si
A2 B1	T6	Ca(OH) ₂	NH ₄ NO ₃	si	si
A2 B1	T7	Ca(OH) ₂	(NH ₄) ₂ SO ₄	si	si
A3 B1	T8	Ca(OH) ₂	no fertilizado	no	no
A3 B1	T9	CaCO ₃	CO(NH ₂) ₂	si	si
A3 B1	T10	CaCO ₃	NH ₄ NO ₃	si	si
A3 B1	T11	CaCO ₃	(NH ₄) ₂ SO ₄	si	si
A3 B1	T12	CaCO ₃	no fertilizado	no	no
A4 B1	T13	no encalado	CO(NH ₂) ₂	si	si
A4 B1	T14	no encalado	NH ₄ NO ₃	si	si
A4 B1	T15	no encalado	(NH ₄) ₂ SO ₄	si	si

^a Como superfosfato de calcio simple $[Ca (H_2PO_4)_2 \cdot CaSO_4 \cdot 2H_2O]$

^b Como sulfato de potasio (K₂SO₄).

120-60-20. La dosis de fertilización para aquellos tratamientos que se fertilizaron (de acuerdo con el cuadro 3.0) fue la siguiente: 1 104 mg de sulfato de amonio $[(NH_4)_2SO_4]$; 675.9 mg de nitrato de amonio (NH_4NO_3) ; 492.2 mg de urea $CO(NH_2)_2$; 566.03 mg de superfosfato de calcio simple $[Ca(H_2PO_4)_2 \cdot CaSO_4 \cdot 2H_2O]$; y 69.81 mg de sulfato de potasio (K_2SO_4) . Se emplearon compuestos químicos de grado reactivo, excepto el superfosfato de calcio simple. La fertilización se realizó previo a la siembra, mezclando los fertilizantes con el volumen del suelo.

Como planta evaluadora se utilizó el zacate ballico perenne (*Lolium perenne* L.) variedad Oregon. Dentro de sus características agrónomicas es considerado un pasto que se adapta a un rango amplio de suelos, presentando cierta tolerancia a las condiciones de acidez del suelo (Edmeades et al, 1981; Palazzo et al, 1974; Halyar y Anderson, 1971). Se sembraron 45 semillas por maceta, aclarando a 38 plántulas después de su emergencia.

El suelo se humedeció a capacidad de campo y se realizaron riegos de acuerdo a las necesidades del cultivo, recuperando así el agua perdida por evapotranspiración. Durante el establecimiento y cortes de este zacate no se observaron síntomas de enfermedades o ataques de insectos, solamente se deshierbaron las macetas para eliminar el efecto de variación por la competencia de malezas.

4.2.3.4 CORTES DE FORRAJE

Se realizaron tres cortes del zacate ballico perenne: el 1o. 45 días

después de haber sembrado; el 2o. corte 10 días después del 1o. ; y el 3er. corte 10 días después del 2o. La albura de corte se realizó a los 2.5cm sobre la superficie del suelo. Los cortes para cada tratamiento, con tres repeticiones (48 unidades experimentales), se secaron en estufa a una temperatura de 60°C durante 24 horas. Una vez secos los cortes de la parte aérea del zacate ballico perenne se molieron y tamizaron en un micromolmo para su análisis de laboratorio.

Después de haberse realizado el tercer corte del zacate, el suelo se dejó secar al medio ambiente, se desierrozó y se tomó una muestra de cada tratamiento tamisándola a un tamaño de partícula máximo de 2mm para su análisis de laboratorio.

5. RESULTADOS Y DISCUSION

5.1 EFECTO DE TRES MATERIALES DE ENCALADO SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES QUIMICAS DEL SUELO ACIDO

5.1.1 REQUERIMIENTO DE CAL

En el presente estudio de tests fue necesario determinar la cantidad adecuada de material de encalado $[CaO, Ca(OH)_2$ y $CaCO_3]$ para aumentar el pH de 4.56 (KCl 1N) de la capa 0-20cm hasta un pH deseado de 6.5.

Esto implica el tener que determinar el H^+ intercambiable a través de un método rápido de requerimiento de cal. De acuerdo con el método de Woodruff(1948) la cantidad de ácidos que se requiere neutralizar para elevar el pH del suelo hasta 7.0 es de $10\text{ meq } H^+ / 100\text{g}$ (véase cuadro 4.0 y figura 4.0). Sin embargo, la cantidad de ácidos a neutralizar para elevar el pH del suelo hasta 6.5 es menor.

Considerando una densidad aparente de $1.05\text{g}/\text{cm}^3$ y una profundidad de 0-20 cm., la cantidad(Kg) de material de encalado por hectárea, requerida para aumentar el pH del suelo de 4.56 hasta 6.5 fue de: 4 726. 298 Kg/ha para el óxido de calcio (CaO); 6 244. 714 Kg/ha para el hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$; y 8 435. 538 Kg/ha para el carbonato de calcio(CaCO_3) (véase el cuadro 5.0).

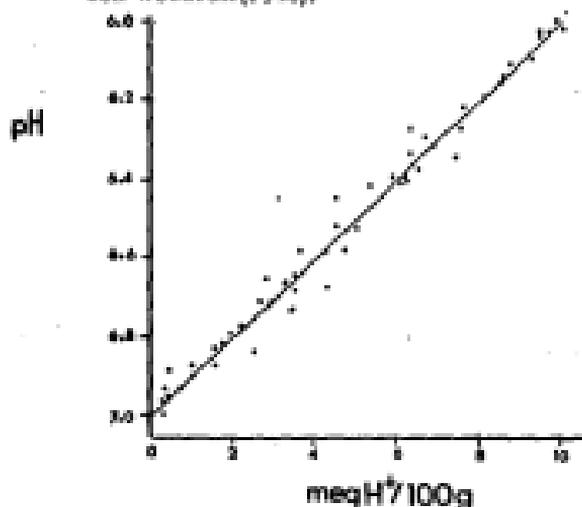
El requerimiento de cal de un suelo está relacionado con la capacidad tampón de éste. La capacidad tampón de la capa 0-20 cm. del suelo ácido está determinada en su mayor parte por la fracción arcillosa (con 36. 72% de arcillas) y en menor grado por su contenido de materia orgánica(1.062%).

El método de Woodruff parece ser el adecuado para determinar el requerimiento de cal de este suelo, debido principalmente a su bajo contenido de aluminio intercambiable ($\approx 1\text{ meq } \text{Al} / 100\text{g}$) y de materia orgánica. De acuerdo con Tran y Van Lierop (1981) entre los métodos buffer, el de Woodruff es el más confiable para aquellos suelos con un requerimiento de cal menor o igual de $10\text{ meq } \text{CaCO}_3 / 100\text{g}$. Por el contrario, en suelos con un

Cuadro 4.0 Determinación del H^+ intercambiable de acuerdo con el método de Woodruff(1948) a partir de la reducción del pH de la suspensión suelo-solución buffer (pH 7, 0).

pH de la suspensión suelo-solución buffer en equilibrio	meq H^+ /100g
7.0	0
6.9	1
6.8	2
6.7	3
6.6	4
6.5	5
6.4	6
6.3	7
6.2	8
6.1	9
6.0	10

Figura 4.0 Relación entre la reducción del pH de la suspensión suelo-solución buffer y la cantidad de H^+ canjeable en el suelo. De acuerdo con Woodruff(1948).



Cuadro 5. Datos del requerimiento de cal (método Woodruff, 1948), de tres materiales de encalado, para aumentar el pH de la capa arable (0-20cm.) de un suelo ácido del ejido "La Comunidad", Jilotepec, Estado de México, hasta un pH de 6.5.

DETERMINACIONES	MATERIALES DE ENCALADO		
	CaO	Ca(OH) ₂	CaCO ₃
Peso molecular	56.0794	74.096	100.091
Cantidad de material (g) para neutralizar una acidez de 1 meq H ⁺ /100g.	0.0280397	0.037048	0.0560455
Cantidad de material (g) necesaria para neutralizar una acidez de 10 meq H ⁺ obtenida en el RC de Woodruff, hasta pH de 7.0.	0.280397	0.37048	0.560455
Cantidad de material (Kg/ha) requerida para aumentar el pH del suelo hasta 7.0 ^a	5944.416	7854.175	10669.646
Cantidad de material (Kg/ha) requerida para aumentar el pH hasta 6.5 ^b	4726.298	6244.714	8435.538
Cantidad de material (g) requerida a incorporarse por Kg de suelo, para aumentar el pH hasta 6.5.	2.2294	2.9456	3.979

^a Considerando una profundidad de 0-20 cm y una densidad aparente de 1.06 g/cm³ (véase el cuadro 7).

^b Para aumentar el pH hasta 6.5 se requirió neutralizar una acidez de 7.95 meq H⁺/100g de suelo.

requerimiento de cal mayor de 10 meq $\text{CaCO}_3/100\text{g}$ y con un alto contenido de aluminio intercambiable, el método Woodruff puede subestimar la necesidad de cal de estos.

5.1.2 REACCION DEL SUELO (pH)

Las determinaciones de la reacción del suelo, realizadas al final del período de incubación "suelo-material de encalado, mostraron que las fuentes de cal que más se acercaron al valor de pH deseado de 6.5 fueron: el carbonato de calcio (CaCO_3) con un $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ de 6.3 y $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ de 6.1 ; y el hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$ con un $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ de 6.2 y $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ de 6.0. Pasando así de un pH inicial (de 4.57 en KCl) extremadamente ácido hasta uno ligeramente ácido. Por el contrario el óxido de calcio (CaO) sólo alcanzó un valor de $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ de 5.7 y $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ de 5.5, siendo el material que tuvo el menor efecto en alcanzar el pH de 6.5 (cuadro 6.0).

La menor respuesta del CaO sobre la reacción del suelo deseada se atribuye a que siendo un material muy caústico, de reacción inmediata, que presenta una alta hidratación al contacto con la humedad y la menor cantidad equivalente utilizada, son factores que hacen difícil su manejo e incorporación homogénea con el volumen total del suelo. Esto implica que para este material de encalado se pueda requerir una mayor dosis que aquella señalada por el método Woodruff.

Sánchez(1976) menciona que el $\text{Ca}(\text{OH})_2$ es un material de reacción ra-

Cuadro 6.0 Efecto de tres materiales de encalado sobre algunas propiedades químicas de un suelo ácido de Jilotepec, Estado de México, al final del periodo de incubación.

PROPIEDAD		MATERIAL DE ENCALADO			
		NO ENCALADO	CaO	Ca(OH) ₂	CaCO ₃
pH	H ₂ O	4.4	5.7	6.2	6.3
	CaCl ₂ 0.01M	4.2	5.5	6.0	6.1
Materia orgánica	(%)	1.062	1.038	0.91	0.935
Nitrógeno total	(%)	0.28	0.23	0.22	0.20
P	(ppm)	0.62	0.56	0.56	0.62
Ca ²⁺	 (meq/100g)	3.5	8.05	5.95	7.7
Mg ²⁺		3.85	3.15	5.25	3.85
K ⁺		0.781	0.772	0.825	0.751
Na ⁺		0.985	1.05	1.05	0.94
Total de bases intercambiables		9.116	13.022	13.075	13.241
Al	(meq/100g)	0.1	trazas	trazas	trazas
Fe	(ppm)	74.61	23.04	15.60	14.14
Mn	(ppm)	208.29	67.42	64.64	54.29
CSC	(meq/100g)	20.03	26.20	27.50	27.65

Cuadro 7.0 Propiedades físicas de la capa arable (0-20 cm.) de un suelo ácido del ejido "La Comunidad", Jilotepec, Estado de México.

PROPIEDAD	
TEXTURA	
Arcilla (%)	37
Limo (%)	35
Arena (%)	28
CLASE	Franco arcilloso
COLOR (Munsell)	
SECO	5YR 3/4 Pardo rojizo
HUMEDO	5YR 1/2 Pardo rojizo oscuro
DENSIDAD APARENTE (g/cm ³)	1.66
DENSIDAD REAL (g/cm ³)	2.51
POROSIDAD (%)	57.76

pida, pero con un poder residual corto, especialmente en suelos ácidos de regiones húmedas. En esta zona con una precipitación de 121.4 mm anuales y donde una gran parte de los suelos son de temporal, la incorporación de un material de encalado de reacción rápida, tal como el $\text{Ca}(\text{OH})_2$, podría ser recomendable.

5.1.3 MATERIA ORGANICA

El contenido de materia orgánica del suelo ácido no encalado fue de 1.062%, considerado como pobre (Moreno, 1976). Al final del período de incubación el contenido de materia orgánica para los tratamientos de fuente de encalado fueron: 0.938% (a pH de 6.3) para el CaCO_3 ; 0.91% (a pH de 6.2) para el $\text{Ca}(\text{OH})_2$; y de 1.038% (a pH de 5.7) para el CaO . Esto implicó una reducción del contenido de materia orgánica, con respecto de aquella del suelo ácido no encalado, de 11.9%, 14.3% y 2.3% para los materiales, CaCO_3 , $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaO , respectivamente. De estos datos se infiere que la velocidad de mineralización de la materia orgánica de un suelo ácido se incrementa cuando aumenta el pH, a partir de su encalado (véase cuadro 6.0).

De acuerdo con Adams (1984) en condiciones de acidez la velocidad de mineralización es muy lenta, sin embargo, una vez eliminados los factores que inhiben la actividad microbiana del suelo (posiblemente una combinación de toxicidades de H^+ y Al^{3+} y una deficiencia de Ca^{2+}), a través

del encalado, se acelera la mineralización. Por consiguiente, una causa de la reducción del contenido de materia orgánica de los tratamientos de incubación se debió al estímulo de la actividad microbiana.

5.1.4 NITRÓGENO TOTAL

El contenido de nitrógeno total del suelo ácido no encalado fue de 0.28%, considerado como extremadamente ácido (Moreno, 1970). Asimismo, al final del período de incubación el contenido de nitrógeno total de los tratamientos de encalado fueron de: 0.23% para el CaO, 0.23% para el Ca(OH)₂ y 0.20% para el CaCO₃. En general, se observó una reducción del contenido de nitrógeno total al aumentar el pH del suelo, donde las mayores pérdidas de nitrógeno se tuvieron a un pH mayor de 6.0.

Las pérdidas de nitrógeno de los tratamientos de encalado, comparadas con aquella del suelo ácido no encalado, fueron de: 17.9%, 21% y 28% para el CaO, Ca(OH)₂ y CaCO₃, respectivamente. Es evidente que durante el período de incubación hubo pérdidas de nitrógeno a través de diversas rutas (desnitrificación, volatilización, entre otras), sin embargo, no es un objetivo de este trabajo evaluar y cuantificar, las principales rutas de pérdida de nitrógeno del suelo. La posible pérdida de nitrógeno por lixiviación se descarta ya que no se hicieron orificios en la parte inferior de las macetas.

5.1.5 BASES INTERCAMBIABLES

El contenido de Ca²⁺ y Mg²⁺ intercambiables para el suelo ácido no en-

encalado fueron de 3.5 y 3.8 meq/100g, respectivamente, comprendiendo ambas bases el 80% del total de las bases intercambiables.

El encalado del suelo ácido aumento el contenido de Ca^{2+} intercambiable (vease cuadro 60) y de aquí la saturación de calcio. El suelo ácido tuvo una saturación de Ca^{2+} de 17.46% y en los tratamientos de encalado esta fue de: 30.72%, 21.6% y 27.85% para el CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 , respectivamente. Este comportamiento se explica por ser los materiales de encalado una fuente de Ca^{2+} , por incrementarse la CIC del suelo y por la notable reducción del H^+ y el Al^{3+} intercambiables.

Por otra parte, la saturación de Mg^{2+} del suelo ácido no encalado fue de 19.2% de la CIC, mientras que la de los tratamientos de encalado fueron de: 12.6%, 13.9% y 19.6% para el CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 , respectivamente. Esta disminución en la saturación de Mg^{2+} , en los tratamientos de encalado, se atribuye al incremento de la CIC del suelo y del Ca^{2+} intercambiable.

Con respecto a la relación Ca/Mg del suelo, para el suelo ácido no encalado esta relación fue de 0.92, mientras que para los tratamientos con CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 fueron de: 2.5, 1.12 y 2.0, respectivamente. Estas relaciones no son lo suficientemente altas como para causar una deficiencia de Mg^{2+} . De acuerdo con Tiedala et al (1985), para que se presente una deficiencia de Mg en las plantas, la relación Ca/Mg deberá ser mayor de 7.1.

Los niveles del K^+ y Na^+ canjeables del suelo ácido no encalado fueron de 0.781 y 0.585 meq/100g, respectivamente (cuadro 4, 5). Se observó que al aumentar el pH, mediante el encalado, el incremento de la CIC del suelo determinó que disminuyera la saturación de éstos cationes. Así, para el K^+ su saturación en el suelo ácido fue de 1.9%, pero en los tratamientos de encalado la saturación fue de 2.95%, 3.1% y 2.7% para el CaO , $Ca(OH)_2$ y $CaCO_3$, respectivamente. Se ha encontrado que el incremento en la CIC del suelo reduce la concentración del K^+ en solución. Sin embargo, al aumentar los sitios de intercambio catiónico se reducen las pérdidas por lixiviación del K^+ , Mg^{2+} y Na^+ (Haynes, 1984).

Asimismo, se ha observado que el uso de calizas como material de encalado en suelos ácidos bajos en su contenido de K^+ intercambiable, puede producir una deficiencia de éste catión debido al efecto competitivo de otros cationes.

5.1.6 CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo ácido fue de 20.04 meq/100g, la cual es considerablemente mayor que aquella de suelos ácidos de regiones ácidas. El encalado del suelo incremento la CIC del suelo, la cual estuvo relacionada con el pH obtenido durante la incubación. Así, tenemos que para el tratamiento con CaO la CIC fue de 24.2 meq/100g (pH de 5.7), de 27.5 meq/100g (pH de 6.2) para el $Ca(OH)_2$ y de

27.65 meq/100g (pH de 6.3) para el CaCO_3 . Esto significó un incremento de la CIC, comparada con aquella del suelo ácido, del 30.7%, 37.23% y 37.97% para el CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 , respectivamente.

En este suelo la fracción arcillosa fue la que más contribuyó en la CIC, y fue insignificante por su contenido de materia orgánica. Además, se ha observado que en suelos ácidos con un pH menor de 5.0 la materia orgánica no contribuye grandemente en la CIC del suelo (Lopes y Cox, 1977) debido a que sus radicales carboxilos y fenólicos están protonados y no presentan carga negativa. Sólo a un pH mayor de 5.0, la materia orgánica contribuye en la CIC del suelo. En los tratamientos de encalado, el bajo contenido de materia orgánica determina que ésta contribuya muy poco en la CIC.

Por otra parte, los tratamientos de encalado del suelo incrementaron el porcentaje de saturación de bases del suelo. Para el suelo ácido fue de 45.4%, mientras que para el CaO , CaCO_3 y $\text{Ca}(\text{OH})_2$ fue de: 49.7%, 47.88% y 47.56%, respectivamente.

5.1.7 ALUMINIO, FIERRO Y MANGANESO

El suelo ácido presentó un contenido de aluminio intercambiable de 0.1 meq/100g, con un porcentaje de saturación de aluminio de 9.5%, lo que indica que la capa 0-20 cm. de este suelo no tiene problemas de toxicidad por aluminio. Como se sabe, la acidez intercambiable la componen el H^+ y el Al^{3+} , pero cuando el nivel del aluminio intercambiable es bajo éste

no contribuye grandemente en la capacidad buffer del suelo, al liberar H^+ durante su hidrólisis. Además, de acuerdo con Yuan (1963) una alta actividad del ión H^+ se tiene cuando la relación H/Al es mayor de 1.0. Así, se ha encontrado que cuando el pH es menor de 4.2 y el nivel de aluminio es bajo, una toxicidad por H^+ es posible (Howard y Adams, 1965). En nuestro caso, el $pH(CaCl_2)$ de 4.2, un bajo contenido de aluminio canjeable, y un alto nivel de H^+ canjeable sugieren una posible toxicidad por H^+ .

Cuando se encaló el suelo con CaO , obteniendo un $pH(CaCl_2)$ de 5.7, sólo se determinaron trazas de aluminio canjeable. Esto coincide con el bajo nivel del aluminio canjeable cuando el pH del suelo alcanza un valor de 5.5 (Thomas y Hargrove, 1984).

El contenido de hierro canjeable extraído con DTPA para el suelo ácido fue de 74.61 ppm, pero disminuyó al incrementarse el pH en los tratamientos de encalado. Se tuvieron valores de 23.04 ppm a $pH(CaCl_2)$ de 5.5 con el CaO , 15.60 ppm a $pH(CaCl_2)$ de 6.0 con $Ca(OH)_2$, y de 14.14 ppm a $pH(CaCl_2)$ de 6.1 con el $CaCO_3$ (véase cuadro 6.8 y figura 5.0).

Como se ha señalado anteriormente una alta concentración de hierro, como Fe^{2+} , se presenta en suelos ácidos que contienen un nivel alto de compuestos férricos reducibles y bajo condiciones de reducción (obtenida en inundaciones periódicas o bajo una excesiva compactación del suelo). Además, un nivel de hierro de 50 a 250 ppm se considera normal, pero cuando es menor de 50 ppm se puede presentar deficiencia de este elemen-

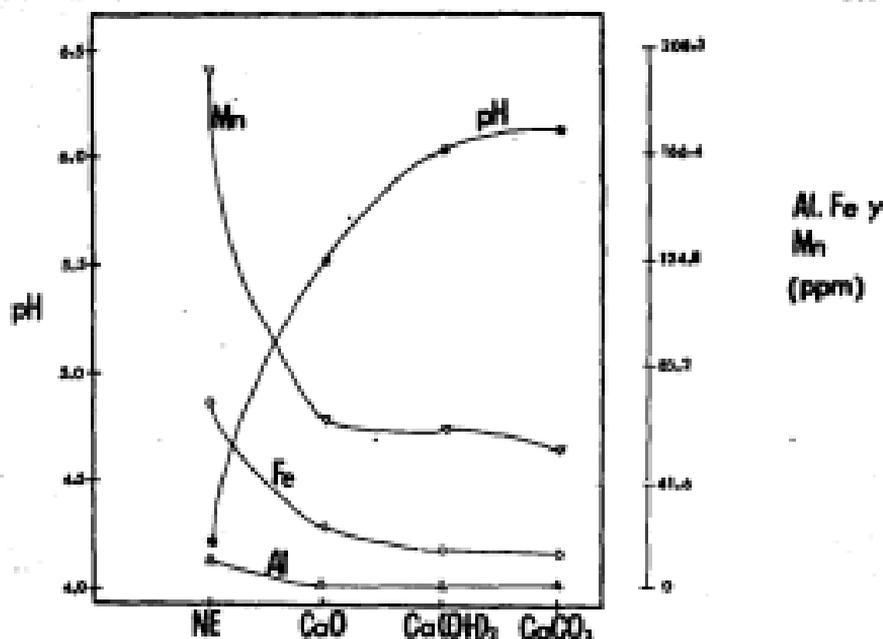


Fig 5.0 Relación entre el pH y el contenido de Al, Fe y Mn intercambiables (ppm), para el suelo ácido no encalado y los tratamientos con CaO , Ca(OH)_2 y CaCO_3 al final del período de incubación.

to (Tisdale et al, 1985). Asimismo, una concentración de hierro de 500 ppm o más en la solución del suelo es considerada tóxica (Nhung y Ponnamperna, 1964). Con siderando la situación topográfica de esta zona de estudio, la cantidad de precipitación total anual y las condiciones de buen drenaje del suelo, es poco probable que se manifieste una toxicidad por este elemento.

El análisis del manganeso extractable con DTPA del suelo ácido, con

un $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ de 4.2, fue de 268.29 ppm. Pero, en los tratamientos de enca-lado este elemento decreció hasta niveles de; 67.40 ppm con CaO, de 64.40 ppm para el $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y de 54.29 ppm con el CaCO_3 .

En la capa 0-20 cm. del suelo ácido el Mn puede ser un factor tóxico, más importante que el Al y el Fe, en limitar el crecimiento de especies de plantas sensibles. Además, debe recordarse que el Mn es muy soluble en suelos ácidos altos en Mn con un pH menor de 5.0 (Black, 1968), y bajo condiciones de reducción puede tener una alta actividad en solución en un ran-go de pH de 5.5 a 6.0 (Foy, 1984). Asimismo, se ha observado que el enca-lado de los suelos ácidos reduce hasta 3 veces el Mn canjeable y 2 veces su concentración en los tejidos de las plantas (Chang y Quillota). En el pre-sente trabajo se observó una reducción del Mn canjeable del 67.6% (a pH de 5.3), de 69% (a pH de 4.6) y de 74.6% (a pH de 6.1) (véase cuadro 6.0 y fi-gura 5.0).

El alto contenido de Mn en el suelo ácido puede indicar que es un fac-tor de toxicidad para especies de plantas sensibles, sin embargo, las ob-servaciones del crecimiento de Lolium perenne, no indicaron la presen-cia de síntomas de toxicidad por este elemento, pero sí se observó un me-nor crecimiento de las plantas que crecieron en el tratamiento de suelo no enca-lado y no fertilizado. Además, en los estudios sobre los niveles crí-ticos de Mn, para producir toxicidad, se considera la actividad del Mn en solución y no la forma canjeable.

En general, los tratamientos de encalado aumentaron el pH del suelo, la CIC, el porcentaje de bases intercambiables y redujeron la acidez intercambiable ($Al^{3+} H^+$) así como el nivel del Mn y Fe cambiables. Asimismo, decreció el contenido de la materia orgánica, a través de un probable incremento de la actividad microbiana.

5.1.8 FOSFORO

El nivel de fósforo que presentó el suelo ácido fue de 0.62 ppm, considerado como pobre (Morano, 1970). En los tratamientos de encalado no se observaron diferencias significativas en el nivel de este elemento. Por lo tanto, la baja disponibilidad de este elemento en condiciones ácidas presiona la capacidad de este suelo para fijar el P, la cual depende en mayor grado de la constitución mineralógica predominante de este suelo. Si bien no se tiene conocimiento sobre la composición arcillosa de los suelos de esta zona, la coloración pardo rojiza nos puede indicar la presencia de óxidos de hierro y probablemente de óxidos de manganeso. En base a la prueba cualitativa para la presencia de alúmina, la reacción del suelo con NaF-sulfato nos indicó un contenido ligero de este material amorfo.

5.2 VARIACION DE LAS PROPIEDADES QUIMICAS DEL SUELO EN DIFERENTES ETAPAS EXPERIMENTALES

En los cuadros 6.0, 8.0 y 9.0 se registran los datos de las propiedades químicas de los tratamientos del suelo, en diferentes etapas experi-

Cuadro 8.9 Variación de las propiedades químicas del suelo de los tratamientos de encalado, sin fertilizar, al final del experimento de invernadero, bajo el crecimiento de *Lolium perenne* L.

PROPIEDAD	TRATAMIENTO			
	NO ENCALADO NO FERTILIZADO	CaO	Ca(OH) ₂	CaCO ₃
pH				
(H ₂ O)	4.35	5.60	6.29	6.31
(CaCl ₂ 0.01M)	4.22	5.52	6.24	6.22
Nitrógeno total (%)	0.166	0.173	0.176	0.179
Materia orgánica (%)	1.204	1.415	1.382	1.435
Bases intercambiables				
Ca ²⁺	4.29	5.25	7.93	7.58
Mg ²⁺	2.80	4.31	3.26	3.15
K ⁺	0.52	0.52	0.504	0.46
Na ⁺	0.518	0.748	0.901	0.687
Total de bases intercambiables (meq/100g)	8.038	10.828	12.595	11.877
Fósforo aprovechable (ppm)	0.38	0.34	0.46	0.57

Cuadro 9.6 Variación de las propiedades químicas del suelo de los tratamientos de fertilización nitrogenada, sin encalar, al final del experimento de invernadero bajo el crecimiento de *Lolium perenne* L.

PROPIEDAD	TRATAMIENTO				
	NO ENCALADO NO FERTILIZADO	NH_4NO_3	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	
pH	(H_2O)	4.35	4.71	6.69	4.57
	(CaCl_2 0.01M)	4.22	4.59	4.56	4.43
Nitrógeno total (%)		0.166	0.186	0.173	0.180
Materia orgánica (%)		1.204	1.070	1.063	1.030
Bases intercambiables					
Ca^{2+}		4.20	4.55	4.20	4.70
Mg^{2+}	(mg/100g)	2.80	2.45	3.15	3.20
K^+		0.52	0.406	0.513	0.388
Na^+		0.518	0.487	0.549	0.563
Total de bases intercambiables (mg/100g)		8.038	7.893	8.412	8.951
Fósforo aprovechable (ppm)		0.38	0.58	0.56	0.30

mentales. Estas fueron: (i) suelo ácido muestreado (0 días); (ii) tratamientos de encalado al final del período de incubación (0-60 días); y (iii) tratamientos de suelo obtenidos al final del experimento de invernadero bajo el cultivo de *Lolium perenne* L. (60-165 días) tanto para, a) aquellos tratamientos sólo encalados, sin fertilizar, como para b) aquellos tratamientos sólo fertilizados, sin encalar.

5.2.1 REACCIÓN DEL SUELO (pH)

En general las variaciones de $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ entre los tratamientos de encalado al final del período de incubación y de aquellos tratamientos sólo encalados, sin fertilizar bajo cultivo de *Lolium perenne* al final del experimento de invernadero, fueron poco significativas. Estas variaciones fueron de pequeños incrementos de 0.09 y decrementos de 0.1 unidades de pH para los tratamientos de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaO , respectivamente (vease la figura 6.0).

Sin embargo, las variaciones de $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ para los anteriores tratamientos entre las etapas de incubación e invernadero fueron un poco mayores, con incrementos de 0.12 y 0.34 unidades de pH para el CaCO_3 y el $\text{Ca}(\text{OH})_2$, respectivamente. Para el CaO el $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ permaneció constante en estas dos etapas.

Por otra parte, las comparaciones entre los valores de $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ del suelo ácido no encalado, no fertilizado (testigo) y de los tratamientos no

enclavados pero fertilizados en la etapa experimental de invernadero, mostraron incrementos de: 0.36, 0.24 y 0.22 unidades de pH para los tratamientos de NH_4NO_3 , $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$ y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, respectivamente (véase la figura 6.0).

Asimismo, las variaciones de $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ entre el suelo ácido (testigo) y de los tratamientos fertilizados en la etapa de invernadero fueron de incrementos de: 0.37, 0.34 y 0.21 unidades de pH, para los tratamientos de NH_4NO_3 , $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$ y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, respectivamente (véase la figura 7.0).

En las figuras 6.0 y 7.0 observamos que en el final de la etapa de invernadero, los tratamientos con fertilización nitrogenada tuvieron un $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ y potencial (CaCl_2) mayor que en el suelo ácido testigo (no enclavado, no fertilizado). Este comportamiento se explica por un probable mecanismo fisiológico que presenta el zacate ballico perenne, basado en aumentar el pH de la rizosfera del suelo a través de una liberación de HCO_3^- y OH^- de la raíz, a partir de una absorción preferencial de NO_3^- , respecto de aquella del NH_4^+ . Pardo y Carofa (1984) menciona que en comparación con otras plantas utilizadas en las praderas, *Lolium perenne* presenta raíces de menor tamaño pero su sistema radicular es más denso, lo que determina su mayor capacidad de exploración del volumen del suelo. De aquí que una gran parte del volumen del suelo, explorado por la raíz, pudo experimentar un incremento del pH a través del mecanismo antes mencionado.

Además, en suelos débilmente tamponados el efecto alcalinizante en

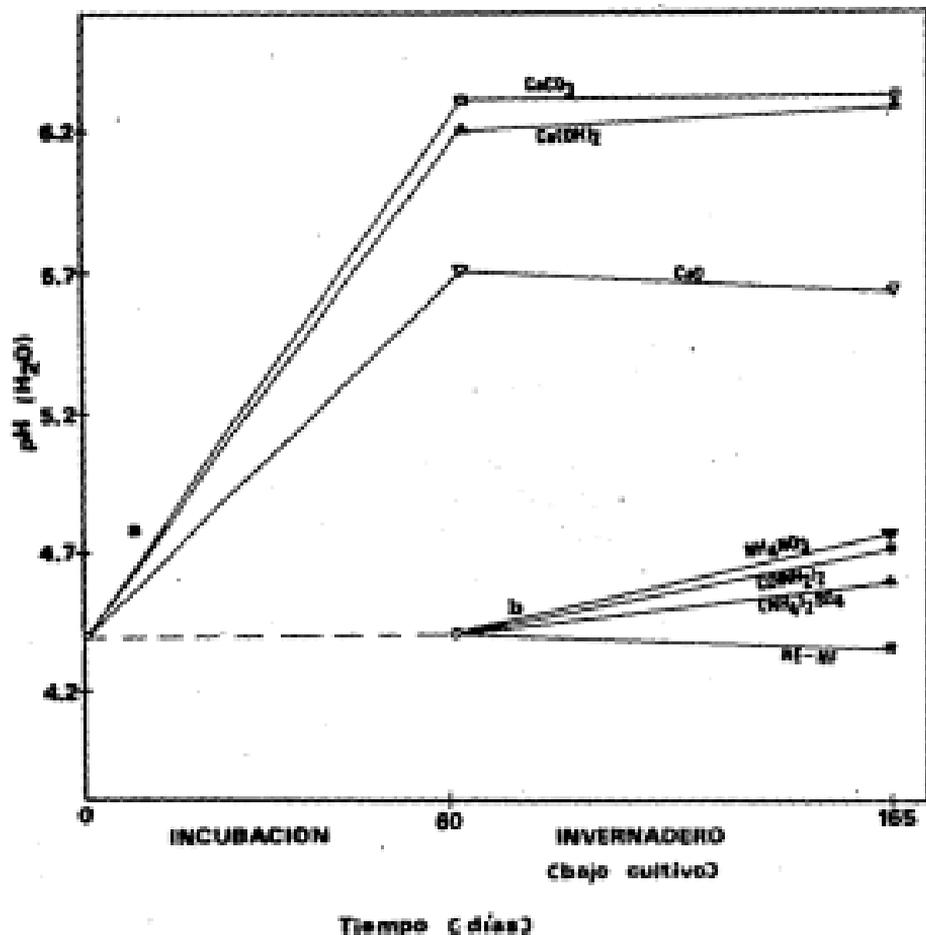


Figura 6.0 Variación del pH real (H₂O) del suelo ácido (0 días) en dos etapas experimentales: (1) incubación (0 a 60 días), para los tratamientos de encalado; y (2) invernadero (60 a 185 días), bajo cultivo con *Lobelia perenne* L., para los tratamientos de, a) encalados y b) fertilizados.

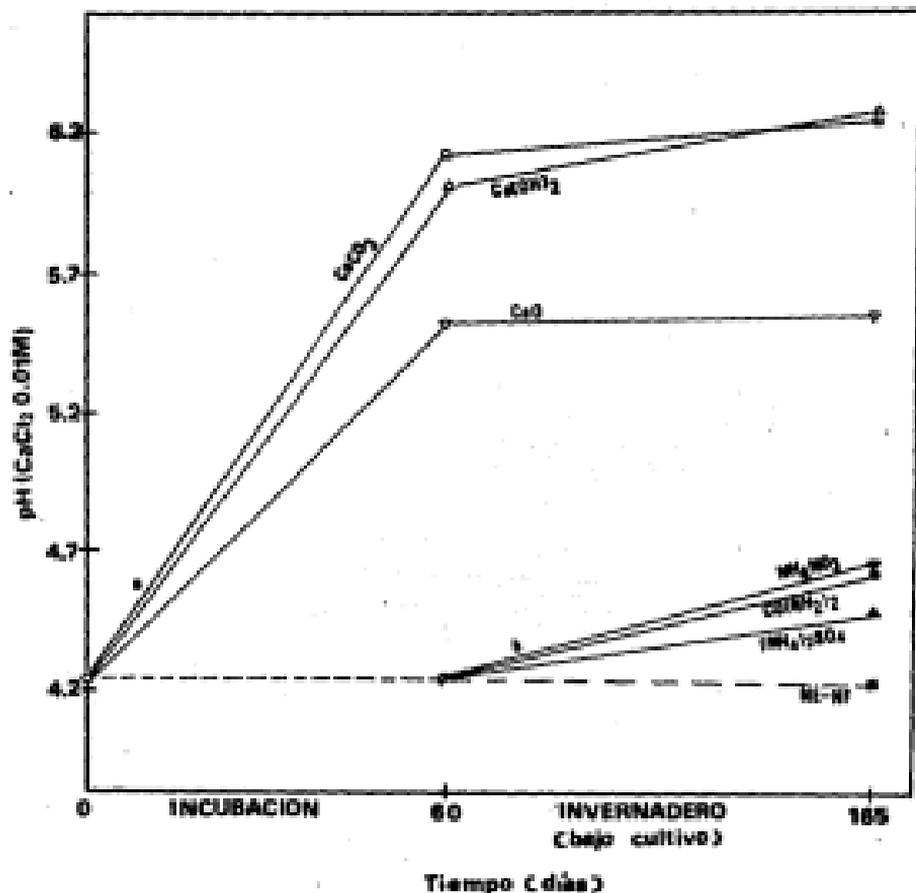


Figura 7.0 Variación del pH potencial (CaCl₂ 0.01M) del suelo ácido (0 días) en dos etapas experimentales: (1) incubación (0 a 60 días), para los tratamientos de encalado; y (2) invernadero (60 a 165 días), bajo cultivo con *Lolium perenne* L., para los tratamientos de, a) encalados y b) fertilizados.

la rizosfera puede extenderse hacia el volumen del suelo (Riley y Barber, 1971).

En general, el incremento del pH para los tratamientos fertilizados, con respecto al suelo ácido testigo (no fertilizado, no encañado), fueron del siguiente orden: $\text{NH}_4\text{NO}_3 > \text{CO}(\text{NH}_2)_2 > (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Puesto que la nitrificación es inhibida en medios muy ácidos, el incremento del contenido de NO_3^- en el suelo ácido está determinado por el tipo de fertilizante aplicado. De aquí que, la fertilización con NH_4NO_3 , como fuente de NO_3^- , puede aumentar el contenido de éste anión. Para el caso de la urea, el incremento del NO_3^- puede estar relacionado con el efecto inicial alcalinizante que favorece la nitrificación, en la zona de aplicación. Y con respecto al $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, parece ser que sólo el NO_3^- nativo del suelo ácido toma parte en el ligero incremento del pH a través del mecanismo de absorción preferencial del NO_3^- vs. NH_4^+ por la planta. Además, se ha encontrado que la toma de NO_3^- por la planta se tiene en un pH de 4.5 a 6.0, mientras que para el NH_4^+ el pH óptimo es de 6.0 a 7.0 (Tisdale et al, 1985).

Se ha encontrado que bajo condiciones ácidas las variaciones de pH, obtenidas a través de la toma de NO_3^- vs. NH_4^+ , son mayores que las observadas en un medio alcalino (Riley y Barber, 1971). Esto puede explicar la mayor variación de pH en los tratamientos del suelo ácido con fertilizantes nitrogenados que aquellos tratamientos encañados, menos ácidos.

Debemos señalar que si se fertiliza este suelo ácido, se fertiliza con una fuente de NH_4^+ y se siembra con un cultivo que tenga una absorción de NH_4^+ y Ca^{2+} , acidificará la rizosfera incrementando la actividad del H^+ , Al^{3+}

u otro elemento fósico, lo que afectara el crecimiento y rendimiento del cultivo.

5.2.2 MATERIA ORGANICA

El contenido de materia orgánica del suelo ácido muestreado fue de 1.662%, pero en los tratamientos de encalado al final del período de incubación disminuyó en un 14.3% con $\text{Ca}(\text{OH})_2$, 11.96% con CaCO_3 y 2.26% con CaO . Sin embargo, en la etapa del experimento de invernadero (60 a 105 días), bajo el crecimiento de Lolium perenne, el contenido de materia orgánica aumento, comparado con el del suelo ácido testigo(no encalado, no fertilizado) en un 35.12%, 31.24% y 30.13%, para los tratamientos de CaCO_3 , CaO y $\text{Ca}(\text{OH})_2$, respectivamente(vease la figura 8.0). Esto indica que el encalado del suelo ácido al reducir la acidez del suelo, eliminar los factores de toxicidad, aumentar la CIC y la disponibilidad de los nutrimentos, mejoró el crecimiento radicular, promoviendo un incremento del contenido de materia orgánica del suelo. De acuerdo con los datos del cuadro 8.0, el contenido de materia orgánica en los tratamientos de encalado, al final de la etapa de invernadero, fue casi similar para las tres fuentes de cal, aún para el CaO , donde se tuvo un $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ final de 5.52 .

Al final del experimento de invernadero(60 a 105 días) el suelo ácido testigo(no encalado, no fertilizado) tuvo un contenido de materia orgánica

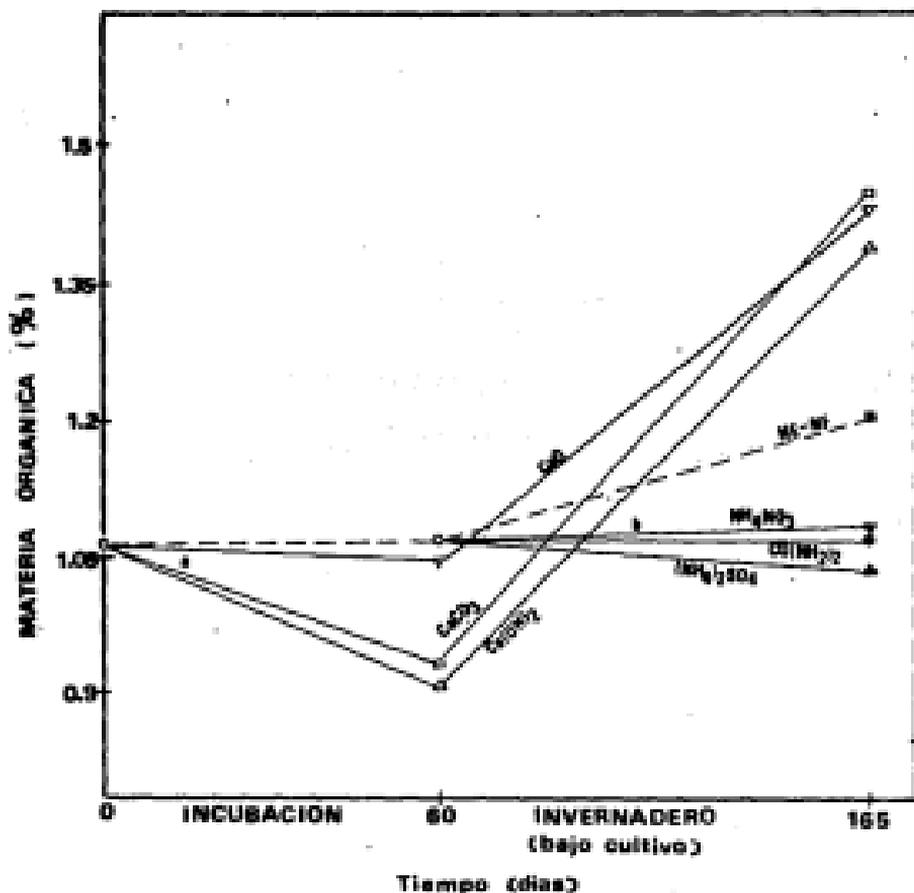


Figura 3.9 Variación del contenido de materia orgánica del suelo (0 días) en dos etapas experimentales: (1) incubación (0 a 60 días), para los tratamientos de encalado; y (2) invernadero (60 a 165 días), bajo cultivo con *Lolium perenne* L., para los tratamientos de a) encalados y b) fertilizados.

de 1.204%, mientras que para los tratamientos de fertilización nitrogenada fue de: 1.070% con NH_4NO_3 , 1.063% con $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ y de 1.030% con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Esto implica una reducción del contenido de materia orgánica, con respecto al suelo ácido testigo, de 11.13%, 11.71% y 14.45% para los tratamientos con NH_4NO_3 , $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, respectivamente (véase cuadro 8.0 y figura 8.0).

En general, la fertilización del suelo ácido redujo el contenido de la materia orgánica al final del experimento de invernadero. Los tratamientos con fertilizantes de residuos ácido tuvieron el siguiente orden en reducir el contenido de materia orgánica: $\text{NH}_4\text{NO}_3 = \text{CO}(\text{NH}_2)_2 > (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Dentro de los fertilizantes de residuos ácido el $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ es considerado como menos deseable. De aquí que su uso continuo e intensivo pueda reducir el contenido de materia orgánica y contribuir en la acidificación del horizonte subsuperficial.

El suelo ácido muestreado tuvo un contenido de materia orgánica de 1.062%, pero sometido bajo el cultivo de Lolium perenne, sin fertilizar y sin encalar (suelo testigo) aumento a 1.204%, lo que implicó un incremento del 13.37%.

5.2.3 NITROGENO TOTAL DEL SUELO

El contenido de nitrógeno total del suelo muestreado de 0.28% decreció tanto en la etapa de incubación (0 a 60 días), como en la etapa del ex-

perimento de invernadero (60 a 145 días). En el período de incubación el contenido de nitrógeno total para los tratamientos de encalado fue de: 0.21% con CaO , 0.22% con Ca(OH)_2 y 0.20% con CaCO_3 (cuadro 6.0). Esto significó una reducción del contenido de nitrógeno total inicial del suelo ácido muestreado (0 días) de: 17.85%, 21.43% y 28.60% para los tratamientos de incubación con CaO , Ca(OH)_2 y CaCO_3 , respectivamente. Esta menor contenido de nitrógeno total en los tratamientos de incubación se explica por la pérdida de nitrógeno por varias rutas no determinadas. Asimismo, el encalado incrementa la mineralización y la nitrificación.

Al final de la etapa del experimento de invernadero (60 a 165 días) el contenido de nitrógeno total del suelo ácido testigo (no encalado, no fertilizado) fue de 0.166%, mientras que en los tratamientos de encalado fue de: 0.173%, 0.174% y 0.170% con CaO , Ca(OH)_2 y CaCO_3 , respectivamente (cuadro 8.0). El contenido final promedio de nitrógeno total para los tratamientos de encalado fue de 0.173%. En la figura 9.0 puede observarse la tendencia decreciente del contenido de nitrógeno total en las etapas de este estudio.

El suelo ácido fertilizado y cultivado con *Lycium scorpa* en la etapa de invernadero tuvo un contenido final de nitrógeno total de 0.160%, 0.173%, y 0.166% para los tratamientos de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, $\text{CO(NH}_2)_2$ y NH_4NO_3 , respectivamente (cuadro 9.0), lo que sugiere que el zacate extraje la mayor parte del nitrógeno incorporado durante la fertilización.

En la figura 9.0 puede observarse que el contenido final de nitrógeno total, en la etapa de invernadero, tanto para los tratamientos de encaulado como para los fertilizados, estuvo en el rango de 0.19% a 0.17%. Esto sugiere que aún cuando no se fertilizaron los tratamientos de encaulado, estos tratamientos sí suministraron nitrógeno a las plantas de Lolium perenne. Así por ejemplo, Nyborg y Hoyt(1978) encontraron que encaulando suelos ácidos, con un pH de 4.0 a 5.6, hasta un pH de 6.7 se incrementó 2 veces la mineralización del nitrógeno y a la vez se aumentó la toma de este nutrimento por las plantas de avena (Avena sativa L.) de 15-42Kg/ha en el primer año, aunque sólo fue de 7-10 Kg/ha en el tercer año. Lo que sugirió que el encaulado del suelo tiene un fuerte efecto de incrementar la mineralización inicialmente, pero éste mecanismo decrece con el tiempo. La liberación de nitrógeno por el encaulado puede ser económicamente importante.

Observese en la figura 8.0 que se presenta un incremento en el contenido de materia orgánica en la etapa de invernadero para los tratamientos de encaulado, mientras que en la figura 9.0 se observa un decremento en el contenido de nitrógeno total. Este comportamiento se explica por el siguiente razonamiento: durante el crecimiento de Lolium perenne existe una mayor demanda del nitrógeno absorbido, por la parte aérea de la planta que por la raíz, por consiguiente, se tiene una translocación del nitrógeno hacia la parte aérea. La raíz tiene una menor demanda de nitrógeno. La principal fuente de materia orgánica se obtuvo con el creci-

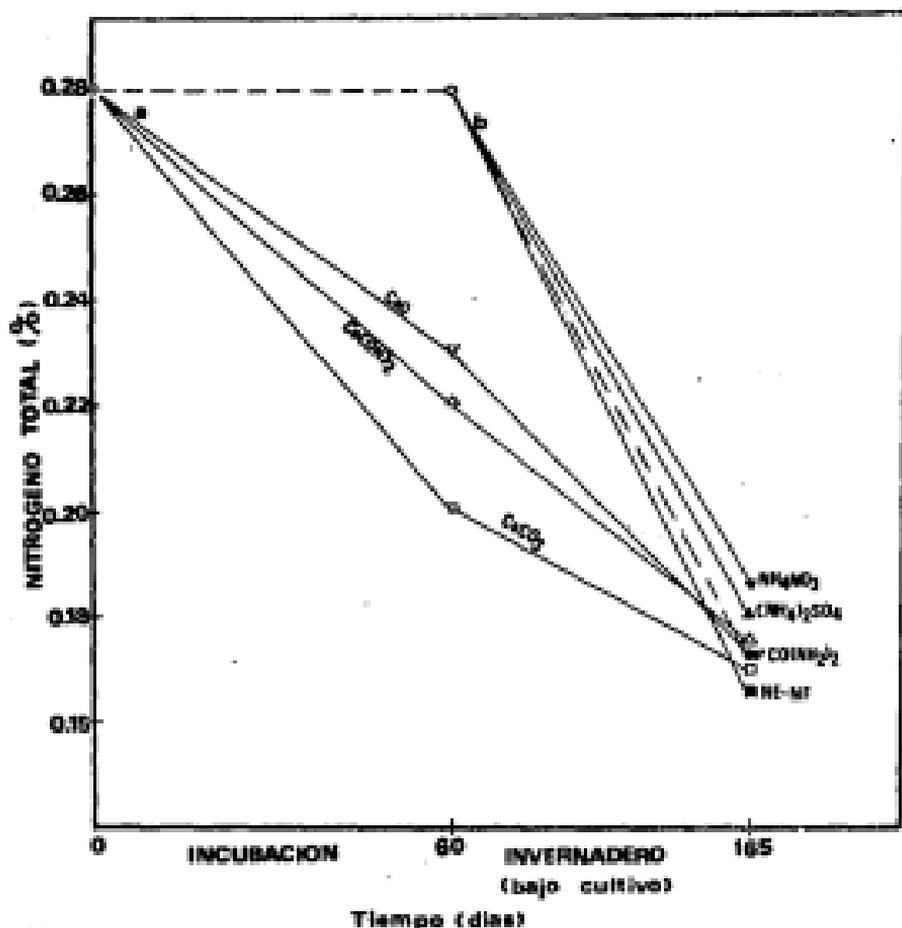


Figura 9.0 Variación del contenido de nitrógeno total del suelo (0 días) en dos etapas experimentales: (1) incubación (0 a 60 días), para los tratamientos de encañado; y (2) invernadero (60 a 165 días), bajo cultivo con *Lolium perenne* L., para los tratamientos de, a) encañado y b) fertilizados.

miento radicular, a través de su descomposición. Por consiguiente, se debe evaluar el aporte de nitrógeno en la materia orgánica, en los residuos de cosecha de Lolium perenne, en base a su relación C:N. Por regla, aquellos residuos de cosecha con una relación C:N mayor de 30:1 determinan la inmovilización del nitrógeno por los microorganismos del suelo, mientras que una relación C:N menor de 20:1 determinan la mineralización del nitrógeno orgánico. En general, la relación C:N de la raíz de los cultivos tiene una relación C:N mayor que aquella de las hojas o tallos. Por ejemplo, los datos de Iritani y Arnold (citados por Tiedala et al, 1985) sobre la relación C:N de la raíz, tallos y hojas, respectivamente, para algunos cultivos, fueron de: 48:1, 33:1 y 31:1 para el maíz ; y de 27:2, 45:3 y 15:6 para el tomate. Por consiguiente, el incremento de la materia orgánica en los tratamientos de escalado, bajo cultivo, no implicó necesariamente una alta incorporación de nitrógeno en los residuos de cosecha. La mayor parte del nitrógeno fue removido por la parte aérea durante los cortes del forraje.

El suelo ácido testigo (no escalado, no fertilizado) en la etapa de invernadero tuvo un contenido de nitrógeno total de 0.166%, lo que significó un decremento del 53.1% , con respecto al contenido inicial del suelo ácido muestreado (0.28% N).

5.2.4 BASES INTERCAMBIABLES

El contenido de bases intercambiables totales ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$)

del suelo ácido muestreado(0 días) fue de 9.116 meq/100g, mientras que en los tratamientos de encalado, en la etapa de incubación(0 a 60 días) aumento hasta valores de: 13.022 meq/100g con CaO, 13.073 meq/100g con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y de 13.341 meq/100g con CaCO_3 (cuadro 6.0). Esto significó un incremento porcentual del 45.25%, 43.3% y 42.84% para los tratamientos con CaCO_3 , $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaO, respectivamente.

Sin embargo, durante la etapa de invernadero el contenido de bases intercambiables totales para los tratamientos de encalado fue de: 11.877 meq/100g con CaCO_3 , 12.595 meq/100g con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y de 10.828 meq/100 g con CaO (vease cuadro 8.0), lo que significó un decremento del 14.97%, 5.3% y 24.06% para el CaCO_3 , $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaO, respectivamente, con respecto al contenido de bases intercambiables obtenido durante la etapa de incubación (vease la figura 10). Este comportamiento esta relacionado con la extracción de bases por el cultivo, reflejado en el crecimiento. Así, mientras más bajos son los niveles de bases intercambiables al final del período de crecimiento del cultivo mayores serán los contenidos de éstas bases en los tejidos de las plantas. La falta de un análisis de tejidos de las plantas, para determinar la concentración de éstas bases, no permite corroborar esta suposición. Foth(1984) menciona que el incremento en el porcentaje de bases intercambiables, obtenida a partir del encalado, es ta muy relacionado con el incremento en el crecimiento de las plantas.

El nivel de bases intercambiables de los tratamientos de fertilización

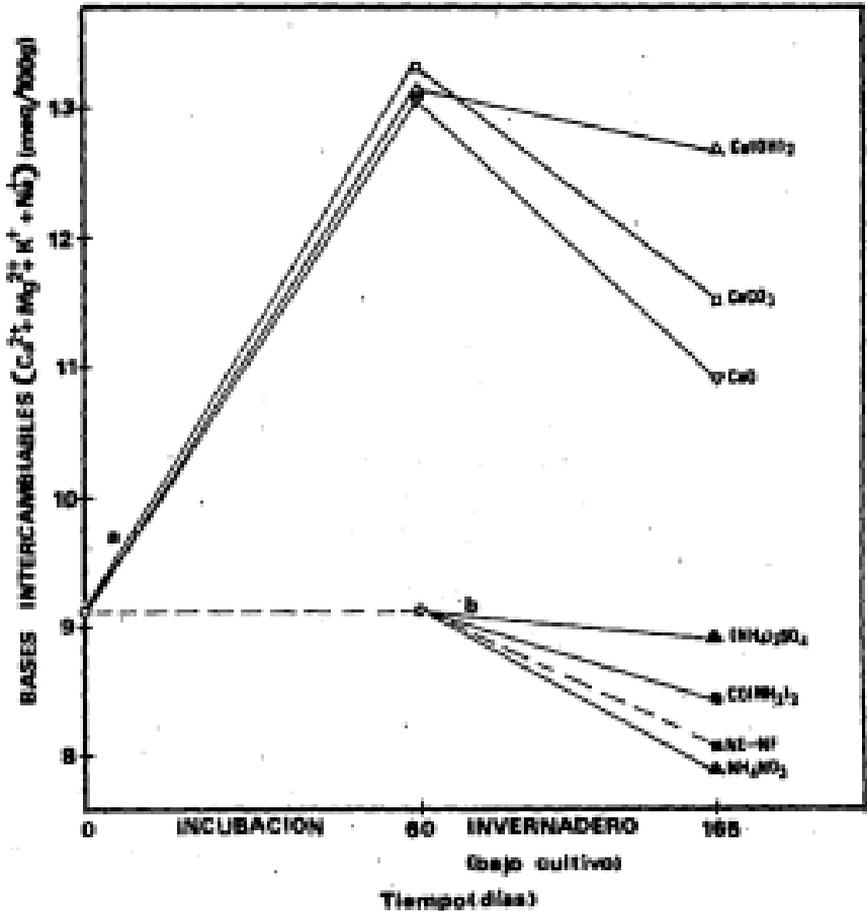


Figura 10. Variación del contenido de bases intercambiables totales del suelo ácido (0 días) en dos etapas experimentales: (1) incubación (0 a 60 días), para los tratamientos de encalado; y (2) invernadero (50 a 165 días), bajo cultivo con *Lolium perenne* L., para los tratamientos de, a) encalados y b) fertilizados.

nitrogenada, en la etapa de invernadero, fueron de: 8.951 meq/100g con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, 8.412 meq/100g con $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ y de 7.893 meq/100g con NH_4NO_3 (cuadro 9.6). Estos valores significaron un decremento en el contenido de bases intercambiables, con respecto al suelo ácido muestreado (0 días) del 13.42%, 7.72% y 1.81% para los tratamientos con NH_4NO_3 , $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, respectivamente. Igualmente, este comportamiento refleja la extracción de bases por el cultivo. Asimismo, la menor variación del contenido de bases intercambiables con el tratamiento de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ puede significar que hubo una menor extracción de bases por *Lolium perenne*, y para el tratamiento con NH_4NO_3 hubo una mayor extracción de bases (véase la figura 10).

El contenido de bases intercambiables en el suelo ácido testigo (no en calado, no fertilizado) fue de 8.058 meq/100g, siendo un 11.83% menor que el del suelo ácido muestreado (9.116 meq/100g).

5.2.5 FOSFORO APROVECHABLE

El contenido de fósforo aprovechable del suelo ácido muestreado (0 días) fue de 0.62 ppm, mientras que en los tratamientos de encalado en la etapa de incubación se redujo hasta 0.56 ppm para el $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaO . Esta reducción presupone una fijación del fósforo durante el encalado del suelo. Se ha encontrado que el encalado puede aumentar, disminuir o no tener efecto sobre el fósforo aprovechable (Haynes, 1984). Este proceso

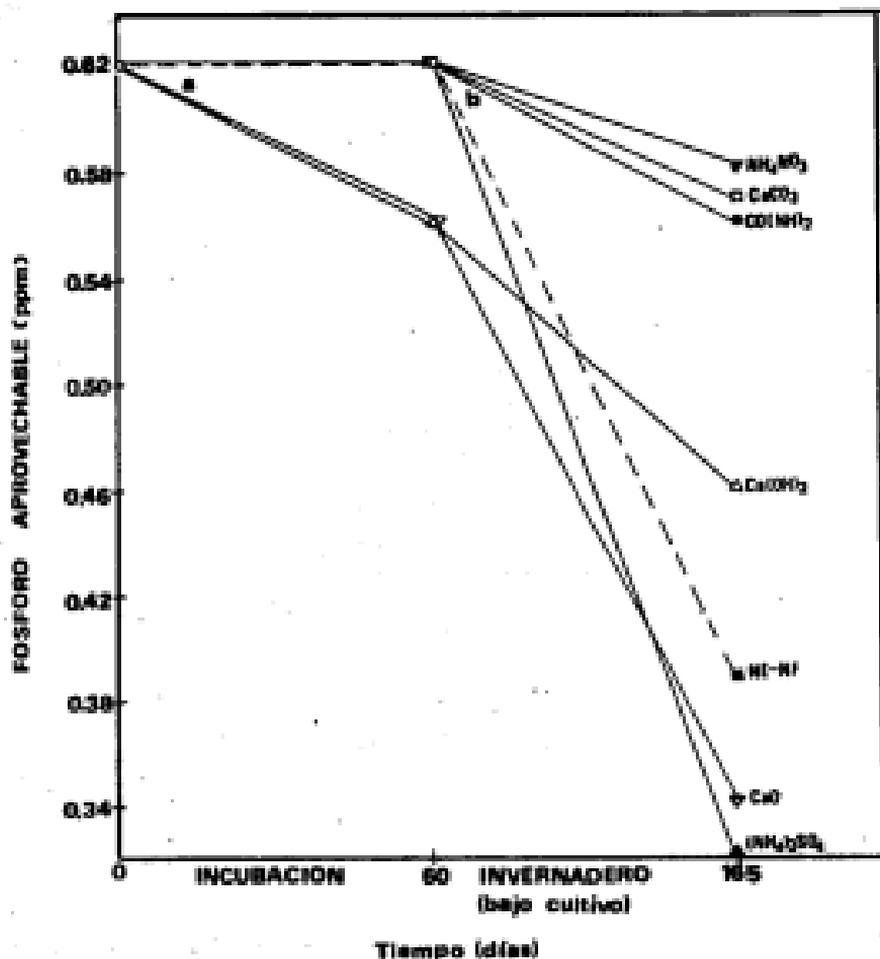


Figura 11. Variación del contenido de fósforo aprovechable del suelo ácido (0 días) en dos etapas experimentales: (1) incubación (0 a 60 días), para los tratamientos de encalado; y (2) invernadero (60 a 185 días), bajo cultivo con *Lolium perenne* L., para los tratamientos de, a) encalados y b) fertilizados.

de fijación durante el encalado no es un hecho en este suelo, ya que en el tratamiento del CaCO_3 no hubo variación en el contenido de fósforo aprovechable (véase la figura 11). Los pocos datos obtenidos sobre el efecto del encalado sobre la fijación o incremento en la disponibilidad del fósforo, son insuficientes en el presente trabajo. Debemos mencionar que en aquellos suelos ácidos con un alto contenido de aluminio intercambiable se ha observado que la menor disponibilidad del fósforo (fijación) se tiene en el rango de pH de 5.5 a 6.5 (Haynes, 1984).

En la etapa de invernadero se obtuvo una reducción del fósforo aprovechable en los tratamientos de encalado de: 0.57 ppm con CaCO_3 , 0.46 ppm con Ca(OH)_2 , 0.34 ppm con CaO y de 0.39 ppm en el suelo ácido testigo no encalado, no fertilizado (cuadro 8.0 y figura 11). Este comportamiento se explica por una mayor absorción del fósforo por el cultivo.

Por otra parte, en los tratamientos de fertilización nitrogenada, en la etapa de invernadero, el contenido de fósforo fue de: 0.56 ppm con NH_4NO_3 , 0.56 ppm con $\text{CO(NH}_2)_2$ y de 0.30 ppm con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (cuadro 9.0). Debido a que se realizó la fertilización (en la que se incluye fósforo como superfosfato de calcio simple) y la siembra, no se puede separar la posible fijación del fósforo en las condiciones ácidas de este suelo y el efecto del cultivo en la disponibilidad del P y su absorción. La ausencia de un análisis del contenido de fósforo en los tejidos de las plantas, limitan la interpretación de los datos obtenidos.

5.3 EFECTO DE LA INTERACCION ENTRE FUENTES DE ENCALADO Y FUENTES NITROGENADAS SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES QUIMICAS DE UN SUELO ACIDO AL FINAL DEL EXPERIMENTO DE INVERNADERO CON Lolium perenne L.

Para evaluar los tratamientos de fuentes de encalado y de fertilización nitrogenada sobre algunas propiedades químicas del suelo ácido, bajo el crecimiento de Lolium perenne L., se utilizaron los datos obtenidos a partir del diseño experimental de bloques completamente al azar, con análisis factorial (véase el apartado 4.2.5.2).

5.3.1 REACCION DEL SUELO (pH)

El análisis de varianzas (ANOVA) para el pH real (H_2O) (anexo 1) y el pH potencial ($CaCl_2$) (anexo 2) indicaron que existe variación, altamente significativa, para las fuentes de encalado, sin embargo, no existe variación para las fuentes de fertilización nitrogenada. Por consiguiente, existe diferencia entre las fuentes de encalado sobre el pH del suelo.

La prueba de Duncan de comparación de medias (anexos 3 y 4) nos indica que las fuentes de encalado que tuvieron el pH del suelo más alto, al final del experimento de invernadero, fueron el $CaCO_3$ y $Ca(OH)_2$, con valores de: 6.28 (H_2O), 6.238 (H_2O) y 6.20 ($CaCl_2$), 6.128 ($CaCl_2$), respectivamente, sin diferencia entre estas. La fuente de encalado que tuvo menor pH del suelo fue el CaO , con valores de 5.71 (H_2O) y 5.63 ($CaCl_2$), mientras que la media de pH para los tratamientos no encalados fue de 4.587

pH (H₂O)

pH (CaCl₂ 0.01M)

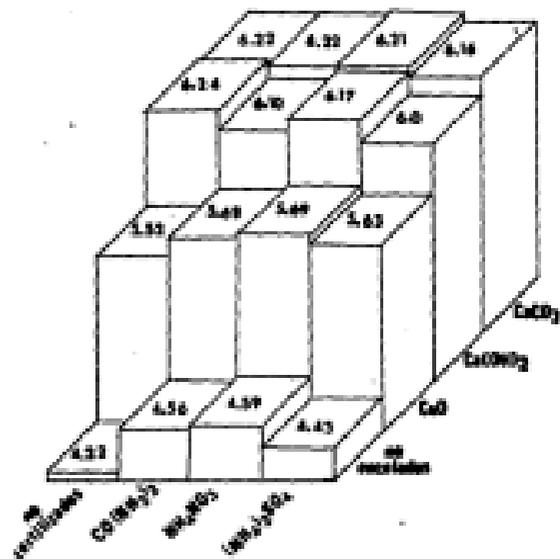
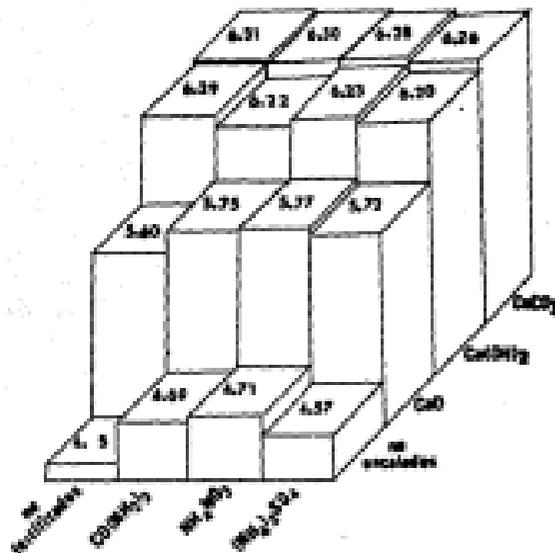


Figura 12. Efecto de la interacción entre fuentes de encofrado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el pH real (H₂O) y pH potencial (CaCl₂) del suelo al final del experimento de invernadero con Lolium perenne L.

(H_2O) y de 4.452($CaCl_2$).

En la figura 12, puede observarse que la variación del pH, tanto real como potencial, para las fuentes de encalado tuvo el siguiente comportamiento: $CaCO_3 = Ca(OH)_2 > CaO >$ no encalados. Asimismo, no se observa variación para los tratamientos de fertilización nitrogenada, puesto que no hay significancia estadística.

En general, se esperaba un pequeño decremento en la reacción del suelo (pH) para los tratamientos donde se utilizaron fertilizantes nitrogenados de residuo ácido, sin embargo, los factores que determinarán la expresión de la acidez potencial de éstos fueron: la moderada dosis de fertilización, los efectos del encalado del suelo y el cultivo en crecimiento, las probables pérdidas (no determinadas) de nitrógeno por varias rutas y la capacidad tampón del suelo.

El beneficio del encalado obtenido durante el período de incubación, previo al experimento de invernadero, se mantuvo durante esta etapa. Pearson (citado por Haynes, 1984) menciona que el efecto del encalado del suelo puede perderse en un período corto, aún realizando aplicaciones moderadas de sulfato de amonio. Así, se ha observado que por cada Kg de sulfato de amonio aplicado al suelo se requieren 6 Kg de cal para neutralizar su efecto acidificante. Con base en lo anterior, el uso continuo e intensivo de fertilizantes de residuo ácido, principalmente el sulfato de amonio, pueden revertir el efecto benéfico del encalado hacia una condición ácida.

5.3.2 CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA

El análisis de varianzas sobre el contenido de materia orgánica al final del experimento de invernadero, indica que existe un efecto significativo para las fuentes de encalado y un efecto altamente significativo para las fuentes de fertilización nitrogenada (anexo 5.0).

La prueba de Duncan de comparación de medias, para las fuentes de encalado, indica que la media para los tratamientos sin encolar tuvo el menor contenido de materia orgánica, con 1.1571% (anexo 6.0), siendo mayor para los tres materiales de encalado. Para éstos, el contenido de materia orgánica fue de: 1.315% con CaCO_3 , 1.319% con CaO y 1.283% con Ca(OH)_2 , sin diferencia estadística entre éstos. Comparando el contenido de materia orgánica del valor medio de los tratamientos no enca- lados con aquellos enca- lados, encontramos que éstos últimos tuvieron un contenido mayor en; 16.80%, 13.6% y 13.98% para el CaO , Ca(OH)_2 y CaCO_3 , respectivamente.

Algunas evidencias (Doss et al, 1979) indican que la cantidad y pro- fundidad de enraizamiento está determinada por la profundidad de incor- poración de la cal. Si bien, en este estudio no se obtuvieron los pesos de materia seca de la raíz en cada tratamiento, el mayor contenido de mate- ria orgánica en los tratamientos que fueron enca- lados nos puede señalar que el encalado tuvo un efecto beneficioso sobre el crecimiento radicular ,

MATERIA ORGANICA (%)

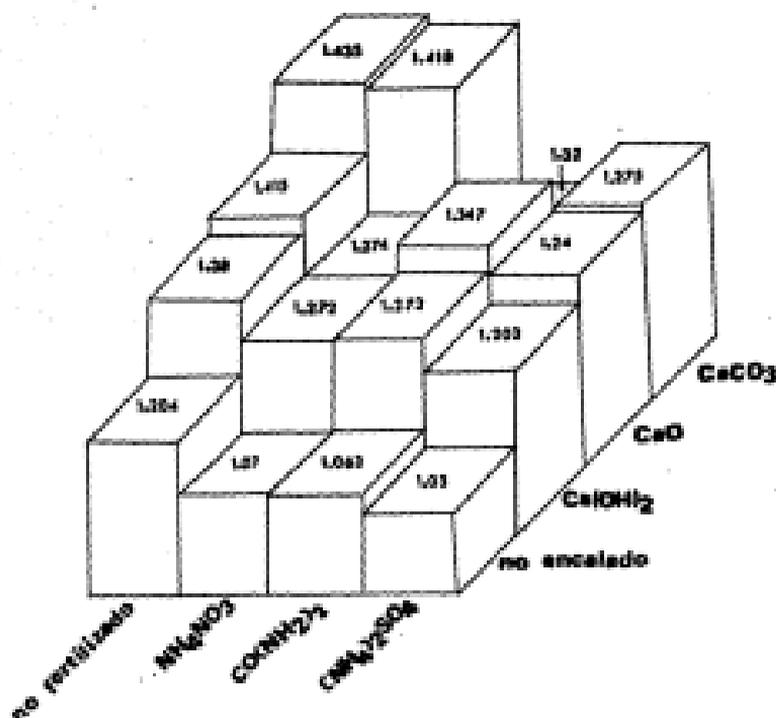


Figura 13. Efecto de la interacción entre fuentes de encalado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el contenido de materia orgánica al final del experimento de invernadero con *Lolium perenne* L.

aumentando así, con la muerte radicular, el contenido de materia orgánica.

Con respecto a la variación en el contenido de materia orgánica para las fuentes de fertilización nitrogenada, la prueba de Duncan (anexo 7.0) de comparación de medias, nos indica que el mayor valor lo tuvieron los tratamientos sin fertilizar, con 1.3745%, y aquellos con NH_4NO_3 , con 1.309%, siendo iguales estadísticamente. Asimismo, no hubo diferencia entre la media del NH_4NO_3 y $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ (1.204%). Sin embargo, el $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ tuvo el menor contenido medio de materia orgánica, con 1.1863%, pero no fue diferente a aquel del $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$.

Con base en las medias del anexo 7.0, observamos que en promedio los tratamientos que no recibieron fertilización nitrogenada, tuvieron un contenido de materia orgánica total mayor en 12.4% y 13.7% que los tratamientos fertilizados con $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, respectivamente.

En la figura 13.0, observamos que los tratamientos encañales tienen un mayor contenido de materia orgánica que los tratamientos sin encañal. Asimismo, en aquellos tratamientos que recibieron fertilización nitrogenada tienen un menor contenido de materia orgánica que aquellos sin fertilización.

5.3.3 NITROGENO TOTAL DEL SUELO

El análisis de varianza indicó que no existió variación significativa

NITROGENO TOTAL (%)

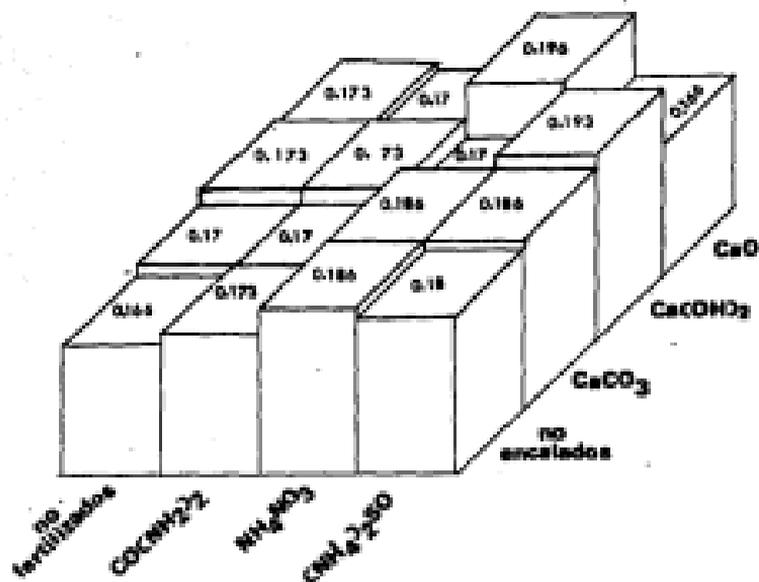


Figura 14. Efecto de la interacción entre fuentes de encalado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el contenido de nitrógeno total del suelo, al final del experimento de invernadero con Lycopersicon L.

tanto para las fuentes de encalado, como para las fuentes de fertilización nitrogenada (anexo 8.0). Los datos son confiables, con un coeficiente de variación de 9.5%.

En la figura 14.6, podemos observar que existen pequeñas diferencias en los tratamientos con fuentes de encalado y de fertilización nitrogenada, sin embargo, estas no son significativas estadísticamente.

5.3.4 BASES INTERCAMBIABLES

El análisis de varianza (anexo 9.0) indica que existe variación para las fuentes de encalado, en el contenido de bases intercambiables totales (Ca^{2+} Mg^{2+} K^+ Na^+), siendo altamente significativa, sin embargo, no hubo variación significativa para las fuentes de fertilización nitrogenada. No hay interacción entre fuentes de encalado X fuentes de fertilización nitrogenada. Estos datos son confiables, con un coeficiente de variación de 3.02%.

La prueba de Duncan para las fuentes de encalado indica que el mayor contenido de bases intercambiables la tuvieron los tratamientos con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 , con un valor promedio de 12.75 meq/100g y 12.31 meq/100g, respectivamente, no existiendo diferencia entre éstos. Asimismo, el contenido promedio de bases intercambiables del CaO fue de 11.454 meq/100g siendo mayor que aquella de los tratamientos sin encalear, con 8.591 meq/100g. Por lo tanto, el contenido de bases intercambiables fue del siguiente orden: $\text{Ca}(\text{OH})_2 = \text{CaCO}_3 > \text{CaO} > \text{no encalear}$.

En la figura 15.6, puede observarse que los tratamientos encañados con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 tienen un mayor nivel de bases intercambiables que los tratamientos con CaO y no encañados. Con base en el contenido de bases intercambiables para los tratamientos de encañado, en el período de incubación, el cual fue de ; 13.022, 13.075, 13.241 y 9.116 meq/100g para el CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, CaCO_3 y no encañados, respectivamente (cuadro 4.0) observamos que para los 3 materiales de encañado el contenido de bases intercambiables es similar. Posteriormente, en el análisis del suelo de los tratamientos al final del experimento de invernadero, observamos que el nivel de bases decayó hasta valores de: 11.454, 12.75, 12.31 y 8.592 meq/100g, para los promedios de los tratamientos con CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, CaCO_3 y no encañados, respectivamente (anexo 10.0). Con estas comparaciones podemos inferir que se extrajeron bases por el cultivo de *Loitum paranna* y que el menor contenido de bases, al final del experimento de invernadero, para el CaO presupone una mayor toma de bases por la planta en este tratamiento, sin embargo, esto no lo podemos verificar por la carencia de análisis de tejidos para estas bases. No obstante, la figura 15.6, nos muestra que se mantuvo un nivel adecuado de bases intercambiable al final, del obtenido inicialmente en los tratamientos de encañado en la incubación.

Del total de bases intercambiables, el Ca^{2+} y el Mg^{2+} comprendieron ambos el 91% de los promedios de los tres tratamientos encañados y de sólo el 85% para el promedio de los tratamientos no encañados. El Ca^{2+} fue la principal base intercambiable, puesto que comprendió el 62.8% , 56.7%,

BASES INTERCAMBIABLES (meq/100g)

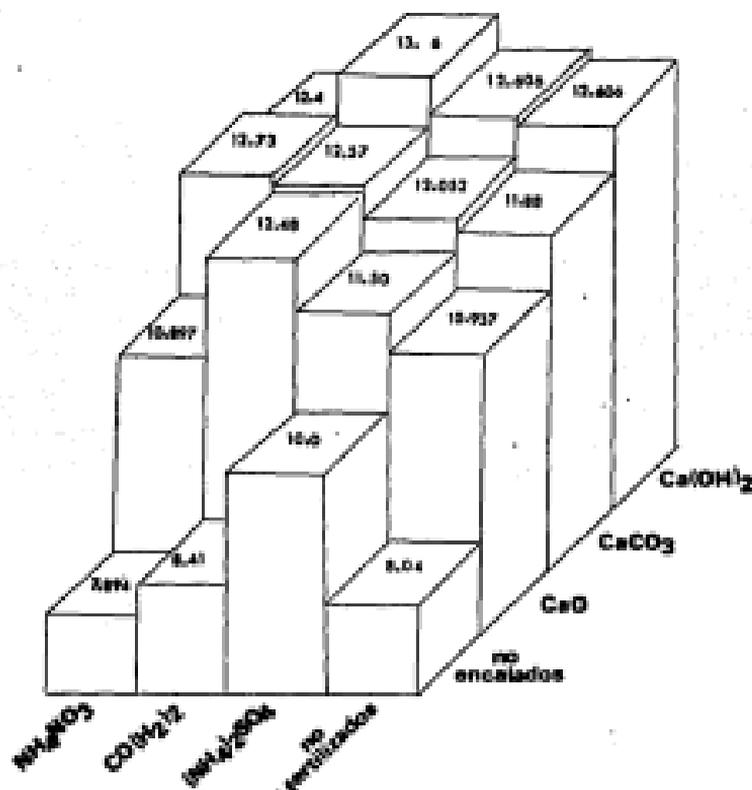


Figura 15. Efecto de la interacción entre fuentes de encalado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el contenido de bases intercambiables totales al final del experimento de invernadero con *Lolium perenne* L.

54.45% y 52.28%, para los valores promedio de los tratamientos con CaCO_3 , Ca(OH)_2 , CaO y no encalados, respectivamente.

Por otra parte, el Na^+ y K^+ comprendieron el 9.49%, 9.45%, 8.16% y 12.07% del total de bases intercambiables, para los tratamientos con CaCO_3 , Ca(OH)_2 , CaO y no encalados, respectivamente. El menor contenido de estas bases, en los tratamientos que se encalaron, indican una mayor absorción de éstas por las plantas.

El pequeño decremento en el contenido de bases intercambiables al final del experimento de invernadero, con respecto al contenido inicial obtenido en la etapa de incubación, nos indica que la continua cultivación puede reducir con el tiempo el nivel de bases intercambiables y acidificar el suelo. El grado de extracción de bases por las plantas, removidas durante la cosecha, dependera de la especie cultivada. Por ejemplo, se sabe que el requerimiento de Ca^{2+} por las gramíneas es menor que el de las leguminosas (Tisdale et al, 1985). Además, se ha encontrado que la extracción del K^+ por el zacate ballico puede ser de 2 a 5 veces mayor que el de leguminosas como el trébol blanco (Dunlop et al., 1979).

5.3.5 FOSFORO APROVECHABLE

El análisis de varianza indica que existió una variación altamente significativa tanto para las fuentes de encalado, como para las fuentes de fertilización nitrogenada en el contenido de fósforo aprovechable. No existe

FÓSFORO APROVECHABLE (ppm)

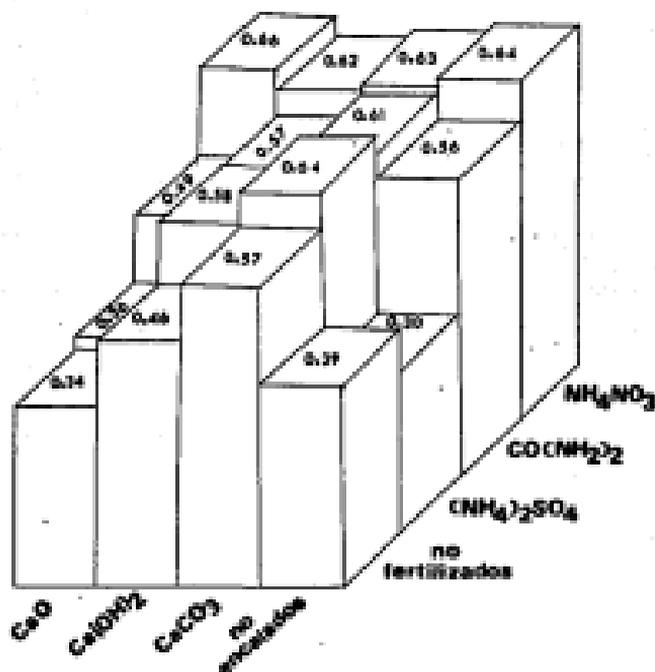


Figura 16. Efecto de la interacción entre fuentes de encalado y fuentes de fertilización nitrogenada sobre el contenido de fósforo aprovechable al final del experimento de invernadero con Lolium perenne L.

interacción entre fuentes de encalado X fuentes de fertilización nitrogenada. Los datos son confiables con un coeficiente de variación de 10.95% (anexo 11).

La prueba de Duncan de comparación de medias para las fuentes de encalado nos indica el siguiente comportamiento: CaCO_3 (0.612 ppm P) \gt $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (0.5545 ppm P) \gt CaO (0.4548 ppm P) = no encalados (0.4548 ppm P) (anexo 12). Mientras que la comparación de medias para las fuentes de fertilización nitrogenada, el comportamiento fue: NH_4NO_3 (0.6129 ppm P) \gt $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ (0.5563 ppm P) \gt $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (0.4583 ppm P) = no fertilizados (0.4337 ppm P) (anexo 13). Esto puede observarse en la figura 16.

En particular, uno de los efectos del encalado separado en este suelo, con un bajo contenido de aluminio intercambiable, es un incremento en el contenido del fósforo aprovechable. Sin embargo, considerando que estos resultados se basan en análisis de tratamientos al final del crecimiento de Lolium perenne L. y que no se dispone de análisis de fósforo en los tejidos de las plantas, no podemos evaluar la hipótesis de que: "el encalado del suelo ácido incrementa la disponibilidad del fósforo aprovechable" la cual se refleja en una mayor absorción de este elemento por la planta.

5.4 EFECTO DE LAS FUENTES DE ENCALADO Y FUENTES DE FERTILIZACION NITROGENADA SOBRE EL CONTENIDO DE NITROGENO TOTAL DE LA PARTE AEREA DEL ZACATE BALICO PERENNE (Lolium perenne L.).

En general, el análisis de varianza para el contenido de nitrógeno to-

tal de la parte aérea de Lolium perenne L. de los tres cortes nos indica que si existe variación altamente significativa tanto para los tratamientos con fuentes de encalado, como para aquellos con fuentes de fertilización nitrogenada (anexos 14, 17 y 20).

5.4.1 PRIMER CORTE

La prueba de Duncan de comparación de medias para los tratamientos con fuentes de encalado (anexo 15) nos indica que el mayor contenido de nitrógeno total de la parte aérea de las plantas de zacate ballico perenne lo tuvieron los tratamientos encalados con CaO , con un valor promedio de 3.588% N. Mientras que los tratamientos con Ca(OH)_2 y CaCO_3 tuvieron un contenido promedio de 3.47%N y 3.45% N, respectivamente, siendo ambos iguales estadísticamente. Asimismo, los tratamientos no encalados presentaron el menor contenido de nitrógeno total, con un valor promedio de 3.35% N.

Con respecto a los tratamientos con fuente de fertilización nitrogenada, la prueba de Duncan (anexo 16) nos indica que el mayor contenido de nitrógeno lo tuvieron los tratamientos fertilizados con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, con un valor promedio de 3.55% N. Mientras que el contenido promedio de nitrógeno para los tratamientos fertilizados con $\text{CO(NH}_2)_2$, NH_4NO_3 y aquellos no fertilizados, fue de 3.47% N, 3.41% N y 3.4% N, respectivamente, siendo iguales estadísticamente.

En general, el comportamiento de los tratamientos con fuentes de enca-lado, sobre el contenido de nitrógeno de las plantas, fue el siguiente: $\text{CaO} > \text{Ca}(\text{OH})_2 \approx \text{CaCO}_3 >$ no encalados. Asimismo, para los tratamientos con fertilización nitrogenada fue del siguiente orden: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 > \text{CO}(\text{NH}_2)_2 \approx \text{NH}_4\text{NO}_3 =$ no fertilizados.

5.4.2 SEGUNDO CORTE

Con base en la prueba de Duncan, los tratamientos donde se tuvo el ma-yor contenido de nitrógeno de la parte aérea de las plantas fueron aquellos encalados con CaO y $\text{Ca}(\text{OH})_2$, cuyo valor promedio fue de 2.96%N y 2.89% N, respectivamente, sin diferencia estadística entre éstos. Mientras que el menor contenido de nitrógeno total lo tuvieron los tratamientos con CaCO_3 y no encalados, cuyo valor promedio fue de: 2.82%N y 2.50%N, res-pectivamente (anexo 18).

Con respecto a los tratamientos con fuentes de fertilización nitrogena-da, el mayor contenido de nitrógeno total fue para aquellos con NH_4NO_3 , con un valor promedio de 2.99%N. Seguido en forma decreciente por aque-llos con: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (2.87%N) $>$ $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ (2.75%N) $>$ no encalados (2.56% N) (anexo 19). Todos fueron estadísticamente distintos.

5.4.3 TERGER CORTE

La prueba de Duncan indica que el mayor contenido de nitrógeno total

se obtuvo en los tratamientos encalados con CaO y $\text{Ca}(\text{OH})_2$, con un valor promedio de 2.02%N y 2.038%N, respectivamente, sin diferencia estadística entre éstos. El menor contenido de nitrógeno total lo tuvieron las plantas que crecieron en los tratamientos con CaCO_3 y sin encalar, con valores promedio de 1.90%N y 1.56%N, respectivamente. Por consiguiente, en este corte, el comportamiento fue el siguiente: $\text{CaO}=\text{Ca}(\text{OH})_2$; $\text{CaO}=\text{CaCO}_3$; $\text{Ca}(\text{OH})_2 > \text{CaCO}_3$; y $\text{CaCO}_3 > \text{no encalados}$ (anexo 21).

Por otra parte, el contenido de nitrógeno total para los tratamientos con fuente de fertilización nitrogenada tuvieron, en orden decreciente, el siguiente comportamiento: NH_4NO_3 (2.208%N) $>$ $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (1.99%N) $>$ $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ (1.677%N) $>$ no fertilizados (1.64%N) (anexo 22).

5.4.4 ANALISIS GENERAL DEL CONTENIDO DE NITROGENO TOTAL DE LOS TRES CORTES DE Lolium perenne L.

Con base al análisis estadístico del contenido de nitrógeno total de los tres cortes de Lolium perenne L. (anexos 15, 18 y 21) se infiere que las plantas que crecieron en los tratamientos encalados con CaO tuvieron el mayor contenido de nitrógeno, lo que sugiere una mayor recuperación de N por el cultivo. Asimismo, a excepción del tercer corte (véase la figura 18), el contenido de nitrógeno fue menor para las plantas que crecieron en los tratamientos con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 , y los tratamientos no encalados tuvieron el menor contenido de nitrógeno.

Comparando el valor promedio de nitrógeno de las plantas del tratamiento con CaO , con respecto del obtenido con las otras fuentes de encalado, observamos lo siguiente: (a) en el 1er. corte las plantas sobre CaO tuvieron un contenido de nitrógeno, comparado con el tratamiento con Ca(OH)_2 , mayor en 3.21%, en el 2o. corte fue de 2.96% mayor y en el 3er. corte el contenido de nitrógeno fue similar para ambos; (b) comparado con el CaCO_3 , el tratamiento con CaO fue 3.80% mayor en el 1er. corte, de 4.51% mayor en el 2o. corte y 6.85% mayor en el 3er. corte; (c) comparado con el tratamiento sin encalar, el CaO fue 6.68% mayor en el 1er. corte, 15.38% mayor en el 2o. corte y 23.52% mayor en el 3er. corte.

En la figura 18 puede observarse que la diferencia inicial del contenido de nitrógeno entre los tratamientos con CaO y Ca(OH)_2 se reduce en el 2o. corte y en el 3er corte son iguales. En comparación, la diferencia entre los tratamientos del CaO con aquellos con CaCO_3 y no encalados se incrementa en cada corte.

En las figuras 17 y 18 puede observarse que el contenido de nitrógeno total de las plantas decreció en cada corte. Si consideramos el contenido de nitrógeno obtenido en el primer corte como del 100%, para todas las fuentes de fertilización nitrogenada, observamos que para el segundo y tercer corte el contenido de nitrógeno decreció en la forma siguiente: para los tratamientos con CaO fue del 82.42% y 56.38%; en los tratamientos con Ca(OH)_2 fue del 83.40% y 58.79%; en aquellos con CaCO_3 fue de

81.8% y 55%; y en los tratamientos sin encalar fue de 74.43% y 46.55%. Observese que con las tres fuentes de encalado CaO , Ca(OH)_2 y CaCO_3 se tiene una reducción similar de nitrógeno, siendo ésta en promedio de 17.46% menor en el segundo corte que el alcanzado en el primero, mientras que fue de 43.15% menor en el tercer corte, respecto del primero. Estas comparaciones nos indican que en el primer corte se obtuvo una mayor recuperación de nitrógeno, pero disminuyó posteriormente en los demás cortes y esta tendencia es más marcada cuando no se encaló el suelo ácido.

Por otra parte, con respecto a el efecto de las fuentes nitrogenadas sobre el contenido de nitrógeno de la parte aérea de las plantas de Lolium perenne L., el análisis de los anexos 16, 19 y 22, nos muestran que en el primer corte los tratamientos con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ tuvieron un contenido de nitrógeno mayor, sin embargo, en el segundo y tercer cortes su efecto decayó. En los dos últimos cortes los tratamientos con NH_4NO_3 tuvieron el mayor contenido de nitrógeno, seguidos en orden decreciente por el: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 > \text{CO(NH}_2)_2 > \text{no fertilizados}$ (véase la figura 19).

En el segundo corte el contenido de nitrógeno de las plantas que crecieron en los tratamientos con NH_4NO_3 tuvieron un contenido de nitrógeno mayor en un 4.25% que en los tratamientos con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, de 8.30% mayor que aquellos con $\text{CO(NH}_2)_2$ y de 14.37% mayor que aquellos sin fertilizar (anexo 19) y para el tercer corte el contenido de nitrógeno en los

tratamientos con NH_4NO_3 fue mayor en 9.75% que con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, un 24% mayor que con $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ y 25.7% mayor que aquellos sin fertilizar. De estas comparaciones deducimos que en los últimos dos cortes las diferencias en el contenido de nitrógeno entre los tratamientos con NH_4NO_3 y las demás fuentes nitrogenadas se acrecenta (véase la figura 22).

Igualmente, en las figuras 17 y 19, se observa una disminución en el contenido de nitrógeno en cada corte para todos los tratamientos con fertilización nitrogenada. Si consideramos el contenido de nitrógeno obtenido en el primer corte como del 100% para cada fuente de fertilización nitrogenada, observamos que en el segundo y tercer cortes este contenido fue del 87.2% y 64.25% para el NH_4NO_3 ; de 80.86% y 54.16% con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$; de 79.19% y 48.34% con $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$; y de 75.33% y 48.17% para aquellos sin fertilizar. Obsérvese que esta reducción porcentual fue mayor para el valor promedio de los tratamientos fertilizados con $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ y de los tratamientos sin fertilización.

En particular, el $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ha sido considerado como el fertilizante menos deseable de aplicarse en suelos ácidos, debido a su alto poder residual ácido. Sin embargo, su aplicación en los tratamientos de encañado mostró el mayor contenido de nitrógeno en la parte aérea de las plantas, y este disminuyó posteriormente. Se sugiere que una aplicación dividida de este fertilizante puede dar mejores resultados en cortes posteriores al primero. Además, la mejor combinación, en el primer corte, fue de



Los tratamientos con NH_4NO_3 mostraron una mayor recuperación de nitrógeno en los últimos dos cortes, donde se tuvo un alto contenido de nitrógeno en la parte aérea de las plantas con la combinación: $\text{NH}_4\text{NO}_3 \times \text{CaO}$.

Por otra parte, las plantas que crecieron en los tratamientos fertilizados con $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ presentaron un menor contenido de nitrógeno que en los tratamientos con los otros dos fertilizantes de residuo ácido (véase la figura 19). Si bien el contenido de nitrógeno de la urea es equivalente al de otras fuentes de nitrógeno, se ha observado una baja respuesta de los cultivos con este fertilizante (Gould, et al, 1986). Es probable que hubiera pérdidas de nitrógeno en los tratamientos fertilizados con urea, a través de una volatilización de NH_3 (gas). Uno de los factores que determinan la baja eficiencia de la urea es su manejo. La aplicación de la urea en este estudio con el volumen del suelo a partir de un mezclado uniforme, parece no ser adecuado para este fertilizante. Gould et al (1986) mencionan que las actuales prácticas agronómicas de aplicación de urea en pastizales es la aplicación superficial de la urea al suelo y el riego inmediato para reducir la pérdida de nitrógeno, o una aplicación superficial en banda de una solución de urea-nitrato de amonio, la cual contiene de 28-32% de N, además de que su combinación incrementa la solubilidad de ambos fertilizantes.

En general, las plantas que crecieron en los tratamientos que no se encalaron y sobre aquellos que no se fertilizaron tuvieron el menor contenido de nitrógeno (figuras 18 y 19). Sin embargo, en la figura 17 podemos observar que en los tratamientos que no se fertilizaron se incrementa el contenido de nitrógeno de las plantas cuando éstos se encalaron, siendo la combinación; no fertilizado X CaO, el tratamiento donde se tuvo un alto contenido de nitrógeno. Por consiguiente, parece ser que el encalado del suelo ácido incrementa la toma de nitrógeno por la planta a través de; (i) se incrementa el contenido de nitrógeno inorgánico durante la mineralización, y (ii) el mayor crecimiento del sistema radicular en el suelo encalado determina una mayor exploración de la raíz del volumen del suelo.

Asimismo, en los tratamientos que no se encalaron, el incremento del contenido de nitrógeno en las plantas se obtuvo cuando se fertilizaron. En los tratamientos no encalados se observa un mayor contenido de nitrógeno en las combinaciones; $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ X no encalado en el primer corte, y NH_4NO_3 X no encalado para el segundo y tercer corte. De acuerdo con Pardo y García (1984), *Lolium perenne* puede tolerar suelos ácidos si dispone de humedad y nitrógeno en abundancia. Por lo tanto, en condiciones de acidez, la fertilización nitrogenada puede incrementar el contenido de nitrógeno de *Lolium perenne*, pero es menor que el obtenido cuando se fertiliza el suelo encalado.

Con base en las figuras 17, 18 y 19 podemos inferir que si aplicamos

toda la dosis de fertilización nitrogenada en el momento de la siembra, en el primer corte tendremos un alto contenido de nitrógeno en el follaje de Lolium perenne, pero en los siguientes cortes disminuye notablemente, lo que significa un menor contenido de proteína cruda en el forraje. Estas observaciones explican la práctica agrícola en el manejo de pastizales de aplicar la mitad del nitrógeno en la siembra y el resto después de cada corte, de tal manera que no exista variación en el contenido de nitrógeno del forraje entre cada corte.

NITROGENO TOTAL (%)

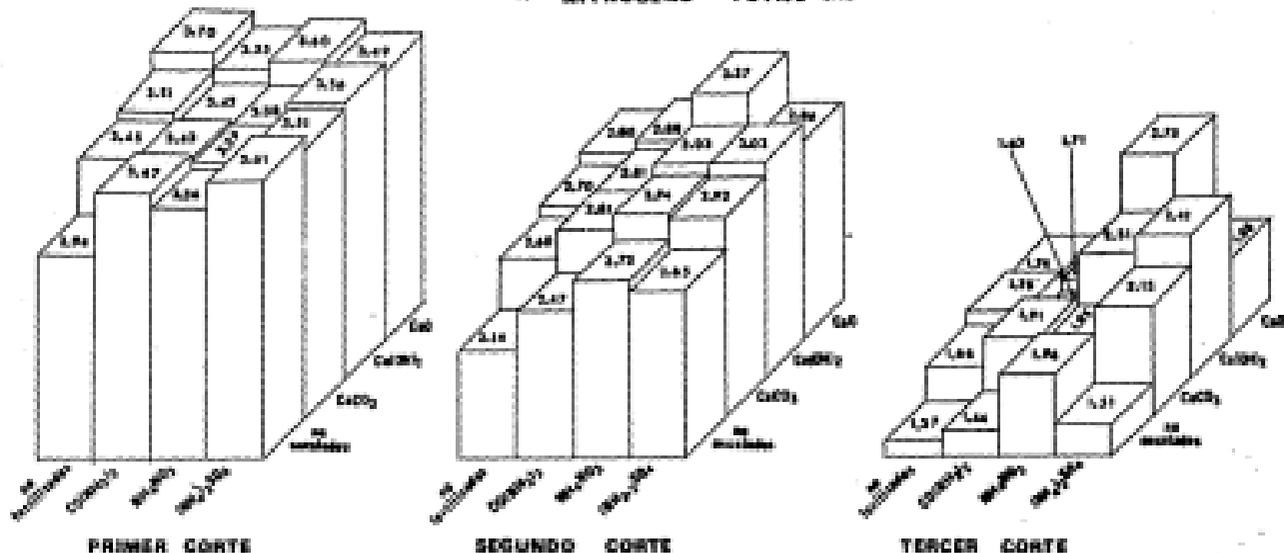


Figura 17. Efecto de las fuentes de calcio y dosis de fertilización nitrogenada sobre el contenido de nitrógeno total (%) de los tres cortes de la parte aérea de *Lolium perenne* L.

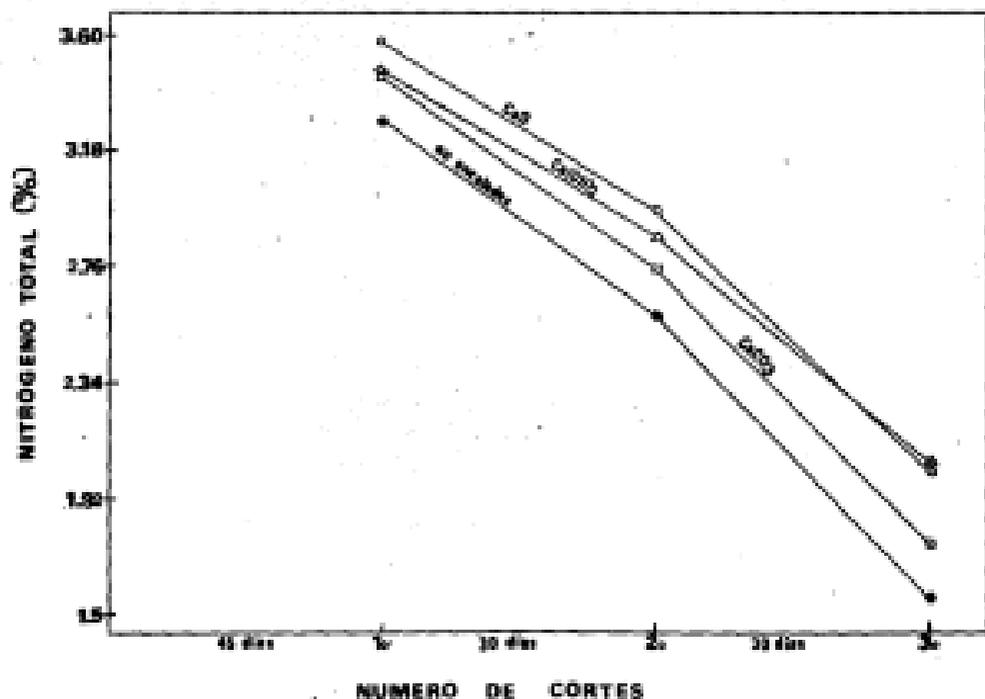


Figura 18. Variación del contenido de nitrógeno total (%) en los tres cortes de *Lolium perenne* L. para los tratamientos con fuentes de encañado.

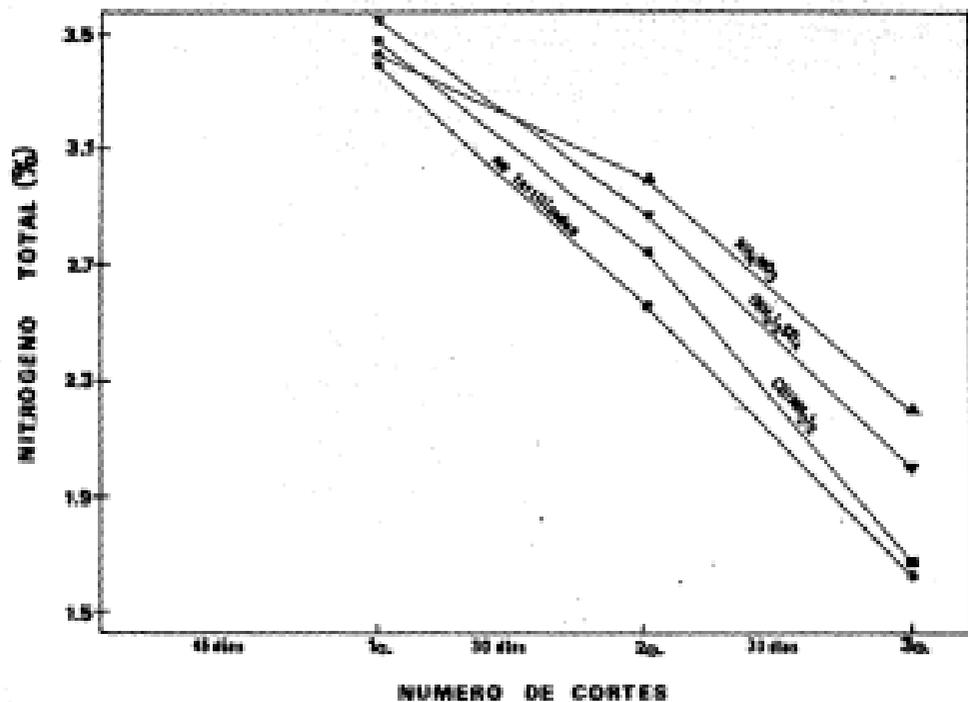


Figura 29. Variación del contenido de nitrógeno total (%) en los tres cortes de *Lolium perenne* L. para los tratamientos con fuentes de fertilización nitrogenada.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 CONCLUSIONES

1. Los posibles factores de toxicidad de la capa 0-20 cm de este suelo ácido, con un pH de 4.2, son la alta actividad del H y el alto contenido de manganeso, con 208.3 ppm de Mn extractable. Sin embargo, Lolium perenne L., considerado ligeramente tolerante a las ácidos, no presentó síntomas visuales de toxicidad por éstos elementos.
2. La toxicidad por aluminio no es un factor importante que pueda limitar el crecimiento de los cultivos, en la capa arable de este suelo, ya que su porcentaje de saturación fue de sólo el 9.5% de la CIC.
3. El método de Woodruff(1948), para la determinación del requerimiento de cal, predijo adecuadamente la cantidad de material de encalado necesaria para aumentar el pH del suelo ácido hasta 6.5. Los materiales de encalado que más se aproximaron al pH deseado fueron el CaCO_3 y el $\text{Ca}(\text{OH})_2$ con un $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ de 6.3 y 6.1, respectivamente. Mientras que el encalado del suelo con CaO sólo aumento el $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ hasta 5.7.
4. En general, en los tratamientos de encalado, durante la incubación suelo-material de encalado, se obtuvo: (I) el incremento del pH del suelo, de 5.7 hasta 6.3; (II) disminuyeron notablemente los niveles de

Al, Fe y Mn, hasta niveles no tóxicos; (iii) se incrementó la CIC y la saturación de bases intercambiables; (iv) disminuyó el contenido de nitrógeno total; y (v) decreció el contenido de materia orgánica debido probablemente al efecto del encalado sobre el incremento de la mineralización.

5. El encalado del suelo, bajo el crecimiento de Lolium perenne L., conyuvó en el incremento del contenido de la materia orgánica a través del mayor crecimiento radicular. En contraste, en los tratamientos de fertilización del suelo ácido, con fertilizantes de residuo ácido, el contenido de materia orgánica disminuyó notablemente, principalmente con el sulfato de amonio.
6. En general, el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de las plantas de Lolium perenne L. decreció en forma progresiva en cada corte, lo que implica que si se divide la aplicación de la dosis de fertilización se tendrán cortes con un menor contenido de N.
7. El tratamiento de encalado donde las plantas de Lolium perenne tuvieron un mayor contenido de nitrógeno fue con el CaO, seguido por $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 . Asimismo, un mayor contenido de nitrógeno en la parte aérea de las plantas se presentó en los tratamientos fertilizantes con NH_4NO_3 seguido del $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ y la $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$. El tratamiento donde se obtuvo el mayor contenido de nitrógeno fue: $\text{CaO} \times \text{NH}_4\text{NO}_3$.

6.2 RECOMENDACIONES

1. Considerando las condiciones climáticas de la zona, con una precipitación menor de 800 mm anuales, para obtener una neutralización rápida de la acidez del suelo se recomienda utilizar CaO , o bien $\text{Ca}(\text{OH})_2$, por su mayor velocidad de reacción. Sin embargo, debido al menor costo del CaCO_3 , con respecto a los materiales anteriores, se sugiere evaluar la proporción de partículas más adecuada de éste material para obtener resultados a corto plazo.
2. Para obtener una mayor eficiencia de la fertilización nitrogenada, a través de una reducción de las pérdidas de N por varios mecanismos, se sugiere realizar un estudio sobre la forma, método y fecha de incorporación de éstos fertilizantes de residuo ácido (especialmente para la urea) en suelos ácidos que aumenten el contenido de N recuperado por los cultivos.
3. Puesto que el nivel del P aprovechable en este suelo es muy bajo y no fue posible evaluar el efecto del encalado sobre la disponibilidad del P, sugerimos se realice un estudio sobre este tema.
4. Con base en nuestros resultados observamos que se tuvo una buena respuesta del cultivo en el encalado con CaO , siendo el pH del suelo menor de 6.0, se recomienda evaluar cual es el rango de pH del suelo donde se obtienen buenos rendimientos, en los suelos de es-

ta zona de estudio.

5. Sugerimos evaluar el efecto del encalado de los suelos ácidos de esta zona con las fuentes de cal utilizadas en este estudio, realizándolo a nivel de campo y utilizando las variedades de especies de plantas recomendadas a sembrarse.

7. BIBLIOGRAFIA

1. Abrufu, F., R. W. Pearson, and C. Ekins. 1958. Quantitative evaluation of soil reaction and base changes resulting from field application of residually acid nitrogen fertilizer. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 22:539-542.
2. Abrufu, F., Vicente-Chandler J., R. W. Pearson, and F. Silva. 1970. Crop response to soil acidity factors in Urtisols: Tobacco. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34:629-635.
3. Adams, F. 1964. Crop response in the southern United States. In: Adams F. (ed) *Soil acidity and liming*. Agronomy series, No. 12, SCSA. (5):212-266. Madison, Wis. USA.
4. Adams, F., and C. E. Evans. 1962. A rapid method for measuring lime requirement of red-yellow Podsollic soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 26: 355-357.
5. Adams, W. E., R. W. Pearson, W. A. Jackson, and R. A. McCreery. 1967. Influence of limestone and nitrogen on soil pH and coastal bermuda-grass yield. *Agron. J.* 59:450-453.
6. Adams, F., and R. W. Pearson. 1969. Neutralizing soil acidity under bermudagrass sod. *Soil Sc. Soc. Am. Proc.* 33:737-742.
7. Adams, F. and B. L. Moore. 1963. Chemical factors affecting root growth in subsoil horizons of Coastal Plains soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:99-102.
8. Adams, F. and P. J. Hathcock. 1964. Aluminum toxicity and calcium deficiency in acid subsoil horizons of two Coastal Plains soil series.

- Soil Sci. Soc. Am. J. 48:1305-1309.
9. Adams, F., and J. D. Martin. 1984. Liming effects on nitrogen use and efficiency. In Hauck, R. D. (ed). Nitrogen in crop production, pp. 417-426. American Soc. of Agron. Madison, Wis.
 10. Alley, M. M. 1980. Short-term soil chemical and crop yield responses to limestone applications. *Agron. J.* 73:687-689.
 11. Alva, A. K., D. G. Edwards, C. J. Asher, and F. P. C. Blarney. 1986a. Effects of phosphorus/aluminum molar ratio and calcium concentration on plant response to aluminum toxicity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:133-137.
 12. Alva, A. K., D. G. Edwards, C. J. Asher, and F. P. C. Blarney. 1986b. Relationship between root length of soybean and calculated activities of aluminum monomers in nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:959-962.
 13. Anderson, D. L., and J. G. Hendrick. 1983. Subsoil lime injector. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:337-339.
 14. Ashender, T. W., and S. A. Bell. 1987. The effect of simulate acid rain on the growth of three herbaceous species grown on a range of British soils. *Environmental pollution*. 48:295-310.
 15. Awad, A. S., and D. G. Edwards. 1977. Reversal of effects of heavy ammonium sulfate on growth and nutrient status of a kikuyo pasture. *Plant and soil*. 48:169-183.
 16. Barber, S. A. 1984. Liming materials and practices. In Adams, F. (ed) *Soil acidity and liming*. *Agronomy*. 12(4):171-210.

17. Bartlett, R. J. and D. C. Riego. 1972. Effect of chelation on the toxicity of aluminum. *Plant and soil*. 37:419-423.
18. Black, C. A., D. D. Evans, J. L. White, L. E. Ensminger, and F. E. Clark. 1965. *Methods of soil analysis, Part. I. Physical and mineralogical properties*. Am. Soc. of Agron. Pub. No. 9. Mad. Wisc.
19. Black, C. A. 1966. *Soil-Plant relationship*. Wiley New York.
20. Bloomfield G., and J. K. Coulter. 1973. Genesis and management of acid sulfate soils. *Adv. in Agron.* 25:265-355.
21. Bollag, J. M., S. Drzymala, and L. T. Kardos. 1973. Biological versus chemical nitrite decomposition in soil. *Soil Sci. Soc.* 116:44-50.
22. Bouyoucos, G. L. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agron. J.* 54:464-465.
23. Boumeester, R. J. B., P. L. G. Vlek, and J. M. Stampe. 1985. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from urea fertilized soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:376-381.
24. Brady, N. C. 1974. *The nature and properties of soil*. 8th. ed. MacMillan Publishing Co. New York.
25. Bremner, J. M., and K. Shaw. 1958. Denitrification in soils. II. Factors affecting denitrification. *J. Agric. Sci.* 51:39-52.
26. Bremner, J. M., and C. S. Mulvaney. 1982. Nitrogen total. In Black, C. A. (ed) *methods of soil Analysis, Part. 2* (31):595-624. Am. Soc. of Agron. Pub. No. 9. USA.
27. Brenes, E. and R. W. Pearson. 1973. Root responses of three graminaceae

- to soil acidity in a Oxisol and an Ultisol. *Soil Sci.* 116:295-302.
28. Brown, B. A., R. L. Munsell, R. F. Holt, and A. V. King. 1956. Soil reactions at various depths as influenced by time since application, placement, and amount of lime. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 20:518-522.
29. Brown, J. R., and J. R. Clisco. 1984. An improved woodruff buffer for estimation of lime requirements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:587-591.
30. Cameron, R. S., G. S. P. Ritchie, and A. D. Robson. 1986. Relative toxicities of inorganic aluminum complexes to barley. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:1231-1234.
31. Cassel, D. K. 1989. Effect of plowing depth and deep incorporation of lime and phosphorus upon physical and chemical properties of two Coastal Plains soil after 15 years. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:89-95.
32. Clarkson, D. T. 1985. Factors affecting mineral nutrient acquisition by plants. *Ann. Rev. Plant. Physiol.* 36:77-115.
33. Cheng, B. T., and G. J. Quallate. 1971. Manganese availability in soils. *Soil Fert.* 34:589-595.
34. Chichilo, F., and C. W. Whitaker. 1961. Trace elements in agricultural limestones of the United States. *Agron. J.* 53:139-144.
35. Christianson, C. B., R. A. Hedlin, and C. M. Cho. 1979. Loss of nitrogen from soil during nitrification of urea. *Can. J. Soil Sci.* 59:147-154.
36. Cochran, V. L., L. F. Elliot, and R. I. Papendick. 1980. Carbon and nitrogen movement from surface applied wheat (*Triticum aestivum*) straw. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:978-982.

37. Coleman, N. T., E. J. Kamprath, and S. B. Wood. 1959. Liming. *Advances in Agron.* 10:475-523.
38. Cooke, G. W. 1986. *Fertilizantes para rendimientos máximos*. Ed. CEC-SA.
39. Curtin, D., H. P. W. Rostad, and P. M. Huang. 1984. Soil acidity in relation to soil properties and lime requirement. *Can. J. Soil Sci.* 64:545-554.
40. Dampney, P. M. R. 1985. A trial to determine the lime requirement for reseed grassland on a peaty hill soil. *Soil Use and Management*. 1:95-106.
41. de Carvalho, M. M., C. S. Andrew, C. S. Edwards, and C. J. Asher. 1980. Comparative performance of six *Stylosanthes* species in three acid soils. *Aust. J. Agric. Res.* 31:61-76.
42. de la Teja, A. C. O. 1983. *Guía para el análisis de suelos y su interpretación agronómica (en mimeógrafo)*. FES-C-UNAM, México.
43. Dirección General de Agrología. 1973. *Unidades de suelos de la República Mexicana, de acuerdo al sistema FAO-UNESCO*. Tercer intento. S. A. R. N.
44. Doan, B. D., W. T. Damas, and E. F. Lund. 1979. Depth of lime incorporation for correction of subsoil acidity. *Agron. J.* 71:541-544.
45. Dunlop, J., A. D. M. Glass, and B. D. Tomkins. 1979. The regulation of K uptake by ryegrass and white clover roots in relation to their competition for potassium. *New Phytology* 83:365.

46. Edmeades, D. C., M. Judd and S. U. Sarathchandra. 1981. The effect of lime on nitrogen mineralization as a measure by grass growth. *Plant and Soil*. 60:177-186.
47. Epstein, E. 1972. Mineral nutrition of plants: Principles and perspectives. John Wiley and Sons. New York.
48. Etcheverra, J. D. 1987. Componentes de un programa de análisis de suelo. En análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. *Soc. Mex. de la Ciencia del Suelo*. Pub. No. 1.
49. Evans, C. E., and E. J. Kamprath. 1970. Lime response as related to percent Al saturation, Solution Al, and organic matter content. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34:891-896.
50. Farina, M. P. W., M. E. Sumner, C. O. Plank, and W. S. Leitch. 1980. Exchangeable aluminum and pH as indicators of lime requirement for corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:1036-1041.
51. Farina, M. P. W., and P. Channon. 1980a. Acid-subsoil amelioration: I. A comparison of several mechanical procedures. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:163-175.
52. Farina, M. P. W., and P. Channon. 1980b. Acid-subsoil amelioration: II. Gypsum effects on growth and subsoil chemical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:175-180.
53. Fenn, L. B., and D. E. Kissel. 1973. Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils. I. General theory. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 37:855-859.

54. Ferguson, R. B., D. E. Kissel, J. K. Kochliker, and W. Basel. 1984. ammonia volatilization from surface applied urea: effect of hydrogen ion buffering capacity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:578-582.
55. Firestone, M. K. 1982. Biological denitrification. In Stevenson, F. J. (ed.) "Nitrogen in agricultural soils". *Am. Soc. of Am.* 22:289-324.
56. Follett, R. H., and W. L. Lindsay. 1971. Changes in DTPA-extractable zinc, iron, manganese, and copper in soils following fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35:600-602.
57. Follett, R. H., L. S. Murphy, and R. L. Doran, 1981. Fertilizers and soil amendments. Prentice-Hall Inc. New Jersey.
58. Foster, N. W., E. G. Beauchamp, and C. T. Corko. 1985. Immobilization of nitrogen-15-labelled urea in a jack pine forest floor. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 448-452.
59. Foth, H. D. 1984. Fundamentals of soil science. 7th. edition. John Wiley and sons. New York.
60. Fox, R. H., and L. D. Hoffman. 1984. The effect, soil pH and lime requirement in no-till corn. *Agron. J.* 73:891-895.
61. Foy, Ch. D. 1984. Physiological effects of hydrogen, aluminum and manganese toxicities in acid soils. In Adams, F. (ed) *Soil acidity and liming*. Agronomy series. Pub. 12 (2):57-98. Madison, Wis. USA.
62. Foy, Ch. D., R. L. Chaney, and M. C. White. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 29:511-566.
63. Foy, Ch. D., H. W. Webb, and J. E. Jones. 1981. Adaptation of cotton

- genotypes to an acid, manganese toxic soil. *Agron. J.* 73:107-111.
64. Furlani, P. R., and R. B. Clark. 1981. Screening sorghum for aluminum tolerance in nutrient solutions. *Agron. J.* 73: 587-594.
65. García, E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (Adaptado a las condiciones de la República Mexicana) 3a. edición. UNAM- México.
66. Gebhart, H., and N. T. Coleman. 1974. Anion adsorption by allophanic tropical soils: II. sulfate adsorption. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38:259-262.
67. Gilliam, J. W., and R. P. Cambrell. 1978. Temperature and liming factors in loss of nitrate from saturated Atlantic Coastal Plain Soils. *J. Environmental. Qual.* 7:524-532.
68. Gogbill, C. V. 1977. The effect of acid precipitation on tree growth in eastern North America. *Water, Air, and Soil Poll.* 8:89-93.
69. Goljberg G. y A. Aguilaz. 1987. pH del suelo y necesidad de cal. En análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Soc. Mex. de la Ciencia del Suelo. Pub. 1, pp.17-44.
70. Gonzalez-Erico, E., E. J. Kamprath, G. C. Naderman, and W. V. Soares. 1979. Effect of depth of lime incorporation on the growth of corn on an Oxisol of Central Brazil. *Soil. Soc. Am. J.* 43:1155-1158.
71. Gould, W. D., C. Hagedorn, and R. G. L. McCready. 1986. Urea transformations and fertilizer efficiency in soils. *Adv. in Agronomy* 40:209-238.

72. Gupta, U. C. and J. Lipssett. 1981. Mollibdenum in soils, plants and animals. *Adv. in Agron.* 34:73-115.
73. Hargrove, W. L. 1986. The solubility of aluminum-organic matter and its implication in plant uptake of aluminum. *Soil. Sci.* 142:179-181.
74. Hargrove, W. L., and G. W. Thomas. 1981. Extraction of aluminum from aluminum-organic matter complexes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:151-151.
75. Haynes, R. J. 1984. Lime and phosphate in the soil-plant system. *Adv. in Agronomy.* 17:249-315.
76. Helyar, K. R., and A. J. Anderson. 1971. Effects of lime on the growth of five species, on aluminum toxicity and on phosphate availability. *Aust. J. Agri. Res.* 22:707-721.
77. Helyar, K. R., and A. J. Anderson. 1974. Effects of calcium carbonate on the availability of nutrients in an acid soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38:341-346.
78. Helyar, K. R. 1978. Effects of aluminum and manganese toxicity on legume growth, pp. 207-231. In C. S. Andrew and E. J. Kamprath (ed). *Mineral nutrition of legumes in tropical and subtropical soil.* CSIRO Melbourne, Australia.
79. Hojito, M. A. Nishimura, and K. Takao. 1985. The comparison of the tolerance to soil acidity among several pastures grasses. In *Proceedings of the XV International Grassland Congress, Kyoto Japan.* *Herbage Abstracts.* 1987. Vol. 57. No. 11 pp. 403.

80. Howard, D. G., and F. Adams. 1965. Calcium requirement for penetration of subsoils by primary cotton roots. *Soil Sci. Soc. Am. J. Proc.* 29:558-562.
81. Howler, R. H. 1973. Iron-induced orange disease of rice in relation to physicochemical changes in flooded Oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 37:898-903.
82. Hsu, N. Y., G. R. Craddock, and F. Adams. 1986. Effect of organic acids on aluminum toxicity in subsoils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:28-34.
83. Hulburt, W. C., and R. G. Menzel. 1953. Soil mixing characteristics of tillage implements. *Agric. Eng.* 34:702-708.
84. Islam, A. K. M. S., D. G. Edwards, and C. J. Asher. 1980. pH optima for crop growth: results of a flowing solution culture experiment with six species. *Plant and soil.* 54:339-357.
85. Jackson, B. H., and F. A. Shelton. 1933. Seasonal variation of pH in field soils a factor in making lime recommendations. *Journal Am. Soc. of Agron.* 25(4):299-306.
86. Jackson, M. L. 1982. *Análisis químico de suelos.* 4a. edición. Editorial OMEGA Barcelona, España.
87. Jenny, H., and C. O. Leonard. 1934. Functional relationship between soil properties and rainfall. *Soil Sci.* 38:363-381.
88. Jenny, H. 1961. Reflections on the soil acidity merry-go-round. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 25:428-432.
89. Jones, R. K., and H. J. Clay. 1976. Foliar symptoms of nutrient disor-

ders in Townsville Stylo (*Stylosanthes humilis*) CSIRO, Australian
Dir. of Trop. Agron. Tech. Paper No. 19.

90. Jones, U. S. 1979. Fertilizers and soil fertility. Reston Publishing,
Virginia, EUA.
91. Joo, A. S. R., and J. C. Ballaux. 1977. Retention and Leaching of nutri-
ents in a limed Ultisol under cropping. Soil Sci. Soc. Am. J. 41:757-
761.
92. Joo, A. S. R., and F. O. Uzu. 1977. Liming and nutrient interactions in
two Ultisols from Southern Nigeria. Plant and Soil 47:419-430.
93. Kalla, A. 1964. Nitrification in decomposing organic matter. Acta
Agric. Scand. 4:17-32.
94. Kamprath, E. J. 1970. Exchangeable aluminum as a criterion for li-
ming leached mineral soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34:252-254.
95. Kamprath, E. J. 1978. Lime in relation to Al toxicity in tropical soils.
In Andrew, C. S., and E. J. Kamprath (eds) Mineral nutrition of le-
gumes in tropical and subtropical soils. CSIRO, Melbourne, Aus-
tralia. pp. 233-245.
96. Kamprath, E. J. 1984. Crop response to lime on soils in the tropics.
In Adams, F. (ed) Soil acidity and liming. pp. 349-368. Agronomy No.
12. Madison, Wis.
97. Katyal, J. C., B. Sing, P. L. G. Vlek, and R. J. Buresh. 1987. Efficient
nitrogen use as affected by urea application and irrigation sequence.
Soil Sci. Soc. Am. J. 51:366-370.

98. Kauffman, M. D., and E. H. Gardner. 1978. Segmental liming of soil and its effect on the growth of wheat. *Agron. J.* 70: 331-336.
99. Keerthisinghe, G., K. Mengal, and S. K. De Datta. 1984. The release of nonexchangeable ammonium (^{15}N labelled) in wetland rice soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:291-294.
100. Kinjo, T., and P. F. Pratt. 1971. Nitrate adsorption. II. In competition with chloride, sulfate, and phosphate. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35: 725-728.
101. Kirlaw, P. W., and D. R. Bouldin. 1987. Chemical properties of rhizosphera in a acid subsoil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:128-132.
102. Kowalenko, C. G., and G. J. Ross. 1980. Studies on the dynamics of recently clay-fixed NH_4 using ^{15}N . *Can. J. Soil Sci.* 60:61-72.
103. Lance, J. C., and R. W. Pearson. 1969. Effect of low concentrations of aluminum on growth and water and nutrient uptake by cotton roots. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33:95-98.
104. Lanyon, L. E., B. Naghshineh-Pour, and E. O. McLean. 1977. Effects of pH levels on yields and compositions of pearl millet and alfalfa in soils with differing degrees of weathering. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 389-394.
105. Lathwell, D. J., and W. S. Reid. 1984. Crop response to lime in the Northeastern United States. In F. Adams (ed.), *Soil acidity and liming*. 2nd. edition. Agronomy series, Pub. No. 12 (7) : 305-332. Madison, Wis. USA.

106. Lindsay, W. L. 1978. Chemical reactions affecting the availability of micro-nutrients in soils. In Andrew, C. S., and E. J. Kamprath (eds) Mineral nutrition of legumes in tropical and subtropical soils. SCI-RO, Melbourne, Australia. pp. 153-167.
107. Lindsay, L. W. 1979. Chemical equilibria in soils. John Wiley and sons, Inc. New York.
108. Linn, D. M., and J. W. Doran. 1984. Aerobic and anaerobic microbial population in no-till and plowed soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 48:794-799.
109. Lopes, A. S., and F. R. Cox. 1977. A Survey of the fertility status of surface soils under cerrado vegetation in Brazil. Soil Sci. Soc. Am. J. 47:742-747.
110. Loyachan, T. E. 1981. Lime requirement methods for cold-region soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 45:75-80.
111. Lutz, J. A. Jr, W. Kroontje, and H. C. H. Hahns. 1977. Nitrogen fertilization: II. Effect on the soil solution composition, acidity, and nitrate adsorption. Soil Sci. Am. J. 41:568-572.
112. Mahlum, B. C., R. L. Fox, and J. A. Silva. 1970. Residual effects of liming volcanic ash soils in the humid tropics. Soil Sci. 109:102-109.
113. Mahler, R. L., and R. W. Harder, 1984. The influence of tillage crops, cropping sequence, and N rates on the acidification of northern Idaho soil. Soil Sci. 137:52-60.
114. Martini, J. A., R. A. Kochhann, O. J. Siqueira, and C. M. Berkert. 1974.

- Response of soybean to liming as related to soil acidity, Al and Mn toxicities and P in some Oxisols of Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38:616-620.
115. Martins, J. A., and R. G. Múters. 1985. Effect of lime rates on nutrient availability, mobility, and uptake during the soybean growing season: 2. Calcium, magnesium, potassium, iron, copper, and zinc. *Soil Sci.* 139:333-343.
116. Mason, M. G. 1980. An investigation of reduction in wheat yields after use of a high level of ammonium sulphate for a number of years. *Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb.* 20:210-219.
117. McKenzie, R. C., and M. Nyberg. 1984. Influence of subsoil acidity on root development and crop growth in soils of Alberta and Northeastern British Columbia. *Can. J. Soil Sci.* 64:681-697.
118. McLean, E. O. 1979. Lime requirements of soil-inactive toxic substances or favorable pH range. Comments to editor, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 43:363-364.
119. McLean, E. O., D. J. Eckert, G. Y. Reddy, and J. F. Triemeroller. 1978. An improved SMP soil lime requirement method incorporating double-buffer and quick test features. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42:311-316.
120. McLean, E. O. 1982. Soil pH and lime requirement. In Black, C. A. (ed) *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties.* pp299-324. Am. Soc. Agron. Mad. Wisc.
121. McLean, E. O., S. W. Dumford, and F. Coronel. 1966. A comparison of

- several methods of determining lime requirements of soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 30:26-29.
122. McLean, E. O., and J. R. Brown. 1984. Crop response to lime in the Midwestern United States. In Adams, F. (ed) *Soil acidity and liming. Agronomy. No. 12 (6)* : 247-304.
123. Mehlich, A. 1975. New buffer pH method for rapid estimation of exchangeable acidity and lime requirements of soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 7 (7) :637-652.
124. Mender, J. and E. J. Kamprath. 1978. Liming of Latosols and the effect on phosphorus response. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42:86-88.
125. Mengel, K., and H. W. Scherer. 1981. Release of nonexchangeable (fixed) soil ammonium under field conditions during the growing season. *Soil Sci.* 131:226-232.
126. Messick, D. L. M. M., Alley and L. W. Zelazny. 1984. Movement of calcium and magnesium in Urtica from dolomitic limestone. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:1096-1101.
127. Meyer, T. A., and G. W. Volk. 1952. Effect of particle size of limestones on soil reaction, exchangeable cations, and plant growth. *Soil Sci.* 73:37-52.
128. Mohammed, H. I. 1979. Fixed ammonium in Libyan soils and its availability to barley seedlings. *Plant and soil.* 53:1-9.
129. Moreno, Dahms, M. 1970. Clasificación tentativa de niveles de algunas propiedades químicas del suelo y nutrimentos en tejidos vege-

- tales. INIA., SARH. UNA-Chapingo.
130. Mortvedt, J. J., P. M. Giordano, and W. L. Lindsay. 1983. Micronutrientes en agricultura. 1a. ed. A. G. T. editor, S. A. México.
 131. Moschler, W. W., S. S. Ghansain, B. P. Cooke, and H. M. Camper. 1989. The effect of varying amounts of ground limestone on the pH and base exchange properties of Sassafras fine sandy loam. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 14:123-125.
 132. Mulder, J., J. J. M. Van Grinsven, and N. Van Breemen. 1987. Impacts of acid atmospheric deposition on woodlands soils in the netherlands : III. Aluminum chemistry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1640-1646.
 133. Munsell Soil Chart. 1975. Edition Munsell Color, Co. Maryland USA.
 134. Myers, J. A., E. C. McLean, and J. M. Sigham. 1988. Reduction in exchangeable magnesium with liming of acid Ohio soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:131-136.
 135. Nelson, D. W. 1982. Gaseous losses of nitrogen other than through denitrification. In: F. J. Stevenson (ed). *Nitrogen in Agricultural soil*. Agron. Series. No. 22, 9:327-363.
 136. Nhung, Mai-Thi-My., and F. N. Fomamperrum. 1966. Effect of calcium carbonate, manganese dioxide, ferric hydroxide, and prolonged flooding, chemical and electrochemical changes and growth of rice in flooded, acid sulfate soil. *Soil Sci.* 102:29-41.
 137. Noble, A. D., M. E. Sumner, and A. K. Alva. 1988. The pH dependency of aluminum phytotoxicity alleviation by calcium sulfate. *Soil Sci. Soc.*

Am. J. 52:1398-1402.

138. Nannik, R., and K. Vahtras. 1982. Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. In Stevenson, F. J. (ed), Nitrogen in agricultural soils. Agronomy No. 22, pp. 133-171.
139. Nuñez, E. R. 1985. Efectos de la acidez del suelo sobre la producción de los cultivos y su corrección mediante el encalado. Serie de cuadernos de edafología 2. Centro de Edafología, Colegio de Postgraduados, Chapingo, México.
140. Nyborg, M., and P. B. Hoyt. 1978. Effects of soil acidity and liming on mineralization of soil nitrogen. Can. J. Soil Sci. 58:331-337.
141. Palazzo, A. J., and R. W. Duell. 1974. Response of grasses and legumes to soil pH. Agron. J. 66:678-682.
142. Pardo, M. E., y C. R. García. 1984. Praderas y forrajes. Ediciones Mondí-Premsa, S. A.
143. Parfitt, B. L. 1978. Anion adsorption by soil and soil materials. Adv. in Agron. 10:1-59.
144. Parker, D. R., T. B. Klarable, and L. W. Zelazny. 1988. Aluminum speciation and phytotoxicity in dilute hydroxy-aluminum solutions. Soil Sci. Soc. Am. J. 52:438-444.
145. Pavan, M. A., F. T. Bingham, and P. F. Pratt. 1982. Toxicity of aluminum to coffee (*Coffea arabica* L.) in Ultisols and Oxisols amended with CaCO_3 , MgCO_3 , and $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Soil Sci. Am. J. 46:1201-1207.

146. Pavan, M. A., F. T. Bingham, and F. F. Pratt. 1984. Redistribution of exchangeable calcium, magnesium, and aluminum following lime or gypsum applications to a Brazilian Oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 33-38.
147. Pavan, M. A., F. T. Bingham, and F. J. Peryea. 1987. Influence of calcium and magnesium salts on acid soil chemistry and calcium nutrition of apple. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1526-1530.
148. Pearson, R. W., J. Childs, and Z. F. Lund. 1973. Uniformity of limestone mixing in acid subsoil as a factor in cotton root penetration. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 37:727-732.
149. Perkins, H. F., and E. Kalkhalla. 1981. Some Characteristics of plinthite inhibiting plant growth. *Agron. J.* 73:671-673.
150. Pierre, W. H. 1928. Nitrogenous fertilizer and soil acidity. Its effect of various fertilizers on soil reaction. *Journal of the American Society of Agronomy.* 20:254-259.
151. Pierre, W. H., and W. L. Barwart. 1973. Excess base and excess-base-nitrogen ratios of various crop species and parts of plants. *Agron. J.* 65:91-96.
152. Pierre, W. H., J. Meisinger, and J. R. Birchett. 1970. Cation-anion balance in crops as a factor in determining the effect of nitrogen fertilizers on soil acidity. *Agron. J.* 62:306-312.
153. Pierre, W. H., J. R. Webb, and W. D. Shrader. 1971. Quantitative effects of nitrogen fertilizers on the development and downward of soil aci-

- dity in relation to level of fertilization and crop removal in a continuous corn cropping system. *Agronomy. J.* 63:291-296.
154. Ponnampetuna, F. N. 1955. Physiological diseases of rice attributed to iron toxicity. *Nature* 175:265.
155. Ponnampetuna, F. N. 1973. The chemistry of submerged soil. *Advances in Agronomy.* 24:29-96.
156. Rasmussen, P. E., and C. R. Rohde. 1989. Soil acidification from ammonium-nitrogen fertilization in moldboard plow and stubble-mulch wheat-fallow tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:119-122.
157. Rechoigl, J. E., R. B. Reneau, Jr., and D. E. Starner. 1985. Movement of subsurface fertilizer and limestone under irrigated and nonirrigated conditions. *Soil Sci.* 140:442-447.
158. Reeve, N. G., and M. E. Sumner. 1970. Lime requirement of Natal Oxisols based on exchangeable aluminum. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34: 595-598.
159. Reuss, J. O. 1983. Implications of the calcium-aluminum exchange system for the effect of acid precipitation on soils. *J. Environmental Qual.* 12:591-595.
160. Rhoads, F. M. 1971. Relations between Fe in irrigation water and leaf quality of cigar wrapper tobacco. *J.* 63:938-940.
161. Rhee, R. D., and C. O. Grogan. 1977. Screening corn for Al tolerance using different Ca and Mg concentrations. *Agron. J.* 69:755-760.
162. Rhee, R. D. 1979. Differential tolerance in crop plants. In Mossell, H.,

and R. C. Staples (eds). *Stress physiology in crop plants*, pp. 61-80.

John Wiley and sons.

163. Rice, C. W., and M. S. Smith. 1964. Short-term immobilization of fertilizer nitrogen at the surface of no till and plowed soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:295-297.
164. Rich, C. I. 1968. Hydroxy interlayer in expansible silicates. *Clays Clays Miner.* 14:15-30.
165. Rickman, R. W., and B. L. Klepper. 1980. Wet season aeration problems beneath surface mulches in dryland winter wheat production. *Agron. J.* 72:733-734.
166. Riley, D., and S. A. Barber. 1971. Effect of ammonium and nitrate fertilization on phosphorus uptake as related to root-induced pH changes at the root-soil interface. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35:301-304.
167. Rice, M. A., and R. W. Pearson. 1964. Some chemical factors in cotton root development. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 28:232-235.
168. Ritas, L. J., y L. J. Melida. 1985. *El diagnóstico de suelos y plantas*. 4a. edición. Editorial Mundo-Pressa. Madrid, España.
169. Ritchey, K. D., D. M. G. Souza, E. Lobato, and O. Correa. 1980. Calcium leaching to increase rooting depth in a Brazilian Savannah Oxisol. *Agron. J.* 72:40-44.
170. Rowe, B. A., and D. E. Johnson. 1988. Residual effect of limestone on pasture yields, soil pH and soil aluminum in a Krassolem in North-Western Tasmania. *Aust. J. Exp. Agric. Agric.* 23:571-576.

171. Saigusa, M., S. Shoji, and T. Takahashi. 1980. Plant root growth in acid Andosol from Northeastern Japan; 2. Exchangeable acidity T_1 as a realistic measure of aluminum toxicity potential. *Soil Sci.* 130:242-250.
172. Sanchez, P. A. 1976. Properties and management of soils in the tropics. Wiley, New York.
173. Sanchez, P. A., and J. G. Salinas. 1981. Low-input technology for managing Oxisols and Ultisols in Tropical America. In N. C. Brady. *Advances of Agronomy*. 34:279-406.
174. Sanchez, P. A., and G. Uehara. 1980. Management considerations for acid soils with high phosphorus fixation capacity. In Khanna et al. F. E., E. C. Sample, and E. J. Kamprath (eds). *The role of phosphorus in agriculture*. pp. 471-514. Am. Soc. Agron. Madison Wisc.
175. Schmidt, E. L. 1982. Nitrification in soil. In F. J. Stevenson (ed) *Nitrogen in agricultural soils*. Agron. No. 22. pp. 253-283. Am. Soc. of Agron. Madison, Wisc.
176. Schofield, R. K., and Taylor. 1965. The measurement of soil pH. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 19:364-367.
177. Schollenberg, C. J., and R. M. Satter. 1943. A chart for evaluating agricultural limestone. *J. Am. Soc. Agron.* 35:955-956.
178. Schollenberg, C. J., and R. H. Simon. 1945. Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soil-ammonium acetate method. *Soil Sci.* 59:13-24.

179. Shaw, W. M. 1960. Rate of reaction of limestone with soils. Univ. of Tennessee. Agric. Exp. Sta. Bull. 319.
180. Shoemaker, H. E., E. O. McLean, and P. F. Pratt. 1961. Buffer methods for determining lime requirement of soils with appreciable amounts of extractable aluminum. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 25:274-277.
181. Shoji, S., Y. Fujiwara, I. Yamada, and M. Satgusa. 1982. Chemistry and clay mineralogy of Ando soils, Brown soil, and Podsollic soils formed from recent Tounda ashes, Northeastern Japan. *Soil Sci.* 133:69-86.
182. Shoji, S., and Y. Fujiwara. 1984. Active aluminum and iron in the humus horizons of Andosols from Northeastern Japan: their forms, properties, and significance in clay weathering. *Soil Sci.* 137:216-226.
183. Shoper, Ch. O., and J. V. Baird. 1982. Soils and soil management. Prentice Hall Co. Roston Virginia, EUA.
184. Sims, J. T., and B. G. Ellis. 1983. Adsorption and availability of phosphorus following the application of limestone to an acid aluminous soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:888-893.
185. Smiley, R. W. 1974. Rhizosphere pH as influenced by plants, soils and nitrogen fertilizers. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38:795-799.
186. Stanford, G. 1947. Fixation of potassium in soils under moist conditions and on drying in relation to type of clay mineral. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 12:167-171.
187. Stroc, H. F., and M. Alexander. 1986. Role of soil organic matter in the effect of acid rain on nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am.*

- J. 50:1218-1223.
188. Sumner, M. E. 1979. Response of alfalfa and sorghum to lime and P on highly weathered soils. *Agron. J.* 71:763-766.
189. Sumner, M. E., H. Shabandeh, J. Bouton, and J. Harnmel. 1986. Amelioration of an acid soil profile through deep liming and surface application of gypsum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:1254-1258.
190. Tan, K. H. 1982. Principles of soil chemistry. Marcel Dekker, Inc. New York and Basel.
191. Tamm, C. O., C. W. Wiklander, and B. Popovic. 1977. Effects of applications of sulphuric acid to poor pine forest. *Water, and Soil Poll.* 8:75-87.
192. Thomas, G. W., and Hargrove, W. L. 1984. The chemistry of soil acidity. In: Adams, F. (ed). *Soil acidity and liming*. Agronomy No. 12 SCSA (3): 4-56. Madison, Wis. EUA.
193. Terman, G. L. 1979. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments, and crop residues. *Adv. in Agron.* 31:189-223.
194. Tousscher, H., y R. Adler. 1980. *El suelo y su fertilidad*. Ed. Continental, México.
195. Tisdale, S. L., W. L. Nelson, and J. D. Beaton. 1985. *Soil fertility and fertilizers*. Fourth edition. MacMillan, Pub. New York, EUA.
196. Traa, T. S., and W. Van Lierop. 1981. Evaluation and improvement of buffer-pH lime requirement methods. *Soil Sci.* 131:178-188.

197. Trung(1946). Soil reaction influence on availability of plant nutrients. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 11:305-308.
198. Ulrich, B., R. Mayer, and P. K. Khanna. 1980. Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in Central Europe. *Soil Sci.* 130:193-199.
199. Van Raij, D., and M. Poch. 1972. Electrochemical properties of some Oxisols and Alfisols of the tropics. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36:587-593.
200. Viets, F. G. 1977. A perspective on two centuries of progress in soil fertility and plant nutrition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:242-249.
201. Villanueva, O. B. 1977. Fertilidad de suelos, UNA-Chapingo, México.
202. Vlamis, J., and D. E. Williams. 1973. Manganese toxicity and marginal chlorosis of lettuce. *Plant and Soil* 39:243-251.
203. VoD, G. M. 1959. Volatile loss of ammonia following surface application of urea to turf or bare soils. *Agron. J.* 51:746-749.
204. Walkley, A., and I. A. Black. 1934. An examination of the Degjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38.
205. Webber, M. D., P. B. Hoyt, M. Nyborg, and D. Corneau. 1977. A comparison of lime requirement methods for acid Canadian soils. *Can J. Soil Sci.* 57:361-370.
206. Weier, K. L., and J. W. Gilliam. 1986. Effect of acidity on nitrogen mineralization and nitrification in Atlantic Coastal Plain. *Soil Sci. Soc.*

- Am. J. 50: 1210-1214.
207. Winham, W. N., and D. C. Beaverstock, 1985. The effect of soil pH high rates of nitrogen fertilizer on grass. *Herbage Abstracts*, Vol. 55, No. 2, 1985, pp.122.
208. Whittaker, C. W., and P. Chickilo, 1964. Interpretation of sieve analysis of agricultural limestone and suggested particle size specifications. *Agron. J.* 56: 561-565.
209. Winter, K. T., D. A. Whitney, D. E. Klaesl, and R. B. Ferguson, 1981. Ammonia volatilization from lime urea ammonium nitrate suspensions before and after soil application. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 1224-1228.
210. Wolcott, A. H., H. D. Foth, J. F. Davis, and J. C. Shickluna, 1965. Nitrogen carriers: I. Soil effects. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29: 405-410.
211. Woodhouse, W. W. Jr. 1956. Effect of placement and rate of phosphorus, potash, and limestone on the growth of alfalfa and lespedeza. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 20: 15-18.
212. Woodruff, C. M. 1948. Testing soils for lime requirement by means of a buffer solution and the glass electrode. *Soil Sci.* 46: 53-63.
213. Yuan, T. L. 1959. Determination of exchangeable hydrogen by titration method. *Soil Sci.* 88:164-167.
214. Yuan, T. L. 1963. Some relationship among hydrogen, aluminum, and pH in solution and soil system. *Soil Sci.* 95: 155-163.
215. Yuan, T. L. 1974. A double buffer method for the determination of H-

the requirement of acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 38: 437-440.

B. ANEXOS

ANEXO No. 1 ANOVA: pH (H₂O)

FUENTE DE VARIACION	GL	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADO MEDIO	F	
				calculada	tabulada 0.5 0.1
TRATAMIENTOS	15	23.00433	1.533622	68.3**	1.99 2.66
A. Materiales de encalado	3	22.69715	7.565716	336.8**	2.90 4.94
B. Fertilización nitrogenada	3	0.07945	0.026483	1.8n.a.	2.90 4.94
Interacción A X B	9	0.22773	0.0253036	1.13n.a.	2.19 3.03
Error	32	0.718867	0.0224645		
Total	47	23.723200			

- * significativo
 ** altamente significativo
 n.a. no significativo

ANEXO No. 2 ANOVA : pH (CaCl_2 0.01 M)

FUENTE DE VARIACION	GL	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADO MEDIO	calculada	F	
					0.5	0.1
TRATAMIENTOS	15	21.96840	1.597890	57.2**	1.99	2.66
A. Materiales de encañado	3	21.543825	7.847940	280.9**	2.9	4.96
B. Fertilización nitrogenada	3	0.124258	0.041419	1.48n.s.	2.9	4.96
Interacción A X B	9	0.300317	0.033368	1.19n.s.	2.19	3.03
Error	32	24.862400	0.027938			
Total	47					

* significativo

** altamente significativo

n. s. no significativo

ANEXO No. 3 Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el pH real (H₂O) final

TRATAMIENTOS	PROMEDIO	SIGNIFICANCIA
CaCO ₃	6,287	a
Ca(OH) ₂	6,238	a
CaO	5,718	b
no encalado	4,587	c

ANEXO No. 4 Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el pH potencial (CaCl₂ 0,01M) final

TRATAMIENTOS	PROMEDIO	SIGNIFICANCIA
CaCO ₃	6,2038	a
Ca(OH) ₂	6,128	a
CaO	5,6338	b
no encalado	4,452	c

Tratamientos con una misma literal son estadística-mente

ANEXO No. 5 ANOVA : MATERIA ORGANICA

FUENTE DE VARIACION	GL	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADO MEDIO	calculada	F	
					tabulada 0.5	0.1
TRATAMIENTOS	15	0.644671	0.042978	2.246*	1.99	2.66
A. Materiales de encalado	3	0.206540	0.068847	3.60*	2.90	4.96
B. Fertilización nitrogenada	3	0.286793	0.095598	4.99**	2.90	4.96
Interacción A X B	9	0.151338	0.016815	0.87n.s.	2.19	3.03
Error	32	0.612134	0.019123			
Total	47	1.256805				

* significativo

** altamente significativo

n. s. no significativo

ANEXO No. 6 Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el contenido de materia orgánica (%) final

TRATAMIENTO	PROMEDIO (%)	SIGNIFICANCIA
CaO	1.319	a
CaCO ₃	1.315	a
Ca(OH) ₂	1.283	a
no encalado	1.1573	b

ANEXO No. 7 Prueba de Duncan : Efecto de los fertilizantes nitrogenados en el contenido de materia orgánica (%) final

TRATAMIENTO	PROMEDIO (%)	SIGNIFICANCIA
no fertilizados	1.3745	a
NH ₄ NO ₃	1.309	ab
(NH ₂) ₂ CO	1.204	bc
(NH ₄) ₂ SO ₄	1.1863	c

Tratamientos con una misma literal son estadísticamente iguales

ANEXO No. 8 ANOVA : NITROGENO TOTAL DEL SUELO

FUENTE DE VARIACION	GL	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADO MEDIO	F	
				calculada	tabulada 0,5 0,1
TRATAMIENTOS	15	0,004115	0,0002743	0,94n.s	1,99 2,66
A. Materiales de encañado	3	0,000056	0,0000187	0,07n.s.	2,90 4,46
B. Fertilización nitrogenada	3	0,001590	0,000530	1,83n.s.	2,90 4,46
Interacción A X B	9	0,002470	0,0002744	0,95n.s.	2,19 3,03
Error	32	0,009303	0,0002907		
Total	47	0,013448			

- * significativo
- ** altamente significativo
- n. s. no significativo

ANEXO No. 9 ANOVA : BASES INTERCAMBIABLES (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+).

FUENTE DE VARIACION	GL.	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADO MEDIO	F	
				calculada	tabulada 0,5 0,1
TRATAMIENTOS	15	141,99763	9,463842	11,56**	1,99 2,66
A. Materiales de encalado	3	125,74636	41,915453	51,20**	2,90 4,96
B. Fertilización nitrogenada	3	6,126490	2,0421617	2,50n.s.	2,90 4,96
Interacción A X B	9	10,084790	1,1205317	1,37n.s.	2,19 3,03
Error	32	26,194670	0,8185834		
Total	47	168,152300			

* significativo

** altamente significativo

n. s. no significativo

ANEXO No. 10 Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el contenido de las bases intercambiables finales

TRATAMIENTO	PROMEDIO (meq/100g)	SIGNIFICANCIA
Ca(OH)_2	12.75	a
CaCO_3	12.31	a
CaO	11.454	b
no en calado	8.591	c

Tratamientos con una misma literal son estadísticamente iguales

ANEXO No. 11 ANOVA : FOSFORO APROVECHABLE

FUENTE DE VARIACION	GL	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADO MEDIO	F calculada	F tabulada	
					0.5	0.1
TRATAMIENTOS	15	0.7140107	0.0476007	14.51**	1.99	2.66
A. Material de encajado	3	0.1944410	0.0648137	19.90**	2.93	4.96
B. Fertilización nitrogenada	3	0.3174088	0.1058027	32.50**	2.90	4.96
Interacción A X B	9	0.2021609	0.0063175	1.94n.s.	2.19	3.03
Error	32	0.1042533	0.0032579			
Total	47	0.8182640				

* significativo

** altamente significativo

n.s. no significativo

ANEXO No. 12 Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el fósforo aprovechable final

TRATAMIENTO	MEDIA (ppm)	SIGNIFICANCIA
CaCO_3	0.6128	a
Ca(OH)_2	0.5545	b
no encalado	0.4630	c
CaO	0.4548	c

ANEXO No. 13 Prueba de Duncan : Efecto de los fertilizantes nitrogenados sobre el fósforo aprovechable final

TRATAMIENTO	MEDIA (ppm)	SIGNIFICANCIA
NH_4NO_3	0.6128	a
$(\text{NH}_2)_2\text{CO}$	0.5543	b
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	0.4583	c
no fertilizado	0.457	c

Tratamientos con una misma literal son estadísticamente iguales

ANEXO No. 14 ANOVA : PRIMER CORTE; NITROGENO TOTAL DE LA PARTE AEREA

FUENTE DE VARIACION	GL	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADO MEDIO	F		
				calculada	tabulada	
				0,5	0,1	
TRATAMIENTOS	15	1,242710	0,0828473	15,16**	1,99	2,66
A. Materiales de encalado	3	0,347688	0,1158959	21,20**	2,90	4,46
B. Fertilización nitrogenada	3	0,135694	0,0452313	8,27**	2,90	4,46
Interacción A X B	9	0,759328	0,0843697	15,44	2,19	3,01
Error	32	0,174882	0,0054651			
Total	47	1,417892				

* significativo

** altamente significativo

n. s. no significativo

ANEXO No. 15 Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de (*Lolium perenne* L.) en el primer corte

TRATAMIENTO	MEDIA (%)	SIGNIFICANCIA
CaO	3.5884	a
Ca(OH) ₂	3.4731	b
CaCO ₃	3.4519	b
no encalado	3.3487	c

ANEXO No. 16 Prueba de Duncan : Efecto de los fertilizantes nitrogenados sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de (*Lolium perenne* L.) en el primer corte

TRATAMIENTO	MEDIA (%)	SIGNIFICANCIA
(NH ₄) ₂ SO ₄	3.5487	a
(NH ₄) ₂ CO	3.4781	b
NH ₄ NO ₃	3.4367	b
no fertilizados	3.4064	b

Tratamientos con una misma literal son estadísticamente iguales

ANEXO No.17 ANOVA : SEGUNDO CORTE ; NITROGENO TOTAL DE LA PARTE AEREA

FUENTE DE VARIACION	GL	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADO MEDIO	F		
				calculada	tabulada	
				0.5	0.1	
TRATAMIENTOS	15	2.9598485	0.1973232	13.09**	1.99	2.66
A. Materiales de escalado	3	1.4781016	0.4927005	32.69**	2.90	4.46
B. Fertilización nitrogenada	3	1.3104596	0.4034865	26.77**	2.90	4.46
Interacción A X B	9	0.2712873	0.0301430	2.0n.s.	2.19	3.01
Error	32	0.4822815	0.0150710			
Total	47	3.4421300				

* significativo

** altamente significativo

n. s. no significativo

ANEXO No. 18 Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de (Lolium perenne L.) en el segundo corte

TRATAMIENTO	MEDIA (%)	SIGNIFICANCIA
CaO	2,9575	a
Ca(OH) ₂	2,8695	b
CaCO ₃	2,7482	c
no encalado	2,56618	d

ANEXO No. 19 Prueba de Duncan : Efecto de los fertilizantes nitrogenados sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de (Lolium perenne L.) en el segundo corte

TRATAMIENTO	MEDIA (%)	SIGNIFICANCIA
NH ₄ NO ₃	2,9969	a
(NH ₄) ₂ SO ₄	2,8695	b
(NH ₄) ₂ CO	2,7482	c
no fertilizados	2,56618	d

Tratamientos con una misma literal son estadísticamente iguales

ANEXO No. 20 ANOVA : TERCER CORTE ; NITROGENO TOTAL DE LA PARTE AEREA

FUENTES DE VARIACION	GL.	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADO MEDIO	F calculada	F tabulada	
					0,5	0,1
TRATAMIENTOS	15	6.1950400	0.4130026	12.75**	1.99	2.66
A. Materiales de enclado	3	1.7870085	0.5956695	18.39**	2.90	4.46
B. Fertilización nitrogenada	3	2.6237207	0.8757350	27.01**	2.90	4.46
Interacción A X B	9	1.7831080	0.1982567	6.12**	2.19	3.01
Error	32	1.0360400	0.0323762			
Total	47	7.2310800				

* significativo

** altamente significativo

n.s. no significativo

ANEXO No. 21 Prueba de Duncan : Efecto de los materiales de encalado sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de (Lolium perenne L.) en el tercer corte

TRATAMIENTO	MEDIA (%)	SIGNIFICANCIA
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	2.038375	a
CaO	2.0212	ab
CaCO_3	1.8988	b
no encalado	1.559	c

ANEXO No. 22 Prueba de Duncan : Efecto de los fertilizantes nitrogenados sobre el contenido de nitrógeno total de la parte aérea de (Lolium perenne L.) en el tercer corte

TRATAMIENTO	MEDIA (%)	SIGNIFICANCIA
NH_4NO_3	2.20823	a
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	1.9929	b
$(\text{NH}_2)_2\text{CO}$	1.6774	c
no fertilizados	1.541	d

Tratamientos con una misma literal son estadísticamente iguales