



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería

Área Académica de Química

**“BIORRECUPERACIÓN MEDIANTE
ENMIENDAS ORGÁNICAS Y QUÍMICAS DE UN
SUELO SALINO SÓDICO EN EL MUNICIPIO DE
TLAHUELILPAN, HIDALGO”**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

PRESENTA

Nallely Trejo González

DIRECTORA: Dra. Judith Prieto Méndez
CODIRECTOR: Dr. Francisco Prieto García

Mineral de la Reforma, Hidalgo

Agosto de 2019



Mineral de la Reforma, Hgo., a 4 de junio de 2019

Número de control: ICBI-D/703/2019

Asunto: Autorización de impresión de tesis.

M. EN C. JULIO CÉSAR LEINES MEDÉCIGO
DIRECTOR DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UAEH

Por este conducto le comunico que el comité revisor asignado a la C. **Nallely Trejo González**, alumna del Doctorado en Ciencias Ambientales con número de cuenta 195535, autoriza la impresión del proyecto de tesis titulado **“Biorrecuperación mediante enmiendas orgánicas y químicas de un suelo salino sódico en el municipio de Tlahuelilpan, Hidalgo”**, en virtud de que se han efectuado las revisiones y correcciones pertinentes.

A continuación firman de conformidad los integrantes del Jurado:

| | |
|------------|------------------------------------|
| PRESIDENTE | Dr. Francisco Prieto García |
| SECRETARIO | Dr. Otilio Arturo Acevedo Sandoval |
| VOCAL | Dra. Judith Prieto Méndez |
| SUPLENTE | Dra. Yolanda Marmolejo Santillán |

Sin otro particular reitero a usted la seguridad de mi atenta consideración.

Atentamente
 “Amor, Orden y Progreso”

Dr. Óscar Rodolfo Suárez Castillo
 Director del ICBI



ORSC/BMM



Ciudad del Conocimiento
 Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5 Colonia Carboneras,
 Mineral de la Reforma, Hidalgo, México. C.P. 42184
 Teléfono: +52 (771) 71 720 00 ext. 2231 Fax 2109
 direccion_icbi@uaeh.edu.mx

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero expresar mi gratitud a Dios, quien con su bendición llena siempre mi vida, por haberme permitido llegar a este momento, por brindarme salud, fortaleza, paciencia y sabiduría para culminar con éxito mis metas propuestas; por ser mi guía y acompañarme en el transcurso de mi vida.

A mis padres, Oliva y Carlos por todo su amor, comprensión, por estar conmigo en todo momento, por su ejemplo de trabajo y honradez, a ustedes que con su esfuerzo y dedicación me ayudaron a lograr este objetivo y me dieron el apoyo suficiente para no decaer cuando todo parecía complicado e imposible. Gracias por ser mi pilar fundamental y por su apoyo incondicional. Son mi motor y mi mayor inspiración; a través de su amor, paciencia y buenos valores han ayudado a trazar mi camino.

A mi hermana Lorena por estar siempre presente y creer en mí, por las alegrías, por los consejos brindados, por todo lo bueno y malo que hemos compartido.

De manera especial a mi directora, Dra. Judith, quien con su experiencia, conocimientos y motivación me ha orientado en todo momento; por haberme guiado no solo en la elaboración de este trabajo, sino a lo largo de mi formación profesional, gracias por su confianza, consejos, por todo el tiempo y experiencias que hemos compartido; por su apoyo incondicional que me ha permitido crecer de manera personal y profesional.

A mi codirector Dr. Francisco y comité tutorial Dra. Yolanda y Dr. Otilio, gracias a su sabiduría, conocimientos, consejos y apoyo constante hoy puedo culminar este trabajo y etapa de mi vida.

A la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo por ser la sede de todo el conocimiento adquirido en estos años, de manera especial al Instituto de Ciencias Agropecuarias el cual ha sido mi casa desde hace 9 años, gracias por tantas experiencias y vivencias que sin duda no olvidare.

A los doctores del Área Académica de Ciencias Agrícolas y Forestales que de una u otra manera me brindaron su colaboración y se involucraron en este proyecto.

A mis amigos que gracias a su apoyo moral me permitieron permanecer con empeño, dedicación y cariño; a todos quienes contribuyeron con un granito de arena para culminar con éxito la meta propuesta.

Finalmente, al CONACYT por el otorgamiento de la beca de Doctorado (No. CVU 709313), que sirvió de apoyo para desarrollar este trabajo y obtener el grado.

DEDICATORIA

Este trabajo ha requerido de esfuerzo y mucha dedicación, no hubiese sido posible su finalización sin la cooperación desinteresada de todas y cada una de las personas que me acompañaron en el recorrido laborioso de este trabajo. Todos en conjunto me hicieron ver que sin importar cuanto tiempo me tome, todo se puede lograr si de verdad se quiere.

La culminación de este trabajo lo dedico a Dios por ser mi inspiración y darme la fuerza necesaria para continuar en este proceso y obtener uno de los anhelos más deseados. Por estar conmigo en cada paso que doy, por fortalecer mi corazón e iluminar mi mente y por haber puesto en mi camino a aquellas personas que han sido mi soporte y compañía durante todo el periodo de estudio. Gracias por haberme permitido llegar hasta este momento tan importante de mi formación profesional.

A mis padres, sepan que el objetivo ha sido cumplido y el mérito no es solo mío, pertenece también a ustedes, por su amor, paciencia, esfuerzo, trabajo y sacrificio en todos estos años, gracias a ustedes he logrado llegar hasta aquí y convertirme en lo que ahora soy. Les agradezco el haber inculcado en mí el ejemplo de esfuerzo y valentía, de no temer las adversidades. El esfuerzo y metas alcanzadas reflejan la dedicación, el amor que ustedes como padres han invertido en mí, gracias a ustedes son quien soy. Es un orgullo y privilegio ser su hija, son los mejores padres.

A mi hermana por siempre acompañarme, por el apoyo moral que me ha brindado a lo largo de esta etapa de mi vida y siempre.

Dedicado de manera muy especial a mi sobrina Sofía, quien desde que nació cambio nuestras vidas; a ti que con solo 5 añitos eres parte importante de mi vida porque con tu alegría y ternura eres capaz de iluminar todos mis días.

A todas las personas que han contribuido en mi formación, personas de gran sabiduría quienes me ayudaron para llegar al punto en el que me encuentro. El proceso no fue sencillo pero gracias a su apoyo y ganas de transmitir sus conocimientos he logrado importantes objetivos como la culminación con éxito de este trabajo y etapa de mi vida.

Finalmente, a cada uno de mis seres queridos, quienes han sido mis pilares para seguir adelante, a todas las personas especiales, amigos y compañeros que hicieron más ameno el camino, que me acompañaron en esta etapa, aportando algo en mí para crecer tanto profesional como ser humano. A todas las personas con que he tenido la oportunidad de coincidir en este camino de la vida, para todas aquellas personas que me apoyaron y creyeron en mí y en la realización de este trabajo.

ÍNDICE DE CONTENIDO

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------|----|
| RESUMEN | 1 |
| ABSTRACT | 2 |
| 1. INTRODUCCIÓN | 4 |
| 2. MARCO TEÓRICO..... | 9 |
| 2.1 Distribución a nivel mundial de la salinidad en suelos..... | 9 |
| 2.2 Distribución a nivel nacional de la salinidad en suelos | 10 |
| 2.3 Origen de la salinidad | 11 |
| 2.3.1 Salinización primaria o natural | 11 |
| 2.3.2 Salinización secundaria o antropogénica..... | 12 |
| 2.4 Suelos solonchaks y solonetz..... | 13 |
| 2.4.1 Solonchaks | 13 |
| 2.4.2 Solonetz | 13 |
| 2.5 Suelo salino, suelo sódico y suelo salino sódico | 14 |
| 2.5.1 pH..... | 14 |
| 2.5.2 Conductividad eléctrica (CE)..... | 15 |
| 2.5.3 Relación de Absorción de Sodio y Porcentaje de Sodio Intercambiable..... | 16 |
| 2.6 Clasificación del suelo | 17 |
| 2.6.1 Suelo salino..... | 17 |
| 2.6.2 Suelo sódico..... | 19 |
| 2.6.3 Suelo salino sódico | 20 |
| 2.7 Efecto de la salinidad en suelo y plantas | 21 |
| 2.7.1 Efectos en plantas | 21 |
| 2.7.2 Efectos en suelo | 27 |
| 2.8 Variables biológicas afectadas por la salinidad de los suelos..... | 28 |
| 2.9 Recuperación de suelos salinos sódicos..... | 29 |
| 2.10 Biorremediación de suelos..... | 31 |
| 2.11 Enmiendas orgánicas en la recuperación de suelo..... | 32 |
| 2.11.1 Composta | 32 |
| 2.11.1.1 Efectos físicos | 33 |
| 2.11.1.2 Efectos químicos..... | 34 |
| 2.11.1.3 Efectos biológicos..... | 34 |
| 2.11.2 Vermicomposta..... | 35 |
| 2.11.3 Cascarilla de cebada..... | 36 |
| 2.12 Enmienda química en la recuperación de suelo..... | 37 |
| 2.12.1 Fosfoyeso (FY) | 38 |
| 2.13 Efectividad de un tratamiento de biorremediación | 40 |
| 2.14 Respiración edáfica y permeabilidad | 40 |
| 2.15 Tasa de biorrecuperación | 41 |
| 3. JUSTIFICACIÓN..... | 43 |

| | | |
|---------|-------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 4. | OBJETIVOS..... | 45 |
| 4.1 | Objetivo General..... | 45 |
| 4.2 | Objetivos Específicos | 45 |
| 5. | MATERIALES Y MÉTODOS | 47 |
| 5.1 | Ubicación y características del sitio de muestreo del suelo..... | 47 |
| 5.2 | Muestreo del suelo | 48 |
| 5.3 | Tratamientos | 50 |
| 5.4 | Enmiendas orgánicas | 51 |
| 5.4.1 | Composta | 52 |
| 5.4.2 | Vermicomposta..... | 52 |
| 5.4.3 | Cascarilla de cebada..... | 54 |
| 5.5 | Enmienda química | 54 |
| 5.5.1 | Fosfoyeso (FY)..... | 54 |
| 5.6 | Montaje de las columnas de simulación de suelo..... | 55 |
| 5.7 | Cálculo de riego para columnas..... | 57 |
| 5.8 | Caracterización de los sustratos y tratamientos | 58 |
| 5.8.1 | pH..... | 58 |
| 5.8.2 | Densidad | 59 |
| 5.8.2.1 | Densidad aparente..... | 59 |
| 5.8.2.2 | Densidad real | 60 |
| 5.8.3 | Humedad..... | 61 |
| 5.8.4 | Materia orgánica | 62 |
| 5.8.5 | Textura..... | 63 |
| 5.8.6 | Parámetros que miden salinidad y sodicidad de los suelos | 64 |
| 5.8.6.1 | Conductividad eléctrica (CE)..... | 64 |
| 5.8.6.2 | Relación de Absorción de Sodio (RAS) | 65 |
| 5.8.6.3 | Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI) | 66 |
| 5.8.7 | Ácidos húmicos (AH) y Ácidos Fúlvicos (AF) | 66 |
| 5.8.8 | Potencial zeta (pZ), movilidad electroforética (ME) y punto isoeléctrico (PI) | 67 |
| 5.8.9 | Tamaño de partícula..... | 67 |
| 5.8.10 | Difracción de rayos X (DRX)..... | 68 |
| 5.8.11 | Análisis elemental de Carbono (%C), Nitrógeno (%N) e Hidrógeno (%H)..... | 68 |
| 5.8.12 | Análisis de metales en tratamientos y lixiviados | 69 |
| 5.8.13 | Respiración edáfica (Evolución del CO ₂)..... | 70 |
| 5.8.14 | Pruebas de germinación | 72 |
| 5.8.15 | Análisis estadístico | 74 |
| 6. | RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 76 |
| 6.1.1 | Propiedades físicas y químicas en suelo inicial y enmiendas | 76 |
| 6.1.2 | Propiedades físicas y químicas en suelos tratados..... | 78 |
| 6.2.1 | Ácidos Húmicos y Ácidos Fúlvicos en suelo, composta y vermicomposta | 81 |
| 6.2.2 | Ácidos húmicos y ácidos fúlvicos al final de los tratamientos | 82 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 6.3.1 Difracción de Rayos X y Microscopía Electrónica de Barrido del suelo | 85 |
| 6.3.2 DRX Fosfoyeso..... | 87 |
| 6.4.1 Análisis elemental en suelo inicial y enmiendas | 88 |
| 6.4.2 Análisis elemental al final de los tratamientos | 90 |
| 6.5.1 Potencial Zeta, Movilidad Electroforética, Conductividad Eléctrica, pH del suelo y enmiendas | 91 |
| 6.5.2 Potencial Zeta, Movilidad Electroforética, Conductividad Eléctrica y pH en los tratamientos..... | 100 |
| 6.6 Tamaño de partícula en el suelo inicial y enmiendas orgánicas empleadas | 104 |
| 6.7 Comportamiento de elementos en lixiviados por tratamientos..... | 106 |
| 6.7.1 Comportamiento del sodio (Na) | 106 |
| 6.7.2 Comportamiento del potasio (K) | 109 |
| 6.7.3 Comportamiento del calcio (Ca)..... | 111 |
| 6.7.4 Comportamiento del magnesio (Mg)..... | 112 |
| 6.7.5 Comportamiento del aluminio (Al)..... | 114 |
| 6.7.6 Comportamiento del silicio (Si)..... | 117 |
| 6.7.6.1 Comparativa (Aluminio y Silicio) | 121 |
| 6.8 Comportamiento de la respiración edáfica después de los tratamientos | 122 |
| 6.9 RAS y PSI..... | 127 |
| 6.10 Pruebas de germinación | 131 |
| 7. CONCLUSIONES | 135 |
| 8. BIBLIOGRAFÍA..... | 137 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tabla 1. Clasificación y efectos de acuerdo al pH | 15 |
| Tabla 2. Clasificación y efectos de acuerdo a la conductividad eléctrica | 16 |
| Tabla 3. Clasificación del suelo con problemas de sales..... | 17 |
| Tabla 4. Tecnologías de biorremediación..... | 31 |
| Tabla 5. Composición aproximada del fosfoyeso comercial..... | 38 |
| Tabla 6. Descripción de los diferentes tratamientos..... | 50 |
| Tabla 7. Preparación para los ensayos en columnas de suelo | 51 |
| Tabla 8. Precipitación promedio mensual en Tlahuelilpan | 57 |
| Tabla 9. Clasificación de acuerdo al pH..... | 58 |
| Tabla 10. Interpretación de resultados de DA | 60 |
| Tabla 11. Clasificación de acuerdo al contenido de MO..... | 63 |
| Tabla 12. Clasificación de acuerdo a la CE..... | 65 |
| Tabla 13. Propiedades físicas y químicas del suelo muestreado y enmiendas | 76 |
| Tabla 14. Resultados de caracterización del suelo inicial y al final de los tratamientos..... | 78 |
| Tabla 15. Contenidos de ácidos fúlvicos (AF) y ácidos húmicos (AH)..... | 82 |
| Tabla 16. Comportamiento de ácidos húmicos y fúlvicos en los tratamientos | 82 |
| Tabla 17. Minerales identificados por DRX en el suelo..... | 85 |
| Tabla 18. Composición semicuantitativa del suelo inicial | 86 |
| Tabla 19. Resultados del análisis elemental en suelo y enmiendas..... | 88 |
| Tabla 20. Resultados del análisis elemental en tratamientos..... | 90 |
| Tabla 21. pZ, Movilidad electroforética, Conductividad eléctrica, pH en suelo..... | 91 |
| Tabla 22. pZ, Movilidad electroforética, Conductividad eléctrica, pH en composta..... | 92 |
| Tabla 23. pZ, Movilidad electroforética, Conductividad eléctrica, pH en vermicomposta . | 92 |
| Tabla 24. pZ, Movilidad electroforética, Conductividad eléctrica, pH en cascarilla de cebada | 93 |
| Tabla 25. pZ, Movilidad electroforética, Conductividad eléctrica, pH en fosfoyeso..... | 93 |
| Tabla 26. Resultados de análisis en tratamientos | 101 |
| Tabla 27. Valores de distribución de tamaños de partículas en suelo | 104 |
| Tabla 28. Valores de distribución de tamaños de partículas en composta | 106 |
| Tabla 29. Valores de distribución de tamaños de partículas en vermicomposta..... | 106 |
| Tabla 30. Contenidos de sodio, potasio, calcio y magnesio en suelo y enmiendas..... | 107 |
| Tabla 31. Contenidos de sodio en tratamientos y porcentaje de sodio eliminado..... | 108 |
| Tabla 32. Contenidos de potasio en tratamientos y porcentaje de potasio eliminado | 110 |
| Tabla 33. Contenidos de calcio en tratamientos y porcentaje de calcio eliminado | 111 |
| Tabla 34. Contenidos de magnesio en tratamientos y porcentaje de magnesio eliminado | 112 |
| Tabla 35. Contenidos de aluminio en muestra de suelo y enmiendas | 115 |
| Tabla 36. Contenidos de aluminio en tratamientos y porcentaje de aluminio eliminado... | 116 |
| Tabla 37. Contenidos de silicio en muestra de suelo y enmiendas | 119 |
| Tabla 38. Contenidos de silicio en tratamientos y porcentaje de silicio eliminado..... | 119 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tabla 39. Resultados de CE y C-CO ₂ | 123 |
| Tabla 40. Variaciones de RAS y del PSI en los diferentes tratamientos..... | 128 |
| Tabla 41. Clasificación de suelos salinos | 129 |
| Tabla 42. Clasificación del suelo..... | 130 |
| Tabla 43. Porcentaje de germinación | 132 |
| Tabla 44. Velocidad de germinación..... | 133 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1. Distribución de la salinidad en México..... | 10 |
| Figura 2. Disponibilidad de elementos de acuerdo al pH..... | 15 |
| Figura 3. Partículas suelo salino..... | 18 |
| Figura 4. Partículas suelo sódico..... | 20 |
| Figura 5. Partículas suelo salino sódico..... | 20 |
| Figura 6. Ubicación del municipio de Tlahuelilpan, Hidalgo..... | 47 |
| Figura 7. Ubicación del sitio de muestreo..... | 48 |
| Figura 8. Puntos aproximados del muestreo aleatorio..... | 49 |
| Figura 9. Elaboración de composta..... | 52 |
| Figura 10. Contenedores comúnmente usados para la elaboración de vermicomposta..... | 53 |
| Figura 11. Elaboración de vermicomposta..... | 53 |
| Figura 12. Recipientes para colecta de lixiviados..... | 55 |
| Figura 13. Esquema de columnas de simulación de suelo..... | 56 |
| Figura 14. Vista del sistema de columnas de simulación de suelo..... | 56 |
| Figura 15. Multiparamétrico para pH y Conductividad eléctrica..... | 59 |
| Figura 16. Determinación de DR con picnómetro..... | 60 |
| Figura 17. Secado del suelo en horno de convección..... | 61 |
| Figura 18. Prueba de textura con hidrómetro..... | 63 |
| Figura 19. Triángulo de texturas del suelo..... | 64 |
| Figura 20. Esquema de Ácidos Fúlvicos y Húmicos..... | 66 |
| Figura 21. Equipo Zetasizer-Nano..... | 67 |
| Figura 22. Microscopio Electrónico de Barrido..... | 68 |
| Figura 23. Equipo para Difracción de Rayos X..... | 68 |
| Figura 24. Frascos cerrados y en oscuridad..... | 70 |
| Figura 25. Titulación con NaOH..... | 71 |
| Figura 26. Prueba de germinación..... | 72 |
| Figura 27. Correlación entre DR y DA con MO en suelo y enmiendas..... | 77 |
| Figura 28. Correlación lineal entre MO y humedad en suelo, composta y vermicomposta..... | 78 |
| Figura 29. Comportamiento del porcentaje de arena en tratamientos..... | 79 |
| Figura 30. Comportamiento del porcentaje de limo en tratamientos..... | 80 |
| Figura 31. Comportamiento del porcentaje de arcilla en tratamientos..... | 80 |
| Figura 32. Triángulo de texturas para clasificación de suelos..... | 81 |
| Figura 33. Comportamiento de ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) en tratamientos..... | 83 |
| Figura 34. Relación de AF y AH en tratamientos..... | 84 |
| Figura 35. DRX Suelo inicial..... | 85 |
| Figura 36. Espectro EDS del suelo inicial..... | 86 |
| Figura 37. DRX del fosfoyeso..... | 88 |
| Figura 38. Sistema de equilibrio del carbonato/bicarbonato/CO ₂ en función del pH..... | 89 |
| Figura 39. Variación del pZ con el pH para el suelo inicial y enmiendas..... | 93 |

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figura 40. Distribución del potencial Zeta inicial | 94 |
| Figura 41. Variación del pZ con el pH para el suelo inicial y enmiendas | 95 |
| Figura 42. Distribución de la movilidad electroforética inicial..... | 95 |
| Figura 43. Correlación entre CE, potencial Zeta y movilidad electroforética del suelo | 96 |
| Figura 44. Distorsión de la capa difusa de una partícula coloidal..... | 97 |
| Figura 45. Correlación entre movilidad electroforética, potencial Zeta y pH..... | 98 |
| Figura 46. Variación del pZ con los diferentes tratamientos..... | 102 |
| Figura 47. Variación del pZ con el pH en la mejor enmienda | 102 |
| Figura 48. Disminución de la CE con los diferentes tratamientos | 103 |
| Figura 49. Disminución del pH con los diferentes tratamientos | 104 |
| Figura 50. Distribución de tamaños de partículas en suspensión en suelo..... | 105 |
| Figura 51. Distribución de tamaños de partículas en suspensión en composta..... | 105 |
| Figura 52. Distribución de tamaños de partículas en suspensión en vermicomposta..... | 106 |
| Figura 53. Comportamiento del sodio en los lixiviados..... | 107 |
| Figura 54. Porcentajes de sodio con diferentes tratamientos..... | 109 |
| Figura 55. Porcentajes de potasio con diferentes tratamientos..... | 110 |
| Figura 56. Porcentajes de calcio con diferentes tratamientos..... | 112 |
| Figura 57. Porcentajes de magnesio con diferentes tratamientos..... | 113 |
| Figura 58. Porcentajes de aluminio con diferentes tratamientos | 116 |
| Figura 59. Formas de silicio químicamente activas en suelo | 117 |
| Figura 60. Porcentajes de silicio con diferentes tratamientos | 120 |
| Figura 61. Relación entre Al y Si eliminado por tratamiento..... | 121 |
| Figura 62. Comportamiento de la CE y la respiración edáfica de los suelos tratados | 122 |
| Figura 63. Correlación inversa entre CE y la respiración edáfica de los suelos tratados ... | 123 |
| Figura 64. CE vs Respiración edáfica en enmienda química | 124 |
| Figura 65. CE vs Respiración edáfica en enmienda de composta | 125 |
| Figura 66. CE vs Respiración edáfica en enmienda de cascarilla de cebada | 125 |
| Figura 67. CE vs Respiración edáfica en enmienda de vermicomposta..... | 126 |
| Figura 68. Relación inversa entre PSI y respiración edáfica..... | 126 |
| Figura 69. Relación entre respiración edáfica y humedad..... | 127 |
| Figura 70. Relación entre los valores de RAS y PSI..... | 129 |
| Figura 71. Nomograma de Richard, para clasificación de suelos agrícolas | 130 |
| Figura 72. Reducción de los valores de RAS, PSI, CE y pH en los tratamientos | 131 |
| Figura 73. Porcentaje de germinación | 132 |
| Figura 74. Coeficiente de velocidad de germinación | 133 |

RESUMEN

El suelo es un importante recurso natural que necesita ser preservado y enmendado para mantener su calidad y capacidad productiva, por ello es importante proponer y aplicar prácticas sostenibles que permitan recuperar aquellos suelos que han sido degradados por un mal manejo (salinización). El objetivo del presente trabajo fue evaluar la biorrecuperación de un suelo salino sódico del municipio de Tlahuelilpan, Hidalgo, mediante el uso de enmiendas orgánicas y químicas. El suelo fue muestreado en la localidad de Munitepec de Madero perteneciente al municipio de Tlahuelilpan, Hidalgo. El muestreo se realizó en una hectárea de forma aleatoria y tomando las muestra de suelo a 20 cm de profundidad. Se evaluaron tres enmiendas orgánicas con 2 de tipo materiales madurados (composta y vermicomposta), y un abono orgánico sólido (cascarilla de cebada); la enmienda química, con dos concentraciones (fosfoyeso). El suelo y las enmiendas fueron caracterizadas al inicio; se diseñaron 15 tratamientos en combinaciones (enmiendas orgánicas al 2 y 4% con y sin fosfoyeso y solo la enmienda química al 2 y 4%). Para la evaluación de cada tratamiento se simularon columnas de suelo, cada columna utilizó la misma cantidad de suelo (1000 g), combinada con las diferentes enmiendas, por un periodo de 3 meses; se realizó riego periódico y se colectaron los lixiviados semanalmente. Transcurrido el periodo de evaluación se caracterizaron las propiedades físicas, químicas y biológicas de cada uno de los tratamientos, además de análisis en lixiviados. Los resultados permitieron observar que las aplicaciones de cargas orgánicas al suelo lograron duplicar la eliminación del sodio, comparado con el testigo, y con los tratamientos con fosfoyeso; sin embargo, cuando éstas se combinan con la enmienda química, se logra aumentar aún más la eliminación del sodio a casi un 60%. Todos los tratamientos donde se combinó la enmienda química (2%) con enmiendas orgánicas resultaron favorables para la eliminación de sodio y la biorrecuperación del suelo salino sódico. Los mejores tratamientos fueron aquellos donde se combinó la vermicomposta al 2 y 4% con fosfoyeso; seguidos de la composta (2 y 4%) con fosfoyeso.

Palabras clave: cascarilla de cebada, composta, fosfoyeso, suelo salino sódico, vermicomposta

ABSTRACT

Soil is an important natural resource that needs to be preserved and amended to maintain its quality and production capacity, therefore it is important to propose and apply sustainable practices that will account for those that have been degraded by poor management (salinization). The objective of the present work was to evaluate the biorecovery of a sodium saline soil from the municipality of Tlahuelilpan, Hidalgo, through the use of organic and chemical amendments. The soil was sampled in the town of Muntepec de Madero belonging to the municipality of Tlahuelilpan, Hidalgo. Sampling was carried out on a hectare randomly and taking the soil samples at 20 cm depth. Three organic amendments were evaluated with 2 of matured materials type (compost and vermicompost) and a solid organic fertilizer (barley husk); the chemical amendment, with two concentrations (phosphogypsum). The soil and the amendments were characterized at the beginning; 15 treatments were designed in combinations (organic amendments at 2 and 4% with and without phosphogypsum and only the chemical amendment at 2 and 4%). For the evaluation of each treatment soil columns were simulated, each column used the same amount of soil (1000 g), combined with the different amendments, for a period of 3 months; periodic irrigation was carried out and leachates were collected weekly. After the evaluation period, the physical, chemical and biological properties of each of the treatments were characterized, as well as leachate analysis. The results allowed to observe that the applications of organic loads to the soil managed to double the elimination of sodium, compared with the control, and with the treatments with phosphogypsum; however, when these are combined with the chemical amendment, it is possible to increase the elimination of sodium to almost 60% even more. All the treatments where the chemical amendment (2%) was combined with organic amendments were favorable for sodium elimination and bioremediation of sodium saline soil. The best treatments were those where the vermicompost was combined at 2 and 4% with phosphogypsum; followed by compost (2 and 4%) with phosphogypsum.

Key words: barley husk, compost, phosphogypsum, sodium saline soil, vermicompost

1. INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

El suelo está siendo cada vez más contaminado y degradado en la medida que la población humana crece, siendo éste un importante recurso natural que necesita ser preservado, para que mantenga su capacidad productiva. Es importante proponer y aplicar prácticas sustentables que permitan recuperar aquellos suelos que han sido degradados principalmente por un mal manejo del hombre, entre los que destaca la degradación por salinización del suelo (FAO, 2007).

Todos los suelos contienen sales pero algunas de estas se convierten en un problema cuando están en exceso y concentradas en la zona radical de los cultivos. Esto trae como consecuencias el aumento de la presión osmótica en el agua del suelo, lo cual tiene efectos negativos en el desarrollo de las plantas (Sánchez Leal *et* Arguello Arias, 2006).

En la actualidad, uno de los problemas que más restringe las actividades agrícolas, es la salinidad de los suelos, este problema se presenta en grandes o pequeñas extensiones de tierra, y la consecuencia de esto es la disminución de la capacidad productiva de los suelos, reflejado principalmente en la disminución del rendimiento de los cultivos. De igual manera, en una afectación ecológica del medio ambiente, esto sucede principalmente en zonas donde la evaporación superficial y la absorción de agua por parte de las plantas exceden el nivel de las precipitaciones, lo que origina un movimiento ascendente de las sales que se encuentran disueltas en las aguas subterráneas; y que se desplazan hacia la superficie del suelo, afectando frecuentemente las condiciones estructurales y químicas de los suelos (Liang *et al.*, 2005).

La salinidad del suelo, en varias de sus manifestaciones, ha sido causa, en mayor o menor grado, de la reducción en la capacidad productiva de los suelos de muchas regiones del mundo (Comese *et al.*, 2009). La salinidad es común en las regiones áridas y semiáridas (salinización primaria) donde la evapotranspiración excede a la precipitación; en este tipo de regiones se recurre a la irrigación (salinización secundaria) para satisfacer las necesidades de agua de los cultivos. La acumulación de sales en el perfil del suelo produce condiciones que llegan a afectar el crecimiento de la mayoría de los cultivos, sus efectos y la intensidad de estos pueden ser diversos en dependencia de la cantidad y tipo de sales que predominen, influyendo en ello también características del suelo y clima entre otros (Busoms *et al.*, 2015).

La salinidad del suelo es un ejemplo de degradación ya que se presentan cambios en las propiedades físicas y químicas. La salinización es un complejo proceso, variable en el tiempo y espacio, es por eso que el patrón de variabilidad del contenido de sales va

cambiando de acuerdo a la estación del año, aumenta su concentración en la temporada de estiaje, lo que disminuye la infiltración (Ruiz Cerda *et al.*, 2007).

De acuerdo a la concentración de sales en el suelo se originan propiedades con efectos negativos para los cultivos, donde se pueden distinguir dos escenarios según el catión que predomine (Ca^{2+} o Na^+). Cuando predomina el Ca^{2+} y se encuentran sales solubles de forma abundante en el suelo, entonces el perfil se haya muy poco diferenciado, pero tiene una estructura estable, entonces la responsable de una baja productividad es la alta presión osmótica de la solución del suelo. A este tipo de suelos se les llama suelos salinos o halomorfos, estos suelos son representativos del Solonchaks los cuales presentan en algún momento del año una alta concentración de sales solubles. Estos suelos tienen amplia distribución en zonas áridas y semiáridas así como en regiones costeras (Unión Internacional de Ciencias del Suelo, IUSS, 2007).

Por el contrario, cuando el catión que predomina es el Na^+ existe un esparcimiento de las arcillas, lo que conlleva a la pérdida de la estructura del suelo, al mismo tiempo que la hidrólisis de las arcillas van a estar conduciendo a la alcalinización del perfil del suelo y van a estar provocando una acelerada modificación mineral, lo cual desde el punto de vista morfológico se va a reflejar en un perfil bien diferenciado. A este tipo de suelos se les llama suelos sódicos o alcalinos y pertenecen a la clase de los Solonetz, los cuales presentan un ritmo elevado de iones de sodio y un horizonte arcilloso (Unión Internacional de Ciencias del Suelo, IUSS, 2007).

Los suelos cuya conductividad eléctrica del extracto de saturación es mayor de 4 dS/m, a 25°C y el porcentaje de sodio intercambiable es mayor de 15 se consideran salinos sódicos. Este tipo de suelos se forma como resultado de los procesos combinados de salinización y acumulación de sodio. Siempre que contengan un exceso de sales, su apariencia y propiedades son similares a las de los suelos salinos. El crecimiento de los cultivos en estos suelos es seriamente afectado (SEMARNAT, 2010). Cuando hay exceso de sales el pH raramente es mayor de 8.5 y las partículas permanecen floculadas. Si el exceso de sales solubles es lavado, las propiedades de estos suelos pueden cambiar notablemente, llegando a ser idénticas a las de los suelos no salinos. A medida que la concentración de sales disminuye en la solución, parte del sodio intercambiable se hidroliza para formar hidróxido de sodio que, a su vez, puede cambiar a carbonato de sodio.

Las sales solubles presentes en el suelo se lavan completamente gracias a reacciones hidrolíticas que fraccionan los silicatos, dando paso a un suelo degradado similar a un Podzol, tal como lo indica Flores en 1991 y citado por Ramírez (2016). Las sales son removidas de la capa superficial del suelo y depositadas en horizontes subsuperficiales, por lo general arcillosos y fuertemente estructuradas. Esto se debe a la saturación del complejo

de cambio con iones de sodio, desplazando al calcio y magnesio, dando paso a la formación de suelos Solonetz sódicos (Ramírez, 2016).

Los cationes solubles que generalmente se determinan en los suelos salinos y alcalinos, son: calcio, magnesio, sodio y potasio, aunque a veces se determinan también algunos aniones como nitratos, sulfatos y silicatos solubles. En los suelos sódicos con pH alto se encuentran altas concentraciones de silicatos solubles; por lo tanto, en los análisis efectuados por los métodos usuales, todo el silicato soluble que se encuentre deberá determinarse (SEMARNAT, 2010).

Los elementos que se pierden con mayor facilidad son el sodio, el potasio, el calcio y el magnesio, mientras que el aluminio y el hidrógeno no son desplazados tan fácilmente por el lavado y permanecen en el suelo. Como consecuencia de este proceso, el suelo superficial se va acidificando (Huerta, 2011).

Un criterio de diagnóstico integral es la calidad del suelo, Génova (2015), Álvarez *et* Rinski (2016), reportaron que las relaciones entre sustentabilidad y resiliencia, confirman que la calidad del suelo es la llave de la sustentabilidad y el indicador primario del manejo sustentable. En este sentido podemos adoptar la definición de Herrick *et* Wander (1998): “resiliencia del suelo es la capacidad de un suelo de recuperar su integridad funcional y estructural después de un disturbio”.

Por otra parte, actualmente, muchos compuestos tóxicos son vertidos al ambiente de manera indiscriminada contaminando suelos, sedimentos, aire y acuíferos. Esta contaminación representa un alto porcentaje de las emergencias ambientales que en su mayoría afectan a suelos y sedimentos. El suelo, agua y aire, frecuentemente son contaminados también por la aplicación de agroquímicos (fertilizantes y plaguicidas). Es por ello que es importante implementar métodos para eliminar estos compuestos del ambiente (Volke *et* Velasco, 2002)

De acuerdo con datos de SEMARNAT en la “Relación de empresas autorizadas para la prestación de servicios de remediación de suelos contaminados y materiales semejantes a suelos contaminados” en la versión actualizada al 14 de enero de 2016, son 233 empresas autorizadas a nivel nacional para remediar suelos afectados por diferentes tipos de contaminantes, de éstas, 2 se ubican en el estado de Hidalgo. De acuerdo a esto, dentro de las tecnologías más comúnmente empleadas se encuentran las biológicas, principalmente la conocida biorremediación con 48%, y entre ésta ocupan un lugar primordial el composteo y la biolabranza (Volke *et* Velasco, 2002). Otras técnicas que se incluyen dentro de las tecnologías de remediación para suelos utilizadas en México por empresas autorizadas son:

lavado (13%), oxidación química (13%), separación física (11%), extracción de vapores (8%), desorción térmica (5%) y centrifugación (2%).

Hoy en día la necesidad de minimizar residuos, así como su disposición final adecuada y segura, son aspectos de importancia a nivel mundial, lo que ha llevado a la búsqueda de alternativas tecnológicas y cambios en las políticas de manejo que permitan generar residuos no peligrosos y estables para su correcta disposición o reaprovechamiento. Existen residuos que dada su composición es factible que mediante un tratamiento adecuado puedan ser reincorporados a los ciclos biogeoquímicos de manera benéfica (Borges *et al.*, 2008).

En lo que se refiere a la descomposición de la materia orgánica del suelo, la rapidez de descomposición de todo este material no es siempre la misma. Cuando las condiciones del medio son propicias (clima y tipo de suelo), la velocidad de descomposición depende de la naturaleza química de las sustancias que lo integran (glúcidos, resinas, grasas, aceites, compuestos nitrogenados, etc.). Algunos de estos grupos son fácilmente atacados por los microorganismos del suelo (Ginés *et Navarro*, 2003). Como resultado de la actividad microbiana, se forman constantemente ácidos que al liberarse se combinan con una base (Huerta, 2011).

Finalmente, el manejo de los suelos salino sódicos sigue siendo un problema, hasta que se elimina el exceso de sales y de sodio intercambiable de la zona de crecimiento de los cultivo, y se restablecen las condiciones físicas del suelo. Para tales fines la biorrecuperación de suelos es uno de los métodos que se emplea; con el uso y aplicaciones de enmiendas diversas; que han tomado auge en los últimos años, ya que éstas actúan principalmente sobre la textura del suelo, corrigiendo problemas de compactación o exceso de soltura y actuando sobre las reacciones químicas y/o biológicas (Rodríguez *et al.*, 2015).

Por lo anterior, es importante evaluar la biorrecuperación de un suelo salino sódico mediante mejoramientos con enmiendas químicas y enmiendas orgánicas, por medio de ensayos en columnas simuladoras de suelos, y evaluando la respiración edáfica, la incorporación de materia orgánica y la disminución de la salinidad de los mismos. Así como evaluar por medio de la germinación de un cultivo sensible a la salinidad la eficiencia de la biorrecuperación.

2. MARCO TEÓRICO

2. MARCO TEÓRICO

La salinización del suelo es el conjunto de procesos mediante los cuales se acumulan las sales solubles en la solución del suelo. Se tiene un problema de salinidad cuando hay acumulación de sales en la zona radicular de los cultivos y la concentración de éstas es tal que ocasiona mermas importantes en la producción.

Desde tiempos muy antiguos se conocen los efectos de la acumulación de sales en el suelo y en los cultivos, algunas civilizaciones guerreras de Asia Menor utilizaban los efectos de la acumulación de sales para hacer improductivos los suelos de sus enemigos para impedir de este modo su crecimiento y desarrollo (Álvaro, 2015).

2.1 Distribución a nivel mundial de la salinidad en suelos

Estudios conducidos por las Naciones Unidas indican que debido a la salinización, la extensión de la tierra improductiva es al momento 1.5 veces más alta que la tierra bajo riego. A nivel mundial se calcula que son alrededor de 831 millones de hectáreas afectadas por sales, siendo aproximadamente 397 millones afectadas por salinidad y 34 millones por sodicidad (FAO, 2000).

Según la FAO se estima que en promedio el 3 por ciento de la tierra agrícola del mundo está afectada por este problema, en países de Asia oriental, la proporción es del 6 por ciento y en Asia meridional del 8 por ciento; este problema resulta mayor en zonas áridas y semiáridas de los trópicos que puede llegar en conjunto como promedio al 12 por ciento de tierras afectadas. En América Latina se estima que más de 31 millones de hectáreas presentan este problema (FAO, 2002).

En sistemas de explotación intensivos de regadío, los riesgos principales son la salinización, el anegamiento y la escasez de agua. La salinización de los suelos se produce en superficies de regadío, normalmente cuando un drenaje inadecuado da lugar a que se concentren sales en las capas superiores del suelo donde arraigan las plantas. Esto es un problema principalmente en las zonas áridas y semiáridas, en las que del 10 al 50 por ciento de la superficie de regadío puede verse afectado. La salinización puede provocar disminuciones de rendimiento del 10 al 25 por ciento para muchos cultivos y puede incluso impedir todo cultivo cuando es grave. Se estima que el 3 por ciento de la tierra agrícola del mundo está afectado por este problema. Sin embargo, en Asia oriental, la proporción es del 6 por ciento y en Asia meridional del 8 por ciento. Para las zonas áridas y semiáridas de los trópicos en conjunto, el 12 por ciento de la tierra agrícola puede estar afectada (FAO, 2002).

En América Latina se estima que más de 31 millones de hectáreas presentan este problema. En Argentina por ejemplo, se reporta (Sánchez *et al.*, 2015) que en la región de Mendoza, una de las zonas más áridas del país, en 1986 se tenían 255,949 ha con problemas de salinización de suelos (43.8% del total de la región). Se señala en este reporte que la causa principal está asociada a la sodicidad y deterioro del suelo por el uso y abuso de los sistemas de riego. En Argentina la superficie afectada por sales en ese año era de 600,000 ha (Siebert *et al.*, 2006).

2.2 Distribución a nivel nacional de la salinidad en suelos

El problema de la salinización y sodicidad de los suelos en México es una realidad cada vez más evidente, y una de las principales causas de degradación química, fundamentalmente en las zonas áridas y particularmente en los suelos bajo riego, donde la aplicación de fertilizantes y residuos industriales han favorecido la salinidad (Mata *et al.*, 2014).

La salinización en México aqueja al 3.2% del territorio y se manifiesta especialmente en los estados de Chiapas, Nuevo León, Oaxaca, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tamaulipas, Veracruz y Zacatecas (SEMARNAT, 2009) (Fig. 1) en donde la distribución y extensión de los suelos con problemas de salinidad, se presenta con más frecuencia en zonas áridas que cuentan con sistemas de riego, esto debido a que el agua generalmente contiene sales y la situación se empeora por el mal manejo tanto del suelo como del agua lo que trae como resultado un desgaste avanzado de los suelos, todo lo anterior trae como consecuencia una baja importante en la producción y calidad de las cosechas (Bayuelo *et al.*, 2002; Zamudio *et al.*, 2004).

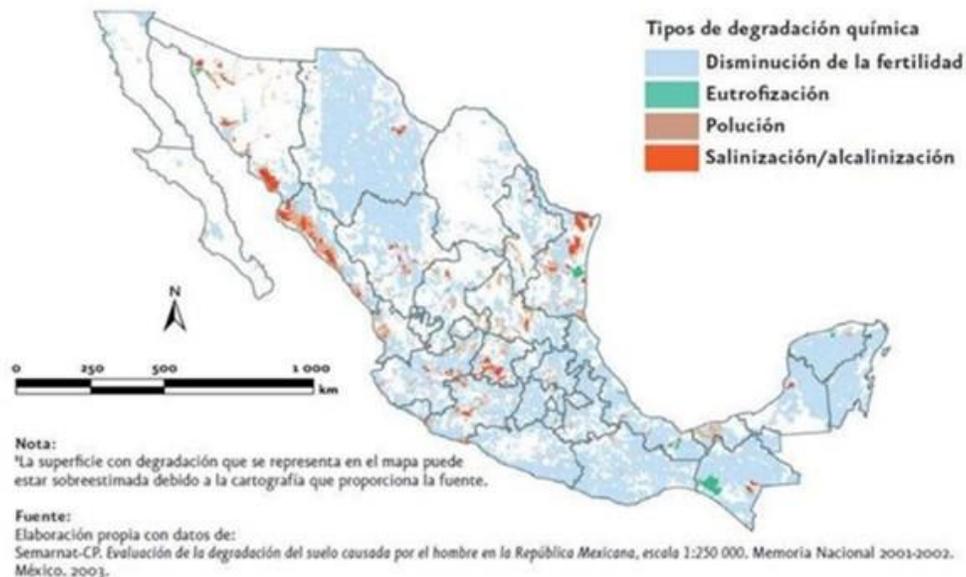


Figura 1. Distribución de la salinidad en México

(Mata *et al.*, 2014)

El problema de salinidad del suelo en México crece de manera significativa en la mayor parte de los distritos de riego. En distintos grados el área dañada por la salinidad es de 600 mil hectáreas, de las cuales se estima que alrededor de 300 mil han disminuido su rendimiento o se encuentran abandonadas, lo que representa una baja importante en la economía de los agricultores (Mata *et al.*, 2014).

2.3 Origen de la salinidad

Las sales que se encuentran en el suelo se concentran como resultado de la evaporación del suelo y la transpiración de las plantas. La concentración de sales en la solución del suelo produce un aumento del potencial osmótico del agua del suelo; lo cual afecta a la absorción del agua por las plantas de forma que éstas gastan energía extra para lograr extraer el agua de la solución del suelo (Mata *et al.*, 2014).

La salinización del suelo es el conjunto de procesos mediante los cuales se acumulan las sales solubles en la solución del suelo. Estos procesos pueden darse de forma natural en zonas deprimidas topográficamente, suelos pobremente drenados, y/o clima árido-semiárido o seco-subhúmedo donde la evaporación supera a la precipitación (Liang *et al.*, 2005; Mata *et al.*, 2014).

La salinización de los suelos se produce en la superficie de regadío, y normalmente cuando un drenaje inadecuado da lugar a que se concentren sales en las capas superiores del suelo donde se da el enraizamiento de los cultivos. En zonas áridas y semiáridas, este problema es mayor e implica que del 10 al 50 por ciento de la superficie de regadío se pueda ver afectada; además de que puede provocar disminución de rendimiento para muchos cultivos o incluso impedir el crecimiento cuando la salinidad es grave (FAO, 2002).

Los suelos en los que se han empleado sistemas de explotación intensiva de regadío, son más propicios a la salinización, el anegamiento y la escasez de agua. De manera general, el origen de las sales en el suelo se divide en salinización primaria o natural y salinización secundaria o antropogénica.

2.3.1 Salinización primaria o natural

En México y en el mundo, la salinización primaria es un problema que se ha relacionado con ambientes climáticos de aridez y también al material parental rico en sales. Cuando el material original rico en sales se disuelve, de manera natural se quedan las sales en el suelo, sin embargo, también se incluyen demás elementos que en la mayoría de ocasiones provocan una acumulación excesiva, estos elementos se relacionan por el cambio de movimiento de sustancias debido al movimiento del agua, por este motivo se depositan

principalmente en las zonas bajas y cuando se evapora el agua, las sales emergen a la superficie y se da la formación de costras salinas (Mata, 2014).

En mayor o menor porcentaje los mantos freáticos superficiales poseen sales que se encuentran disueltas y regularmente los suelos las toman. En zonas bajas es más probable la presencia de mantos freáticos. En zonas áridas, el viento es un factor que impulsa a muchas partículas en suspensión, tales como carbonatos, cloruros y sulfatos las cuales se depositan en el suelo y las sales tienden a subir por efecto de la capilaridad.

Por otra parte, las aguas subterráneas que son utilizadas para el riego llevan en su contenido la presencia de sales solubles tales como calcio, magnesio, potasio, sodio, cloruros y sulfatos, todos estos disueltos de minerales y rocas. Al no existir un buen drenaje y una adecuada lixiviación, la evapotranspiración del agua de riego provocará una acumulación de cantidades en exceso de sales en el suelo (Smith *et Smith* 2007).

Conforme a cifras de la Organización Mundial de la Salud (OMS), 45 millones de hectáreas son afectadas por la salinidad de las 230 millones que son utilizadas bajo sistemas de riego. Se aprecia que se inutilizan casi 1.5 millones de hectáreas al año de suelos irrigados, esto representa una disminución aproximada de once mil millones de dólares en la producción agrícola (Bronwyn *et al.*, 2007).

A la salinización primaria o natural se le une la salinización secundaria debida a la acción del hombre. Esta salinización secundaria se debe principalmente a los aportes de sales al suelo en las aguas de riego, los fertilizantes, así como al ascenso de sales por elevación de los niveles freáticos (Liang *et al.*, 2005).

2.3.2 Salinización secundaria o antropogénica

La salinización secundaria tiene su origen especialmente en las actividades agrícolas y pecuarias, principalmente el aporte de sales se debe a la irrigación, en ocasiones ha sido el origen de difíciles procesos de salinización. El mal uso de sistemas de riego sin algún control o incluso el descenso de los niveles freáticos, llevando a cabo la intrusión de aguas salinas, la movilización de tierras, la aparición en el terreno de rocas salinas, han inducido a la acumulación de sales en el suelo y por ende a la contaminación del suelo, principalmente en las zonas bajas debido a la actividad de aguas de escorrentía (Mata, 2014).

Además, el uso en exceso de agroquímicos principalmente fertilizantes, han contaminado los acuíferos, proceso que después influye en las aguas utilizadas para riego. La anterior situación se presenta principalmente en áreas áridas dedicadas a una gran actividad agrícola. Por otra parte, en zonas ubicadas cerca de la influencia de actividades industriales

se han provocado y presentado daños relacionados, aparte de la contaminación atmosférica de la cuenca hidrográfica.

Actualmente las superficies que presentan problemas relacionados a la salinidad y/o sodicidad del suelo se encuentran considerablemente distribuidas alrededor del mundo. México no es la excepción ya que presenta problemas asociados a la salinidad, principalmente en zonas áridas y semiáridas, áreas que cuentan con sistemas de riego y también a lo largo de las costas. Cerca del 60% de la superficie nacional está clasificada como zona árida o semiárida, correspondiendo principalmente a gran parte del altiplano, en el norte y centro del país (Liang *et al.*, 2005).

En los últimos años se ha incrementado considerablemente la salinidad secundaria en extensos territorios, debido fundamentalmente a los efectos del regadío, donde para garantizar el suministro de agua y tener agricultura, se ha implantado el riego, sin haber previsto la instalación de sistemas de drenaje, lo que ha conllevado al incremento de la salinidad secundaria de los suelos, por la ascensión de las sales que se encontraban localizadas por debajo de los 20 cm de profundidad, intensificado por las particularidades climáticas que aumentan su concentración en el suelo (Keren, 2000).

2.4 Suelos solonchaks y solonetz

Se les denomina Solonchaks y Solonetz a los suelos que muestran un contenido elevado de sales, de acuerdo al sistema de clasificación de suelos propuesto por la Unión Internacional de Ciencias del Suelo (IUSS, 2007).

2.4.1 Solonchaks

Los solonchaks son suelos salinos que en algún momento del año presentan un elevado contenido y/o concentración de sales solubles en todo o una parte del suelo. Estos suelos se presentan esencialmente en áreas donde hay acumulación de salitre (lagunas costeras, lechos de lagos) y también en los llanos y valles bajos de las regiones secas del mundo. En general se ubican principalmente en regiones costeras de todos los climas, zonas áridas y semiáridas especialmente en aquellas áreas donde el agua freática que sube alcanza la parte superior del suelo o en donde está presente el agua superficial, con mayor presencia en más presencia en el hemisferio norte (Mata *et al.*, 2014). También se les puede ubicar en áreas con problemas relacionados con el riego (FAO, 2014).

2.4.2 Solonetz

Los solonetz se definen como suelos con concentraciones elevadas de sales y tienen como característica el tener un horizonte subsuperficial generalmente arcilloso, denso, de

estructura fuerte, terrones duros con formas de columnas esto debido a la elevada presencia de sales de sodio adsorbido y también en algunos casos iones Mg. Suelos solonetz que contienen sodio libre (Na_2CO_3) son fuertemente alcalinos ($\text{pH} > 8.5$) (FAO, 2014).

Por lo anterior, se les ubica en zonas donde hay acumulación de sales en específico de sales de sodio (Na^+). Regularmente se observan en regiones semiáridas templadas y subtropicales, las concentraciones principales de estas sales se presentan en tierras planas o suavemente inclinadas, de clima cálido, veranos secos, constan de materiales francos o arcillosos.

2.5 Suelo salino, suelo sódico y suelo salino sódico

Existen ciertos parámetros que establecen la clasificación de suelo salino, suelo sódico y/o suelo salino sódico, de ahí la importancia de definirlos previo a conocer dicha clasificación. Estos parámetros son: pH, Conductividad Eléctrica (CE), Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI) y Relación de absorción de sodio (RAS).

2.5.1 pH

El potencial de hidrógeno (pH) definido como el logaritmo negativo de los iones hidrógeno ($\text{pH} = -\text{Log} [\text{H}^+]$), es una de las medidas más utilizadas para llevar a cabo un análisis de suelo debido a que expresa particularidades esenciales del suelo (SAGARPA, 2010).

El valor del pH en el suelo obedece a varios factores, por ejemplo, la estación del año, las prácticas de cultivo, el horizonte muestreado, el contenido hídrico en el momento del muestreo, la técnica para determinar el pH, además de los factores que intervienen en la formación del suelo (Rodríguez *et al.*, 2015).

Entre los factores que se sabe tienen influencia sobre el pH del suelo están: la ausencia o presencia de yeso y carbonatos, la composición y concentración de sales solubles y la composición de los cationes intercambiables (SEMARNAT, 2010). Tanto la acidez como la alcalinidad del suelo son dependientes del equilibrio entre micelas cargadas negativamente y cationes cargados positivamente (Cepeda, 2012).

Suelos con pH arriba de 8 tienen exceso de sales y/o elevado porcentaje de Na^+ en los sitios de intercambio catiónico (Tabla 1). Para la mayoría de los cultivos el rango ideal y menos inseguro va de 5.8 a 7.5. Cuando el pH se ubica en valores superiores a 7.5 se reduce la disponibilidad principalmente de fósforo y también de casi todos los micronutrientes (Fig. 2). Normalmente el pH límite es de 8.5, ya que a valores por encima se presentan problemas fisicoquímicos los cuales limitan el aprovechamiento productivo del suelo (Rodríguez *et al.*, 2015; Cepeda, 2012).

Tabla 1. Clasificación y efectos de acuerdo al pH

| pH del suelo | Clasificación | Efectos reportados |
|--------------|------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Menor de 4 | Excesivamente ácido | Condiciones muy desfavorables |
| 4 – 5 | Fuertemente ácido | Posible toxicidad por Al Exceso de Co, Cu, Fe, Mn, Zn Deficiencia de Ca, K, N, Mg, Mo, P, S Actividad bacteriana escasa |
| 5 – 6 | Moderadamente ácido | Intervalo adecuado para la mayoría de los cultivos |
| 6 – 6.5 | Ligeramente ácido | Máxima disponibilidad de nutrientes |
| 6.5 – 7.5 | Neutro | Mínimos efectos tóxicos Por debajo de pH 7 no hay carbonato cálcico en el suelo Suelos generalmente con CaCO ₃ Disminuye disponibilidad de P y B |
| 8 – 9 | Ligeramente alcalino | En suelos con carbonatos, puede deberse a MgCO ₃ , si no hay sodio intercambiable Deficiencia creciente de Co, Cu, Fe, Mn, Zn Clorosis férrica |
| 9 -10 | Fuertemente alcalino | Presencia de carbonato sódico |
| 10 o más | Excesivamente alcalino | Elevado porcentaje de Na intercambiable Toxicidad por Na, B Actividad microbiana escasa Micronutrientes poco disponibles, excepto Mo |

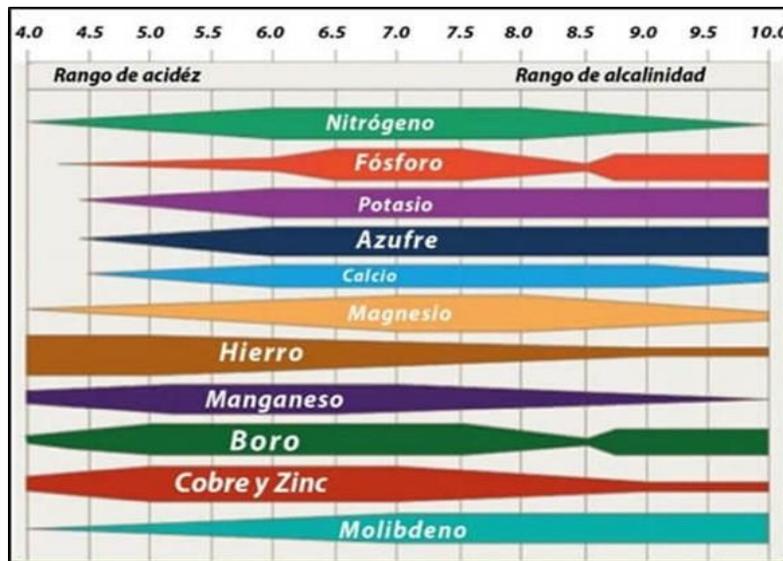


Figura 2. Disponibilidad de elementos de acuerdo al pH
(SEMARNAT, 2010)

2.5.2 Conductividad eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica de una solución está en dependencia de la cantidad de iones disueltos, éstos son componentes inorgánicos del suelo solubles en agua, son esencialmente cuatro cationes: Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺, los cuales casi siempre se combinan con los aniones Cl⁻ y SO₄²⁻, y en menos proporción con NO₃⁻, CO₃⁻ y HCO₃ (Rodríguez *et al.*, 2015). La conductividad eléctrica generalmente se toma a una temperatura de referencia que oscila

entre 18 y 25 °C, pero la conductividad crece con la temperatura, se sabe que aumenta alrededor de 2% por cada grado centígrado que incrementa la temperatura (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación y efectos de acuerdo a la conductividad eléctrica

| Conductividad eléctrica (dS/m ⁻¹) | Clasificación | Efectos reportados |
|-----------------------------------------------|-----------------------|-----------------------------------------------------------------------------|
| 0 – 2 | No salino | Efectos de salinidad generalmente inadvertidos |
| 2 – 4 | Ligeramente salino | El rendimiento de los cultivos muy sensibles a las sales puede ser limitado |
| 4 – 8 | Salino | Afecta el rendimiento de casi todos los cultivos |
| 8 – 16 | Fuertemente salino | Únicamente cultivos tolerantes rinden satisfactoriamente |
| >16 | Extremadamente salino | Ningún cultivo agrícola crece rentablemente |

2.5.3 Relación de Absorción de Sodio y Porcentaje de Sodio Intercambiable

Los cationes solubles del suelo y su determinación, ofrecen una estrecha cuantificación del contenido total de sales, teniendo en cuenta cationes y distintas propiedades de las soluciones salinas (conductividad eléctrica y presión osmótica). Igualmente, las concentraciones de los diferentes cationes en el extracto acuoso dan idea acerca de la constitución de los cationes intercambiables del suelo. Al analizar suelos salinos y/o sódicos para determinación de aniones y cationes solubles, el más importante objetivo es conocer la composición de las sales solubles que estén presentes (SEMARNAT, 2010).

Los aniones y cationes solubles que habitualmente se establecen en suelos salinos y alcalinos son: calcio, magnesio, potasio, sodio, bicarbonatos, carbonatos, cloruros y sulfatos, y en ocasiones también se determinan nitratos y silicatos. Cuando se trata de suelos sódicos que tienen pH alto se presentan concentraciones elevadas de silicatos solubles, por ello, los silicatos solubles que se encuentren se deben determinar cómo carbonatos. Los nitratos son determinados solo si la suma de los cationes sobrepasa a la de aniones (SAGARPA, 2010).

La capacidad de intercambio catiónico del suelo se define como la cantidad total de cationes intercambiables que un suelo puede retener, se expresa en miliequivalentes por 100 gramos de suelo. Un complejo de intercambio se le llama a los constituyentes superficiales activos de los suelos que tienen propiedades de intercambio de cationes, la mayoría son materia orgánica y minerales arcillosos.

Es de suma importancia llevar a cabo determinaciones de proporciones y/o cantidades de los diferentes cationes intercambiables del suelo debido a que estos influyen de manera importante en las propiedades físico químicas del suelo (Hernández, 2011).

La Relación de Absorción de Sodio (RAS) se utiliza para expresar la relación que existe entre los cationes solubles y los intercambiables, es un factor que refleja la sodicidad del suelo. La RAS no tiene unidad de expresión, y generalmente se da sin unidades. Levy (2000) señala que se debe enfatizar en que los daños de sodicidad están relacionados entre en radio del Na^+ y el de los cationes divalentes que estén presentes en la solución, y no solamente por la presencia del catión Na^+ .

Por otra parte, el Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI) va a describir el nivel de Na^+ que se encuentre adsorbido en el suelo en los lugares de intercambio catiónico. Las reacciones de intercambio se llevan a cabo en la solución del suelo y en la fase del complejo intercambiable, por lo tanto el PSI se puede estimar a partir del RAS del extracto de saturación de pasta (Hernández, 2011).

2.6 Clasificación del suelo

De acuerdo a los parámetros anteriormente descritos y a la clasificación del Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos, que es la más utilizada para clasificar los diversos problemas de la salinidad en los suelos agrícolas, se dividen en: suelos normales, suelos salinos, suelos sódicos y suelos salinos sódicos (Tabla 3). La clasificación se basa particularmente en dos características: 1) la salinidad del suelo y 2) el porcentaje de sodio intercambiable. El primero es el factor dominante para el desarrollo de las plantas y el PSI va a establecer el posible deterioro de la estructura del suelo (SEMARNAT, 2010).

Tabla 3. Clasificación del suelo con problemas de sales

| Clasificación | pH | CE dS/m ⁻¹ | PSI | RAS | Efectos observados |
|-----------------|------|--------------------------|-----|-----|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Normal | <8.5 | <4 | <15 | <12 | Buena permeabilidad, aeración y buena estructura |
| Salino | <8.5 | >4 | <15 | <12 | Presencia de costras blancas en su superficie |
| Sódico | >8.5 | <4 | >15 | >12 | Mala permeabilidad, difícil de trabajar y alta defloculación de sus partículas. |
| Salino - Sódico | <8.5 | >4 | >15 | >12 | Si contienen calcio, se disuelve y reemplaza al sodio intercambiable, el cual es eliminado en forma simultánea con el exceso de sales. |

2.6.1 Suelo salino

De acuerdo con el Laboratorio de Salinidad de EUA un suelo salino se define en términos de la conductividad eléctrica del extracto de saturación, clasificando como salino aquel que excede los 4 dS/m⁻¹. Habitualmente el pH de los suelos salinos oscila entre 7.3 y 8.5 debido a que la mayor parte de las sales presentan una reacción neutra o casi neutra (SAGARPA, 2010).

Generalmente contienen alta concentración de sales solubles (más del 0.2%) siendo éstas las responsables del aumento en la presión osmótica lo que dificulta e incluso en casos extremos, imposibilita la absorción de agua por parte de las plantas. Las sales solubles más comunes son los cloruros y sulfatos de sodio, calcio y magnesio, solo en raras ocasiones pueden estar presentes los nitratos. El sodio y el cloruro son, con mucho, los iones predominantes especialmente en suelos muy salinos, aunque calcio y magnesio se encuentran generalmente en cantidades suficientes para satisfacer las necesidades nutricionales de los cultivos (Navarro *et al.*, 2013).

En campo, los suelos salinos pueden tener una apariencia normal, cuando es visible posiblemente se deba al elevado contenido de sales. Los típicos indicadores de concentraciones altas de sales en el campo son la vegetación y la formación de costras blancas de sales en la superficie. Los suelos salinos pueden recibir el nombre de “Álcali blanco” debido a que las sales que están presentes en el suelo se desplazan junto con el agua y durante la época de sequía se forman costras blancas de sal en la superficie del suelo, pero regularmente suelen desaparecer cuando se presentan las primeras lluvias (Cepeda, 2012).

Los suelos salinos se encuentran normalmente flocculados debido a la alta presencia de calcio y magnesio y baja de sodio intercambiable (Fig. 3). Por ello presentan una permeabilidad igual o mayor que la de los suelos no salinos. La productividad de los suelos salinos es baja, debido a la alta presión osmótica de la disolución del suelo. Las sales solubles tienen un efecto adverso sobre la mayoría de los cultivos (Navarro *et al.*, 2013).

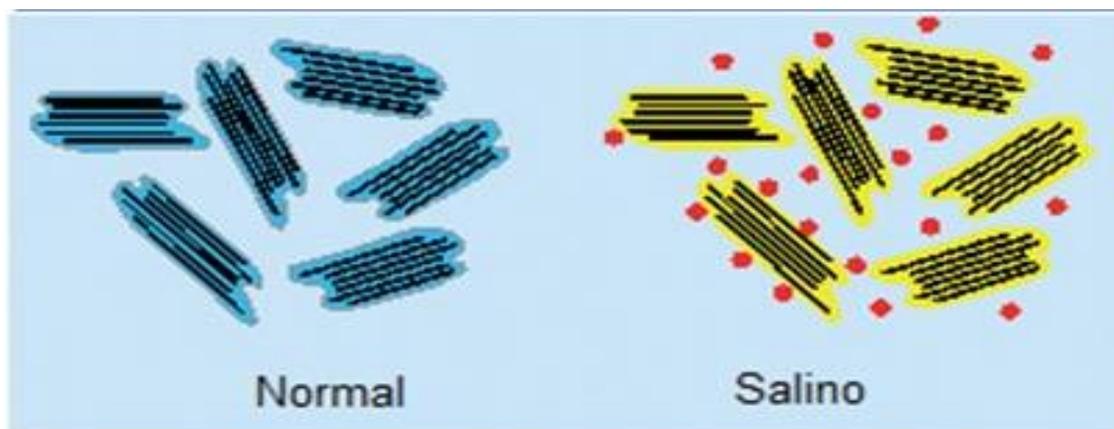


Figura 3. Partículas suelo salino
(SEMARNAT, 2010)

Normalmente en los suelos salinos se pueden eliminar las sales solubles mediante el establecimiento de un drenaje adecuado que permita lavar las sales y así llevar a cabo la recuperación progresiva de la capacidad productiva del suelo (SEMARNAT, 2010).

2.6.2 Suelo sódico

La sodificación consiste en la sustitución de otros cationes en el complejo de intercambio por sodio, esto solo ocurre cuando el sodio es el catión soluble dominante en la solución del suelo.

Generalmente se les ubica en zonas áridas y semiáridas. Clasifican como suelos sódicos aquellos cuya conductividad eléctrica es menor de 4 dS/m^{-1} , el pH oscila entre 8.5 y 10, el porcentaje de sodio intercambiable es mayor de 15 y la relación de absorción de sodio es mayor de 12. Al aumentar el PSI, las partículas del suelo tienden a dispersarse y el pH puede aumentar en ocasiones hasta valor de 10. Los suelos sódicos son los más alcalinos y también son los más difíciles de corregir (SAGARPA, 2010).

Cuando se presenta un valor elevado de pH, parte de la materia orgánica se deshace y se deposita sobre la superficie lo que da origen a la formación de una capa fina negruzca, es por ello que también reciben el nombre de álcali negro. Por otra parte, cuando los coloides se dispersan presentan una muy baja permeabilidad, soportando apenas el crecimiento de las plantas.

Los aniones presentes son bicarbonatos, cloruros y sulfatos, en ocasiones pueden presentarse cantidades pequeñas de carbonatos. Con el aumento del pH en presencia de iones carbonato, el calcio y magnesio se precipitan, por esto los suelos sódicos prácticamente presentan solamente cantidades pequeñas de esos cationes, predominando grandes cantidades de sodio e incluso pueden contener grandes cantidades de K^+ intercambiable y soluble (Cepeda, 2012).

Las partículas coloidales de arcilla con cargas eléctricas negativas y la presencia en abundancia de iones Na^+ junto con la precipitación de iones Ca^{2+} provocan que se adsorba más Na^+ y a cambio se libere Ca^{2+} , por ese motivo el PSI aumenta provocando la solubilización de la materia orgánica, dispersión de las arcillas, repulsión entre las partículas coloidales y el incremento del espesor de la doble capa (Fig. 4). En el complejo de cambio se origina una importante pérdida de la estructura del suelo, siendo más importante en suelos de textura fina. Puede originarse una capa superficial de textura más gruesa y quebradiza del suelo debido a la dispersión de las arcillas saturadas de sodio que pueden ser transportada hacia abajo y situarse en los horizontes inferiores del suelo (Navarro *et al.*, 2013).

La escasa penetración de raíces en suelos sódicos se refleja en un limitado desarrollo de las plantas, en algunos casos las hojas pueden presentar amarillamiento. Generalmente en suelos con alto contenido de arcillas saturadas de sodio, la estructura será prismática o columnar separados por grietas.

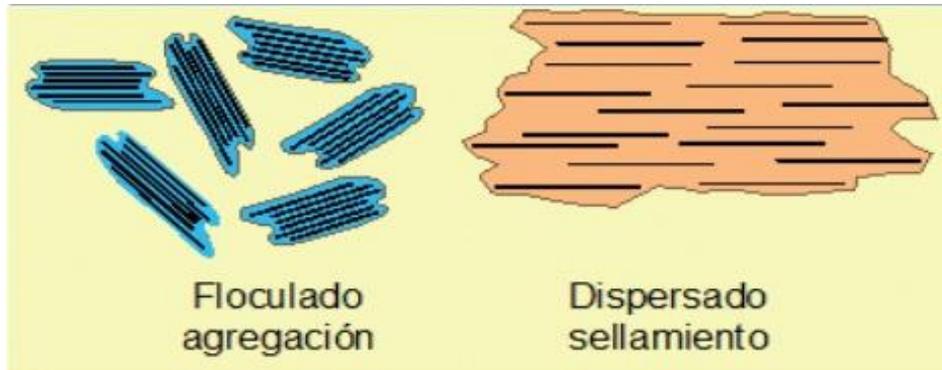


Figura 4. Partículas suelo sódico
(SEMARNAT, 2010)

2.6.3 Suelo salino sódico

Un suelo salino sódico es el resultado de la combinación del alto contenido de sales de los suelos salinos con la acumulación y riqueza en sodio de los suelos sódicos; por lo tanto, sus propiedades y apariencia son similares a las de los suelos salinos, sin embargo a diferencia de los suelos sódicos, los suelos salino sódicos si conservan la estructura del suelo. En este tipo de suelos el desarrollo de los cultivos se ve gravemente afectado (Navarro *et al.*, 2013).

Clasifica como suelo salino sódico aquel cuya conductividad eléctrica sea mayor de 4 dS/m^{-1} , el porcentaje de sodio intercambiable mayor a 15, la relación de absorción de sodio superior de 12 y el pH menor de 8.5; cuando las sales se encuentran en exceso el pH difícilmente será mayor de 8.5 y las partículas permanecen floculadas (Fig. 5).

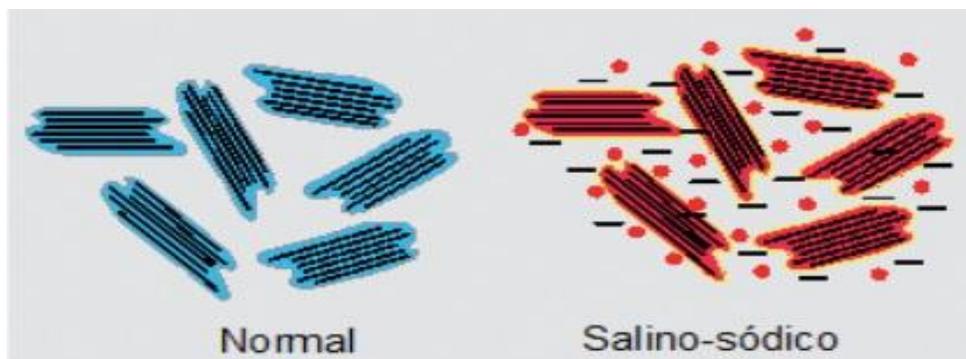


Figura 5. Partículas suelo salino sódico
(SEMARNAT, 2010)

Si bien es cierto que presentan propiedades similares a las de los suelos salinos, es importante distinguirlos bien, y la diferencia más importante consiste en que los suelos salinos pueden recuperarse aplicando lavados al suelo y por el contrario los suelos salinos sódicos se arruinan al aplicarles lavados sin que sean acompañados por la incorporación de enmiendas al suelo.

En algunas ocasiones cuando estos suelos contienen poco yeso, pueden verse afectados al aplicar intensos lavados y como consecuencia perder iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} por lixiviación, por el contrario, si estos suelos contiene yeso y se aplican lavados, el calcio y magnesio se disuelven reemplazando al sodio intercambiable, acción que minimiza el carácter sódico del suelo y al mismo tiempo se elimina el exceso de sales (Cepeda, 2012).

Al minimizar la concentración de sales, parte del sodio intercambiable se hidroliza y forma hidróxido de sodio, el cual a su vez puede cambiar a carbonato de sodio.

Los lavados que se aplican al suelo pueden hacerlo mucho más alcalino, se produce una dispersión de las partículas y además el suelo se torna desfavorable tanto para llevar a cabo labores de labranza y también para la entrada de agua. En ocasiones el regreso de las sales solubles hace que disminuya el pH y se restauren las partículas a una condición floculada (SEMARNAT, 2010).

La recuperación de los suelos salinos sódicos continúa siendo un problema hasta que se elimine las sales en exceso y el sodio intercambiable de la zona donde se desarrollan los cultivos y se logran recuperar las propiedades físicas del suelo.

2.7 Efecto de la salinidad en suelo y plantas

2.7.1 Efectos en plantas

El efecto del contenido de las sales en la solución del suelo se ve reflejado en la disminución del rendimiento de los cultivos, es tal el contenido que la zona radicular de los cultivos no pueden tomar la suficiente agua lo que trae como consecuencia un estado de escasez de agua en las plantas.

Al disminuir la toma de agua por parte de las raíces de las plantas, las plantas reducen considerablemente su crecimiento e incluso pueden presentar signos similares a los que se observan a los provocados por la sequía. Los síntomas pueden variar de acuerdo a las etapas fenológicas de cada cultivo, y generalmente son más frecuentes y notables en las primeras etapas de crecimiento (SAGARPA, 2010).

El efecto de la salinidad sobre las plantas y el suelo es diverso y variable. De manera general, la salinidad en el suelo tiene dos tipos de efectos sobre las plantas, 1) el que se debe específicamente a un ion y 2) el general, es decir al contenido total de sales en el suelo. Los efectos específicos más importantes en el suelo son los relacionados con el ion CO_3 , éste puede ser perjudicial por sí mismo pero también lo es debido a que su presencia implica un aumento en el pH, motivo por el cual el fósforo y otros micronutrientes minimizan su disponibilidad para la planta (Navarro *et al.*, 2013).

Los daños por efectos del exceso de contenido de sales se observan en un achaparramiento, retraso en el crecimiento y diferentes decoloraciones. Es importante tener en cuenta que estas decoloraciones se marcan en tonalidades verde azuladas.

La mayoría de ocasiones y de plantas son más perceptivas a la salinidad durante la etapa de germinación. Las diferentes prácticas agrícolas que se llevan a cabo contribuyen a que se acumulen sales cerca de la semilla lo que trae como consecuencia una disminución de la germinación (SEMARNAT, 2010).

Existe una clasificación generalizada que agrupa las plantas en halófitas y no halófitas. Las plantas halófitas se refieren a aquellas que poseen ciertos mecanismos que les otorgan resistencia a la salinidad, aunque su nivel de tolerancia es muy variable, algunos ejemplos son los mangles donde se presentan especies del género *Atriplex* y/o pastos del género *Chloris*. Por el contrario la mayoría de las plantas cultivadas pertenecen al grupo de no halófitas, dentro de este grupo los cereales clasifican como más tolerantes a la salinidad, por ejemplo la cebada (*Hordeum vulgare*), el sorgo (*Sorghum bicolor*) y el mijo (*Pennisetum americanum*) (Mata *et al.*, 2014).

Aproximadamente son cerca de 1300 especies las clasificadas como tolerantes a suelos salinos, dentro de ellas destacan especies ornamentales. Actualmente en los suelos salinos se opta por cultivar hortalizas con cierta tolerancia a la salinidad, como la espinaca (*Spinacea oleracea*), coliflor (*Brassica oleracea*), betabel (*Beta vulgaris*), acelga (*Beta vulgaris* var. *cicla*), calabaza (*Cucurbita* spp), romerito (*Saueda torreyana*), rábano (*Raphanus sativus*), entre otras; pastos forrajeros como el zacate Rhodes (*Choris gayana*), pasto salado (*Puccinellia airoides*), cresta de gallo (*Sporobolus airoides*), agropiro (*Agropyron cristatum*), grama o zacate bermuda (*Cynodon dactylon*) entre otros, todas las anteriores son especies relativamente factibles para cultivar en suelos salinos ya que tienen buena adaptabilidad a dichos ambientes. La tolerancia a la salinidad por parte de las plantas es variable de acuerdo a las diversas etapas de desarrollo (Mata *et al.*, 2014).

Es importante diferenciar los efectos entre la baja fertilidad del suelo y los causados por la salinidad, esto para evitar confusiones. Los daños por baja fertilidad se reflejan en plantas achaparradas y comúnmente son verde amarillentas, mientras que los efectos por sales igualmente se manifiestan en achaparramientos pero en tonalidades verde azulosas. La tonalidad azulosa se debe a una tipo envoltura cerosa espesa, se presenta en la superficie de las hojas; mientras que el color más oscuro se relaciona a un aumento del contenido de clorofila por unidad de superficie foliar (SAGARPA, 2010).

El factor más importante y limitante para el desarrollo vegetal es el contenido total de sales en el suelo. El aumento de la presión osmótica en el potencial hídrico del suelo es el principal efecto de la salinidad, con esto se dificulta a las plantas la utilización del agua del

suelo. En suelos normales es decir suelo no salinos, el potencial matricial es el responsable del potencial total del agua, y por el contrario en los suelos salinos, los iones del suelo para mantenerse hidratados atraen el agua, lo que trae como consecuencia que haya una menor cantidad de agua disponible para ser utilizada por las plantas. Por ese motivo, en suelos salinos el coeficiente de marchitez es mayor que en el suelo no salino, esto hace que una parte del agua de cohesión, quede retenida por los iones del suelo limitando su disponibilidad (Navarro *et al.*, 2013).

Dependiendo de la sensibilidad o tolerancia que tengan los cultivos frente a las sales en el suelo serán los daños ya que no todos los cultivos responden de igual manera, en algunos se obtienen buenos rendimientos aun con altos niveles de salinidad mientras que por el contrario en cultivos sensibles la producción se va mermado hasta niveles relativamente bajos. La diferencia entre los cultivos sensibles y tolerantes radica en la mejor capacidad de adaptación osmótica de algunos cultivos, esto en condiciones salinidad les permite absorber más agua. En ocasiones no es posible disminuir los niveles hasta la tolerancia de la mayoría de cultivos, ésta capacidad de adaptación en condiciones de salinidad permite seleccionar los cultivos más tolerantes y con capacidad de producir rendimientos económicamente viables (SEMARNAT, 2010).

Como se mencionó anteriormente las plantas sufren sequía fisiológica, su tolerancia a la salinidad se relaciona con su tolerancia a la sequía. De acuerdo a esto se clasifican en: tolerantes a la salinidad, las que toleran igualmente la sequía; moderadamente tolerantes y sensibles a la salinidad, las que no toleran la sequía.

Algunas plantas cuando se desarrollan en suelos con problemas de salinidad, presentan áreas necróticas y quemaduras en los bordes y puntas de las hojas. Estos síntomas son típicos de algunas variedades de algodón y de muchos frutales como el aguacate, toronja, entre otros.

Cuando la acumulación de sales en las plantas llega a ser en exceso se produce una disminución importante del rendimiento, si la concentración es baja el daño se presenta como clorosis en el área intervenal de las hojas y quemaduras en los bordes (SAGARPA, 2010).

Iones como boro, cloro y sodio son los que causan más daños relacionados con desbalances nutricionales y problemas de toxicidad. Se sabe que entre los cultivos más tolerantes son los anuales y por el contrario los más sensibles con cultivos perennes.

En general, los paisajes de los suelos salinos se caracterizan por desarrollar una vegetación escasa, con frecuentes claros, se hacen difíciles para el desarrollo creciente de la agricultura y en general presentan muy bajos rendimientos. Los efectos de la salinidad se podrían

agrupar bajo tres aspectos diferentes: relaciones hídricas, balance de energía y nutrición (Aiazzi *et al.*, 2005).

Relaciones hídricas. La concentración de sales solubles eleva la presión osmótica de la solución del suelo. Si tenemos en cuenta que el agua tiende a pasar de las soluciones menos concentradas a las más concentradas, con objeto de diluir éstas últimas e igualar las presiones osmóticas de ambas, se comprende que cuando la concentración salina de la solución del suelo es superior a la del jugo celular de las plantas, el agua tenderá a salir de éstas últimas hacia la solución del suelo. Este efecto llevó a Shimper en 1903 a plantear la teoría de la sequedad fisiológica, en la que se postula que en medios salinos, aunque exista una humedad elevada, las plantas sufren estrés hídrico, se secan y acaban muriendo (Aiazzi *et al.*, 2005).

Balance energético. No obstante, esta teoría no describe completamente todos los efectos perjudiciales de la salinidad, ya que en ocasiones las plantas no sufren estrés hídrico sino que disminuyen considerablemente su altura. Para explicar este efecto, Bernstein desde 1961 desarrolló la teoría del ajuste osmótico, la cual propone que las plantas, al aumentar la presión osmótica de la solución del suelo, se ven obligadas a una adaptación osmótica de sus células para poder seguir absorbiendo agua; adaptación que requiere un consumo de energía que se hace a costa de un menor crecimiento. Aceves en 1979 propuso la teoría de la división y el crecimiento celular, en la cual la disminución del crecimiento se atribuye a que las sales afectan a la división celular, producen un engrosamiento prematuro de las paredes celulares y limitan el crecimiento de forma irreversible (Aiazzi *et al.*, 2005).

Nutrición. En el aspecto nutricional, se produce una serie de importantes modificaciones, debido, por un lado, a las variaciones de pH del suelo que afectan a la disponibilidad de los nutrientes, y por otro, a las interacciones ocasionadas por la presencia en exceso de determinados elementos. Tal sucede con los cloruros y nitratos y fosfatos, el calcio y el sodio o los del potasio y sodio. El dominio de calcio en suelos provoca antagonismos, entre otros, sobre el potasio, magnesio, hierro, boro y zinc. Sin embargo, existen relaciones de sinergismo entre potasio e hierro y entre magnesio y fósforo (Aiazzi *et al.*, 2005).

El exceso de sales en el suelo afectan tanto la fisiología como el metabolismo de las plantas, la alta concentración de sales provoca un estrés osmótico y un desequilibrio iónico. El estrés salino destruye la homeostasis del potencial hídrico y la distribución de los iones (Alcaraz, 2012). Elevadas concentraciones de sales provocan efectos diversos en las plantas, se afecta la retención del agua y esto ocasiona efectos iónicos particularmente en el citoplasma y membranas de células.

Como se dijo anteriormente el estrés salino deshace la homeostasis iónica de las plantas, al mismo tiempo que provoca un exceso tóxico de sodio en el citoplasma además de una

deficiencia de iones como el potasio. El sodio inhabilita a enzimas, de ahí la importancia de evitar que entre al citoplasma (Alcaraz, 2012).

El exceso de sales en la solución del suelo igual pueden presentar daños a los sistemas enzimáticos de la glicólisis, ciclo de Krebs y la fosforilación, lo que da como consecuencia una disminución de la energía disponible, menos adquisición de nutrientes y en general una disminución del porcentaje de germinación así como del crecimiento de la planta.

El efecto osmótico radica en elevado contenido de sales que aumentan las fuerzas potenciales que detienen el agua en la solución del suelo lo que dificulta a las raíces extraer el agua. Las sales generalmente se depositan en el área de las raíces lo que causa pérdidas en la producción por la disminución del crecimiento, los efectos de las sales en las plantas cambian de acuerdo al estado fenológico de los cultivos, aunque se sabe que son más notables e importantes durante las primeras etapas de crecimiento y/o desarrollo; esto debido a la disminución del potencial hídrico de la solución del suelo, hay menos agua disponible y se crea un desequilibrio nutritivo por el exceso contenido de elementos que tienen que ver con la nutrición mineral y el metabolismo celular (Segovia, 1987; Leidi *et Pardo*, 2002). Para evaluar el riesgo y/o daño ocasionado por la salinidad del suelo es necesario tomar en cuenta la susceptibilidad de los cultivos a las sales.

La presencia de iones como calcio, magnesio, cloruros y sulfatos de sodio en la solución del suelo a determinadas concentraciones puede provocar en algún momento efectos tóxicos en las plantas, siendo los más citotóxicos los cloruros y sulfatos (Chinnusamy *et al.*, 2005). Ésta toxicidad provoca cambios en el metabolismo de las plantas, causando una reserva de productos tóxicos, lo que daña el balance energético esto se debe a que al incrementar presión osmótica sus células sufren una adaptación osmótica con el objetivo de absorber agua, todo lo anterior se lleva a cabo con un gran consumo de energía lo que causa un menor crecimiento en la altura de las plantas (Aiazzi *et al.*, 2005).

Otras ideas del crecimiento y división celular sugieren que se da origen a un rápido engrosamiento de paredes celulares restringiendo el desarrollo de manera irreversible.

Diferentes factores que limitan el crecimiento tiene que ver con el incremento del pH lo que restringe la disponibilidad de nutrientes además de las interacciones de los elementos que se encuentran en exceso como el calcio, potasio, sodio, cloruros, fosfatos y nitratos, de esta forma la nutrición de las plantas se ve afectada. En algunos casos la presencia de algunos iones puede incluso inducir a cierta toxicidad debido a que tienden a acumularse en las hojas, semillas y tallos. Algunas plantas presentan cierta habilidad para seguir produciendo aun en condiciones salinas e incluso producir rendimientos satisfactorios. En el agua del suelo, la concentración total de los iones, habitualmente presenta más predominio lo que

afecta a las plantas que incluso la propia composición de la solución (Leidi *et Pardo*, 2002; Basurto *et al.*, 2008).

Existen diversos mecanismos que condicionan la respuesta de las plantas y cultivos a la salinidad del suelo, estos son:

Ajuste osmótico. Es un mecanismo que aumenta la producción intracelular de sustancias solubles que restringe la producción intracelular de sustancias solubles que disminuyen el potencial hídrico intracelular y facilita la entrada de agua. Es un elemento adaptativo en las plantas que puede favorecer los diferentes mecanismos de tolerancia a la sequía, esto como efecto de la reserva de solutos en las células en respuesta al aumento de sales en el suelo o a la disminución del potencial hídrico (Moinuddin *et Khanna*, 2004; López, 2008).

Exclusión de sales. El sistema radicular es el encargado de excluir las sales, en algunas especies el Na^+ es retenido en la parte superior del sistema radicular y también en la parte inferior de los tallos. También puede ser que las sales queden retenidas en los tejidos especializados, por ejemplo, la eliminación de las sales en las células del xilema en la parte superior de los peciolo, raíces y tallos. Los cationes monovalentes (K^+ , Na^+) y divalentes (Ca^{2+}) al estar en balance dan origen a una permeabilidad diferencial en la célula vegetal. Principalmente el calcio, logra estar como agente protector de la membrana, lo que garantiza la impermeabilidad a altas concentraciones exteriores de NaCl . De manera teórica esto puede conservar un normal balance iónico en presencia de altas concentraciones de electrolitos, esto siempre que en el medio exista suficiente Ca^{2+} (Mata *et al.*, 2014).

Excreción de sales. Las plantas absorben las sales, la conducen hacia las raíces mediante el movimiento del flujo de savia, de esta forma se excreta nuevamente hacia el suelo. La excreción de la sal es exclusiva de las plantas halófitas ya que presentan glándulas salinas en la superficie de las hojas entonces los iones se trasladan a dichas glándulas y ahí se cristalizan las sales.

Suculencia. Es un mecanismo que forma parte de una respuesta de adaptación la cual favorece el aumento de la capacidad de inmovilizar las sales en las vacuolas, hecho que proporciona un mejor y fácil ajuste osmótico, conjuntamente se protege al citoplasma del posible efecto tóxico de sales; de esta forma se tiene un control de la concentración de sales en el citosol y se conserva un elevado radio Na en las células (Glenn, 1999). La suculencia es un proceso que se basa en aumentar el volumen de almacenamiento mediante estructuras que cuentan con grandes vacuolas llenas de agua lo que admite disminuir la concentración de sales dentro de éstas por medio a la inducción de la suculencia, elevando la relación agua/superficie en diferentes órganos de la planta.

2.7.2 Efectos en suelo

Factores como la concentración y composición iónica de la solución de suelo alteran las propiedades físicas y la acumulación de cationes dispersantes como el Na^+ principalmente y ocasionalmente Mg^{2+} y K^+ ; el Na^+ origina la dispersión y/o expansión de las arcillas esto modifica la geometría de los poros del suelo y a su vez se afectan intrínsecamente factores como la permeabilidad del suelo, la retención de agua y en general la productividad de los cultivos (Keren, 2000).

Cuando se trata de alcalinización los efectos negativos se producen en las propiedades físico químicas del suelo, destacando la dispersión de las arcillas y del humus, esto trae como consecuencia la pérdida de la estructura del suelo y una disminución en la permeabilidad y aireación del suelo, ambos son elementos negativos para llevar a cabo un buen funcionamiento del sistema radicular (Navarro, 2013).

Las partículas de arcilla atraen más fuertemente al aluminio, calcio y magnesio que al sodio y potasio, por ello las partículas condensan en agregados estables de más tamaño, lo que se representa en una mejor estructura para las actividades agrícolas. Debido al exceso de sales como efecto indirecto puede observarse en una pérdida de la estructura; generalmente las fuerzas de atracción entre las partículas arcillosas tienen influencia sobre las características de suelos arcillosos, dichas fuerzas de atracción son dependientes de la composición del complejo de intercambio del suelo (SAGARPA, 2010).

La pérdida de la estructura del suelo arcilloso se relaciona frecuentemente con la influencia del sodio en el complejo de cambio en conjunto con una concentración salina baja. En ocasiones las elevadas concentraciones de sales en la solución del suelo comprimen la capa de cationes que se encuentren adsorbidos lo que da origen a mejores propiedades físicas del suelo.

En suelos donde se aplican lavados, generalmente después partículas de arcilla de suelos sódicos se dispersan, en los lavados las partículas finas se mueven hacia el subsuelo y forman una especie de capa impermeable, igualmente con la humedad las partículas tienden a hincharse, además hay una gran reducción en la permeabilidad del aire y agua, todo esto beneficia a que se formen costras; suelos secos se vuelven duros y por el contrario suelos húmedos son pegajosos; por esos motivos los suelos que presentan esos problemas se vuelven inadecuados para casi cualquier cultivo ya que no son las condiciones aptas para el crecimiento de las plantas. En algunas ocasiones la mala estructura del suelo puede deberse a elevados contenidos de magnesio intercambiable. Suelos que contienen carbonato sódico igualmente puede haber materia orgánica en la solución del suelo, esto puede aportar un color negro en la superficie del suelo cuando se evapore la solución (SEMARNAT, 2010).

Cuando en la solución el ion sodio es el predominante sobre los otros iones el proceso de dispersión en el suelo se manifiesta con mayor intensidad. Por el contrario cuando el contenido de sodio intercambiable es bajo y el contenido de magnesio es alto, el suelo presenta una permeabilidad baja.

Se sabe que el exceso de sales en el suelo tiene un efecto dañino en el desarrollo vegetal e incluso en el suelo, ahí la importancia de evitar o disminuir la concentración de sales, siempre con el objetivo de mantener o aumentar los rendimientos (Navarro *et al.*, 2013).

Por lo anterior, cabe destacar que el conocimiento sobre el origen, dinámica y las consecuencias de la salinidad y sodicidad en suelos, es importante aportar soluciones que puedan ser instrumentos para la posible recuperación y/o rehabilitación de suelos afectados por estos procesos.

2.8 Variables biológicas afectadas por la salinidad de los suelos

Las principales variables biológicas que se ven afectadas por las sales presentes en el suelo, están asociadas con las actividades de los microorganismos que en ellos viven, ya que ellos son en parte, los responsables de mantener la fertilidad del mismo y un adecuado desarrollo de los cultivos. La actividad de los microorganismos lleva consigo las reacciones metabólicas y las interrelaciones de la microflora y microfauna que estén relacionadas con los contenidos de carbono, nutrientes y biomasa en general (Armado *et al.*, 2009).

La respiración de los microorganismos que están presentes en el suelo es uno de los índices más importantes para medir la actividad microbiana en los mismos. Por ello, evaluar la evolución del CO₂ o el consumo de oxígeno resulta incluso hoy en día, una de las maneras de valorar la vida microbiana, ya que son generalmente fáciles y rápidos de aplicar. La salida de carbono del suelo conocida como respiración edáfica, es el resultado del desarrollo de la microfauna. La respiración del suelo es altamente variable, tanto espacialmente como estacionalmente, y está fuertemente afectada por condiciones de humedad y temperatura. Dado que esta variable puede complicar las interpretaciones, deben tomarse ciertas precauciones durante el muestreo.

El carbono comprende aproximadamente del 45-50% del peso seco del tejido de las plantas y animales. Cuando es metabolizado por los microorganismos presentes en suelos, el oxígeno es consumido y el CO₂ liberado:



Ecuación 1

En esta reacción todo el carbono orgánico debería eventualmente ser liberado como dióxido de carbono bajo condiciones aeróbicas que prevalecen. Sin embargo se reporta (Hernández, 2011) que solamente entre 60-80% es liberado en forma de CO₂ debido a que la oxidación y la síntesis del material celular es incompleta.

La respiración edáfica del suelo está controlada por la velocidad de entrada de materia orgánica y la tasa de la descomposición de la MO, los que a su vez se ven afectados por las variaciones de temperatura, la humedad y otros factores del suelo como la textura (Setia *et al.*, 2011).

2.9 Recuperación de suelos salinos sódicos

Los Solonetz y Vertisoles, son suelos con altas concentraciones de sales y se caracterizan por tener un subsuelo arcilloso con terrones duros con formas de columnas, debido al alto contenido de sales de sodio. Estos suelos se localizan en zonas donde se acumulan sales, en particular el sodio (Na⁺). Su vegetación es muy escasa y cuando existe es más apropiada para pastizales o matorrales. Generalmente no se utilizan para la agricultura y su recuperación es difícil y costosa (IUSS, 2007).

La dinámica de las sales solubles en el tiempo y en el espacio, es relativamente rápida; de ahí que, tanto en estudios de salinización como en aquellos otros de lavado y recuperación de suelos salinos, sea necesaria una monitorización a intervalos cortos y la recogida de un gran número de muestras. Si a esto le unimos que el análisis de las sales solubles, especialmente los aniones, es un proceso largo y no exento de dificultades, se comprende que, ya desde antiguo, la salinidad se intentase estimar de manera indirecta a partir de determinados parámetros de las soluciones salinas, cuya medida fuese relativamente fácil y rápida.

Para la recuperación de suelos salinos es necesario el lavado de las sales, mediante el cual, o son transportadas a horizontes más profundos de los explorados por las raíces de las plantas, o son evacuadas a otras zonas, por medio de drenes. Las zonas receptoras no deben ser sensibles a la contaminación originada.

El manejo del suelo, para la eliminación de las sales, se realiza de distinta manera y con resultados diferentes según que el problema tóxico sean las sales solubles o el sodio en el complejo de cambio (carbonato y bicarbonato sódicos). En el primer caso su planteamiento es muy sencillo y su realización práctica también es relativamente fácil, en general, pero si el problema de toxicidad lo representan las sales alcalinas de sodio el problema es más complejo y los resultados son aún más problemáticos. Para eliminar las sales solubles, basta con regar abundantemente con lo que se produce el lavado de las sales que no se habría producido por causa de la aridez.

El tipo de sales presentes va a condicionar las posibilidades de recuperación. Para los cloruros sódicos el lavado es relativamente fácil en suelos con yeso, en los que el Ca^{2+} que se libera no permite que el Na^+ pase a forma intercambiable (Ibáñez *et al.*, 2016).

La eliminación del cloruro magnésico y del sulfato magnésico del suelo es difícil, ya que el magnesio, debido a su alta densidad de carga tiende a ocupar las posiciones de intercambio, desplazando a los iones monovalentes durante el lavado; por lo que su lavado requeriría enmiendas cálcicas.

Para conseguir el lavado en suelos de secano, se debe preparar el terreno, para asegurar una infiltración del agua de lluvia lo más elevada posible. Esto se conseguirá mejorando las propiedades físicas del suelo, incrementando el tiempo de contacto del agua de lluvia con su superficie, mediante la construcción de terrazas, y disminuyendo o eliminando la escorrentía con labores adecuadas y manteniendo una cobertura vegetal.

Además de regar, en la gran mayoría de los casos, es necesario extraer artificialmente el agua que se ha infiltrado en el suelo para evitar que ascienda el nivel freático de la zona que aportaría nuevas sales al suelo. Para ello se instalan a determinada profundidad del suelo un sistema de drenes (tubos de recogida del agua) que evacua esta agua a unos canales de desagüe.

Pero si en el suelo son abundantes las sales sódicas de reacción alcalina como los carbonatos y bicarbonatos sódicos, el lavado artificial del suelo provoca efectos contraproducentes, ya que al añadir más agua lo que se consigue es que el suelo sea cada vez más alcalino.



Ecuación 2



Ecuación 3

En estos casos, el problema puede solventarse (aunque con graves dificultades prácticas) utilizando mejoradores que consiguen cambiar el anión de la sal sódica. Estos mejoradores pueden ser de varios tipos, aunque los más frecuentemente empleados son de tres clases: otras sales solubles de calcio, como el yeso, ácidos o formadores de ácido, azufre, ácido sulfúrico, sulfatos de hierro o aluminio y sales de calcio de baja solubilidad, como la caliza molida o subproductos de la industria azucarera.

En el mercado se encuentran productos, que actúan como desalinizadores (yeso agrícola) que ayudan a reducir la dispersión de arcillas y con ello actúan sobre la humedad del suelo,

reduciendo la velocidad de secado superficial del mismo. Usualmente se usa la adición del yeso agrícola (CaSO₄) sobre la superficie del suelo salino, con lo cual se forma sulfato sódico que es una sal casi neutra y que además es lavable o lixiviable por su solubilidad:



Ecuación 4

Hanay *et al.* (2004) han recomendado el uso de compostaje para la recuperación de suelos salinos. Esto se fundamenta en que la mejora de las propiedades físicas del suelo debido al aporte de materia orgánica hace que el suelo se lave con mayor facilidad, evitando el riesgo de un ascenso de salinidad que pudiera tener malas consecuencias para los cultivos, especialmente los menos tolerantes a las sales.

2.10 Biorremediación de suelos

Biorremediación, es el método biológico que ha cobrado gran interés debido a que es un método amigable con el ambiente y, de bajo costo. El término biorremediación fue acuñado a principio de los años 80. La biorremediación es una tecnología que utiliza el potencial metabólico de los microorganismos (su capacidad de biodegradación) para limpiar terrenos o aguas contaminadas. También se puede definir como un grupo de tratamientos, contra la contaminación de un medio, que aplica sistemas biológicos para catalizar la destrucción o transformación de compuestos químicos en otros menos tóxicos (Farhadian *et al.*, 2008; González, 2011; Ansari *et al.*, 2015).

Entre las diversas técnicas empleadas para la remediación de suelos se tienen procesos fisicoquímicos, térmicos y biológicos; sin embargo, el uso de tecnologías biológicas ha cobrado un gran interés. En la tabla 4 se mencionan las tecnologías de biorremediación y la acción que esta implica.

Tabla 4. Tecnologías de biorremediación

| Tecnología | Acción |
|-----------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Bioaumentación | Adición de cultivos de bacterias u hongos al sistema contaminado. |
| Biofiltros | Uso de columnas con soportes microbianos para tratar emisiones gaseosas. |
| Bioestimulación | Estimulación de las poblaciones nativas en suelo y/o agua subterránea. |
| Biorreactores | Biodegradación en contenedores o reactores, pueden ser empleados para tratar lodos o líquidos. |
| Bioventeo | Adición de oxígeno, estimula la actividad y crecimiento de la microflora nativa. |
| Biolabranza | Proceso de tratamiento con la aplicación de fertilizantes y arado. |
| Cultivo Sólido | Tratamiento en fase sólida para suelos contaminados, in situ o en celdas de tratamiento con adición de materiales agroindustriales en bajas cantidades. |

Volke *et al.* Velasco, 2002

2.11 Enmiendas orgánicas en la recuperación de suelo

Las enmiendas orgánicas, generalmente provienen de residuos de origen animal (dyecciones) o vegetal (rastros). Además de su elevado contenido en nutrientes tienen un efecto muy favorable sobre las propiedades físico-químicas del suelo. Entre otros beneficios son mejoradores de la estabilidad estructural.

La materia orgánica (MO) en el suelo reduce la densidad aparente del mismo, aumenta la retención hídrica y mejora su estructura. En este último aspecto, la formación de complejos arcillo-húmicos repercute directamente sobre la estabilidad estructural del suelo. Además, la MO posee componentes con acción cementante, tales como los polisacáridos y las sustancias húmicas, que favorecen la creación de agregados entre las partículas del suelo, lo que mejora la estabilidad de éste. La mejora de la estructura del suelo también repercute positivamente sobre la porosidad del suelo, lo que aumenta el agua infiltrada en el perfil del mismo, incrementando su permeabilidad y confiriéndole una adecuada relación agua-aire.

El conjunto de estas mejoras sobre las propiedades físicas del suelo otorga a éste una mayor estabilidad frente a los agentes atmosféricos y se traduce en menores pérdidas de suelo y, por tanto, en una menor erosión del mismo. Así mismo, la MO modera los cambios de temperatura debido a su calor específico y su color oscuro favorece la absorción de las radiaciones solares, lo que eleva la temperatura del suelo y beneficia procesos biológicos tales como el de germinación o la actividad microbiana (Tortosa, 2011).

2.11.1 Composta

El compostaje es un proceso controlado de descomposición de la materia orgánica con el que se obtiene un producto con excelentes propiedades como fertilizante y regenerador de suelos. En el compostaje intervienen millones de microorganismos, hongos y numerosos invertebrados que descomponen los residuos orgánicos convirtiéndolos en humus. Estos organismos viven en presencia de aire (organismos aerobios), por lo que en el compostaje no hay putrefacción y, por tanto, tampoco malos olores.

Se conoce como composta a aquel producto (abono orgánico) formado a partir de la descomposición microbiana de materiales colocados en capas donde se lleva a cabo el proceso de degradación, generalmente dicha descomposición es llevada a cabo por los microorganismos que existen de manera natural en el ambiente. Es un proceso que resulta fácil de implementar y económico (FAO, 2013). Existen diversas definiciones de composta pero la mayoría con la misma base; la transformación de materiales orgánicos en humus mediante la acción de microorganismos aeróbicos.

La adición de MO al suelo de modo tradicional, en forma de estiércoles u otros residuos orgánicos generados en las propias explotaciones agrícolas y ganaderas, a fin de mejorar la fertilidad del mismo y restituir los elementos nutritivos extraídos por los cultivos, ha ido perdiendo importancia al buscarse mayores rendimientos de producción, relegando al suelo a un mero soporte del cultivo. En tal sentido, se aconseja el empleo de técnicas como el compostaje para el tratamiento de los residuos orgánicos, ya que constituye una alternativa muy eficaz, respetuosa con el medio ambiente y viable desde el punto de vista económico, además de ser una buena herramienta para la elaboración de abonos y enmiendas orgánicas de calidad (Canet *et al.*, 2008; Alburquerque *et al.*, 2009 a y b).

En particular, el compostaje está especialmente indicado para zonas geográficas mal comunicadas, con elevados costes de transporte. Y es particularmente interesante para elaborar abonos orgánicos, utilizables en las propias explotaciones agrícolas, ya que estas soportan los elevados costes derivados de la utilización de abonos producidos a partir de materias primas “limpias” procedentes de explotaciones ecológicas agrícolas y ganaderas.

La incorporación de materia orgánica al suelo tiene muchos beneficios, a los cuales de manera general se les agrupan en: efectos físicos, químicos y biológicos.

2.11.1.1 Efectos físicos

Retención de humedad en el suelo. Con la incorporación de composta se incrementa la retención y permeabilidad del agua, las sustancias húmicas contenidas en la composta ayudan a la retención de más moléculas de agua, esto hace que el agua permanezca por un tiempo más prolongado en el suelo y lo más importante, es que va a estar disponible para ser utilizada por las plantas. Se sabe que con la incorporación de composta la retención de humedad aumenta hasta cuatro veces más (Trueba, 1996; Mugnai *et al.*, 2007).

Porosidad del suelo. La composta en el suelo promueve la existencia de macro y microorganismos (insectos, lombrices, etc.), éstos crean galerías y grietas por donde se transportan, lo cual tiene un beneficio directo en la porosidad del suelo.

Estructura del suelo. La presencia de materia orgánica en el suelo impide que las partículas del suelo se destruyan y pierdan su estabilidad, o que en algunos casos se enconstren y faciliten la permeabilidad (Labrador, 2002).

Temperatura. Diferentes estudios han demostrado que con la presencia de composta en el suelo se logra disminuir la temperatura (FAO, 1991) y también se sabe que puede presentar un efecto térmico en aquellos suelos de áreas frías elevando su temperatura. De manera general el factor temperatura del suelo interviene de manera directa en la actividad fisiológica de las raíces.

2.11.1.2 Efectos químicos

pH. La composta presenta una muy importante característica, su capacidad amortiguadora, la cual se refiere a la capacidad de firmeza y recuperación del suelo ante cambios bruscos en el pH del suelo (Capistrán, 2001). Esta propiedad es de suma importancia en suelos agrícolas debido a todo lo que conlleva sobre la solubilidad, disponibilidad y toxicidad de elementos nutritivos y también sobre la vida microbiana.

Capacidad de intercambio catiónico. Las sustancias húmicas de la composta poseen una elevada capacidad de intercambio, en consecuencia se eleva también la potencialidad para la absorción y el intercambio iónico del suelo. De igual manera se incrementa el poder de retención de macro elementos (calcio, magnesio, potasio, sodio, amonio) lo que se convierte en una mayor disponibilidad de elementos nutritivos para los cultivos (Labrador, 2002).

Macronutrientes. Se considera a la composta como un producto con elevada presencia de nutrientes lo cual está en dependencia de los materiales utilizados para su producción; incluso la disponibilidad de dichos elementos depende del nivel de madurez de la composta. La incorporación de composta logra un balance de elementos debido a que compensa la pérdida de estos con la aplicación de materia orgánica. La composta es una fuente importante de algunos elementos más importantes (nitrógeno y fósforo) presentes en la fracción orgánica del suelo (Labrador, 2002).

2.11.1.3 Efectos biológicos

La composta es una fuente de alimento para los macro y micro organismos que se desarrollan en el suelo; la incorporación de composta al suelo promueve su desarrollo y reproducción. De manera indirecta se beneficia con esto al suelo y a las plantas, ya que muchos de estos organismos son benéficos, por ejemplo las bacterias fijadoras de nitrógeno, las cuales tienen un mejor desarrollo en condiciones de humedad y nutrientes adecuados y eso se logra con los aportes de materia orgánica en forma de composta, por otra parte, los macro organismos como insectos y lombrices con su presencia y actividad en el suelo mejoran las propiedades físicas de este como la porosidad, estructura, entre otras importantes para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Klammer *et al.*, 2008).

Según Raviv *et al.*, (2004, 2005), las compostas se usan como sustrato debido a su bajo costo, sustituyen al musgo y suprimen varias enfermedades presentes en el suelo.

Las ventajas de hacer composta son muchas, por un lado mejora la estructura de los suelos, haciéndolos más fácilmente trabajables, mejorando su capacidad de retención de agua, su ventilación y previniendo los efectos de las heladas. Además, aumenta la cantidad de

materia orgánica del suelo y la disponibilidad de nutrientes asimilables para las plantas. Por otro lado se obtiene un producto de alta calidad, sin sustancias contaminantes.

2.11.2 Vermicomposta

La vermicomposta, es otro tipo de enmienda orgánica de mucha efectividad (Cayuela *et al.*, 2010; Albuquerque *et al.*, 2009a; Fernández *et al.*, 2010; Sánchez *et al.*, 2010; Serramiá *et al.*, 2010). Entre los abonos orgánicos de origen animal o vegetal, la vermicomposta (VC) como sustrato permite satisfacer la demanda nutritiva de los cultivos (Rodríguez *et al.*, 2008).

El vermicompostaje es un proceso que consiste en la transformación de la materia orgánica a través de la acción descomponedora de las lombrices. Éstas, a través de su tubo digestivo, convierten los restos en un producto estable, llamado vermicomposta, idóneo para el abonado de las plantas.

La lombriz roja de California o *Eisenia foetida*, es la principal protagonista en este proceso. Esta lombriz es el resultado del cruce de otras especies para conseguir una variedad que sea capaz de tener un gran rendimiento en la producción de humus. Se alimenta de gran diversidad de restos orgánicos, que transforma en humus de lombriz o vermicomposta (De Santos *et Urquiaga*, 2013).

Esta especie es la más utilizada en vermicompostaje debido a las siguientes razones:

- Es capaz de procesar una amplia variedad de residuos orgánicos, por lo que esta especie de lombriz se adapta perfectamente a las necesidades del vermicompostaje. Además, tolera medios relativamente ácidos y soporta pequeñas concentraciones de metales pesados.
- Tolera un amplio rango de temperatura. *Eisenia foetida* puede desarrollarse en un rango de temperaturas bastante extenso. Tienen actividad entre 3°C y 35°C, aunque su óptimo se encuentra alrededor de los 15-25°C.
- Diariamente se alimenta de una cantidad de residuos que equivale a su propio peso, transformando, en forma de vermicomposta, el 60% del alimento ingerido.
- Se reproduce rápidamente si las condiciones son las adecuadas. Aproximadamente cada 7 días deposita un huevo que eclosionará a las pocas semanas, del que saldrán entre una y veinte pequeñas lombrices, de unos pocos milímetros, de un color blanquecino. Estas crías de lombriz ya son capaces de degradar por sí mismas los restos orgánicos y en

unos tres meses se habrán convertido en adultas, pudiendo por tanto, reproducirse con sus congéneres. A este ritmo, en unos pocos meses se podrá doblar una población de lombrices.

- En condiciones idóneas pueden llegar a vivir hasta 16 años. No presentan enfermedades ni tienen depredadores dentro del vermicompostador que puedan mermar su población.

Las lombrices necesitan un porcentaje de humedad bastante elevado, en torno al 70- 90%. Si es superior, no permitiría la oxigenación de la materia y el proceso dejaría de realizarse en condiciones adecuadas, puesto que las lombrices respiran por la piel; y si es escasa, se dificulta la supervivencia de la población ya que necesitan un medio húmedo, tanto para moverse como para ingerir el alimento. No toleran la luz, por lo que su presencia en la superficie es escasa (De Santos *et Urquiaga*, 2013).

La vermicomposta se utiliza como mejorador de suelos en cultivos hortícolas y como sustrato para cultivos en invernadero que no contamina el ambiente. La vermicomposta contiene sustancias activas que actúan como reguladores de crecimiento, elevan la capacidad de intercambio catiónico (CIC), tiene alto contenido de ácidos húmicos, y aumenta la capacidad de retención de humedad y la porosidad lo que facilita la aireación, drenaje del suelo y los medios de crecimiento (Hashemimajd *et al.*, 2004).

Moreno *et al.*, 2005 determinaron que la producción de tomate en invernadero puede efectuarse en mezclas de vermicomposta y arena como sustrato; ellos encontraron que 12.5% de vermicomposta en mezclas con 87.5 % de arena produjeron el mismo rendimiento ($P \leq 0.05$) que el testigo (arena con solución nutritiva), con 170 y 173.7 t ha⁻¹ respectivamente.

2.11.3 Cascarilla de cebada

Los subproductos sólidos obtenidos a partir de la elaboración de cerveza se clasifican en residuos orgánicos, generales y peligrosos. La cascarilla de cebada clasifica dentro de la primer categoría, es el residuo más abundante representando cerca del 85% (p/p) del total (Steiner *et al.*, 2015).

La cascarilla de cebada es aquel residuo sólido que queda después de la separación del mosto, en el proceso de fabricación de cerveza, en algunos sitios se denomina bagazo; por cada 100 unidades de peso de malta se obtienen 60 unidades de bagazo húmedo (cascarilla) que se emplea como forraje de supervivencia para rumiantes (Aguilar, 2004).

La cascarilla de cebada está compuesta esencialmente por lignina (12-16%), celulosa (13-21%) y hemicelulosa (21-30%) sin embargo también posee un alto contenido de proteínas y

lípidos (Senthilkumar *et al.*, 2010; Xiros *et Christakopoulos*, 2012; Steiner *et al.*, 2015). Su constitución puede variar significativamente de acuerdo a variables relacionadas por ejemplo con el ciclo de cultivo agronómico y/o también a las diferentes condiciones a las que es sometido el material a nivel industrial. Con base a la gran cantidad generada, su composición y su bajo costo, surge la importancia de buscar alternativas para el aprovechamiento y valorización de este subproducto (Mussatto *et Roberto*, 2006; Aliyu *et Bala*, 2011; Buffington, 2014).

Anteriormente en México estos desechos estaban siendo subutilizados causando serios problemas de contaminación ambiental, a pesar que son potencialmente aptos para ser usados como materia prima en la producción de: bioetanol, alimento para animales, biomasa microbiana, etc. a través del proceso de hidrólisis de los carbohidratos que ellos contienen (Aguilar *et Canizales*, 2004). La cascarilla de cebada es capaz de aportar por ejemplo, entre 80 - 90% de materia seca, transformable en carbono orgánico en más del 70%.

En los últimos años ha aumentado el interés por el aprovechamiento de la cascarilla de cebada, entre sus usos potenciales se orientan a su utilización como ingrediente en formulaciones para el consumo humano, producción de energía o carbón, componente de ladrillos, fabricación de papel, incluso como adsorbente (Reis *et al.*, 2014; Connolly, Piggott, *et FitzGerald*, 2014; Steiner *et al.*, 2015; Mussatto *et al.*, 2010; Mussatto *et al.*, 2008; Kordialik, 2014).

La cascarilla de cebada puede ser considerada más que un abono verde como un abono orgánico sólido. Entre los abonos sólidos mas utilizados se encuentran los subproductos agrícolas; los más utilizados son los residuos de cosechas de arroz, trigo, cebada, maíz, frijol, girasol, entre otros muchos, así como las cascarillas y salvados que también se derivan de los procesos de trilla y molienda.

2.12 Enmienda química en la recuperación de suelo

Este tipo de enmienda que se realiza a los suelos se considera que es por medio del aporte de un producto fertilizante o de materiales destinados a mejorar la calidad de los mismos en términos de estructura y composición, ajustando sus nutrientes, su pH, entre otras propiedades con ajustes de nutrientes, de pH, entre otras propiedades.

Se consideran enmiendas químicas tradicionales las aplicaciones de productos como lo es el caso de enmiendas cálcicas a través del agregado de cal viva (CaO) y/o apagada (Ca(OH)₂); caliza (CaCO₃); dolomita (CO₃²⁻ de Ca y Mg); margas calizas; silicato cálcico, entre otras como las que incluyen enmiendas con aplicaciones de fertilizantes del tipo nitrogenados o del tipo NPK (nitrógeno, fósforo y potasio).

El caso particular del fosfoyeso (FY) también es considerado como uno de los productos que mucho se utilizan en la actualidad como enmienda química. De este último se dice que desempeña tres funciones en el tratamiento de los suelos, el mejoramiento de su calidad, el acondicionamiento y la fertilización por sus aportes en calcio, azufre, magnesio y fósforo.

2.12.1 Fosfoyeso (FY)

El FY es un subproducto industrial derivado de la producción de ácido fosfórico, vía húmeda, usando roca fosfórica y ácido sulfúrico como materia prima. Por cada tonelada de P_2O_5 se producen de 3 a 5 toneladas de FY. Se consume aproximadamente un 9-10% de su producción a nivel mundial, lo que está ocasionando un problema ambiental. Para minimizar estos efectos es conveniente incrementar sus usos y aplicaciones en la agricultura, la cual utiliza aproximadamente sólo el 4.0% (PEQUIVEN, 2010).

Makoi *et al.* (2010) han señalado que el yeso es una de las formas menos costosas con la que se han mejorado la productividad agrícola a nivel mundial en suelos con estrés salino. En la tabla 5 se muestra una composición aproximada de un fosfoyeso (FY) comercial (PEQUIVEN, 2006)

Tabla 5. Composición aproximada del fosfoyeso comercial

| Componente (UM) | Valor promedio |
|--------------------------|----------------|
| Aluminio (mg/Kg) | 2000 |
| Calcio (% CaO) | 15 |
| Carbonatos (%) | 35 |
| Magnesio (ppm) | 40 |
| Sulfatos (%) | 30 |
| Cloro (mg/L) | 500 |
| P_2O_5 Soluble en agua | 0.85 |
| Humedad (%) | 11.69 |

En referencia al fosfoyeso, tradicionalmente se ha sugerido su aplicación, como estrategia de mejoramiento, muy disponible para la mayoría de los problemas mencionados, de gran utilidad en la agricultura y con la posibilidad de extenderse a un gran rango de suelos y cultivos. Una de las aplicaciones más recientes del yeso o fosfoyeso es en la "remediación ambiental" en suelos, esto es, la eliminación de elementos contaminantes de los mismos, especialmente metales pesados.

Recientemente (López *et al.*, 2012), han reportado el efecto del yeso en la prevención de la sodificación en suelos de sistemas agrícolas orgánicos del noroeste de México. Estos autores determinaron la relación entre salinidad, alcalinidad y requerimiento de yeso directamente en campo. Los resultados indican que los suelos del noroeste de México necesitan entre 4 y 40 t.ha⁻¹ de yeso para prevenir o remediar la sodificación.

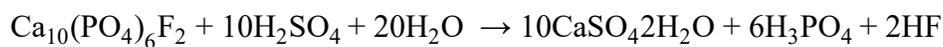
El uso del FY en la agricultura está sustentado por su naturaleza química (contenidos de calcio y azufre). El calcio en la planta es esencial para el crecimiento de meristemas, así como para el crecimiento y funcionamiento apropiado de los ápices radicales, ya que es un componente de la lámina media con funciones estructurales, por lo que impide daños a la membrana celular y evita escapes de sustancias intracelulares (De la Rosa *et al.*, 2015).

El FY en el suelo, aporta el calcio, que debe ser el elemento dominante en la superficie de intercambio de las arcillas (70%) para lograr un aprovechamiento balanceado de los demás nutrimentos. Además, el calcio forma puentes cementantes entre las arcillas y los ácidos húmicos, promoviendo mayor estabilidad de los agregados del suelo. Por otra parte el calcio es el único ion capaz de desplazar excesos de aluminio de la zona radical en suelos ácidos, así como los iones de sodio en suelos alcalinos (Macías *et al.*, 2015).

Por su parte el azufre en las planta interviene en la producción de proteínas, forma parte de tres principales aminoácidos (cisteína, cistina y metionina), además de ser un activador de enzimas catalizadoras de distintas reacciones bioquímicas. Forma parte de la clorofila, por lo que es elemento esencial para la producción de carbohidratos, aceites, vitaminas y otros complejos. En el suelo el azufre contribuye con el control de ciertos patógenos y aumenta la tasa de descomposición de residuos orgánicos y abonos verdes.

Igualmente se reporta que el FY favorece la densidad aparente, la porosidad total y los poros > de 30 μm de diámetro, lo que favorece en un incremento en la conductividad hidráulica saturada (Macías *et al.*, 2015). Por todo esto se puede indicar que el FY puede ser utilizado para la enmienda en suelos altos en sodio, al ser este elemento desplazado por el calcio, eliminando el efecto dispersante del sodio en los suelos, mejorando en consecuencia la estructura. Por otro lado ayuda en la reducción de la toxicidad por aluminio en suelos ácidos, elevando los niveles de calcio, sobre todo en el subsuelo, dada su alta movilidad; sirve además como mejorador de la estructura del suelo superficial evitando encostramiento lo cual aumenta la infiltración y reduce la erosión (Makoi *et Ndakidemi*, 2007).

Específicamente el FY, se corresponde con el yeso industrial (sulfato de calcio dihidratado), derivado de la industria de ácido fosfórico. De esta manera, el FY, se constituye en una enmienda de un gran potencial, rehabilitando diferentes suelos y aumentando el rendimiento de los cultivos, además de contribuir al uso eficiente del agua en la agricultura.



Ecuación 5

2.13 Efectividad de un tratamiento de biorremediación

La permeabilidad de un suelo es uno de los factores que controla la efectividad de tecnologías *in situ* (Volke *et al.*, 2002). En general, una baja permeabilidad en el suelo disminuye la efectividad de la mayoría de las tecnologías de remediación. Se puede definir la efectividad de las técnicas de biorremediación, al determinar la relación que se produce entre microorganismos, propiedades del suelo, características del contaminante y tipo de plantas, y al examinar los resultados obtenidos en cada uno de los casos de estudio tratados (Loya, 2013). De aquí la importancia de evaluar la respiración edáfica del suelo.

En general se deben tener en cuenta las características físicas del suelo, la profundidad de la zona contaminada y el potencial para transportar contaminantes fuera de la zona (Loya, 2013).

La efectividad de una tecnología de remediación está determinada por una variedad de factores que interactúan de manera compleja por lo que hay que considerar las propiedades del contaminante, el suelo, los procesos químicos y físicos, así como los procesos biológicos que definen la actuación de los microorganismos y plantas incluidos en dichas técnicas correctivas, además es importante conocer el clima del lugar donde está el sitio contaminado ya que la temperatura y precipitación son de los factores que también promueven o decrecen la eficiencia de las aplicaciones remediativas.

Igualmente se debe evaluar la efectividad en términos de costo-beneficio y compararla con otras tecnologías. De cualquier modo, usualmente se compensan estas limitaciones por el ahorro en los costos, en comparación con otras tecnologías de restauración. La biorremediación es típicamente de un 30 a un 40 % del costo de un tratamiento químico, o la incineración o el relleno industrial (Adams *et al.*, 1999).

2.14 Respiración edáfica y permeabilidad

Como se ha indicado, tanto la respiración edáfica como la permeabilidad de los suelos son factores determinantes en la efectividad de los tratamientos de biorremediación. La calidad del suelo ha sido definida como la capacidad que tiene éste para funcionar adecuadamente dentro de un ecosistema; es decir, proporcionar ciertos servicios a las plantas, los animales y el ambiente, de acuerdo a su uso específico o multifuncional.

Cada función del suelo integra, o es el resultado, de la interacción de las diversas propiedades físicas, químicas y biológicas, las cuáles, son susceptibles de ser empleadas como indicadores de calidad, siempre que puedan ser medidas cualitativa o cuantitativamente y den idea sobre qué tan adecuadamente funciona el suelo (Prieto *et al.*, 2012).

Por otra parte, la presencia de concentraciones altas de sales en los suelos, que pasan a disolución, hace que los coloides coagulen y precipiten, modificando la estructura del suelo. Este se vuelve más compacto, disminuyendo la capacidad de cambio, la aireación, la velocidad de nitrificación, la respiración y penetración de las raíces. La acumulación de sales solubles en el suelo se atribuye principalmente a problemas de drenaje y a la acción de riegos continuados en unas condiciones de evapotranspiración alta.

2.15 Tasa de biorrecuperación

La tasa neta de biorremediación de los suelos estará en dependencia de diferentes tasas como la tasa de infiltración antes y después del proceso, tasa de enmendante utilizado, así por ejemplo una elevada tasa de enmiendas orgánicas puede acarrear en un incremento de la salinidad en lugar de una disminución, tasa efectiva en la remoción de sales y sodio, tasa de conversión de nitrógeno amoniacal, la tasa de descomposición de la materia orgánica en función de la respiración edáfica (tasa de respiración), tasa de humidificación, entre otras. La tasa de biorremediación se puede expresar en % del mejoramiento del suelo. Principalmente se evalúa la respiración.

Tomando en cuenta el carbono en el CO₂ de la respiración desde el inicio hasta el final de los experimentos de biorremediación y por medio de la expresión reportada por Nwachukwu *et* Pulford (2011).

3. JUSTIFICACIÓN

3. JUSTIFICACIÓN

El suelo está siendo degradado a la vez que la población humana crece, es un importante recurso natural que necesita ser preservado, para que mejore su capacidad de mantener la productividad, y para ello se deben proponer y aplicar prácticas sostenibles que permitan recuperar aquellos suelos degradados por un mal manejo del hombre, entre los que destaca la salinización del suelo.

Las enmiendas del suelo han tomado auge en los últimos años, debido a los problemas de acidez del suelo, éstas actúan principalmente sobre la textura del suelo, corrigiendo problemas de compactación o exceso de soltura y actuando sobre las reacciones químicas y/o biológicas.

Por lo anterior es importante evaluar la biorrecuperación de un suelo salino-sódico mediante mejoramientos con enmiendas químicas y enmiendas orgánicas, dando seguimiento de esto en ensayos en columnas simuladoras de suelos y por seguimiento de la respiración edáfica, aumento de la materia orgánica y disminución de la salinidad de los mismos. Se ha de poder evaluar de esta manera el porcentaje de recuperación de estos suelos (eficacia de los tratamientos) y evaluar el mejoramiento por germinación de un cultivo sensible a la salinidad de los suelos como el tomate.

4. OBJETIVOS

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo General

Evaluar la eficiencia del uso de enmiendas orgánicas como la composta, vermicomposta, y abono orgánico sólido para la biorrecuperación de un suelo salino sódico del municipio de Tlahuelilpan, Hidalgo, y su comparación con enmiendas químicas como el fosfoyeso.

4.2 Objetivos Específicos

- Elaborar la composta y vermicomposta que se usaron en los diferentes tratamientos como enmiendas orgánicas.
- Caracterizar las propiedades fisicoquímicas del suelo, composta, vermicomposta cascarilla de cebada y fosfoyeso mediante diferentes análisis de laboratorio, para conocer las condiciones iniciales de los mismos.
- Evaluar en columnas de simulación de suelos, el efecto de las proporciones de las enmiendas orgánicas y si la utilización de fosfoyeso coadyuva a las enmiendas orgánicas en la biorrecuperación del suelo, comparándolas con las enmiendas químicas.
- Evaluar el crecimiento de plántulas de frijol (*Phaseolus vulgaris*) y zanahoria (*Daucus carota*) en suelos con y sin enmienda para poder valorar en que tratamiento se desarrolla mejor.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Ubicación y características del sitio de muestreo del suelo

El suelo estudiado se ubica en el Estado de Hidalgo en el Municipio de Tlahuelilpan, pertenece a la localidad de Muntepec de Madero y al distrito de riego 003. Se encuentra localizado entre los paralelos 20° 06' y 20° 10' de latitud norte; los meridianos 99° 09' y 99° 15' de longitud oeste; presenta altitud entre 2100 y 2200 msnm. Colinda al norte con los municipios de Tezontepec de Aldama y Mixquihuala de Juárez; al este con el municipio de Tetepango; al sur con los municipios de Tetepango y Tlaxcoapan; al oeste con los municipios de Tlaxcoapan y Tezontepec de Aldama (Fig. 6) (INEGI, 2013).



Figura 6. Ubicación del municipio de Tlahuelilpan, Hidalgo
(INEGI, 2013)

Por su fisiografía, pertenece al eje Neovolcánico (en un 100.0%), en las llanuras y sierras de Querétaro e Hidalgo. El 57% está formado de llanuras y el 43% restante de sierras de poca elevación. Su clima es semiseco templado con temperaturas medias de 14-18°C y una precipitación media anual que oscila entre 500-600 mm (INEGI, 2013); su período de lluvias más marcado es de Junio a Septiembre. Según el Servicio Meteorológico Nacional, en promedio desde 1981 al 2010, la precipitación anual fue de 504 mm (SMN-CONAGUA, 2016). Presenta una evaporación promedio anual elevada, que oscila entre 1600 y 2000 mm

de la altura de lámina de agua evaporada, de ahí su clima semiseco y los problemas de salinización.

Ocupa el 0.14% de la superficie del estado. Cuenta con 10 localidades y una población total de 15 412 habitantes.

Por su geología pertenece al Neógeno en un 75.8% y parte al Cuaternario (11%). Su suelo está fundamentalmente constituido por roca ígnea extrusiva (INEGI, 2014), de tipo volcanoclástico (48%), basalto-brecha volcánico básico (28%) y suelo aluvial (11%).

Por su edafología, predominan suelos Vertisol (59.81%) y Leptosol (26.0%). Según su hidrografía, pertenece a la región hidrográfica del Pánuco (100%), cuenca del Río Moctezuma (100%), subcuenca de los ríos Salado (72%) y Tula (28%). Los usos de suelos y las vegetaciones predominantes son agricultura (72.31%), zona urbana (13.19%) y matorral (14.50%) (INEGI, 2013).

El uso potencial que se da de la tierra es principalmente agrícola y pecuario. La agricultura es en un 43% mecanizada y continua. La zona urbana ha crecido sobre terrenos que preponderantemente han sido de uso agrícola.

5.2 Muestreo del suelo

Las muestras de suelo fueron tomadas en el municipio de Tlahuelilpan, específicamente en la comunidad de Munitepec de Madero, en una parcela de una hectárea (Fig. 7).

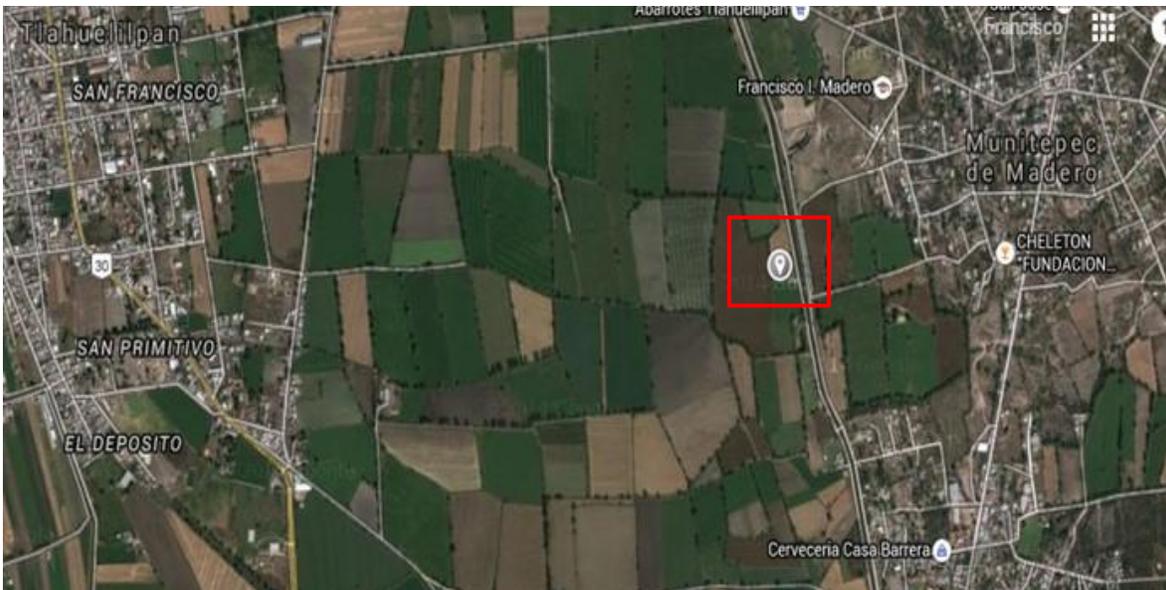


Figura 7. Ubicación del sitio de muestreo

Se tomaron aproximadamente 52 submuestras en total, de aproximadamente 7 kg cada una, a 20 cm de profundidad, en cada sitio y siguiendo una distribución aleatoria que hicieron un total de aproximadamente 364 kg de suelo, destinándose alrededor de 100 kg para ser enmendados con composta, otros 100 kg para enmendar con vermicomposta y 100 kg para cascarilla de cebada.

Los cálculos para definir los tamaños de las muestras se realizaron partiendo de la siguiente expresión (Münch *et al.*, 1998; Tamayo *et Tamayo*, 1998):

$$n = \frac{Z^2 * p * q * N}{N * e^2 * Z^2 * p * q}$$

Ecuación 6

Dónde:

n, es el tamaño de la muestra a tomar;

p, la probabilidad a favor;

q, la probabilidad en contra;

Z, el nivel de confianza;

N, como universo o población total

e, nivel de error de estimación

En la figura 8 se puede apreciar una forma de distribución de los puntos de toma de muestra en la parcela de 1 ha (200 m largo por 50 m de ancho). A 0.20 m de profundidad hacen una población de N= 2600 kg considerando una densidad aparente aproximada de 1.30 Mg/m³ (1.30 g/cm³).

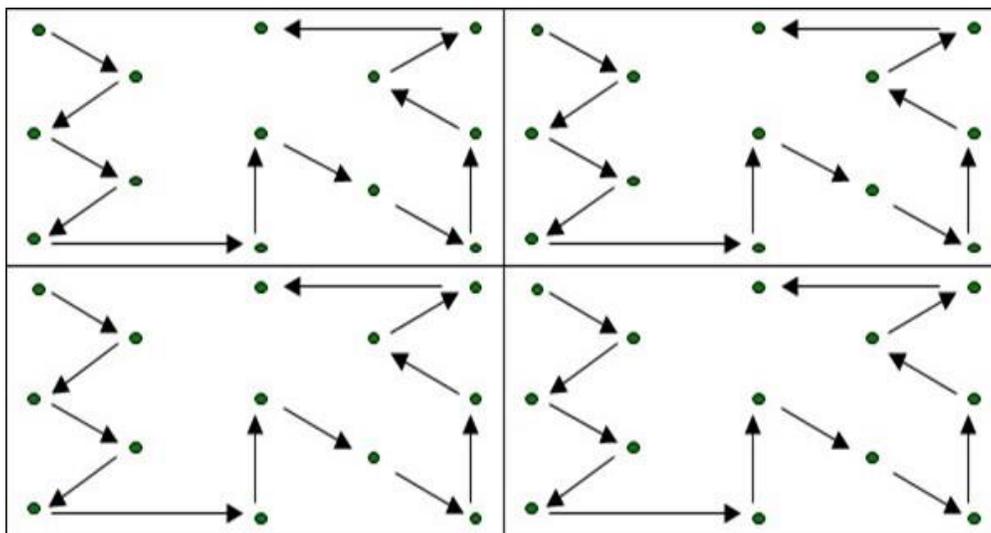


Figura 8. Puntos aproximados del muestreo aleatorio

Todas las submuestras fueron unidas, mezcladas, homogenizadas y finalmente tamizadas a través de tamiz con malla de 2.00 mm. De esta manera se retiraron de las muestras de suelos hojarascas, piedras, insectos y cualquier otro cuerpo que no forma parte del suelo propiamente.

5.3 Tratamientos

Para los estudios de biorremediación de estos suelos, se evaluaron tres tipos de enmiendas orgánicas, con el objetivo de elevar sus contenidos en materia orgánica; dos de tipo materiales madurados (composta y vermicomposta) y como tercer material, definido como abono orgánico sólido (cascarilla de cebada).

De igual forma se evaluó una enmienda de tipo químico, la cual es tradicionalmente utilizada para la recuperación de suelos salinizados y sódicos, llamado “fosfoyeso”.

Se tomaron un total de tres controles: el suelo testigo sin tratamiento alguno, el suelo sólo tratado con la enmienda química en proporción simple (2%) y con la enmienda química en doble proporción (4%), estas cantidades con base a lo reportado por Chem *et* Dick (2011), quienes señalan que las dosis de FY pueden variar entre 1-50 t.ha⁻¹ (es decir entre 1.0-5.0% m/m). Los tratamientos orgánicos con composta y vermicomposta fueron aplicados igualmente en dos proporciones, 2.0 y 4.0 % y con mezcla con fosfoyeso (al 2%). Se realizaron un total de quince (15) tratamientos. En la tabla 6 se muestran los mismos y su codificación.

Tabla 6. Descripción de los diferentes tratamientos

| Tratamiento | Material de enmienda | | Proporción para la enmienda | Codificación de muestras |
|-------------|----------------------|--------------|-----------------------------|--------------------------|
| | Orgánico (EO) | Químico (FY) | | |
| 1 | - | - | - | Testigo 1 |
| 2 | - | Fosfoyeso | 2% FY | Testigo 2 |
| 3 | - | Fosfoyeso | 4% FY | Testigo 3 |
| 4 | Composta | - | 2.0% | Composta 2 |
| 5 | Composta | - | 4.0% | Composta 4 |
| 6 | Composta | + | 2.0% | Composta 2 + FY2 |
| 7 | Composta | + | 4.0% | Composta 4 + FY2 |
| 8 | Cascarilla de cebada | - | 2.0% | Cascarilla 2 |
| 9 | Cascarilla de cebada | - | 4.0% | Cascarilla 4 |
| 10 | Cascarilla de cebada | + | 2.0% | Cascarilla 2 + FY2 |
| 11 | Cascarilla de cebada | + | 4.0% | Cascarilla 4 + FY2 |
| 12 | Vermicomposta | - | 2.0% | Vermicomposta 2 |
| 13 | Vermicomposta | - | 4.0% | Vermicomposta 4 |
| 14 | Vermicomposta | + | 2.0% | Vermicomposta 2 + FY2 |
| 15 | Vermicomposta | + | 4.0% | Vermicomposta 4 + FY2 |

En la preparación de las columnas de suelo en cada ensayo (Tabla 7) que corresponde con la matriz del diseño experimental, se observa un testigo 1 sin tratamiento alguno, un testigo 2 que lleva solamente enmienda química en proporción del 2% y un testigo 3 igualmente con solo enmienda química en proporción al 4%. A partir de ahí se utilizaron las enmiendas orgánicas en proporciones de 2 y 4% con y sin combinación con enmienda química a solo proporción del 2%.

Tabla 7. Preparación para los ensayos en columnas de suelo

| Nº | Clasificación | Masa (g) | Volumen (cm ³) | Densidad (g/cm ³) | Altura (cm) |
|----|-----------------------|----------|----------------------------|-------------------------------|-------------|
| 1 | Testigo 1 | 1000 | 791 | 1.140±0.070 | 20.0 |
| 2 | Testigo 2 (FY2) | 1020 | 792 | 1.188±0.030 | 20.0 |
| 3 | Testigo 3 (FY4) | 1040 | 867 | 1.200±0.030 | 21.9 |
| 4 | Composta 2 | 1020 | 817 | 1.148±0.030 | 20.6 |
| 5 | Composta 4 | 1040 | 839 | 1.160±0.030 | 21.2 |
| 6 | Composta 2 + FY2 | 1040 | 873 | 1.191±0.033 | 22.1 |
| 7 | Composta 4 + FY2 | 1060 | 849 | 1.209±0.030 | 21.4 |
| 8 | Cascarilla 2 | 1020 | 811 | 1.158±0.030 | 20.5 |
| 9 | Cascarilla 4 | 1040 | 831 | 1.152±0.024 | 21.0 |
| 10 | Cascarilla 2 + FY2 | 1040 | 1015 | 1.025±0.021 | 25.6 |
| 11 | Cascarilla 4 + FY2 | 1060 | 1019 | 1.040±0.023 | 25.7 |
| 12 | Vermicomposta 2 | 1020 | 817 | 1.148±0.030 | 20.6 |
| 13 | Vermicomposta 4 | 1040 | 842 | 1.153±0.030 | 21.3 |
| 14 | Vermicomposta 2 + FY2 | 1040 | 821 | 1.167±0.030 | 20.7 |
| 15 | Vermicomposta 4 + FY2 | 1060 | 851 | 1.186±0.030 | 21.5 |

5.4 Enmiendas orgánicas

Se reportan muchas evidencias acerca del uso de materiales orgánicos para la enmienda y mejoramiento de suelos salinizados (Makoi *et al.*, 2007; Haisheng *et al.*, 2008; Wong *et al.*, 2009; Sebastian *et al.*, 2009; Hernández *et al.*, 2010; Muhammad *et al.*, 2011). Es frecuente notar que estas aplicaciones no son realizadas de una manera adecuada, que no se toman en consideración las características del suelo, el estado de descomposición de los residuos orgánicos, entre otros.

Esto puede acarrear a mediano o largo plazo, daños en la salud del ecosistema, se puede provocar incrementos de salinidad en lugar de minimizarlos, lixiviación de sustancias que pueden resultar fitotóxicas y escurrimientos de nitratos y fosfatos hacia los mantos acuíferos de manera descontrolada (Hernández *et al.*, 2010). Una alternativa adecuada para esto es el uso de desechos orgánicos modificados mediante compostaje y vermicompostaje (Sosa, 2012). Estas prácticas están cobrando mucho interés actualmente debido a que resultan ecológicamente amigables con el medio ambiente. En el presente estudio se aplicaron estas dos formas de enmiendas orgánicas: composta y vermicomposta.

5.4.1 Composta

Someter residuos orgánicos a compostaje lleva implícito la necesidad de un control de gestión correcta de manejo de residuos aunado a la de mantener la fertilidad de los suelos. Para la aplicación de composta se debe tener en consideración la densidad aparente (D_a) del suelo ya que de ello dependerá los megagramos de carga orgánica que se apliquen por hectárea de suelos ($Mg.ha^{-1}$) en la profundidad deseada (por ejemplo 0.20m, capa arable). Así por ejemplo para los casos de dos proporciones de enmienda orgánica (EO) o enmienda química (EQ o FY) de 2.0 y 4.0%, asumiendo una D_a de 1.200-1.300 $g.cm^3$, se corresponderían entre 0.048-0.104 $Mg.ha^{-1}$ (IFA, 2002).

La composta fue preparada en el Instituto de Ciencias Agropecuarias (ICAp) de la UAEH. Para la preparación de la composta se realizó una excavación bajo el suelo esto para que el calor del suelo ayudara a acelerar el proceso de descomposición y se depositaron los materiales a utilizar. Se preparó alternando capas de materia seca, materia verde y tierra, más una capa protectora de paja (Fig. 9). Todo lo anterior fue realizado conforme al manual de elaboración de composta de SAGARPA (2010).

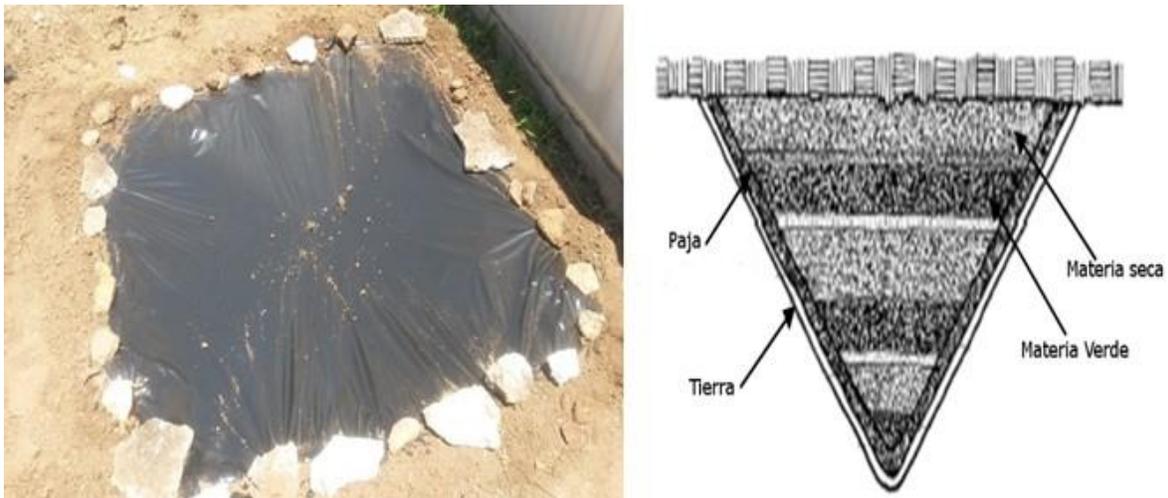


Figura 9. Elaboración de composta
(SAGARPA, 2010)

5.4.2 Vermicomposta

En principio, las materias primas para el vermicompostaje fueron las mismas que para el compostaje, aunque con algunos matices referentes a las condiciones y contenidos necesarios para que las lombrices puedan llevar a cabo su metabolismo (Fig. 10) (Cervantes, 2014).

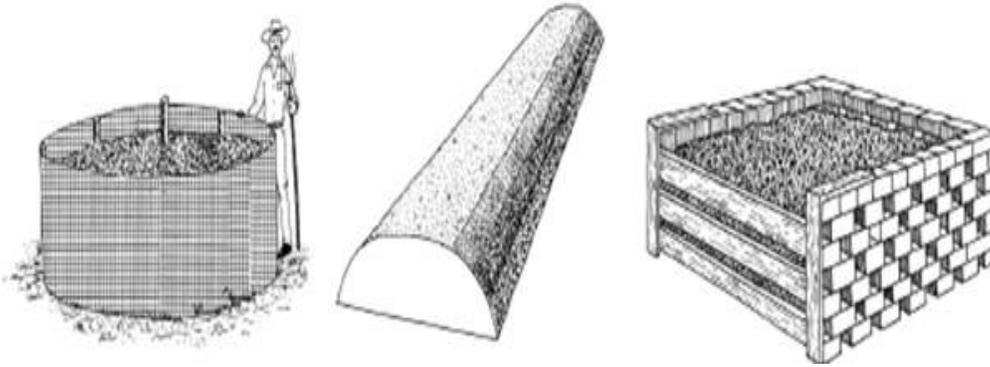


Figura 10. Contenedores comúnmente usados para la elaboración de vermicomposta
(SAGARPA, 2010)

Para la realización de la vermicomposta se utilizó lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) las cuales fueron adquiridas en el lombricario del Instituto de Ciencias Agropecuarias, se siguieron las mismas bases que para la composta, teniendo especial cuidado en que el sistema contenedor fuera un espacio cerrado que no permitiera la salida de las lombrices (Fig. 11).



Figura 11. Elaboración de vermicomposta

La acción combinada de lombrices y microorganismos modifica significativamente las características y composición de los desechos orgánicos. La biodegradación y estabilización de la materia orgánica se lleva a cabo en condiciones mesófilas y aeróbicas mantenidas por la acción de las lombrices. Por ello en los procesos de vermicompostaje únicamente hay que mantener una adecuada humedad del material orgánico (mediante riego manual o por aspersión) y se evitan otros manejos como la aireación que encarece procesos como el del compostaje (Schuldt, 2006; Alonso, 2014).

5.4.3 Cascarilla de cebada

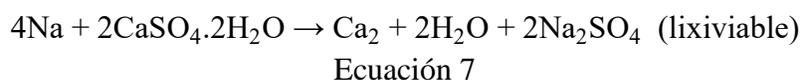
Como abono orgánico sólido se utilizó cascarilla de cebada, de la variedad Adabella, obtenida del proceso de trillado de la cebada en el proceso de fabricación de la cerveza, se obtuvo con los productores de Apan al sur del estado de Hidalgo, fue molida en un molino convencional y utilizada como abono orgánico sólido. Es el residuo sólido que queda después de la separación del mosto se denomina bagazo en algunas zonas; se sabe que por cada 100 unidades de peso de malta se obtienen 60 unidades de bagazo húmedo o cascarilla.

5.5 Enmienda química

5.5.1 Fosfoyeso (FY)

El fosfoyeso fue obtenido con los productores de cebada de Apan quienes lo reciben de la planta de Coatzacoalcos, estado de Veracruz y lo utilizan para aplicar a los suelos.

En esta enmienda química, el Ca^{2+} sustituye el Na^+ en sitios de intercambio, permitiendo que se forme Na_2SO_4 solubilizable y lixiviable totalmente:



El tratamiento con fosfoyeso; es el tratamiento químico tradicional, que suelen aplicar los agricultores como enmendante; en suelos con problemas físicos (encostramiento, compactación, agrietamiento, erosión), problemas químicos (acidez, salinidad, metales pesados) y biológicos (bajos contenidos de materia orgánica, sanidad), se ha demostrado que sus propiedades mejoran con la adición de enmiendas y acondicionadores. Estos incluyen los fertilizantes orgánicos y minerales, polímeros, compostas, cales, y yesos entre muchos otros (Ramírez, 2010).

Se estima la cantidad necesaria como requerimiento de fosfoyeso con los datos realizados por análisis químico de los contenidos de Na^+ extraíble (extraído con acetato de amonio), Na^+ total a partir del extracto de saturación del suelo y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) expresados todos ellos en cmol.Kg^{-1} ; (Makoi *et* Ndakidemi, 2007). El sodio intercambiable ($\text{Na}^+_{\text{inter}}$) es la diferencia entre el sodio total y sodio en solución. Luego se calcula el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) mediante la expresión:

$$\text{PSI}_i = \left(\frac{\text{Na}^+_{\text{inter}}}{\text{CIC}} \right) * 100$$

Ecuación 8

En un suelo salino la cantidad de Na^+ debe ser reemplazada en un 100% por la de Ca^{2+} lo que nos permite calcular la cantidad de fosfoyeso (FY) a aplicar por Kg de suelo a partir de la expresión:

$$\text{FY (masa)} = \text{Na}^+_{\text{inter}} * \frac{\text{Eq CaSO}_4}{\text{Eq Na}} * \text{mg Na mmol}^{-1} \cdot \text{Kg}^{-1}$$

Ecuación 9

5.6 Montaje de las columnas de simulación de suelo

Para el montaje de las columnas de simulación de suelo, se prepararon en columnas de tubos de PVC de 3 pulgadas de diámetro interno y 80 cm de altura, se les acondicionó un sistema de drenaje en uno de sus extremos quedando en la parte inferior de las columnas en posición vertical; los cuales sirvieron para permitir la salida de los lixiviados de los riegos y/o humidificación; para recolectar los respectivos lixiviados por tratamientos se colocaron unos recipientes en la base de las columnas (Fig. 12).

En la parte inferior e interior se les colocó una capa de algodón de 2 cm de altura (en seco) y seguidamente se añadió una capa de aproximadamente 40 cm de altura con agrolita; en la parte superior se colocó la capa de suelo mezclada previamente con los respectivos tratamientos. Fueron en total 3 columnas de testigos y 12 de tratamientos de suelos con enmiendas orgánicas y químicas, en total 15, con tres repeticiones por cada ensayo haciendo un total de 45 columnas. La figura 13 muestra el esquema de dichas columnas.



Figura 12. Recipientes para colecta de lixiviados

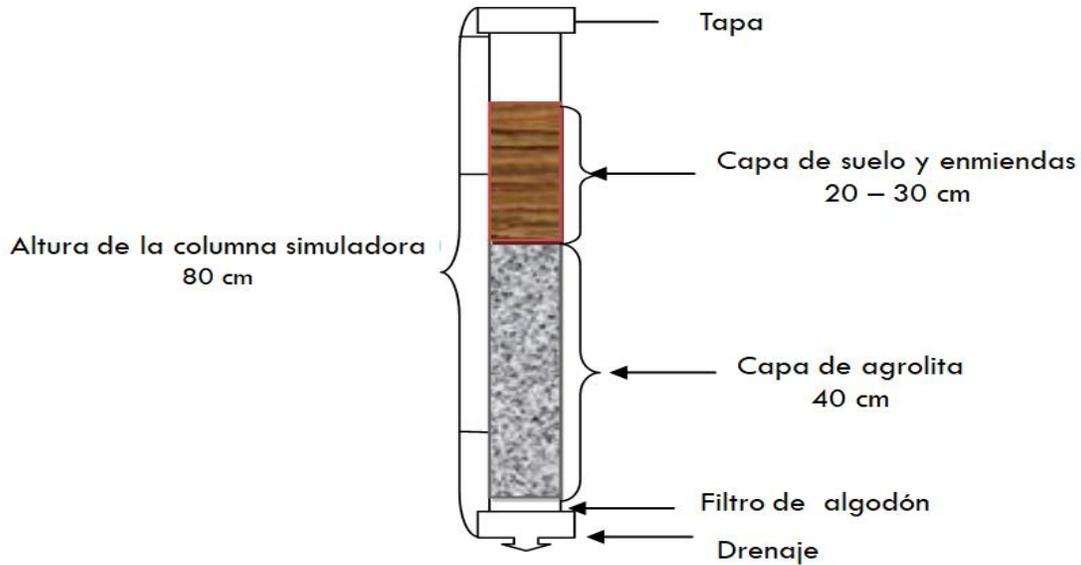


Figura 13. Esquema de columnas de simulación de suelo

En cada columna se añadió en pequeñas porciones las muestras de suelo en una cantidad igual en masa para todas (1000 g). Según el volumen del cilindro y a una altura variable, que osciló entre 20-26 cm dependiendo de los materiales que fueron adicionados, se colocaron muestras de suelo solo sin enmiendas (20 cm) y muestras de suelos mezclados con enmiendas orgánicas (composta, vermicomposta y cascarilla de cebada) y química (fosfoyeso) en proporciones entre 2 y 4% m/m. Evidentemente las densidades aparentes variaron entre 1.04-1.29 g/cm³. Los cálculos para establecer las dosis y aplicaciones de las enmiendas se realizó de acuerdo a criterios reportados por algunos autores (Espinosa *et* Lobo, 2004; IFA, 2002). En la figura 14 se muestra el montaje final de las 45 columnas de simulación de suelo.



Figura 14. Vista del sistema de columnas de simulación de suelo

5.7 Cálculo de riego para columnas

Para las aplicaciones de agua de riego a las columnas de simulación, se emplearán los registros de precipitaciones medias anuales en la región de Tlahuelilpan entre 2005 y 2012 (CONAGUA, 2013; INEGI, 2014), que se muestran en la tabla 8. Como se aprecia los meses de mayores niveles de precipitación son de Junio a Septiembre. El volumen total anual promedio de precipitaciones para este período (2005-2012) fue de 639.3 mm. No se encontraron reportes de evaporación y evapotranspiración para la región de estudio. Por tanto se asumió que la tasa de infiltración (I) se puede comportar entre 0.015-0.018 cm.min⁻¹ (9.0-10.8 mm.h⁻¹) para suelos arcillo-limosos y el resto es escorrentía o evaporación, según reportes (Landini *et al.*, 2007; Valverde, 2007). Estos autores señalan que la velocidad de infiltración en el suelo está en función de la textura del mismo.

Considerando esta precipitación anual y la tasa de infiltración se calculó el volumen de riego diario necesario para las columnas. Para los cálculos de volúmenes de agua para el riego se siguieron las recomendaciones reportadas (Landini *et al.*, 2007; WWF, 2009). Los riegos se realizaron cada tercer día y se colectaban los lixiviados semanalmente y 24 horas después del riego.

Tabla 8. Precipitación promedio mensual en Tlahuelilpan

| Meses | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | E | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D |
| PPT (mm) | 26.70 | 35.00 | 38.00 | 42.70 | 61.40 | 104.50 | 96.60 | 80.10 | 54.10 | 49.60 | 29.90 | 20.60 |

PPT: Precipitación mensual promedio (2005-2012)

(INEGI, 2014)

Los cálculos se realizaron a partir de la ecuación ajustada de Darcy (Dane *et Topp*, 2002):

$$I = \left(\frac{V}{A * t} \right) * \left(\frac{L}{\Delta H} \right)$$

Ecuación 10

Dónde:

I = Tasa de infiltración (cm/hora)

V = Volumen de agua requerido (cm³)

A = Área de la sección circular del cilindro (cm²)

t = Tiempo transcurrido para el total de riego en los ensayos, a razón de cada tres días por tres meses, es decir 30 días en total con riegos (horas)

L = Altura del cilindro de suelo (cm)

ΔH = Carga de agua que se mantiene constante por encima del nivel superior del cilindro de suelo (cm).

Considerando entonces los valores de I ($1.1 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$), A (39.60 cm^2), t (720 horas), L (90 cm) y ΔH ($\sim 5 \text{ cm}$ como espejo de agua), despejando V , encontramos un volumen total de 7.723 litros de agua por columna, que se convierten en $57 \text{ mL}\cdot 3\text{días}^{-1}$ por columna.

Los riegos se realizaron durante tres meses y se recolectaron los respectivos lixiviados en los quince tratamientos con sus tres réplicas respectivas.

De los lixiviados recogidos se tomaron 50 ml y se adicionaron 5 ml de HNO_3 concentrado y se aforaron a 100 ml, conservándose en refrigeración para los análisis posteriores.

5.8 Caracterización de los sustratos y tratamientos

Las muestras de suelo, las enmiendas individuales (composta, cascarilla de cebada, fosfoyeso y vermicomposta) fueron analizadas y caracterizadas inicialmente y se repitieron los análisis al término de tres meses posteriores a los tratamientos de incubación (en las columnas de simulación de suelo). Se realizaron una serie de análisis que se explican a continuación:

5.8.1 pH

El pH es uno de los parámetros de mayor importancia y más común en cualquier tipo de análisis químico del suelo, debido a que interviene en las reacciones químicas y biológicas del suelo. La determinación del pH es afectada por diversos elementos, como: la cantidad y tipo de constituyentes orgánicos e inorgánicos que favorecen a la acidez del suelo, la concentración de sales en la solución, la reacción suelo: solución, la presión parcial de bióxido de carbono y el efecto de la suspensión asociado con el potencial de unión, etc.

De acuerdo a los valores obtenidos se realiza la clasificación del suelo en cuanto a su valor de pH, la interpretación de resultados se presenta en la tabla 9.

Tabla 9. Clasificación de acuerdo al pH

| Clasificación | pH |
|-----------------------|-----------|
| Fuertemente ácido | < 5.0 |
| Moderadamente ácido | 5.1 – 6.5 |
| Neutro | 6.6 – 7.3 |
| Medianamente alcalino | 7.4 – 8.5 |
| Fuertemente alcalino | > 8.5 |

El pH fue determinado siguiendo la metodología establecida en la NOM-021-RECNAT-2000 y por medio de un medidor multiparamétrico de pH / ISE / conductividad / oxígeno disuelto, Thermo Scientific™ Orion™ Versa Star Pro™ (Fig. 15).



Figura 15. Multiparamétrico para pH y Conductividad eléctrica

5.8.2 Densidad

La densidad se define como la masa de una unidad de volumen de una sustancia dada. Se expresa en g/cm^3 .

Al estudiar un volumen dado de suelo se presentan dos alternativas: 1) el volumen está ocupado solamente por partículas sólidas; 2) el volumen está ocupado por una estructura formada por las partículas sólidas y un espacio poroso entre ellas. La masa es diferente aunque el volumen sea el mismo en ambos casos. Existen en el suelo dos tipos de densidad, la densidad real y la densidad aparente.

5.8.2.1 Densidad aparente

La densidad aparente es el peso en seco por unidad de volumen de suelo en sus condiciones naturales, en otras palabras, es la relación entre el peso del suelo seco a 110°C y el volumen total (incluyendo los poros). Se expresa en gr/cm^3 . Habitualmente, la densidad de los suelos no cultivados varía entre 1.0 y 1.6; las capas compactas pueden tener una densidad de hasta 1.7 a 1.8; cuanto más fina sea la textura y mayor sea el contenido en MO, menor será la densidad aparente.

La determinación de la densidad aparente se realizó por medio del método de la probeta, partiendo de dos parámetros: 1) la masa del suelo y 2) el volumen total (volumen de los sólidos y volumen ocupado por el espacio poroso) (NOM-021-RECNAT) (AS-03). El cálculo de la densidad aparente se realizó mediante la aplicación de la siguiente fórmula y se presenta una pequeña interpretación en la tabla 10.

$$D_a = \frac{P_{ss}}{V_t}$$

Ecuación 11

Dónde:

D_a = Densidad aparente (g/cm^3)

P_{ss} = Peso de suelo seco a 110°C (g)

V_t = Volumen total (cm^3)

Tabla 10. Interpretación de resultados de DA

| Tipo de suelos | g/cm^3 |
|----------------|------------------------|
| Arcillosos | 1.0 – 1.19 |
| Francosos | 1.20 – 1.32 |
| Arenosos | Mayor a 1.32 |

5.8.2.2 Densidad real

La densidad real es la masa por unidad de volumen de partículas del suelo. Se expresa en gramos por cm^3 de suelo. En otras palabras es la relación entre el peso de una partícula elemental de suelo y el de un volumen de agua igual al volumen de la partícula.

La densidad real del suelo se determinó mediante el método del picnómetro (Fig. 16). Ésta se estimó partiendo de conocer la masa y el volumen de una cantidad del suelo. La masa se determinó de manera directa pesando el suelo; el volumen se estimó de manera indirecta con el cálculo de la masa y la densidad del agua desplazado por la muestra de suelo.



Figura 16. Determinación de DR con picnómetro

La densidad real varía de acuerdo a la proporción de los elementos que constituyen el suelo, ya que tiene diferentes densidades. Por ejemplo, materia orgánica 1.47; arena 2.66; arcilla 2.75; cuarzo 2.6; feldespatos 2.7. El estándar de los suelos minerales varía entre 2.6 y 2.9; pero se toma 2.65 g/cm^3 como valor medio aceptable (De Vos *et al.*, 2005).

La densidad real se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$DR = \frac{d_{ag} (P_s - P_a)}{(P_s - P_a) - (P_{ags} - P_a)}$$

Ecuación 12

Dónde:

DR= Densidad Real

d_{ag} = Densidad del agua

P_a = Peso Picnómetro lleno de aire

P_{ag} = Peso picnómetro lleno de agua

P_s = Peso picnómetro con la muestra de suelo secado en la estufa

P_{ags} = Peso picnómetro lleno con suelo y agua

5.8.3 Humedad

El contenido de humedad de las muestras de suelo se realizó según la NOM-021-RECNAT, 2000, El método para determinar el contenido de humedad de los suelos se basa en la estimación de la cantidad de agua expresada en gramos que contiene una muestra de suelo. La masa de agua se refiere de la masa de suelo seco de la muestra. La masa de agua se calcula mediante la diferencia en peso entre la masa de suelo húmedo y la masa de suelo seco.



Figura 17. Secado del suelo en horno de convección

Se pesó una cantidad de suelo y se colocó en un horno de convección Cole Parmer serie 0102001 (Fig. 17), se ajustó la temperatura a 105°C y se mantuvieron ahí durante 24 horas, luego de transcurrido ese tiempo se pasaron a un desecador y se volvieron a pesar.

Con los resultados obtenidos se aplica la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Humedad} = \frac{\text{Peso Inicial} - \text{Peso Final}}{\text{Peso Inicial}} * 100$$

Ecuación 13

5.8.4 Materia orgánica

La materia orgánica del suelo es un indicador de su fertilidad, especialmente de su capacidad potencial para proporcionar nutrimentos a los cultivos; también es indicativo de la capacidad del suelo para retener nutrimentos contra pérdidas por lixiviación; la estabilidad de la estructura y la susceptibilidad a la erosión; tiene una capacidad amortiguadora del suelo para resistir variaciones de pH o salinidad, y las condiciones de laboreo y manejo del suelo.

La materia orgánica puede ser determinada por varios métodos, se aplica el método de calcinación si se trata de un suelo con alto contenido de arena; el método de ignición o calcinación para la determinación de la materia orgánica implica la destrucción climatizada de toda la MO del suelo.

El método consistió en colocar un peso conocido de la muestra de suelo en un crisol y luego se calentó durante 12 horas a 400° C en una mufla; a continuación se dejó enfriar en un desecador para posteriormente pesarlos. El contenido de MO se calcula como la diferencia entre el peso inicial y final de la muestra dividido por el peso de la muestra inicial y multiplicada por 100.

El cálculo de la Materia Orgánica se realiza aplicando la siguiente fórmula:

$$\% \text{ MO} = \frac{P1 - P2}{P2 - C} * 100$$

Ecuación 14

Dónde:

P1= Peso del suelo antes de la calcinación

P2= Peso del suelo después de la calcinación

C= Peso del crisol

La clasificación de acuerdo a los valores de referencia para el contenido de materia orgánica se presenta a continuación (Tabla 11).

Tabla 11. Clasificación de acuerdo al contenido de MO

| Clase | Materia Orgánica (%) |
|----------|----------------------|
| Muy bajo | < 4.0 |
| Bajo | 4.1 – 6.0 |
| Medio | 6.1 – 10.9 |
| Alto | 11.0 – 16.0 |
| Muy alto | > 16.1 |

5.8.5 Textura

La textura del suelo se refiere a la proporción relativa en que se presentan la arena, el limo y arcillas en el suelo. La textura está en relación con la dimensión y proporción de diversas reacciones, ya sean físicas y/o químicas; establece la dimensión del área en la cual ocurren dichos fenómenos (Coras, 2014).

Se determinó textura del suelo (NOM-021-RECNAT, 2000; método AS-09) por el método de Bouyoucos. Se pesaron 50g de suelo seco, se le agregó agua oxigenada para sacar la materia orgánica y se dejó reposar hasta que estuviera seco, este procedimiento se repitió hasta que ya no hubiera efervescencia, después de eliminar la materia orgánica y llevar a sequedad el suelo, se pasaron a un Erlenmeyer adicionando 10 mL de dispersante, se dejó reposar durante unos minutos y se agitó por 15 minutos. La suspensión del suelo se vertió en una probeta de 1000 mL, se llenó con agua destilada llevando el nivel del agua hasta la marca inferior del cilindro con el hidrómetro dentro, agitando vigorosamente y luego sumergiendo el hidrómetro; se tomó la primera lectura del hidrómetro a los 40 y la temperatura (Fig. 18). Se dejó el recipiente quieto para que no se perturbe la solución y pasadas 2 horas se volvió a tomar la segunda lectura (Medina *et al.*, 2007).



Figura 18. Prueba de textura con hidrómetro

Los cálculos se realizaron de acuerdo a las siguientes expresiones:

$$\% \text{ Limo} + \% \text{ Arcillas} = (\text{primera lectura/g de suelo}) * 100$$

$$\% \text{ Arena} = 100 - (\% \text{ Limo} + \% \text{ Arcillas})$$

$$\% \text{ Arcillas} = (\text{segunda lectura/ g de suelo}) * 100$$

$$\% \text{ Limo} = (\% \text{ Limo} + \% \text{ Arcillas}) - \% \text{ Arcillas}$$

De acuerdo a los resultados obtenidos de los cálculos anteriores se les ubico de acuerdo a su contenido de arcilla, arena y limo en el triángulo de las texturas (Fig. 19).



Figura 19. Triángulo de texturas del suelo

5.8.6 Parámetros que miden salinidad y sodicidad de los suelos

Partiendo en general del extracto de saturación de las muestra de suelo se les determinó conductividad eléctrica, relación de adsorción de sodio (RAS), porcentaje sodio intercambiable (PSI) (NOM-021-RECNAT, 2000) como parámetros que miden la sodicidad y salinidad en suelos.

5.8.6.1 Conductividad eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica es un parámetro que mide la capacidad de un material para transportar la corriente eléctrica. Una solución que contiene iones tiene esa habilidad. La conductividad de una solución electrolítica depende de la concentración total de iones presentes en agua, de la movilidad de cada uno de los iones disueltos, su valencia y de la temperatura a la que se hace la determinación. La conductividad eléctrica del extracto de saturación es uno de los índices más difundidos para evaluar la concentración salina del suelo

La medición de la conductividad eléctrica en el extracto de saturación se realizó a través del método establecido en la NOM-021 y por medio de un medidor multiparamétrico de pH / ISE / conductividad eléctrica / oxígeno disuelto, Thermo Scientific™ Orion™ Versa Star Pro™ (Fig. 15).

Se presenta en la tabla 12 la clasificación del suelo de acuerdo a su valor de conductividad eléctrica y los efectos reportados.

Tabla 12. Clasificación de acuerdo a la CE

| CE (dS m ⁻¹ a 25° C) | Efectos |
|---------------------------------|---------------------------------------|
| < 1.0 | Efectos despreciables de la salinidad |
| 1.1 – 2.0 | Muy ligeramente salino |
| 2.1 – 4.0 | Moderadamente salino |
| 4.1 – 8.0 | Suelo salino |
| 8.1 – 16.0 | Fuertemente salino |
| >16.0 | Muy fuertemente salino |

5.8.6.2 Relación de Absorción de Sodio (RAS)

Las determinaciones de las cantidades y proporciones de los diversos cationes intercambiables que se encuentran en el suelo, son de gran importancia, ya que los cationes intercambiables influyen en forma determinante en sus propiedades físicas y químicas. Para expresar la relación que hay entre los cationes solubles y los intercambiables se usa la relación de adsorción de sodio (RAS):

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

Ecuación 15

Dónde:

Na⁺: cantidad de iones de sodio Na⁺ adsorbidos en meq por 100 g de suelo

Ca²⁺: cantidad de iones de Ca²⁺ adsorbidos en meq por 100 g de suelo

Mg²⁺: cantidad de iones de Mg²⁺ adsorbidos en meq por 100 g de suelo

Esta formulación de RAS no contempla las diferencias físico-químicas esenciales de los iones polivalentes de Ca²⁺ y de Mg²⁺. El radio iónico del sodio Na⁺ es de 0.098, el del calcio Ca²⁺ es de 0.104 y el del magnesio es de 0.074 nm. Los números de hidratación en moles de H₂O/mol de electrolito son: para el ion sodio Na⁺ = 16.2, para el calcio Ca²⁺ = 16.7 y para el magnesio Mg²⁺ = 18.9 (Velázquez *et al.*, 2001). De aquí se deriva que los procesos de hidrólisis de estos iones se manifiestan con diferente intensidad. En esta formulación de RAS se considera que los iones divalentes de Ca²⁺ y Mg²⁺ se comportan de

manera semejante. En esta formulación no se consideran las variaciones de las concentraciones del Ca^{2+} debido a su precipitación en condiciones de alcalinidad elevada $\text{pH} > 8.2$.

5.8.6.3 Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI)

Para expresar la cantidad relativa de sodio intercambiable (PSI) presente en el suelo, en función de la capacidad de intercambio catiónico se utiliza la expresión (Velázquez *et al.*, 2001):

$$\text{PSI} = \frac{100 (- 0.0126 + 0.01475 \text{ RAS})}{1 + (- 0.0126 + 0.01475 \text{ RAS})}$$

Ecuación 16

La predicción del PSI se realizó para condiciones de saturación y en equilibrio con las aguas residuales de riego.

5.8.7. Ácidos húmicos (AH) y Ácidos Fúlvicos (AF)

Se les determinó contenidos de ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) por extracciones secuenciales según reportan (Melo, 2006; Rodríguez *et al.*, 2009) y siguiendo el esquema de la figura 20; para las determinaciones se partió de las muestras secadas por 24 horas y 50 g iniciales de cada muestra. Las extracciones secuenciales se realizaron con NaOH 0.5N, $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0.1 N y NaF 0.1N.



Figura 20. Esquema de Ácidos Fúlvicos y Húmicos

5.8.8 Potencial zeta (pZ), movilidad electroforética (ME) y punto isoeléctrico (PI)

El potencial zeta, es una medida de la magnitud de la repulsión o atracción entre las partículas. Su medida proporciona una idea de los mecanismos de dispersión y es la clave del control de dispersión electrostático.

La movilidad electroforética se refiere al movimiento de los iones, a la velocidad con la que viajan, aún más específico es la velocidad por unidad de campo eléctrico. La velocidad es mayor cuanto mayor es su carga y menor es su radio; y la facilidad con la que se mueve una partícula cargada depende directamente de su carga e inversamente de su tamaño y de la viscosidad del medio.

El potencial zeta y la movilidad electroforética se calcularon por medio de un equipo Zetasizer-Nano (Fig. 21) de la firma Malvern (Malvern, 2009). Por medio del potencial zeta (pZ) y movilidad electroforética (ME) se estimó el punto isoeléctrico (PI) o punto de carga cero.

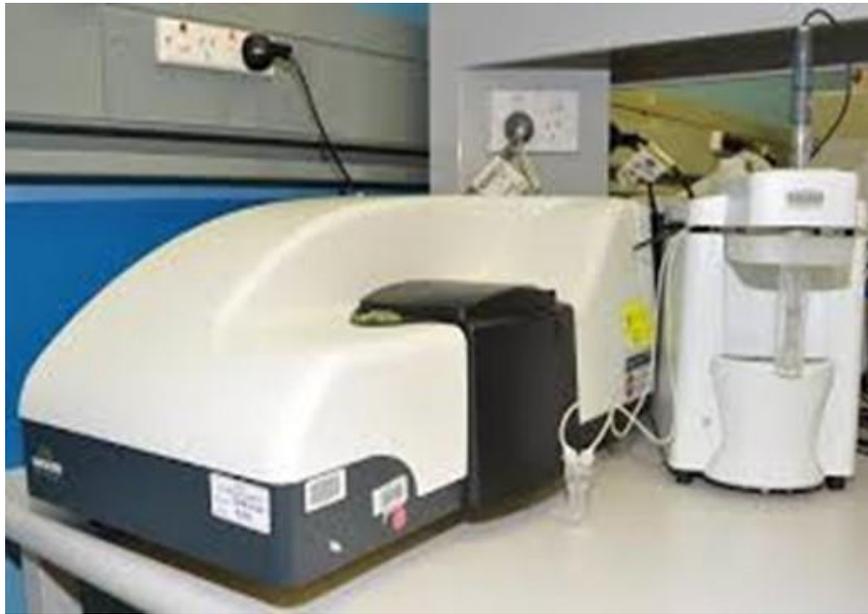


Figura 21. Equipo Zetasizer-Nano

5.8.9 Tamaño de partícula

Se le determinó igualmente distribución de tamaños de partículas coloidales del suelo, por medio de un analizador de tamaños con rayo Láser, modelo LS13-320 de la firma Beckman Coulter.

5.8.10 Difracción de rayos X (DRX)

Asimismo se determinó la microscopía electrónica de barrido con espectroscopía de energía dispersiva acoplado (MEB-EDS) en un equipo JSM-6300 de la firma JEOL (Fig. 22) y la difracción de rayos X (DRX) mediante equipo XRay, modelo INEL (Fig. 23).



Figura 22. Microscopio Electrónico de Barrido



Figura 23. Equipo para Difracción de Rayos X

5.8.11 Análisis elemental de Carbono (%C), Nitrógeno (%N) e Hidrógeno (%H)

Un análisis elemental de Carbono, Nitrógeno e Hidrógeno se realizó mediante equipo analizador elemental marca Perkin Elmer, modelo Series II CHNS/O 2400.

5.8.12 Análisis de metales en tratamientos y lixiviados

Se realizó análisis de metales en suelo, con y sin enmienda y en lixiviados para cada tratamiento por triplicado, así se calculó el porcentaje de remoción de sodio.

Se recolectaron los respectivos lixiviados por cada tratamiento, con tres repeticiones para cada caso cada semana por tres meses y se tomaron 50 ml y se adicionaron 5 ml de HNO₃ concentrado y se aforaron a 100 ml, conservándose en refrigeración para los análisis de metales. Los análisis de metales se realizaron por espectroscopia de plasma por acoplamiento inductivo (ICP), utilizando un espectrofotómetro marca Perkin Elmer modelo Optima 8000 bajo las condiciones normales de trabajo con utilización de Ar para la generación de plasma. Para la lectura, se prepararon estándares entre 0-20 mg/L, para realizar las curvas de calibración por cada uno de los metales en estudio (sodio, potasio, calcio, magnesio, silicio y aluminio).

Los análisis de aluminio (Al) se realizaron por espectrofotometría de absorción atómica en flama (EAA), mediante un espectrofotómetro de la firma Variant, modelo SPECTRAA.880 con un software de versión 2.10. Para el Al se preparó una curva de calibrado entre 0-1 mg/L.

Para la determinación del silicio (Si), se midió como ácido silícico (SiO₄⁻⁴) disponible por simple lixiviación del suelo. La determinación se realizó mediante el método fotocolorimétrico, que involucra la reacción del ácido silícico con el ácido molíbdico, formándose ácido silicomolíbico en la forma oxidada de coloración amarilla y la forma reducida de color azul. La forma reducida se obtiene al tratar la muestra con ácido sulfónico-naphthol-amino.

El color azul es más intenso que el color amarillo, lo cual incrementa la sensibilidad para su análisis químico (Parra *et al.*, 2004). A 5 mL de alícuota del lixiviado, se les añadieron los reactivos 25 mL de ácido acético a 20%; 10 mL de solución de molibdato de amonio (54 g.L⁻¹, pH 7.0); 5 mL de ácido tartárico a 20%; 1 mL de solución reductora formada por A (2 g de Na₂SO₃ y 0.4 g de 1-amino-2-naphthol-4-ácido sulfónico aforados a 25 mL con agua destilada) y B (25 g de NaHSO₃ disueltos en 200 mL de agua destilada). Las soluciones A y B se mezclaron y se aforaron a 250 mL. Después de añadir la solución reductora, se aforó a 50 mL con ácido acético a 20%.

Transcurrieron cinco minutos entre la adición del molibdato de amonio y el ácido tartárico. Las muestras se mezclaron y se dejaron en reposo por 30 min. Se determinó la absorbancia en un espectrofotómetro Genesys a 650 nm de longitud de onda. Se preparó una solución patrón de 100 mg.L⁻¹ de Si a partir de silicato de sodio grado reactivo (Parra *et al.*, 2004). Se graficó una curva entre 0-20 mg/L.

5.8.13 Respiración edáfica (Evolución del CO₂)

La evolución del CO₂ se realizó por el método de incubación estática y fue evaluada como respiración edáfica del suelo (Murcia *et* Ochoa, 2008). Se realizó al suelo sin enmienda y con enmiendas químicas y orgánicas (tres testigos y dos ensayos) con tres réplicas cada uno.

La actividad microbiológica del suelo se determinó mediante la medida del desprendimiento de CO₂ por la actividad de los microorganismos del suelo durante un período de tiempo, en condiciones controladas de humedad y temperatura en el laboratorio, conocido, además, como método de incubación estática, propuesto por Stotzky en 1965 y siguiendo el procedimiento descrito por Anderson en 1982 y reportado por Rochette *et* Hutchinson (2005).

Se colocaron 30 g de suelo humedecido entre 50-60 % de su capacidad de retención de humedad (capacidad de campo) en frascos con tapa de rosca (hermética) introduciendo un vial con 15 mL de hidróxido de sodio (NaOH) 0,1 M. Los frascos cerrados se colocaron en oscuridad a temperatura del laboratorio (21 ± 3 °C) por 24 horas (Fig. 24). Como blanco se utilizó frascos que solo contenían el vial con NaOH.



Figura 24. Frascos cerrados y en oscuridad

El CO₂ desprendido se midió indirectamente por medio de una titulación del exceso de NaOH con ácido clorhídrico (HCl) 0,1 M, precipitando los carbonatos con cloruro de bario (BaCl₂) 0,05 M, usando fenolftaleína como indicador (Fig. 25).



Figura 25. Titulación con NaOH

Los ensayos se realizaron por triplicado (15 ensayos), luego de tres meses de incubación la evolución y el efecto de las enmiendas fueron medidas por la respiración edáfica (evolución del CO₂ del suelo). La respiración edáfica se expresa en mg CO₂⁻¹.

La cantidad en miligramos (mg) de CO₂ desprendido se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$\text{mg CO}_2 = (B - V) * M * \text{PM}$$

Ecuación 17

Dónde:

B= mL de HCL gastados en la valoración del NaOH del blanco de referencia

V= mL de HCL gastados en la valoración del NaOH donde se colectó muestras de suelos con y sin enmiendas

M= Molaridad del HCL, en mmoles.mL⁻¹

PM= Peso molecular del CO₂ en mg.mmol⁻¹

5.8.14 Pruebas de germinación

La germinación de las semillas generalmente se presenta en tres fases. La primera se refiere a la imbibición de agua; se considera que con 12 horas de imbibición son suficientes para satisfacer los requerimientos hídricos y comenzar la germinación. En la segunda fase se producen cambios importantes en la hidratación de los cotiledones durante un período de reposo de aproximadamente 40 horas, tiempo en el cual no se observa ningún cambio en la anatomía de la semilla. Posteriormente la semilla sigue adsorbiendo agua iniciándose la tercera fase de crecimiento, asociado a aparición de la radícula.

La mayor parte de las plantas son más sensibles a la salinidad durante la germinación y emergencia que durante los estadios de crecimiento y desarrollo posteriores. Las sales actúan en forma tóxica antes que como estímulo de la germinación de la semilla. La acción tóxica del catión o del anión puede superar el efecto producido sobre la presión osmótica. Además, al bajar los potenciales hídricos en el suelo, las sales bajan la tasa y la germinación total. Los efectos de la salinidad varían dependiendo del estadio de crecimiento y de la duración del estrés. En algunas especies, la tolerancia a la salinidad en la germinación es independiente de la tolerancia a la salinidad en la emergencia, crecimiento vegetativo, floración y fructificación.

La salinidad da origen a una reducción del crecimiento de los cultivos al afectar negativamente la germinación y/o la capacidad de emerger de las plántulas (Farahbakhsh *et* Shamsaddin, 2011). Las etapas de germinación y emergencia se consideran una fase crítica del cultivo.

Se evaluó la germinación en muestras de suelos con y sin enmiendas de semillas sembradas en vasos de unicel con perforaciones en el fondo para facilitar el drenaje de los riegos (Fig. 26).



Figura 26. Prueba de germinación

Los ensayos de germinación se realizaron por tratamiento y por triplicado para evaluar la eficacia de la biorremediación mediante la germinación, etapa donde las plantas son más sensibles a la salinidad. Se evaluó la germinación de semillas de frijol (*Phaseolus vulgaris*) y zanahoria (*Daucus carota*) en recipientes con el suelo biorremediado. Se eligieron esos dos cultivos debido a que ambos están clasificados como sensibles a la salinidad, ambos tienen su límite en 1 dS/m.

Las pruebas de germinación permiten evaluar el poder germinativo de las semillas y estimar su valor potencial para la siembra en campo. El objetivo de las pruebas de germinación es obtener información con respecto a la capacidad de las semillas para producir plántulas normales.

En este caso, las pruebas de germinación se evaluaron mediante el porcentaje de germinación y la velocidad de germinación (tasa de germinación).

El porcentaje de germinación es una prueba que se utiliza para saber cuántas semillas pueden llegar a germinar después de sembrarse. Está basado en el porcentaje de germinación final después de ciertos días. Se contabilizan cada una de las plántulas emergidas hasta el último día de la evaluación y el resultado se obtiene dividiendo el número total de plántulas emergidas, entre el número total de semillas sembradas y se multiplica por cien.

$$\% \text{ Germinación} = \frac{\text{No. plántulas emergidas en el último conteo}}{\text{No. de semillas sembradas}} * 100$$

Ecuación 18

El índice de velocidad de germinación conocido también como tasa de germinación, es el tiempo que tarda la semilla en germinar completamente, se inicia el conteo desde el día de la siembra, conocido como día cero; hasta el término de la prueba. Se calcula mediante la siguiente fórmula, dividiendo el número de plantas normales en cada uno de los conteos diarios, entre el número de días en los cuales las semillas han permanecido en germinación.

$$T_g = \frac{\sum(N_i \times D_i)}{\sum N_i}$$

Ecuación 19

Dónde:

N_i = Número de semillas germinadas el día D_i

D_i = Tiempo transcurrido desde la siembra, en días

5.8.15 Análisis estadístico

Todos los análisis se realizaron por triplicado y/o quintuplicado, según el caso, para cada uno de los ensayos con muestras de suelos con o sin enmiendas y en los ensayos de evolución del CO₂ y germinación de semillas. Los resultados se reportan como valores promedio, desviación estándar y coeficiente de variabilidad.

Los resultados obtenidos se sometieron a un análisis de varianza en el programa estadístico SAS 9.0 y fueron analizados para cada caso mediante la prueba de medias de Tukey $\alpha = 0.05$. Es importante mencionar que los análisis estadísticos se realizaron por grupos de tratamientos.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1.1 Propiedades físicas y químicas en suelo inicial y enmiendas

Los resultados de las determinaciones físicas y químicas del suelo y enmiendas se resumen en la tabla 13.

Tabla 13. Propiedades físicas y químicas del suelo muestreado y enmiendas

| Muestras | Densid. Real | Densid. Apar. | Humedad | MO | Textura | | | |
|----------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | g/cm ³ | g/cm ³ | % | % | Arena % | Limo % | Arcilla % | Tipo |
| Suelo Tlahuelilpan | 2.47 c (0.11) | 1.14 c (0.07) | 5.34 a (0.41) | 3.34 a (0.13) | 58.0 (1.08) | 32.0 (1.13) | 10.0 (0.74) | Franco Arenoso |
| Fosfoyeso | 2.35 c (0.15) | 1.42 c (0.06) | 5.32 a (0.37) | 2.89 a (0.19) | - | - | - | - |
| Composta | 1.64 b (0.09) | 0.52 b (0.03) | 16.45 b (0.68) | 17.25 b (0.72) | - | - | - | - |
| Cascarilla de cebada | 1.08 a (0.08) | 0.28 a (0.02) | 18.74 b (0.61) | 20.72 b (1.65) | - | - | - | - |
| Vermicomposta | 1.36 b (0.08) | 0.48 b (0.03) | 20.36 c (0.69) | 21.38 c (1.05) | - | - | - | - |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)
Entre paréntesis aparece la desviación estándar

Por los resultados de humedad, se puede apreciar una relativa baja humedad en el suelo de estudio, en tanto las humedades de la composta, la vermicomposta y la cascarilla de cebada resultaron 3.1, 3.8 y 3.5 veces mayores que la del suelo, en tanto la humedad del fosfoyeso presentó valores similares al suelo. Al haberse conseguido mantener la humedad en la composta y la vermicomposta durante su proceso de maduración entre 45-60%, parámetro óptimo (Román *et al.*, 2013), una vez terminadas, almacenadas y listas para ser utilizadas, la humedad puede haber descendido entre 10-20% (Rodríguez *et al.*, 2007). Este es el caso con humedades entre 16-20%.

Los resultados de densidad aparente (DA) y densidad real (DR) se observan en la tabla 13. Las variaciones en la DR y DA de los materiales analizados viene condicionada por el contenido en materia orgánica, como se puede observar en las correlaciones lineales negativas ($R^2=0.716$ y $R^2=0.836$, respectivamente) entre estos dos parámetros (Fig. 27), donde se aprecia que los valores más altos de MO corresponden a los valores más bajos de DR y DA (Huerta, 2010, Medina *et al.*, 2015). La DR de los minerales identificados por DRX y presentes en la muestra de suelo, es en promedio de 2.60 g/cm³, lo cual es aproximado a la extrapolación de la línea recta para el % de MO igual a 0.00. La DA del suelo fue aproximadamente un 50% más baja que la DR. Las DR y DA de la vermicomposta se corresponde con las reportadas por Medina y colaboradores (Medina *et al.*, 2015).

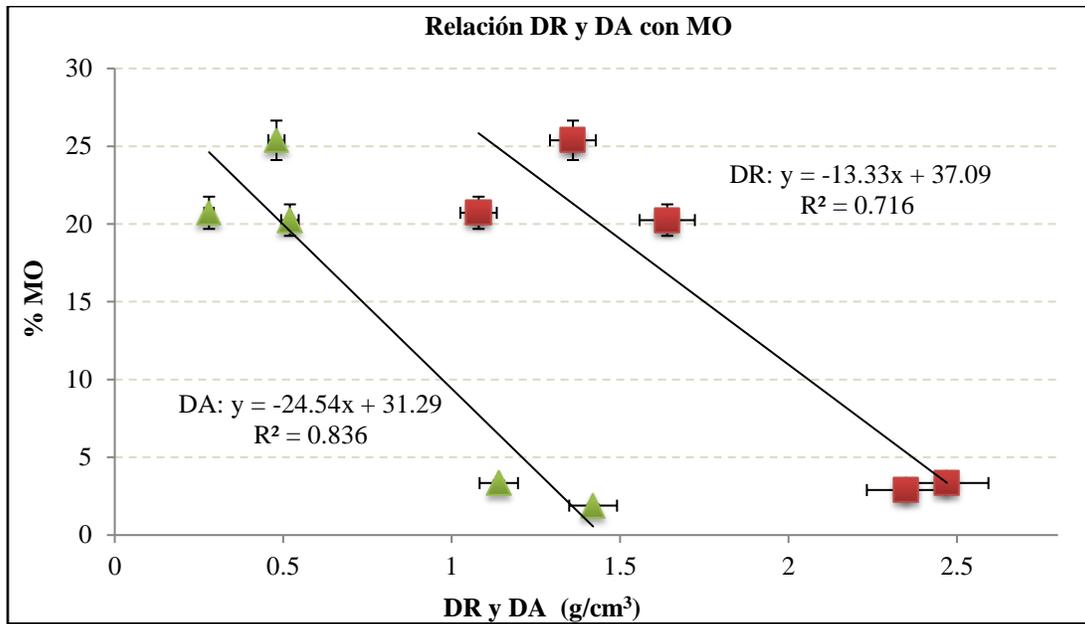


Figura 27. Correlación entre DR y DA con MO en suelo y enmiendas

La textura indica el contenido relativo de partículas de diferente tamaño, como arena, limo y arcilla en el suelo. La textura tiene que ver con la facilidad con que se puede trabajar el suelo, la cantidad de agua y aire que retiene (porosidad) y la velocidad con que el agua penetra en el suelo y lo atraviesa. De acuerdo a los resultados, el suelo en estudio clasifica en clase textural franco arenoso (USDA, 2003; Carrillo *et al.*, 2014).

La porosidad promedio encontrada para este suelo fue de $54.11\% \pm 2.34\%$, lo que lo clasifica como un suelo de porosidad medianamente amplio. La alteración de la porosidad, la compactación del suelo y la capacidad del suelo para infiltrar y retener agua son cambios asociados a los primeros horizontes de suelos degradados, que limitan el desarrollo y elongación del sistema radical y son críticos para el normal desarrollo de un cultivo (Bengough *et al.*, 2006).

La MO es el indicador mayormente utilizado para evaluar la calidad del suelo (Maicelo, 2012). La materia orgánica determinada según la Norma Mexicana (DOF, 2002), arroja pobreza en el suelo en estudio (3.34%, nivel bajo a medio para suelos no volcánicos y muy bajos para suelos de origen volcánico). Estos resultados se corresponden en textura, densidades (DR y DA) y contenidos de MO, con lo reportado por otros autores (Murray *et al.*, 2011) en suelos salinizados de zonas costeras. La MO en composta y vermicomposta se comporta entre 6 y 10 veces superior a la del suelo inicial, para la cascarilla de cebada fue 5.6 veces superior a la del suelo; por su parte en el fosfoyeso fue de solo 1.6 veces mayor que la del suelo. Existe igualmente una correlación positiva (Fig. 28) entre los contenidos de humedad y MO lo que pone de relieve que la presencia de MO ayuda a la retención de humedad (Domínguez *et al.*, 2003).

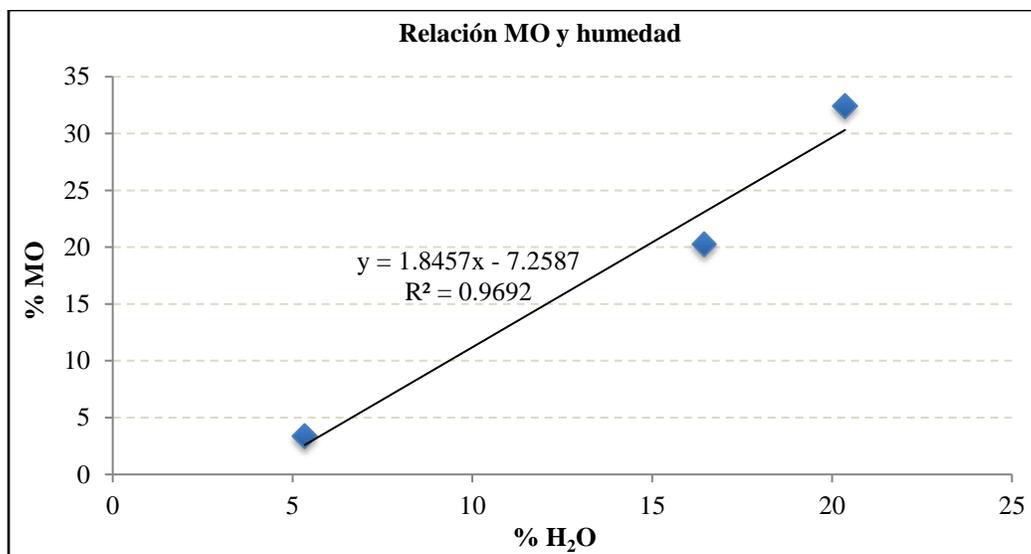


Figura 28. Correlación lineal entre MO y humedad en suelo, composta y vermicomposta

6.1.2 Propiedades físicas y químicas en suelos tratados

Los resultados de estos ensayos se observan en la tabla 14 donde aparecen los resultados que fueron obtenidos inicialmente en la muestra de suelo y los obtenidos luego de 3 meses de tratamientos aplicados con las diferentes enmiendas.

Tabla 14. Resultados de caracterización del suelo inicial y al final de los tratamientos

| Trat | Densid real | Densid apar | Humedad | MO | Textura | | | Tipo |
|----------------------|-------------------|-------------------|---------|--------|---------|--------|-----------|----------------|
| | g/cm ³ | g/cm ³ | | | Arena % | Limo % | Arcilla % | |
| Suelo Inicial | 2.47 | 1.14 | 5.34 | 3.34 | 58 | 32 | 10 | Franco arenoso |
| T1 | 2.46 a | 1.14 a | 3.68 b | 3.36 b | 59 a | 31 a | 10 a | Franco arenoso |
| TFY2 | 2.12 b | 1.10 a | 4.25 b | 3.40 b | 56 a | 34 a | 10 a | Franco arenoso |
| TFY4 | 2.16 b | 1.09 a | 7.11 a | 3.46 a | 56 a | 34 a | 9 a | Franco arenoso |
| C2 | 2.12 a | 1.14 a | 8.11 d | 5.56 b | 53 a | 35 a | 10 a | Franco arenoso |
| C4 | 2.10 ab | 1.13 a | 9.51 c | 5.91 a | 54 a | 34 a | 12 a | Franco arenoso |
| C2FY2 | 2.03 b | 1.10 a | 12.14 b | 5.62 b | 53 a | 35 a | 12 a | Franco arenoso |
| C4FY2 | 2.17 a | 1.11 a | 12.94 a | 5.96 a | 54 a | 33 a | 13 a | Franco arenoso |
| Ca2 | 2.18 a | 1.13 a | 11.57 c | 5.63 b | 56 a | 33 a | 10 a | Franco arenoso |
| Ca4 | 2.21 a | 1.13 a | 12.58 b | 6.04 a | 57 a | 32 a | 11 a | Franco arenoso |

| | | | | | | | | |
|---------------|--------|---------|---------|--------|------|------|------|----------------|
| Ca2FY2 | 2.11 a | 1.15 a | 12.70 b | 5.69 b | 53 a | 36 a | 11 a | Franco arenoso |
| Ca4FY2 | 2.16 a | 1.13 a | 13.96 a | 6.10 a | 54 a | 34 a | 12 a | Franco arenoso |
| | | | | | | | | |
| V2 | 2.16 a | 1.12 ab | 13.23 b | 5.64 b | 54 a | 35 a | 11 a | Franco arenoso |
| V4 | 2.21 a | 1.20 a | 14.19 a | 6.07 a | 53 a | 35 a | 12 a | Franco arenoso |
| V2FY2 | 2.00 a | 1.09 b | 13.36 b | 5.70 b | 53 a | 35 a | 12 a | Franco arenoso |
| V4FY2 | 2.13 a | 1.15 ab | 13.97 a | 6.13 a | 54 a | 35 a | 13 a | Franco arenoso |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

Como se aprecia en la tabla 14, se mantuvo la clasificación textural como suelo franco-arenoso, sin embargo, se pudo apreciar una tendencia a reducir los porcentajes de arena (de 58% a 53.5% en promedio) a expensas de ligeros incrementos de los % de limo (de 32% a 35% en promedio) y % de arcillas (de 10% a 12% en promedio). Esto se aprecia por las pendientes negativas y positivas, respectivamente, de las líneas de tendencia de las figuras (29, 30, 31). Con esto se puede inferir que las enmiendas orgánicas favorecen también la textura del suelo, lo que se corresponde con lo que se reporta en la bibliografía (Delgado, 2017).

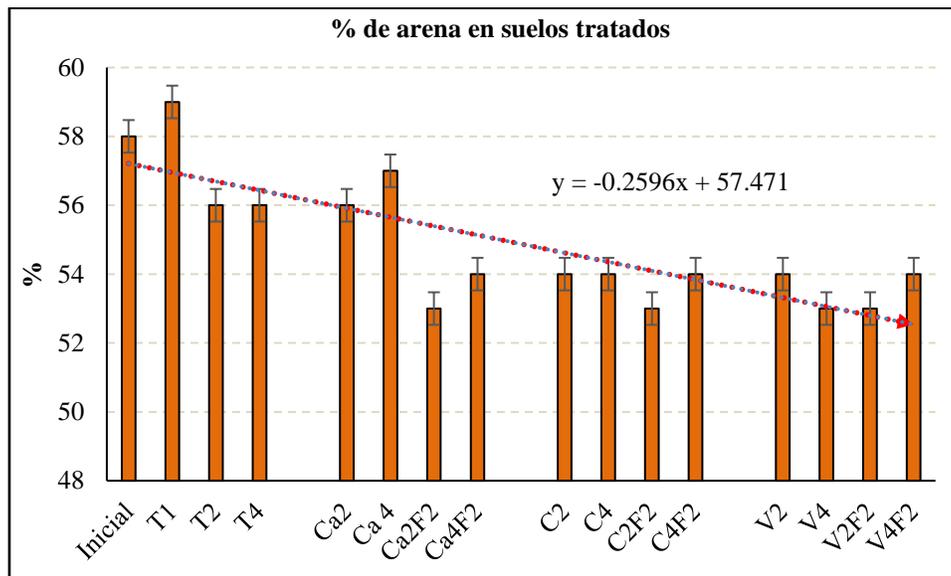


Figura 29. Comportamiento del porcentaje de arena en tratamientos

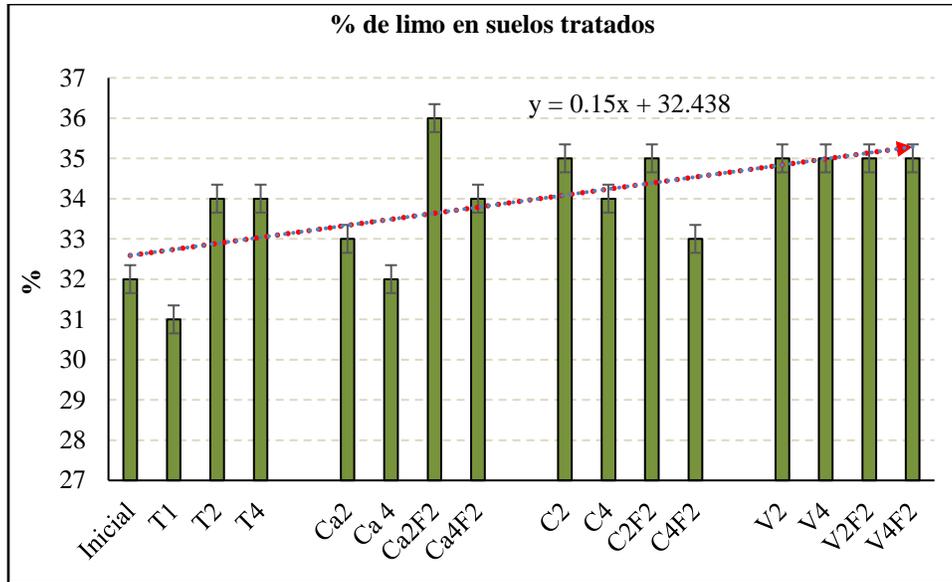


Figura 30. Comportamiento del porcentaje de limo en tratamientos

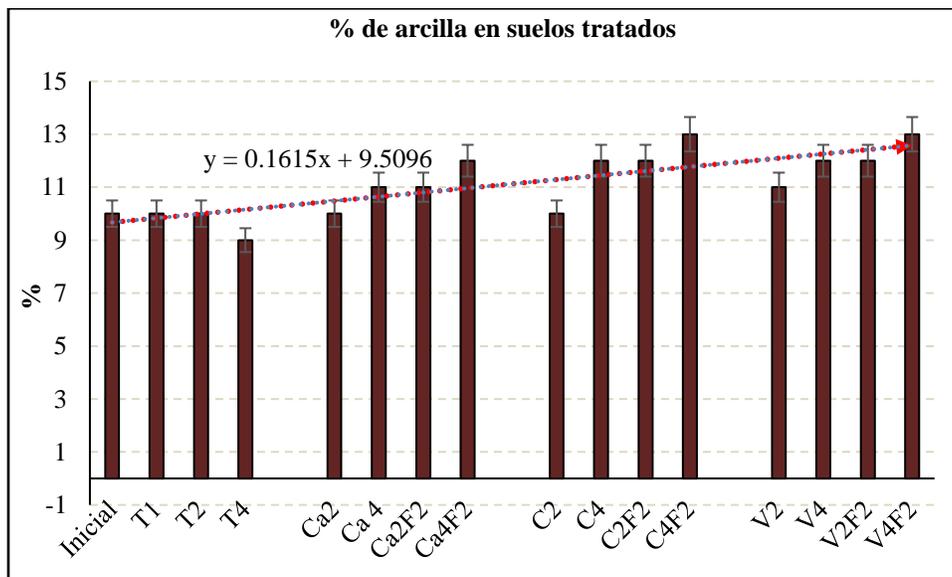


Figura 31. Comportamiento del porcentaje de arcilla en tratamientos

De una manera gráfica puede observarse en la figura 32 como la textura de los suelos con enmiendas, luego de 3 meses de tratamientos, muestran una tendencia a ser más franca. Solamente con un tiempo de 3 meses de tratamiento, resulta difícil apreciar un fuerte cambio textural y una estabilización estructural. La estabilidad estructural es la resistencia de la granulometría del suelo a disgregarse en condiciones de humedad. Define el estado de agregación de las partículas componentes minerales u orgánicas del suelo. Depende de la disposición de sus partículas y de la adhesión de las partículas menores para formar otras mayores o agregados (Madero *et al.*, 2013).

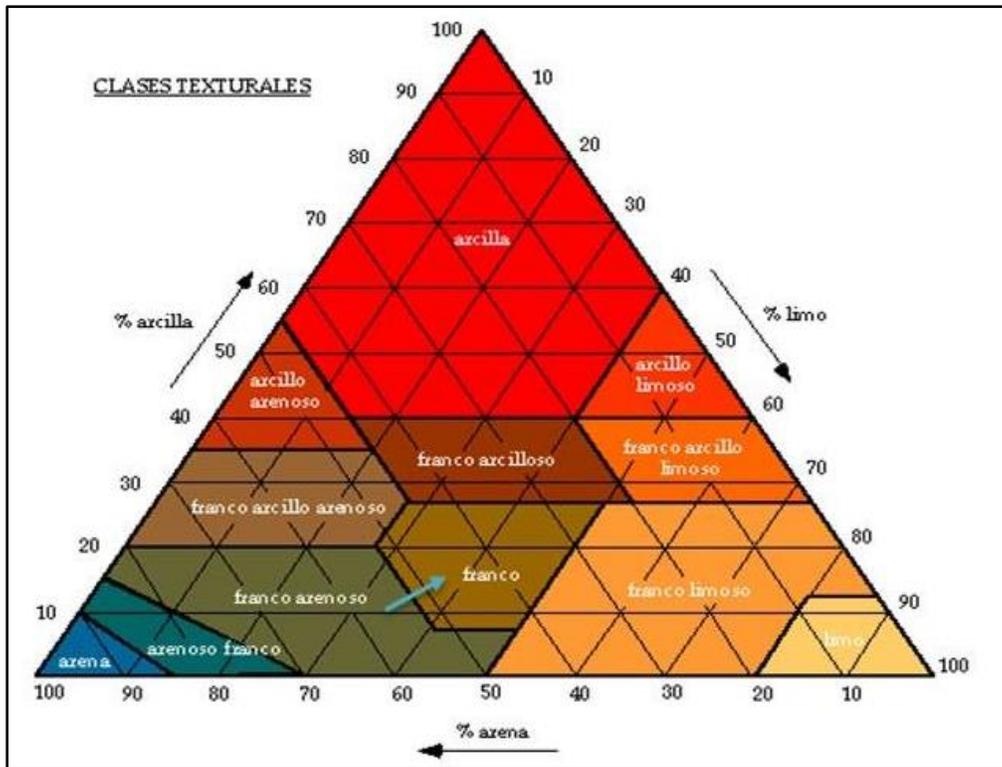


Figura 32. Triángulo de texturas para clasificación de suelos

Lo anteriormente planteado está acorde con los resultados de las densidades aparente y real, donde no pueden apreciarse variaciones significativas con los diferentes tratamientos; la textura se mantiene en su clasificación tipológica franco arenosa, aunque como se mencionó existe una tendencia a reducir los porcentajes de arena, y se considera en general en un rango con valores correspondientes a suelos sanos y al mismo tiempo está en relación a la proporción de los elementos que constituyen el suelo. Por otra parte, la textura y densidad son propiedades que están relacionadas con otras, por ejemplo, con el contenido de MO ya que cuanto más fina sea la textura y mayor sea el contenido en MO, menor será la densidad.

En relación a los valores de humedad, se pudo apreciar (Tabla 14) un ligero incremento de retención de agua, luego de los tratamientos con todas las enmiendas en general; se incrementa en promedio en 1.2 veces más que la humedad inicial del suelo, lo que se incrementa más con las enmiendas orgánicas que absorben y retuvieron más humedad en los suelos tratados.

6.2.1 Ácidos Húmicos y Ácidos Fúlvicos en suelo, composta y vermicomposta

Las sustancias húmicas (SH) contenidas principalmente en composta y/o vermicomposta, son las responsables de su calidad. La extracción de SH en una sola agitación y con un solo

extractante, deja una cantidad considerable de estos compuestos en el sustrato, por ello se acude a extracciones secuenciales con diferentes reactivos para una estimación más real de la calidad de compostas y/o vermicompostas (Rodríguez *et al.*, 2009). Es de notar que con esta forma de extracciones secuenciales, los resultados obtenidos de la suma de AH y AF en el suelo, composta y vermicomposta, representan el 72%, 69% y 75% de la materia orgánica (Tabla 13) respectivamente.

La presencia de SH en estas dos enmiendas orgánicas son las responsables de aumentar la estabilidad de las suspensiones coloidales en el suelo en estudio y con ello coadyuvar al mejoramiento y recuperación del mismo. Como se puede apreciar los contenidos de ácidos fúlvicos en composta y vermicomposta resultaron de 5 a 10 veces mayores que en el suelo inicial, respectivamente, y por su parte, los contenidos en ácidos húmicos son aproximadamente 5 veces mayores en composta y 3 veces mayores en vermicomposta que en suelo inicial. Los contenidos de AH y AF se reportan en la tabla 15.

Tabla 15. Contenidos de ácidos fúlvicos (AF) y ácidos húmicos (AH)

| Muestra | Ácidos Fúlvicos (%) | Ácidos Húmicos (%) | 1ra extracción NaOH 0.5 N (%) | 2da extracción Na ₄ P ₂ O ₇ 0.1 N (%) | 3ra extracción NaF 0.1 N (%) |
|---------------|---------------------|--------------------|-------------------------------|------------------------------------------------------------------------|------------------------------|
| Suelo | 1.61 ± 0.21 c | 0.80 ± 0.09 c | 46.0 ± 0.56 c | 49.3 ± 0.23 a | 4.7 ± 0.79 b |
| Composta | 8.62 ± 0.37 b | 4.02 ± 0.28 a | 56.8 ± 4.88 b | 36.6 ± 6.84 b | 6.6 ± 1.97 a |
| Vermicomposta | 13.32 ± 0.44 a | 2.82 ± 0.31 b | 68.9 ± 2.29 a | 27.0 ± 2.30 c | 4.1 ± 0.48 b |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

Estos resultados son un poco inferiores a los que reportan Rodríguez *et al.*, (2009) para diferentes tipos de compostas (15.3-21.9%) pero si son similares o algo superiores a los que se reportan por otros autores (entre 0.43 y 8.3%) (López *et al.*, 2008).

Se hace notar que las extracciones con NaOH 0.5N mostraron mayor eficiencia en cuanto a porcentajes de extracción de AH. Entre los dos primeros extractantes se logra recuperar entre el 93 y 95 % de los AH.

6.2.2 Ácidos húmicos y ácidos fúlvicos al final de los tratamientos

Con respecto a los resultados del contenido de las sustancias húmicas en los diferentes tratamientos, los resultados se muestran en la tabla 16.

Tabla 16. Comportamiento de ácidos húmicos y fúlvicos en los tratamientos

| Tratamientos | Ácidos Fúlvicos (%) | Ácidos Húmicos (%) |
|-----------------|---------------------|--------------------|
| Testigo 1 | 1.49 a | 0.83 a |
| Testigo 2 (FY2) | 1.38 b | 0.78 ab |
| Testigo 3 (FY4) | 1.33 b | 0.74 b |

| | | |
|-----------------------|---------|---------|
| Composta 2 | 2.08 b | 1.42 b |
| Composta 4 | 2.42 a | 1.36 b |
| Composta 2 + FY2 | 1.88 c | 1.54 a |
| Composta 4 + FY2 | 1.99 bc | 1.46 ab |
| Cascarilla 2 | 1.78 ab | 1.50 a |
| Cascarilla 4 | 1.80 a | 1.50 a |
| Cascarilla 2 + FY2 | 1.70 b | 1.48 a |
| Cascarilla 4 + FY2 | 1.75 ab | 1.50 a |
| Vermicomposta 2 | 3.08 b | 2.06 a |
| Vermicomposta 4 | 3.24 a | 2.16 a |
| Vermicomposta 2 + FY2 | 3.04 b | 2.08 a |
| Vermicomposta 4 + FY2 | 3.21 a | 2.16 a |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

Estos resultados son consistentes con lo afirmado por Adani *et al.*, (2006) respecto a que no siempre dosis mayores de enmiendas, provocan aumento de las fracciones humificadas del suelo, aunque modifican de manera diferencial la proporción de ácidos fúlvicos y ácidos húmicos. Esto se aprecia en la figura 33. Consistente, además, con lo reportado en la bibliografía (Abril *et al.*, 2014).

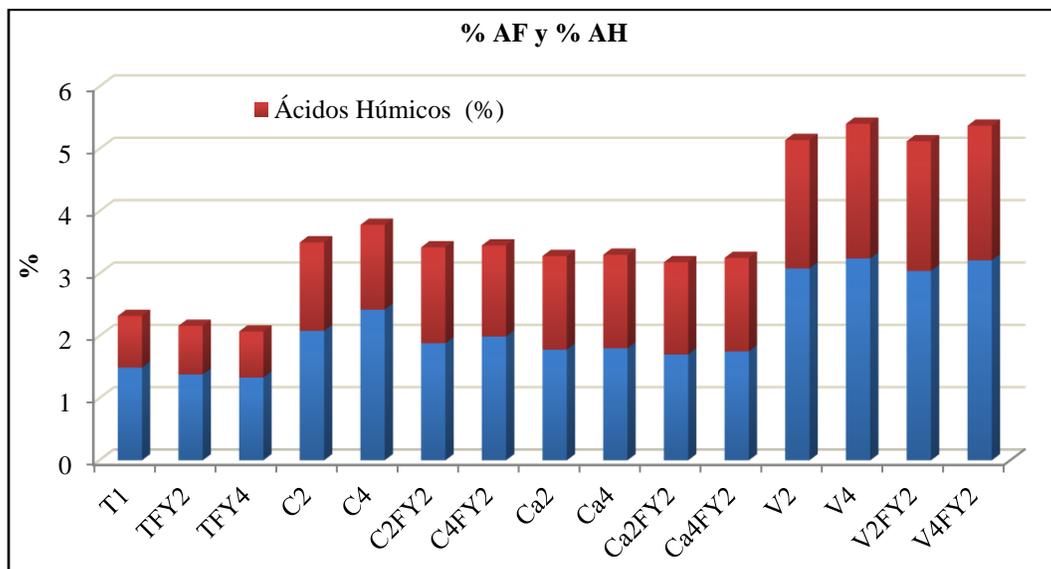


Figura 33. Comportamiento de ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) en tratamientos

Estos resultados reflejan también, que el aumento de MO total reportado en la tabla 14, se debe principalmente a la fracción no humificada (FNH), lo cual es coincidente con lo afirmado por Lejon *et al.*, (2007), respecto a que la aplicación de enmiendas orgánicas, aumenta más las fracciones lábiles, que los ácidos húmicos, excepto cuando el material de origen es muy lignificado. Las sustancias no húmicas (SNH) comprenden compuestos que pertenecen a las clases conocidas, tales como aminoácidos, proteínas, hidratos de carbono, lípidos, lignina, ácidos nucleicos, hormonas, pigmentos y una variedad de ácidos orgánicos.

Es gracias a la actividad enzimática de los microorganismos del suelo que se forman las sustancias húmicas (SH) como los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF), que provienen de la degradación de la materia orgánica (Yegros, 2008). La figura 34 muestra la tendencia a incrementar los ácidos fúlvicos y ácidos húmicos con los diferentes tratamientos y enmiendas. Se hace notar que es mayoritaria la presencia de ácidos fúlvicos con relación a la de ácidos húmicos. Los tratamientos o enmiendas con vermicomposta, lograron incrementar mucho más las concentraciones de ácidos fúlvicos y ácidos húmicos.

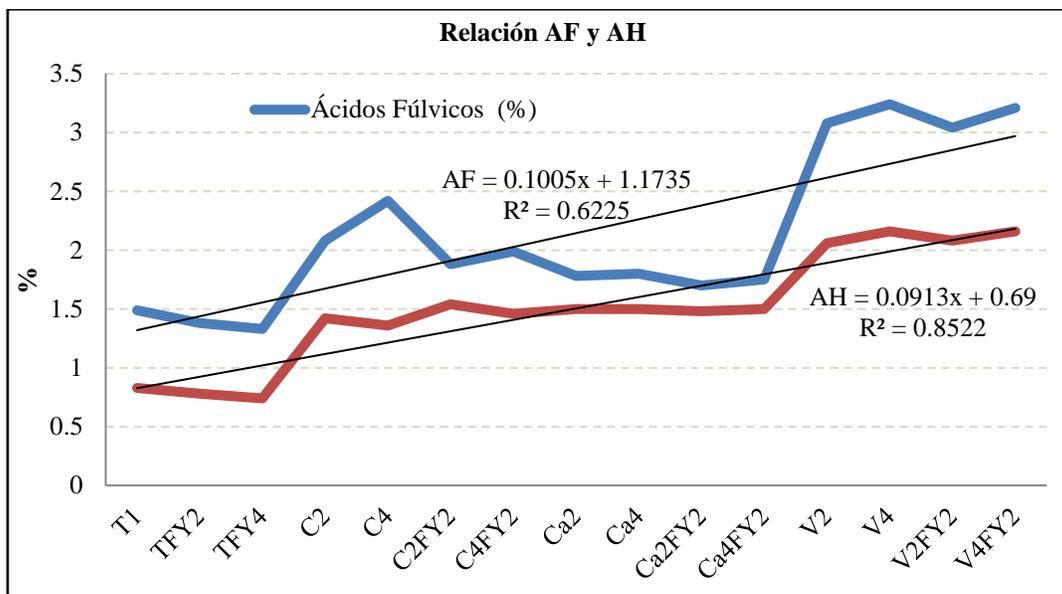


Figura 34. Relación de AF y AH en tratamientos

Igualmente, se puede afirmar que gracias al incremento de los ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, la capacidad de retención de humedad en los suelos se ve favorecida (Salazar *et al.*, 2018). Los primeros centímetros del suelo son muy sensibles a los regímenes de temperatura y humedad que están asociados con el posible cambio climático global (Gutiérrez, 2009). Este incremento en sustancias orgánicas favorece el desarrollo de raíces y crecimiento de las plantas. Otro factor importante que está relacionado con el manejo agrícola, y que puede influir sobre la capacidad de retención de humedad, es el cambio de pH. La disminución del pH del suelo bajo estas condiciones fue puesta de manifiesto por Prado *et al.*, (2007), quienes estudiaron el perfil completo en el sitio y en donde los autores

sugieren que la disminución del pH del suelo puede favorecer la retención de humedad y de sustancias húmicas.

6.3.1 Difracción de Rayos X y Microscopía Electrónica de Barrido del suelo

Los resultados de la difracción de Rayos X (DRX) de la muestra inicial del suelo, se presentan en la figura 35 y en la tabla 17 se recoge la identificación de las fases presentes.

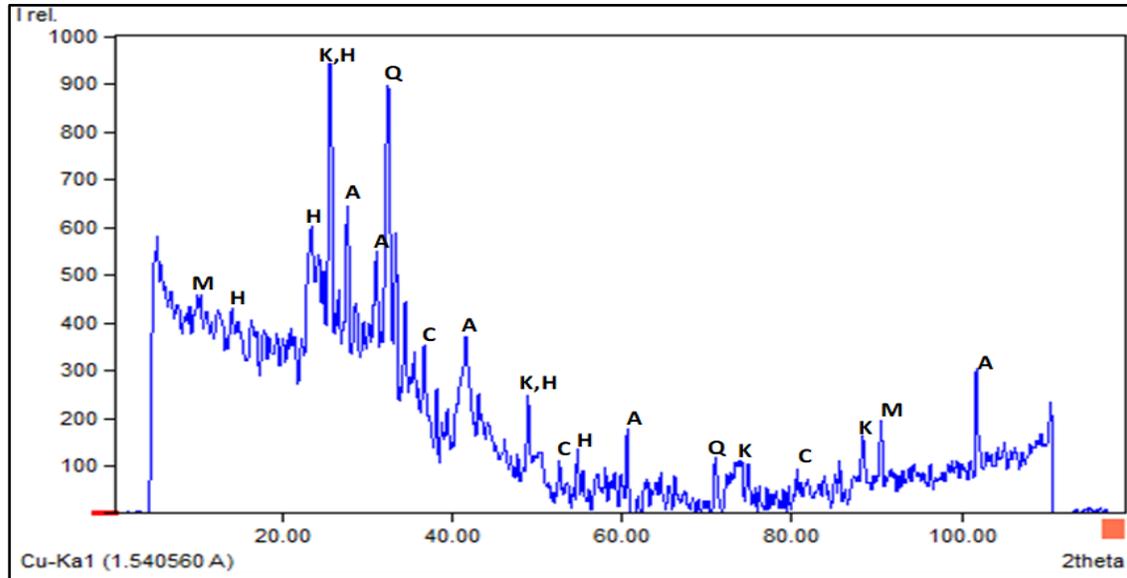


Figura 35. DRX Suelo inicial

Tabla 17. Minerales identificados por DRX en el suelo

| Símbolo | Nombre | Fórmula | Referencia |
|---------|----------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|
| A | Albita | $\text{Na}_{0,95}\text{Ca}_{0,05}\text{Al}_{1,05}\text{Si}_{2,95}\text{O}_8$ | Cornelis, K <i>et al.</i> Cornelius H., 2006 |
| K | Kaolinita | $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ | Torres <i>et al.</i> , 2011 |
| H | Halloysita | $\text{Si}_4\text{Al}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ | Soil Science Society of America, 2008; Carrillo <i>et al.</i> , 2014 |
| M | Mormorillonita | $(\text{Na,Ca})_{0,6}(\text{Al,Mg})_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ | Vargas <i>et al.</i> , 2008 |
| Q | Cuarzo | SiO_2 | Pérez <i>et al.</i> , 2013 |
| C | Calcita | CaCO_3 | Pimentel <i>et al.</i> , 2012 |

Se aprecia que en orden descendente aparecen como mayoritarias las fases de la albita, la kaolinita y la halloysita. Según reportan (Yu *et al.*, 2015), en suelos salinos se aprecian cantidades de 9.00 ± 0.55 % de albita y 5.34 ± 0.16 % de caolinita, como arcillas y además, 9.20 ± 0.25 % de cuarzo y 22.1 ± 1.26 % de feldespato, como minerales primarios. También se han reportado suelos salinos, como ricos en fases de albita, dolomita

[CaMg(CO₃)₂], calcita, anortita, muscovita y cuarzo (Druzbecka *et al.*, 2015; Prakash *et al.*, 2016).

Los resultados de la microscopía electrónica de barrido (MEB) con espectrómetro de energía dispersiva acoplado (EDS), permiten observar también, la presencia de elementos como Si, Al, Ca, Mg, Na, K, Fe, S, P, entre otros (Fig. 36 y Tabla 18), mismos que se corresponde con los minerales identificados por DRX.

Por los resultados semicuantitativos de la MEB-EDS se puede decir que el suelo es sódico magnésico y los elementos mostrados en la tabla 18. El suelo es pobre en nitrógeno y contiene fósforo posiblemente en forma de fosfato.

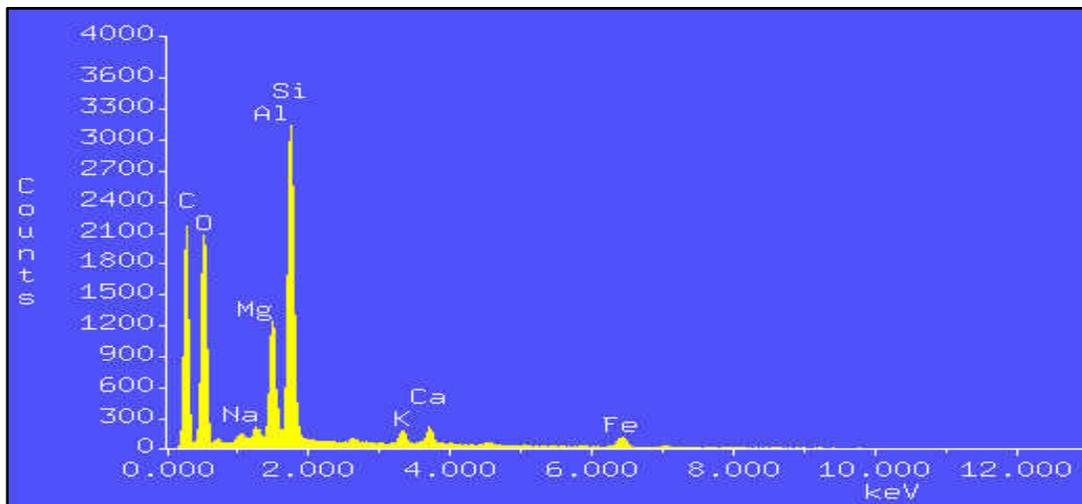


Figura 36. Espectro EDS del suelo inicial

(Correction Acc. Volt. = 15 kV Take-off Angle = 42.73 deg) (Scaglia *et Muzio*, 2014)

Tabla 18. Composición semicuantitativa del suelo inicial

| Elemento | k-ratio | Wt % |
|--------------|---------------|---------------|
| Na-k | 0.0339 | 8.98 |
| K-k | 0.0124 | 3.29 |
| Mg-k | 0.0645 | 17.10 |
| Ca-k | 0.0164 | 4.35 |
| Al-k | 0.044 | 11.66 |
| Si-k | 0.1384 | 36.68 |
| S-k | 0.0009 | 0.24 |
| C-k | 0.0283 | 7.50 |
| P-k | 0.0008 | 0.21 |
| N-k | 0.000 | 0.00 |
| Fe-k | 0.0377 | 9.99 |
| Total | 0.3773 | 100.00 |

Por ser un suelo sódico-magnésico, clasifica como Solonetz (FAO, 2003; FAO, 2007). Los Solonetz son suelos con un horizonte subsuperficial algo arcilloso, denso, fuertemente estructurado, que tiene una proporción alta de iones Na y/o Mg adsorbidos. Los Solonetz que tienen Na_2CO_3 libre son fuertemente alcalinos (pH de campo > 8.5); aquellos que no poseen el Na_2CO_3 libre, muestran pH moderadamente alcalinos (7.5-8.5). Reciben diferentes nombres comunes internacionales como son suelos alcalinos y suelos sódicos. En los sistemas nacionales de clasificación de suelos muchos Solonetz correlacionan con: Sodosols (Australia), el orden Solonetzic (Canadá), varios tipos de Solonetz (Federación Rusa), y los Grandes Grupos nátricos de varios Ordenes (Estados Unidos de Norteamérica).

El material parental es no consolidado, principalmente formado por sedimentos de textura fina. Los Solonetz están normalmente asociados con tierras planas en un clima con veranos secos y calurosos, o con (antiguos) depósitos costeros que contienen alta proporción de iones Na. Las mayores concentraciones de Solonetz están en pastizales planos o suavemente inclinados, francos o arcillosos (generalmente derivados de loess) en regiones semiáridas templadas y subtropicales (FAO, 2007).

Los Solonetz bien desarrollados pueden tener un horizonte eluvial álbico (comenzando) directamente sobre el horizonte nátrico. Debajo del horizonte nátrico puede haber un horizonte cálcico o un horizonte gípsico. Un horizonte álbico es un horizonte en el que la arcilla y los óxidos de hierro libres han sido eliminados hasta el punto que el color del horizonte viene determinado por el color de las partículas primarias de arena y limo más que por los revestimientos sobre estas partículas, y como las partículas de arena son de color blanquecino, estos colores claros son los típicos de este horizonte (FAO, 2007). Un horizonte nátrico es aquel que muestra una saturación con sodio de cambio en los 40 cm superiores del horizonte o más ($\text{Mg} + \text{Na}$) de cambio que Ca (pH ≈ 8.2), en los 40 cm superiores del horizonte.

De acuerdo con lo anterior, este suelo puede ser también clasificado como Solonetz hiposálico dado que la conductividad eléctrica del extracto de saturación es superior a 4 dS/m a 25° C, en el horizonte situado en el primer metro de suelo (FAO, 2007).

6.3.2 DRX Fosfoyeso

Los resultados de DRX para el fosfoyeso que se utilizó como enmienda química, se muestran en la figura 37. Se corrobora que la fase mayoritaria corresponde a la presencia de sulfato de Calcio hidratado [$\text{Ca}(\text{SO}_4)\cdot\text{H}_2\text{O}$]. Esto permite considerar que la presencia del Ca^{2+} habrá de favorecer el intercambio catiónico con el sodio (Na^+) aunque no repercuta en los contenidos de cargas orgánicas.

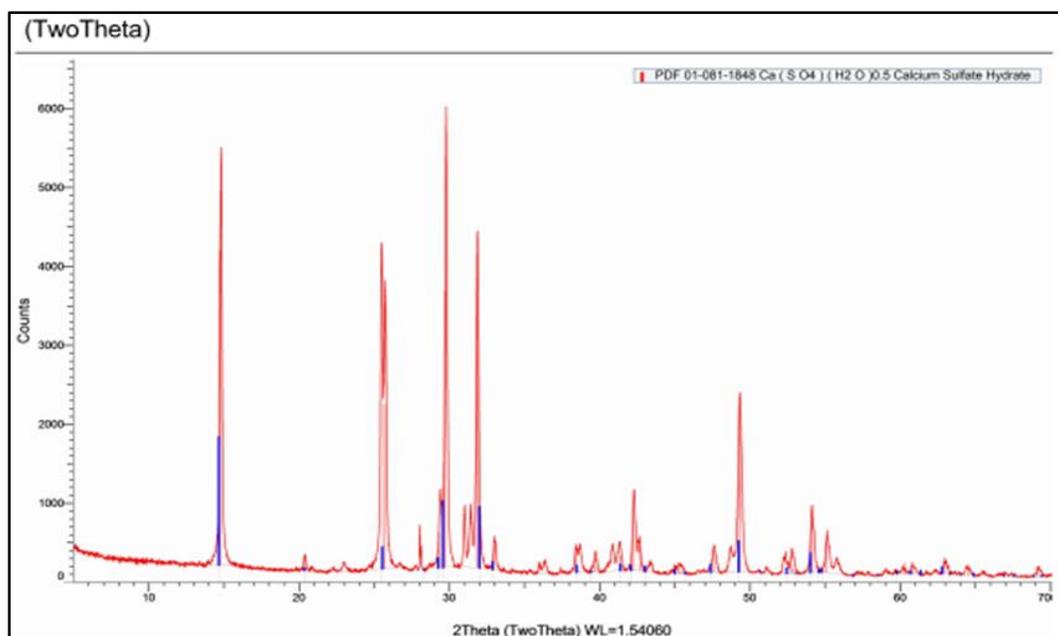


Figura 37. DRX del fosfoyeso

6.4.1 Análisis elemental en suelo inicial y enmiendas

Los resultados del análisis elemental de Carbono (C) Nitrógeno (N) e Hidrógeno (H) nos indican que el suelo tiene ausencia de nitrógeno (0.00%), muy bajo contenido de carbono total (1.02%) así como bajos contenidos de hidrógeno (0.75%), por tanto se considera y se corrobora un suelo pobre en materia orgánica. En la tabla 19 se muestran los resultados del análisis elemental para el suelo y las diferentes enmiendas.

Tabla 19. Resultados del análisis elemental en suelo y enmiendas

| Muestra | % Carbono | % Nitrógeno | % Hidrógeno |
|----------------------|----------------|----------------|---------------|
| Suelo | 1.02 d (0.07) | 0.00 (ND) | 0.75 d (0.06) |
| Fosfoyeso | 0.82 d (0.11) | 0.00 (ND) | 0.47 e (0.03) |
| Composta | 9.82 b (1.15) | 0.17 b (0.04) | 2.92 b (0.09) |
| Cascarilla de cebada | 19.29 a (1.44) | 11.02 a (1.12) | 8.76 a (1.00) |
| Vermicomposta | 6.48 c (1.18) | 0.01 c (0.00) | 1.52 c (0.10) |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

Entre paréntesis desviación estándar

Para la composta y la vermicomposta se aprecia que el %C es entre 6-10 veces mayor que en suelo en tanto que en cascarilla de cebada fue de aproximadamente 19 veces mayor. Para el fosfoyeso es de igual magnitud o menos que en el suelo.

Mejorar el contenido de carbono del suelo es un proceso a largo plazo, que también permite disminuir la tasa de erosión, e incrementa el secuestro de carbono para mitigar el cambio climático. A nivel de país, lo deseable es una política basada en el compromiso a largo

plazo de mantener o aumentar el contenido de materia orgánica en los suelos (Román *et al.*, 2013). El compostaje y el vermicompostaje son dos vías factibles para estos propósitos. El evaluar un abono orgánico como la cascarilla de cebada, fue con vista a dar aprovechamiento a un residuo de la industria maltera y que sirva como aporte de cargas orgánicas al suelo. Se ha de comparar con el uso de fosfoyeso como enmienda química, según reportan otros autores (Camacho *et al.*, 2015).

Se pudo determinar que del poco carbono total presente en el suelo, una parte se encuentra en forma de HCO_3^- y algo de CO_3^{2-} . El contenido de bicarbonato fue de 96.11 ± 0.23 mg/L (es decir 1.58 meq/L) y de carbonato 1.20 ± 0.11 mg/L (0.02 meq/L). Se corresponde con el pH encontrado en el extracto de saturación (8.21) y según la figura 38 (VanLoon *et al.*, 2007), asimismo con lo que señalan Tenno *et al.*, (2016) acerca de la cantidad total de iones y moléculas carbonadas en la fase líquida del suelo, que está determinada por el volumen de la suma de sus concentraciones:

$$m_{\Sigma}(\text{CO}_X)_W = V_W ([\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_2]_W)$$

Ecuación 20

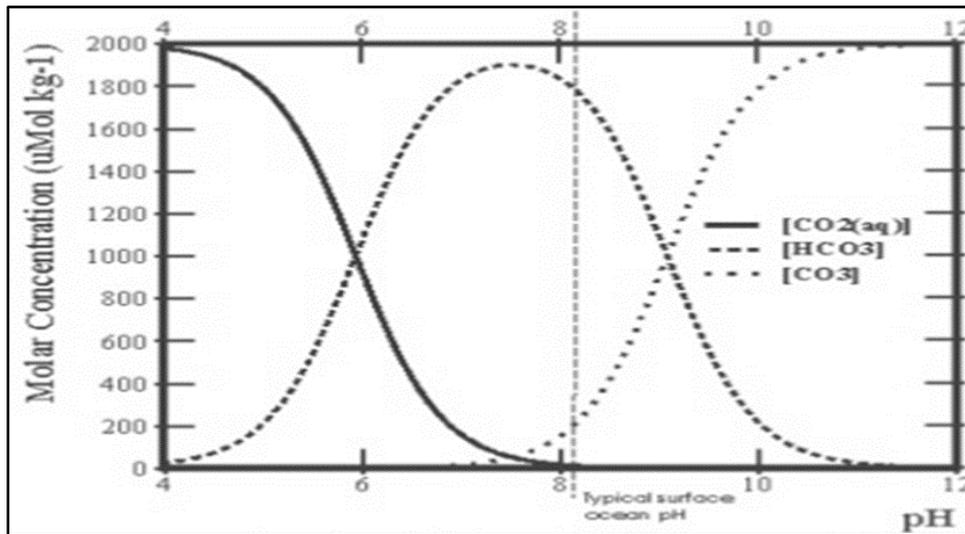


Figura 38. Sistema de equilibrio del carbonato/bicarbonato/ CO_2 en función del pH (Burriel *et al.*, 2008)

Esto permite corroborar que en parte, la conductividad y la salinidad de este suelo encontradas en el extracto de saturación, puede ser debida a la presencia de aniones carbonatos y bicarbonatos, entre otras causas.

El Carbonato de Sodio Residual (CSR) tiene en cuenta las concentraciones de los aniones carbonato, bicarbonato, de los cationes calcio y magnesio. Un suelo regado con agua con un CSR alto (exceso de carbonatos y bicarbonatos en relación con el contenido de calcio y

magnesio) puede transformarse con el tiempo en un suelo sódico (Abdul *et al.*, 2016). El sistema de carbonatos de suelo y la solución del mismo, ayuda a explicar la evolución de los suelos salinos. También ayuda a mejorar el mantenimiento del suelo, nutrición de las plantas y la irrigación. Un CSR entre 1.25 y 2 meq/L es poco recomendable y valores de 2.0 meq/L o más no son recomendables (Mata *et al.*, 2014).

La alcalinidad total expresada como CaCO₃ para el suelo en estudio arrojó 177.4 ± 2.36 mg de CaCO₃/Kg de suelo. Según Lin *et al.*, (2016), los compuestos salinos solubles como carbonatos y bicarbonatos, se acumulan en los suelos, lo que resulta en la salinización del suelo y la alcalinización. Según estos autores en climas templados, el proceso de congelación-descongelación está estrechamente relacionado con la alcalinización del suelo en la llanura independientemente de que sean suelos áridos.

Durante la etapa de congelación, el agua en la parte inferior suelo se mueve hacia arriba y la sal se acumula en las capas congeladas. En la etapa de descongelación, la sal en la capa congelada se transporta a la capa superior del suelo por la fuerte evaporación. En este proceso, las capas congeladas bloquean el intercambio de agua del suelo entre la superficie de suelo y el agua subterránea (Qiu *et al.*, 2005).

6.4.2 Análisis elemental al final de los tratamientos

La tabla 20 presenta los resultados del análisis elemental al final de los tratamientos.

Tabla 20. Resultados del análisis elemental en tratamientos

| Tratamientos | % Carbono | %Nitrógeno | %Hidrógeno |
|-----------------------|-----------|------------|------------|
| Suelo Inicial | 1.02 | 0.00 | 0.75 |
| Testigo 1 | 0.81 c | 0.03 b | 1.00 a |
| Testigo 2 (FY2) | 1.26 b | 0.10 a | 0.99 a |
| Testigo 3 (FY4) | 1.70 a | 0.16 a | 1.05 a |
| Composta 2 | 0.96 a | 0.45 a | 1.13 a |
| Composta 4 | 0.88 ab | 0.00 b | 0.90 c |
| Composta 2 + FY2 | 0.78 b | 0.02 b | 0.98 bc |
| Composta 4 + FY2 | 0.83 ab | 0.04 b | 1.02 b |
| Cascarilla 2 | 0.74 a | 0.13 a | 1.12 a |
| Cascarilla 4 | 0.79 a | 0.00 b | 1.16 a |
| Cascarilla 2 + FY2 | 0.68 a | 0.20 a | 1.06 a |
| Cascarilla 4 + FY2 | 0.84 a | 0.00 b | 1.12 a |
| Vermicomposta 2 | 2.05 a | 0.26 a | 1.10 a |
| Vermicomposta 4 | 1.22 b | 0.04 bc | 0.97 b |
| Vermicomposta 2 + FY2 | 0.87 d | 0.00 c | 1.01 ab |
| Vermicomposta 4 + FY2 | 1.03 c | 0.09 b | 1.05 ab |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

Se puede apreciar que en algunos tratamientos el análisis elemental arroja menos contenido de carbono total lo que se atribuye a la disminución del pH inicial (8.21) y con ello a la disminución de la presencia de carbonatos en el suelo perdiendo carbono inorgánico en forma de CO₂, esto último se corrobora con los resultados de respiración edáfica (C-CO₂) donde en los tratamientos que se incorporó materia orgánica al suelo (composta, cascarilla y vermicomposta), se obtuvieron mejores resultados del C-CO₂.

Así mismo la materia orgánica incorporada por medio de la composta y vermicomposta, por la acción de los microorganismos pierde nitrógeno en forma de NH₃ influido por factores como las relaciones C/N, la temperatura de las columnas en cada tratamiento, y el pH; existen estudios (Jeong *et al.* Kim, 2001) que mencionan que pueden existir pérdidas de nitrógeno entre el 30 y 50% en casos similares, donde una alternativa para evitar estas pérdidas desde el composteo han sido la incorporación a la composta y vermicomposta de zeolita y basalto, así como algunas sales inorgánicas para reducir el valor del pH a valores por debajo de 7, ya que el amonio pasa a amoniaco, que es volátil, a valores superiores a 7. La precipitación del amonio en forma de estruvita (MgNH₄PO₄ 6H₂O) es otra alternativa interesante ya que además de retener el amonio, también puede aportar otros nutrientes como el magnesio y el fósforo, haciendo de este mineral un interesante abono nitrogenado de liberación lenta (Jeong *et al.* Kim, 2001).

6.5.1 Potencial Zeta, Movilidad Electroforética, Conductividad Eléctrica, pH del suelo y enmiendas

En la tabla 21 se indican los valores promedios de potencial Zeta (pZ) (-11.64 mV), movilidad electroforética (ME) (-0.90 $\mu\text{m} \cdot \text{cm}^2/\text{V} \cdot \text{s}$), conductividad eléctrica (CE) (5.61 dS/m) y pH (8.21), obtenidos en el extracto de saturación, según AS-16 (DOF, 2002) del suelo inicial; asimismo se señalan los valores de desviación estándar. Por los valores de conductividad eléctrica se considera un suelo salino (DOF, 2002).

Tabla 21. pZ, Movilidad electroforética, Conductividad eléctrica, pH en suelo

| SUELO INICIAL (n=10) | | | | |
|----------------------|---------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------|------|
| | Potencial Zeta (mV) | Movilidad Electroforética ($\mu\text{m} \cdot \text{cm}^2/\text{V} \cdot \text{s}$) | Conductividad Eléctrica (dS/m) | pH |
| Media | -11.64 | -0.90 | 5.61 | 8.21 |
| Std Dev | 1.08 | 0.09 | 0.62 | 0.03 |

En la tabla 22, se observan de igual forma los valores promedios de pZ (-28.4 mV), ME (-2.23 $\mu\text{m} \cdot \text{cm}^2/\text{V} \cdot \text{s}$), CE (3.25 dS/m) y pH (7.96), obtenidos en el extracto de saturación, según AS-16 (DOF, 2002) de la Composta.

Tabla 22. pZ, Movilidad electroforética, Conductividad eléctrica, pH en composta

| COMPOSTA (n=10) | | | | |
|------------------------|----------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|-----------|
| | Potencial Zeta (mV) | Movilidad Electroforética ($\mu\text{m}\cdot\text{cm}^2/\text{V}\cdot\text{s}$) | Conductividad Eléctrica (dS/m) | pH |
| Media | -28.40 | -2.24 | 3.26 | 7.96 |
| Std Dev | 0.43 | 0.04 | 0.02 | 0.63 |

La tabla 23 por su parte muestra igualmente, valores promedios de pZ (-26.04 mV), ME (-2.04 $\mu\text{m}\cdot\text{cm}^2/\text{V}\cdot\text{s}$), CE (2.17 dS/m) y pH (8.67), obtenidos en el extracto de saturación, según AS-16 (DOF, 2002) en la vermicomposta.

Tabla 23. pZ, Movilidad electroforética, Conductividad eléctrica, pH en vermicomposta

| VERMICOMPOSTA (n=10) | | | | |
|-----------------------------|----------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|-----------|
| | Potencial Zeta (mV) | Movilidad Electroforética ($\mu\text{m}\cdot\text{cm}^2/\text{V}\cdot\text{s}$) | Conductividad Eléctrica (dS/m) | pH |
| Media | -26.04 | -2.04 | 2.17 | 7.72 |
| Std Dev | 0.57 | 0.04 | 0.01 | 0.05 |

Comparando las características del extracto de saturación suelo inicial con el de la composta, se aprecia un valor 2.44 veces más negativo del pZ (coloides más estables) en los coloides presentes en la composta inicial que en los del suelo primario; de manera análoga ocurre con la ME que en la composta es 2.48 veces más negativa que en el suelo inicial, la CE es 1.73 veces menor en la composta que en el suelo y el pH es 1.03 veces menor en composta. Con la vermicomposta sucede de forma similar que en la composta, 2.34 veces un pZ más negativo que en el suelo, 2.27 veces más negativa la ME que en suelo, pero 2.59 veces menor la CE que en el suelo, es decir menos sales que aportan conductividad. Para el pH se mostró una disminución de 1.06 veces en la vermicomposta que en el suelo inicial.

Para la cascarilla de cebada y el fosfoyeso se realizaron igualmente las determinaciones de pZ, ME, conductividad y pH (Tablas 24 y 25). Estos valores se compararon con los obtenidos para el suelo inicial, la composta y la vermicomposta. Así se observa como la composta y la vermicomposta de acuerdo a sus valores habrá de contribuir a reducir el pZ a valores más negativos que los iniciales del suelo, no se espera que la cascarilla de cebada ni el fosfoyeso, aporten en este sentido pues presentan valores de pZ similares a los del suelo inicial. De igual manera sucede con la movilidad electroforética; sin embargo es de destacar que los aportes de salinidad o conductividad de la cascarilla de cebada son significativamente menores que las enmiendas orgánicas (unas 10 veces menores) y el fosfoyeso resulta similar a la vermicomposta.

Tabla 24. pZ, Movilidad electroforética, Conductividad eléctrica, pH en cascarilla de cebada

| CASCARILLA CEBADA (n=10) | | | | |
|--------------------------|---------------------|-------------------------------------------------------------|--------------------------------|------|
| | Potencial Zeta (mV) | Movilidad Electroforética ($\mu\text{m.cm}^2/\text{V.s}$) | Conductividad Eléctrica (dS/m) | pH |
| Media | -9.74 | -0.76 | 0.27 | 7.45 |
| Std Dev | 0.96 | 0.08 | 0.01 | 0.06 |

Tabla 25. pZ, Movilidad electroforética, Conductividad eléctrica, pH en fosfoyeso

| FOSFOYESO (n=10) | | | | |
|------------------|---------------------|-------------------------------------------------------------|--------------------------------|------|
| | Potencial Zeta (mV) | Movilidad Electroforética ($\mu\text{m.cm}^2/\text{V.s}$) | Conductividad Eléctrica (dS/m) | pH |
| Media | -10.9 | -0.85 | 1.98 | 7.41 |
| Std Dev | 0.35 | 0.03 | 0.12 | 0.07 |

Se encontraron las variaciones del pZ con el pH, lo cual se hace notar en la figura 39 y que pone de manifiesto el probable nivel bajo de Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) del suelo en estudio, que a su vez es indicativo de la habilidad del mismo para retener cationes, disponibilidad y cantidad de nutrientes necesarios para cultivos. Un suelo con baja CIC indica baja habilidad de retener nutrientes, que puede ser arenoso o pobre en materia orgánica, como es el caso del suelo en estudio. Es de esperar que las enmiendas a utilizar modifiquen este comportamiento. Se observa de la figura 39 que la cascarilla de cebada y el fosfoyeso, entre pH 2 y 3 muestran un pZ positivo, a pH mayores y hasta 9 se comporta el pZ de manera similar al del suelo inicial. La cascarilla de cebada muestra un punto isoelectrónico en 3.15 de pH en tanto el fosfoyeso en pH 2.5. Estos valores son parecidos a los que reportan para cascarilla de arroz y cascarón de coco (Amaringo *et* Hormaza, 2013).

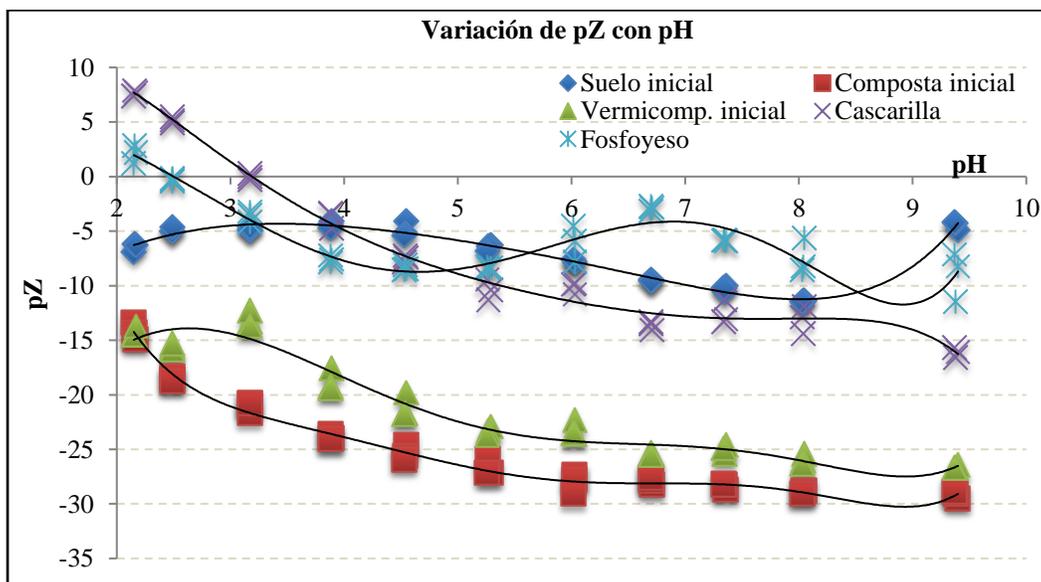


Figura 39. Variación del pZ con el pH para el suelo inicial y enmiendas

De acuerdo a estos resultados, es por tanto de esperar que las enmiendas orgánicas principalmente de composta y vermicomposta, resulten ser las más beneficiosas para aumentar la carga orgánica de este suelo y sirvan de mejoradores en la reducción del sodio del suelo así como para la disminución de la salinidad o conductividad.

En las figura 40 se muestra la distribución de los valores del pZ y la distribución de la ME, se observa homogeneidad en la distribución del pZ y de la ME lo que indica una relativa baja estabilidad de los coloides en la suspensión del suelo. Debe señalarse que el signo indica una micela de carga negativa, asumiblemente formada por grupos carboxílicos de la presencia de materia orgánica, o por grupos $-\text{SiOH}^-$ de los componentes del suelo.

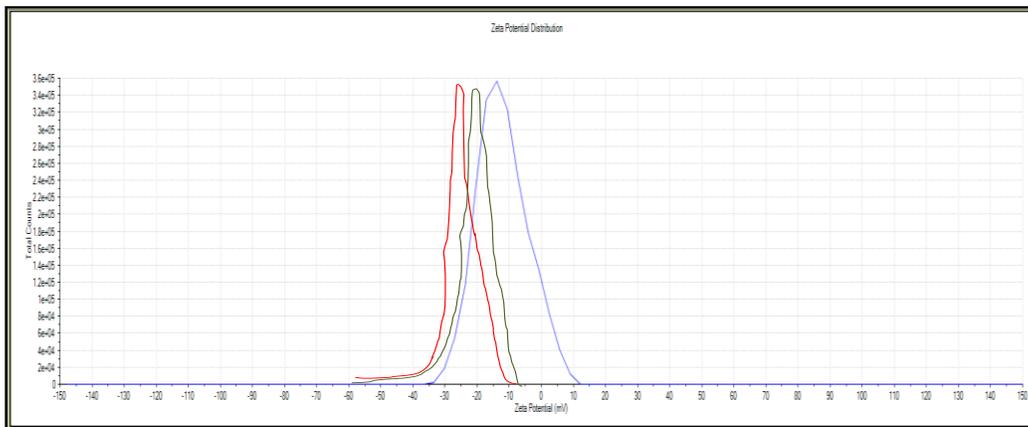


Figura 40. Distribución del potencial Zeta inicial

Un pZ (-11.64 mV) para el suelo inicial (línea azul) Igual para la composta inicial (línea roja) (-28.40 mV) y la vermicomposta (línea verde) (-26.04 mV)

Así como se considera la variación de pZ vs pH y el punto de carga “cero” o punto isoelectrónico teórico (Fig. 41) (adaptado de Acosta, 2006) y la colocación correspondiente al punto de la muestra inicial de suelo, la composta, la vermicomposta, la cascarilla de cebada y el fosfoyeso, respectivamente.

La estabilidad de las partículas coloidales está dada en el rango +30 mV y -30 mV (Malvern, 2009); en atención a esto se puede indicar que la suspensión de los coloides del suelo con un pZ de -11.64 mV se encuentra en una región de no estabilidad. De manera análoga el pZ de la composta y la vermicomposta (-28.40 mV y -26.04 mV, respectivamente) indican una tendencia a alcanzar la estabilidad de los coloides presentes (Fig. 47) lo que hace indicar que es probable que con el uso de la composta y la vermicomposta, se logre una sustancial mejoría en el incremento de las cargas orgánicas al suelo así como una mejoría en estabilidad de los coloides en el suelo.

La figura 41 ejemplifica una curva de variación de pZ vs pH y el punto de carga “cero” o punto isoelectrónico teórico (adaptado de Acosta, 2006).

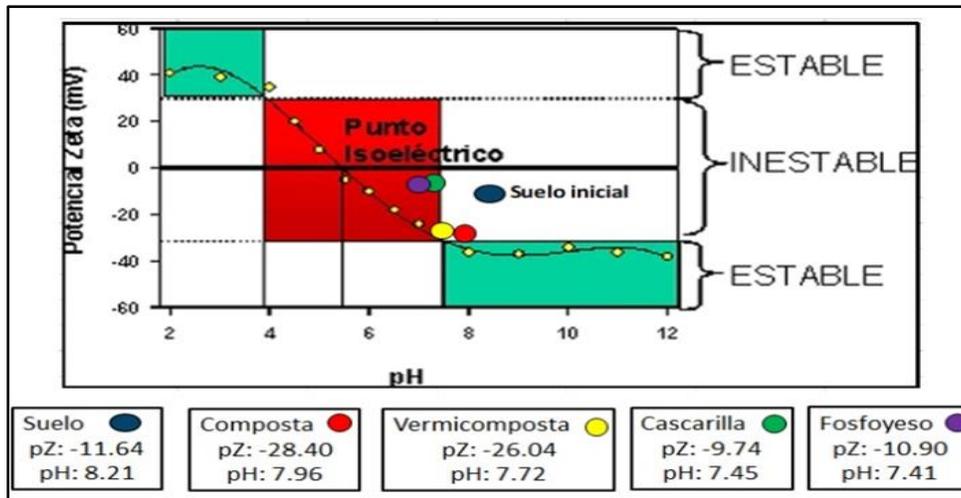


Figura 41. Variación del pZ con el pH para el suelo inicial y enmiendas (Acosta, 2006)

Por otro lado, la figura 42 nos señala el comportamiento de la ME en el suelo (Fig. 42a) y de la composta y vermicomposta (Fig. 42b) respectivamente. Se observa una ME de $-0.90 \mu\text{m}\cdot\text{cm}/\text{V}\cdot\text{s}$ (micrómetros.centímetros/Volts.segundos) para el suelo inicial y del doble para la composta y la vermicomposta ($-2.24 \mu\text{m}\cdot\text{cm}/\text{V}\cdot\text{s}$ y $-2.04 \mu\text{m}\cdot\text{cm}/\text{V}\cdot\text{s}$).

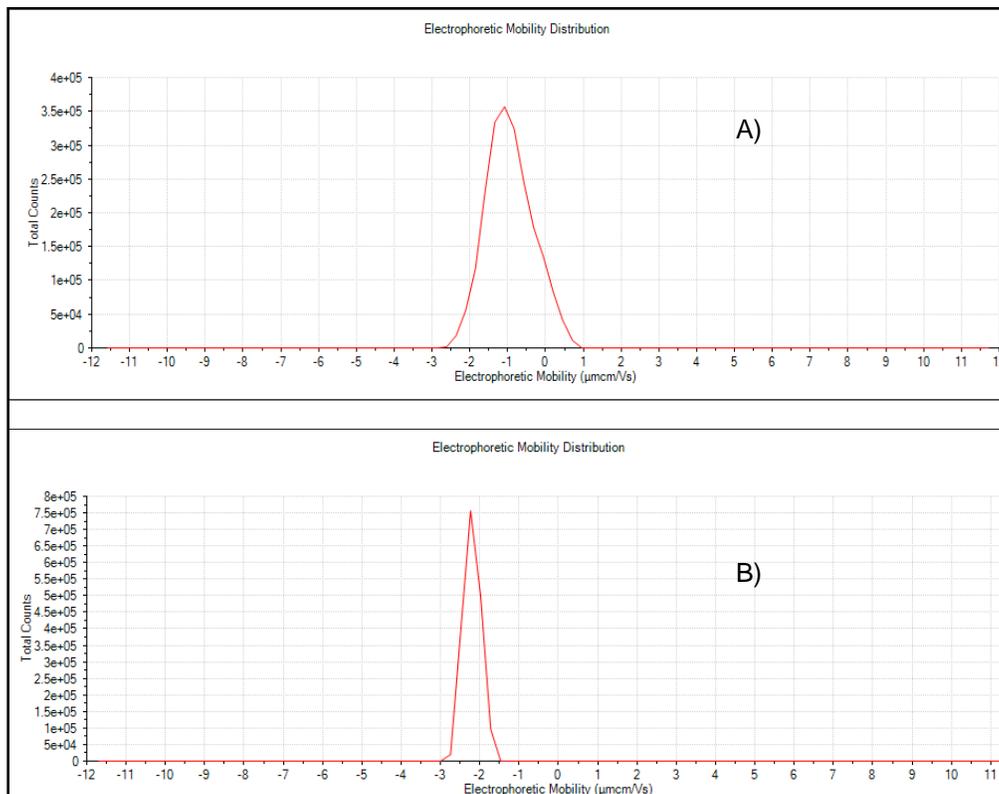


Figura 42. Distribución de la movilidad electroforética inicial
 A) Suelo inicial; B) Composta y Vermicomposta (igual comportamiento)

Esto se corresponde con que la salinidad de un suelo está asociada a las fases sólidas del mismo y a la solución del suelo; esto provoca un efecto indirecto sobre el estado de los coloides del suelo (inestabilidad o estabilidad) y un efecto directo sobre la disponibilidad del agua (menores disponibilidades) (Busoms *et al.*, 2015). Igualmente el pZ está directamente asociado a la ME por cuanto la medición del pZ es una medida de la ME. Así mismo el pH alcalino, la sodicidad/alcalinidad, está asociada a la calidad de los iones intercambiables, lo que provoca un efecto directo sobre el estado de los coloides del suelo (inestabilidad) y un efecto indirecto sobre la disponibilidad de nutrientes. Por ello en suelos salinos o salino-sódicos, los rendimientos de los cultivos se ven mermados por la baja disponibilidad de nutrimentos y la pobre disponibilidad de agua (Busoms *et al.*, 2015).

Es evidente de manera gráfica, como se muestra en la figura 43 una correlación de proporcionalidad inversa entre la conductividad eléctrica (CE) y el pZ en el suelo inicial. Esto puede ser explicado considerando que cuando una partícula se desplaza, los iones de la capa difusa se quedan “atrás” en la cola (dando un efecto cometa) y nuevos iones “intentan ingresar” en la capa difusa “delante” de la partícula. Sin embargo la restauración de la capa difusa delante de la partícula no parece ser instantánea y como consecuencia el espesor de la capa difusa se hace menor delante y mayor detrás (Salager, 1988). Por lo tanto la hipótesis de una capa difusa concéntrica a la partícula no se cumple (Fig. 44) en las partículas coloidales en movimiento.

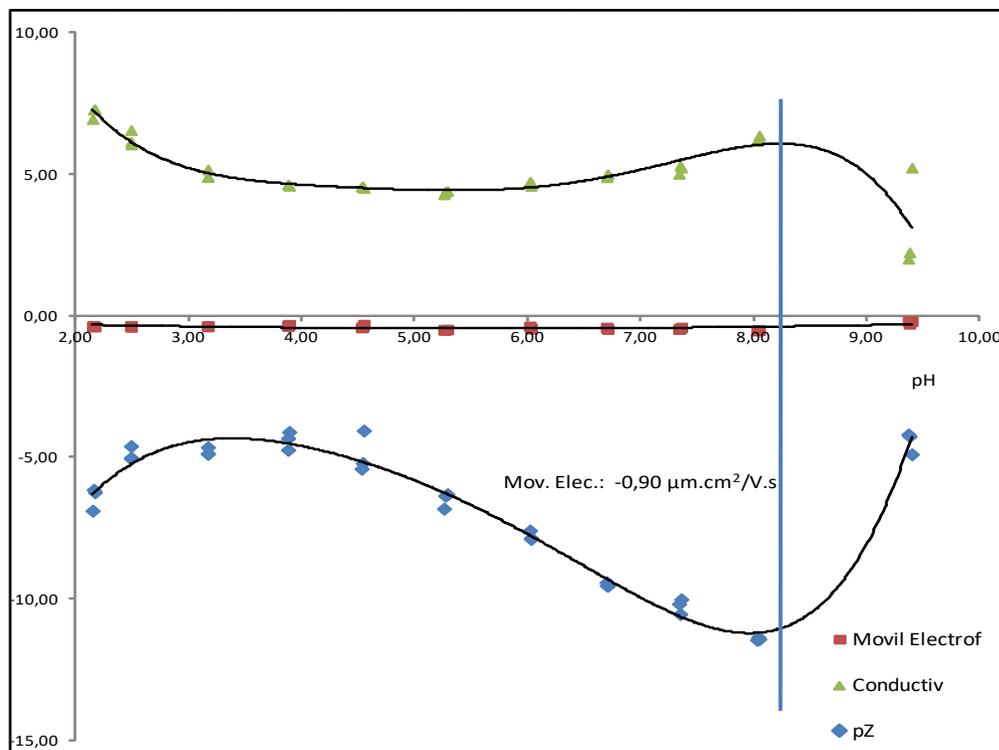


Figura 43. Correlación entre CE, potencial Zeta y movilidad electroforética del suelo

Por razones de escala no se aprecia el cambio en la línea de la Movilidad Electroforética

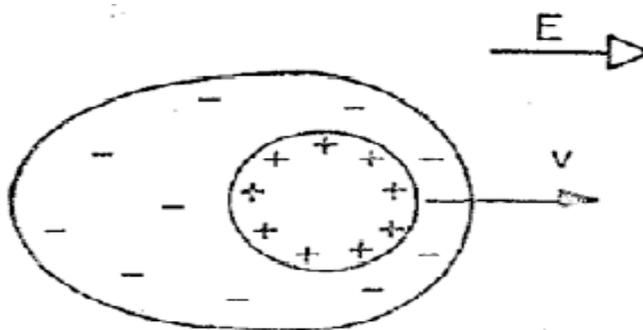


Figura 44. Distorsión de la capa difusa de una partícula coloidal
(Salager, 1988)

El resultado es un efecto retardador (aumento de la distancia entre la capa de Stern y la capa difusa), se produce porque existe un decremento del pZ ya que la deslocalización de los iones de la capa difusa tiende a reducir la intensidad local del campo eléctrico.

Por otra parte, las cargas superficiales de la partícula pueden ser más móviles, lo que sugiere un cambio en la conductividad eléctrica del medio (mayor movilidad de iones). La partícula posee entonces una conductancia superficial mayor que también resulta en un aumento de la conductividad eléctrica del medio.

El efecto retardador se torna importante para un valor de pZ alto (en positivo o negativo) y para partículas tales que sus tamaños sean $0.1 < x < 100 \mu\text{m}$ (Salager, 1988).

La electroforesis es el mecanismo que se observa cuando hay partículas o coloides con carga eléctrica, de forma que los contaminantes ligados a este material particulado pueden ser transportados por el campo eléctrico (Virkyute *et al.*, 2002; De la Rosa *et al.*, 2007). Con respecto a la movilidad electroforética, durante la etapa de medición simultánea, se produce un flujo electroosmótico bajo el efecto del campo; la disminución del campo provoca una disminución de la movilidad electroforética.

Al observar las figuras 45 (a y b) se puede apreciar en mayor escala, la correlación y variación de la ME con la variación del pH. Se observa una correspondencia directa entre la ME y el pZ.

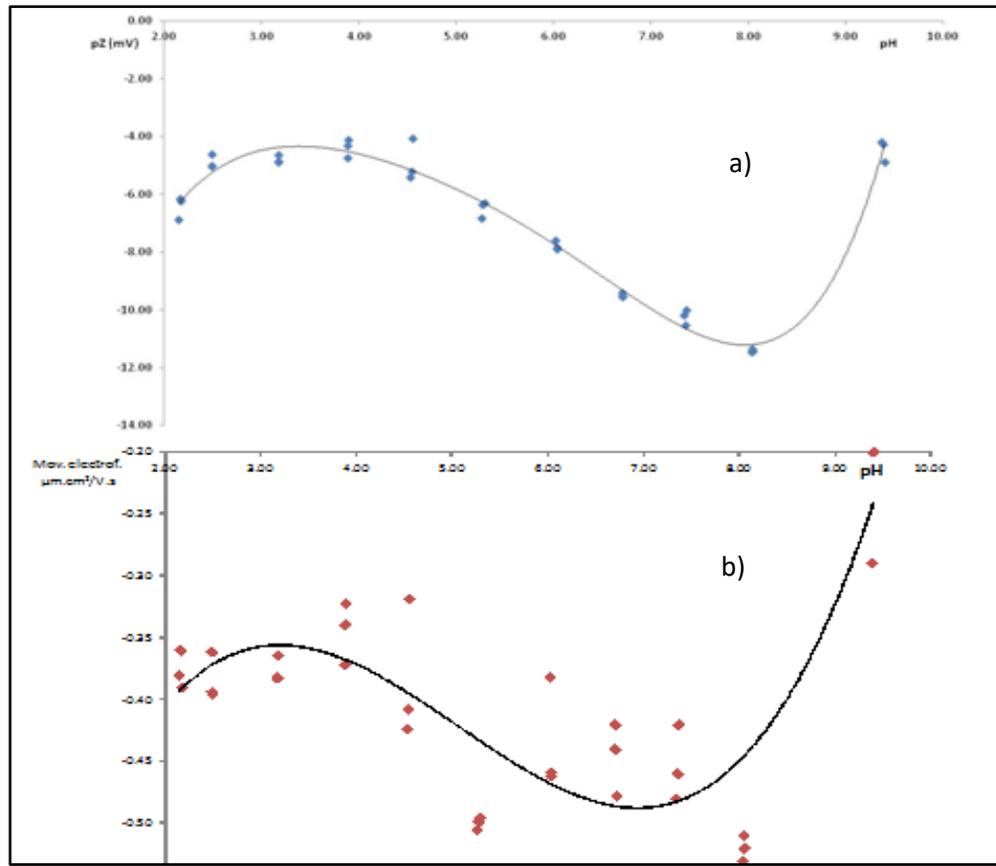


Figura 45. Correlación entre movilidad electroforética, potencial Zeta y pH

a) Correlación pZ vs movilidad electroforética; b) Correlación pH vs movilidad electroforética en el extracto de saturación del suelo

Desde un punto de vista agronómico, la salinidad se expresa en términos de conductividad eléctrica (CE), la cual indica la velocidad con la que la corriente eléctrica atraviesa una solución salina, siendo esta proporcional a la concentración de sales en la solución. La CE se mide en milimhos por centímetro cúbico (mmhos/cm^3) también conocida como decisiemen por metro (dSm^{-1}) (Basurto *et al.*, 2008; Mata *et al.*, 2014).

Por otra parte, conociendo la CE de la muestra de suelo, y de las enmiendas, podemos evaluar además, de forma aproximada otros parámetros (Van Hoorn *et al.*, 2006; De la Rosa *et al.*, 2007; Karahan *et al.*, 2016) como son:

Contenido de sales en la solución (en gramos/litro) = CE (dS/m) a 25°C x 0.64

Presión osmótica de la solución (en atmósferas) = CE (dS/m) x 0.36

Contenido de sales en el agua (en meq/L) = CE (dS/m) x 10

De esta manera y de acuerdo a la conductividad eléctrica promedio que se obtuvo del suelo inicial ($5.61 \text{ dS}/\text{m}$), podemos indicar que en promedio, el contenido de sales en la solución

del suelo o el extracto de saturación del mismo ha de ser aproximadamente 3.6 g/L; una presión osmótica de 2.02 atm y un contenido de sales de 56.1 meq/L. Para la composta, por su conductividad (3.26 dS/m), podemos dar como promedio de sales en la solución coloidal o su extracto de saturación un promedio de 2.08g/L; una presión osmótica de 1.17 atm y un contenido de sales de 32.6 meq/L. Para la vermicomposta, con una conductividad más baja aún (2.17 dS/m), se tendría como promedio de sales en la solución coloidal un valor de 1.39 g/L; una presión osmótica de 0.78 atm y un contenido de sales de 21.7 meq/L. Para la cascarilla de cebada se reporta la conductividad más baja con un valor de 0.27 dS/m, el contenido de sales en la solución es de 0.17 g/L, la presión osmótica de 0.09 atm y un contenido de sales en el agua de 2.7 meq/L. Finalmente para el fosfoyeso por su conductividad de 1.98 se tiene como valor del contenido de sales en la solución un 1.26 g/L, una presión osmótica de 0.71 atm y un contenido de sales de 19.8 meq/L.

Muchas de las propiedades químicas del suelo se deben a la presencia de materiales que presentan carga eléctrica. Estos materiales son conocidos como “coloides del suelo” y abarcan a las partículas de arcilla y materia orgánica humificada (Schoonheydt *et Johnston*, 2013; Lerma *et al.*, 2015). Como el sistema coloidal es un sistema heterogéneo, es necesario distinguir entre sustancias dispersadas y el medio en el cual está dispersado este material (dispersante). Los coloides se caracterizan por: 1) Tener tamaño de la partícula muy pequeño. 2) Poseer carga eléctrica. 3) Tener un área superficial grande. 4) Atravesar los filtros. 5) Presentar movimiento Browniano. 6) Presentar el fenómeno de Tyndall (dispersan la luz). 7) Adsorber partículas. 8) Flocular (los coloides que se unen precipitan). 9) Absorber humedad (retener humedad) (Lerma *et al.*, 2015).

En el suelo existen los coloides inorgánicos y los coloides orgánicos. Estos dos tipos de coloides existen en mezclas o en un complejo muy estrecho y es difícil separar sus propiedades. Las propiedades y características de los coloides inorgánicos son: 1) Actúan como sustancias amortiguadoras. 2) Adsorben metabolitos tóxicos. 3) Adsorben antibióticos. 4) Inmovilizan cationes orgánicos. 5) Protegen físicamente a microorganismos (hábitat). 6) Adsorben los elementos nutritivos: PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , K^+ , Na^+ , etc., (tanto positivos como negativos). 7) Constituyen el cemento de los agregados más o menos gruesos (naturaleza física). 8) Confieren al suelo su estructura de la cual, van a depender sus relaciones con el aire y con el agua. 9) Confieren al suelo sus propiedades de elasticidad, plasticidad, consistencia. Por su parte, las propiedades de los coloides orgánicos principalmente son: 1) Almacenamiento de nutrimentos orgánicos (tanto positivo como negativo). 2) Adsorben sustancias lipofílicas (sustancias solubles en grasas). 3) Ayuda a la absorción de iones (tanto positivo como negativo). 4) Incorpora sustratos (Dean *et al.*, 2015).

Los cationes de los nutrientes, de carga positiva, se pegan a la superficie de los coloides, de carga negativa, para conseguir el estado neutro. Las plantas necesitan los nutrientes

absorbidos por la superficie de los coloides, pero también el aire y el agua que se encuentran en los espacios que rodean a éstos (Camejo, 2013).

El área total de la superficie de los coloides grandes sin compactar es menor que la de los pequeños coloides densamente compactados. La arena muy gruesa tiene 90 coloides o partículas por gramo; la arena gruesa tiene 720; la arena media, 5700; la arena fina, 46.000; la arena muy fina, 722.000; el limo, 5.780.000 y la arcilla, 90.300.000. Medio kilogramo de arena gruesa tiene una superficie total 1000 veces menor que medio kilogramo de arcilla. Una capa de arcilla de 15 cm de grosor cubriendo 0.4 ha tiene un área de superficie total que equivale a 285.000 km². La fertilidad de suelo se mide por su capacidad de intercambio de cationes (CIC), o capacidad de los cationes de adherirse a la superficie de los coloides. Los suelos fértiles tienen un CIC elevado; los suelos pobres, en cambio, lo tienen bajo (Missana *et Adell*, 2000).

Cuando se somete una suspensión de partículas a un campo gravitacional (natural o artificial), la capa difusa de las partículas está parcialmente arrancada y se produce una diferencia de potencial a lo largo de la partícula en la dirección de caída. La suma de estos efectos elementales resulta en un fenómeno electrocinético llamado potencial de sedimentación o efecto Dorn (Ahualli, 2008). El problema es extremadamente complejo por dos razones: microscópicas (a la escala de la partícula) y macroscópicas (a la escala del sistema).

La diferencia de potencial (o el campo) elemental a lo largo de una partícula depende de la carga superficial, de la posibilidad de un gradiente de tensión producido por la adsorción de un surfactante y de la renovación de la interface por convección interna (Malvern, 2009). Además la velocidad de caída depende también de la tensión y de una eventual convección interna.

Por otra parte existen factores macroscópicos que complican el problema. De un lado las partículas de un sistema no son todas del mismo tamaño y por lo tanto no poseen todas, ni la misma velocidad de caída ni el mismo potencial de flujo. Además pueden haber diferentes especies de partículas. Finalmente en un sistema cerrado, el flujo volumétrico total es nulo y existe un movimiento de retorno del solvente para compensar la sedimentación. Adicionalmente puede haber fenómenos difusionales de tipo de las partículas.

6.5.2 Potencial Zeta, Movilidad Electroforética, Conductividad Eléctrica y pH en los tratamientos

Con los diferentes tratamientos se logró llevar los valores de pZ a valores más negativos; en el suelo inicial se tuvo un pZ de -11.64 y en los tratamientos el valor más negativo se

obtuvo en el tratamiento de vermicomposta al 4% combinada con fosfoyeso con un valor de hasta -22.20 lo cual es más cercano a alcanzar la estabilidad de los coloides, ya que el rango de estabilidad es de +30 para coloides positivos y -30 para coloides negativos (Tabla 26)

Tabla 26. Resultados de análisis en tratamientos

| Tratamientos | Potencial Zeta (mV) | Movilidad Electroforética ($\mu\text{m}\cdot\text{cm}^2/\text{V}\cdot\text{s}$) | Conductividad Eléctrica (dS/m) | pH |
|-----------------------|---------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------|---------|
| Suelo inicial | -11.64 | -0.90 | 5.61 | 8.21 |
| Testigo 1 | -11.30 c | -0.89 a | 5.11 a | 8.21 a |
| Testigo 2 (FY2) | -12.00 b | -0.94 a | 1.55 c | 8.22 a |
| Testigo 3 (FY4) | -12.90 a | -1.01 a | 1.76 b | 8.23 a |
| Composta 2 | -13.30 b | -1.04 a | 0.60 b | 8.00 a |
| Composta 4 | -13.90 ab | -1.06 a | 0.63 b | 7.96 a |
| Composta 2 + FY2 | -13.60 ab | -1.07 a | 0.90 a | 8.02 a |
| Composta 4 + FY2 | -14.10 a | -1.09 a | 0.91 a | 7.94 a |
| Cascarilla 2 | -12.50 c | -1.08 a | 0.62 b | 7.62 bc |
| Cascarilla 4 | -12.90 b | -1.08 a | 0.63 b | 7.54 c |
| Cascarilla 2 + FY2 | -12.90 b | -1.09 a | 0.83 a | 7.87 a |
| Cascarilla 4 + FY2 | -14.10 a | -1.09 a | 0.84 a | 7.70 b |
| Vermicomposta 2 | -13.50 d | -1.11 b | 0.60 b | 7.48 a |
| Vermicomposta 4 | -20.10 b | -1.57 a | 0.62 b | 7.39 a |
| Vermicomposta 2 + FY2 | -16.80 c | -1.23 b | 0.71 ab | 7.42 a |
| Vermicomposta 4 + FY2 | -22.20 a | -1.60 a | 0.74 a | 7.35 a |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

En la figura 46 se observa la variación del pZ en los diferentes tratamientos, puede verse como en el grupo de la vermicomposta se presenta una mayor variación respecto a los demás tratamientos, debido a que alcanzan valores más negativos; por otra parte los tratamientos con fosfoyeso, composta y cascarilla de cebada siguen un comportamiento más o menos igual ya que sus valores son cercanos y no presentan mucha variación respecto a la muestra del suelo inicial.

Puede observarse la variación del pZ y el pH en la figura 47 se observan los rangos de estabilidad para las partículas coloidales, respecto a esto, los coloides del suelo al inicio se ubicaron en una región de inestabilidad; el tratamiento de Vermicomposta al 4% combinada con FY logra marcar un importante cambio con tendencia a alcanzar la estabilidad de los

coloides, esto indica una importante mejoría en el incremento de cargas orgánicas al suelo e igualmente una mejoría en la estabilidad de los coloides en el suelo.

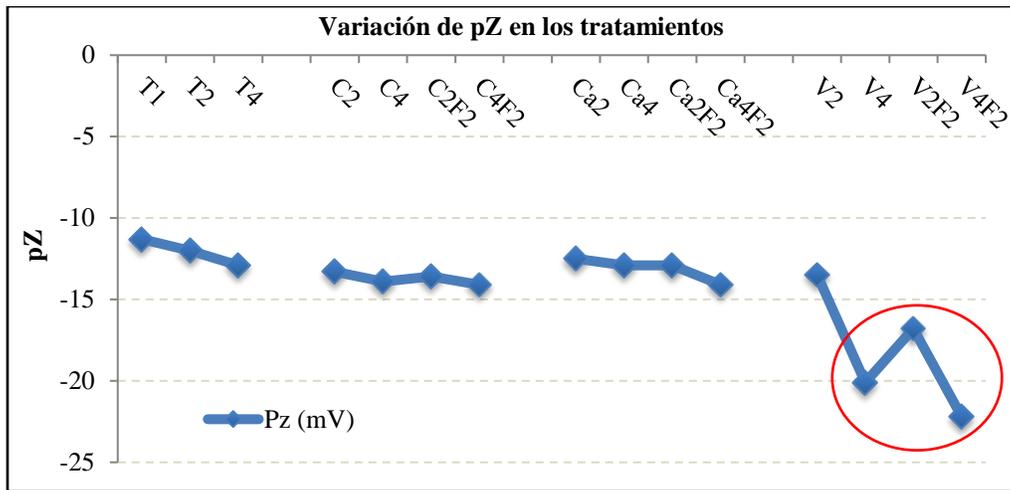


Figura 46. Variación del pZ con los diferentes tratamientos

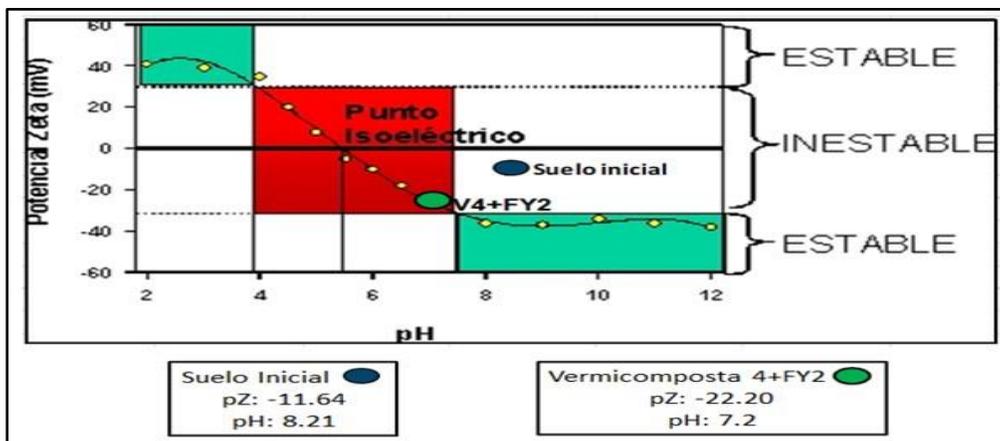


Figura 47. Variación del pZ con el pH en la mejor enmienda

Igualmente los resultados de la movilidad electroforética presentan una estrecha relación con los del pZ ya que alcanzaron valores más negativos, al lograr disminuir la salinidad del suelo al mismo tiempo se obtiene una mejoría sobre el estado de los coloides del suelo (Busoms *et al*, 2015). Se corrobora con los resultados de los diferentes tratamientos la estrecha relación que existe entre el pZ y la ME. Al igual que en los resultados de pZ, el grupo de la vermicomposta registra los valores más negativos e incluso el tratamiento con valor más negativo corresponde de nueva cuenta a la combinación de vermicomposta al 4% con fosfoyeso con un valor de -1.60.

Los resultados del potencial zeta combinados con los de movilidad electroforética permiten observar como al lograr valores más negativos se logra acercarlos a la zona de estabilidad de coloides donde será más factible que se lleve a cabo el intercambio catiónico.

Por otra parte y de acuerdo a los resultados de la conductividad eléctrica se muestra cómo se logró una importante disminución en los valores, pasando desde 5.61 en el suelo inicial hasta 0.60 dS/m en los tratamientos de composta y vermicomposta al 2%.

Se hace notar en la figura 48 que aplicando solo la enmienda química (FY), se reduce la CE del suelo inicial de 5.61 a 1.55 dS/m (que representa un 70.6%). Entre el suelo inicial y el testigo 1 al cual solamente se le aplicaron los riegos, se encontró una disminución de la CE que pasó de 5.61 dS/m a 5.11 dS/m, respectivamente, lo cual se atribuyó a los efectos del riego con agua y a la eliminación de sodio. Por su parte, con la aplicación de enmiendas orgánicas, como composta se reduce la CE en 2.2 veces con respecto a la enmienda química por sí sola, reduce un 86.5% comparado con la CE del suelo inicial y es de hacer notar que cuando se combina la composta con el fosfoyeso, la CE se incrementa ligeramente. Con la incorporación de la cascarilla de cebada, el comportamiento es similar al de la composta, ya que se reduce en igual proporción la CE del suelo inicial (87.0%). Finalmente, con la aplicación de la vermicomposta, la reducción de la CE a valores de 0.60 dS/m (87.9) pone de manifiesto que éste resultado ser el mejor grupo de tratamientos para la disminución de la CE del suelo.

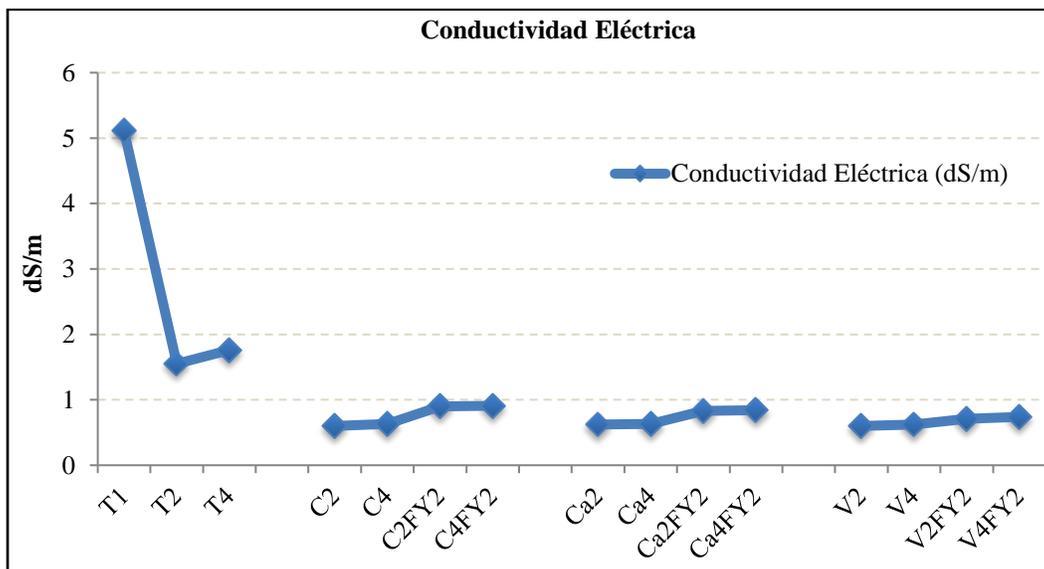


Figura 48. Disminución de la CE con los diferentes tratamientos

Finalmente y acorde con los resultados anteriormente presentados y discutidos; se lograron importantes disminuciones en el pH del suelo pasando de un valor alcalino de 8.21 a un pH neutral de 7.3. Con la incorporación solamente del fosfoyeso no se logra llevar los resultados a valores inferiores de 8, lo mismo ocurre en la composta al 2% con y sin fosfoyeso. Las disminuciones a valores de 7 se observan a partir de las aplicaciones de cascarilla de cebada y principalmente de vermicomposta donde se presentan resultados con valores más cercanos a la neutralidad (Fig. 49).

Esta disminución de valores resulta importante debido a que el pH es el principal indicador en la disponibilidad de nutrientes para las plantas, influyendo en la solubilidad, movilidad, disponibilidad y de otros constituyentes y contaminantes inorgánicos presentes en el suelo. Por otra parte, el pH está asociado a la calidad de los iones intercambiables, lo que provoca un efecto directo sobre el estado de los coloides del suelo y un efecto indirecto sobre la disponibilidad de los nutrientes como se mencionó anteriormente. Con la disminución del pH se espera que se mejoren los rendimientos de los cultivos que se ven mermados por la baja disponibilidad de agua y nutrientes (Busoms *et al.*, 2015).

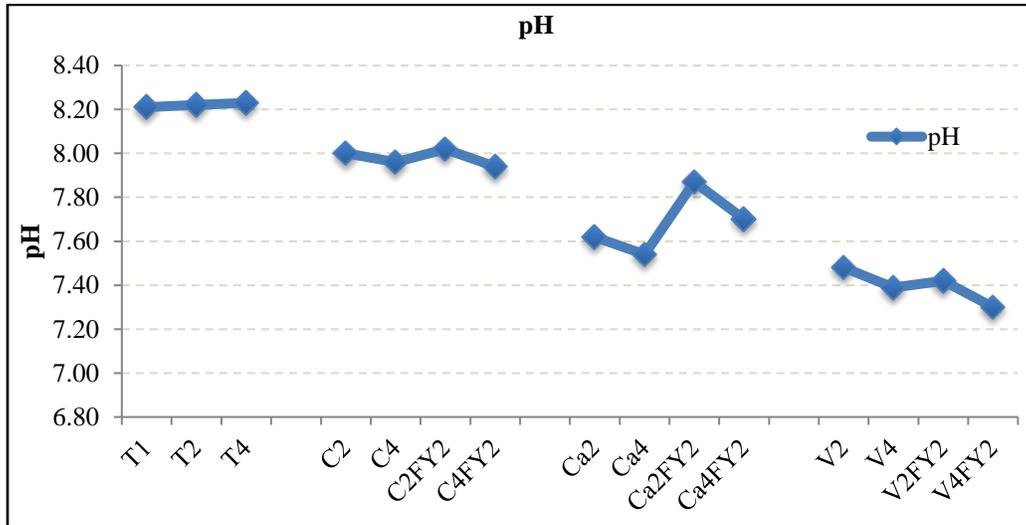


Figura 49. Disminución del pH con los diferentes tratamientos

6.6 Tamaño de partícula en el suelo inicial y enmiendas orgánicas empleadas

El efecto retardador se torna importante para un valor de pZ alto (en positivo o negativo) y para partículas tales que sus tamaños sean $0.1 < x < 100 \mu\text{m}$ (Salager, 1988). Este es el caso que nos ocupa, ya que al evaluar la distribución y tamaños de partículas en la suspensión del suelo inicial, se puede apreciar en la tabla 27 y figura 50, un tamaño promedio de $59.26 \mu\text{m}$, una mediana de $48.19 \mu\text{m}$ y como valor moda $72.94 \mu\text{m}$. No obstante el pZ no resulta elevado.

Tabla 27. Valores de distribución de tamaños de partículas en suelo

| Volume Statistics (Arithmetic) Suelo inic_Prom. \$av | | | | |
|-------------------------------------------------------------|---------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| Calculations from 0.375 μm to 2000 μm | | | | |
| Volume: | 100% | S.D.: | 49.08 μm | |
| Mean: | 59.26 μm | Variance: | 2409 μm^2 | |
| Median: | 48.19 μm | C.V.: | 82.8% | |
| Mean/Median ratio: | 1.230 | Skewness: | 0.947 Right skewed | |
| Mode: | 72.94 μm | Kurtosis: | 0.308 Leptokurtic | |
| <10% | <25% | <50% | <75% | <90% |
| 5.167 μm | 19.14 μm | 48.19 μm | 87.53 μm | 132.7 μm |

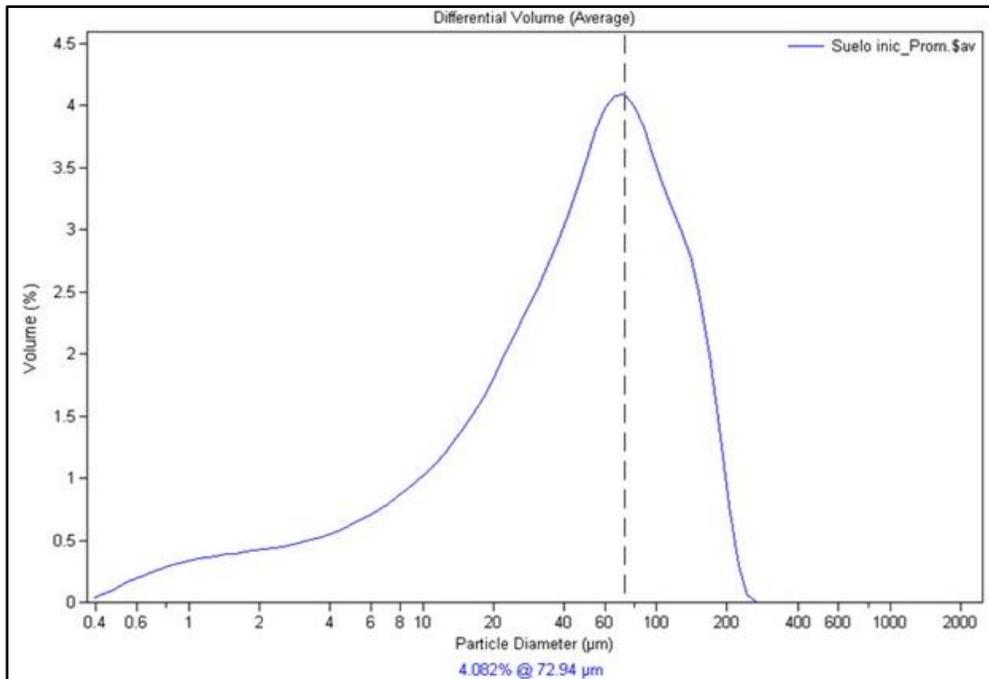


Figura 50. Distribución de tamaños de partículas en suspensión en suelo

También se pone de manifiesto, al observar en las figuras 51 y 52 y las tablas 28 y 29, la distribución de tamaños de las partículas coloidales para la composta y vermicomposta como material orgánico para biorremediación del suelo.

Podemos hacer notar como para la composta el tamaño de los coloides es de aproximadamente 18.6 veces menor que la del suelo inicial, con una moda de 3.69 µm.

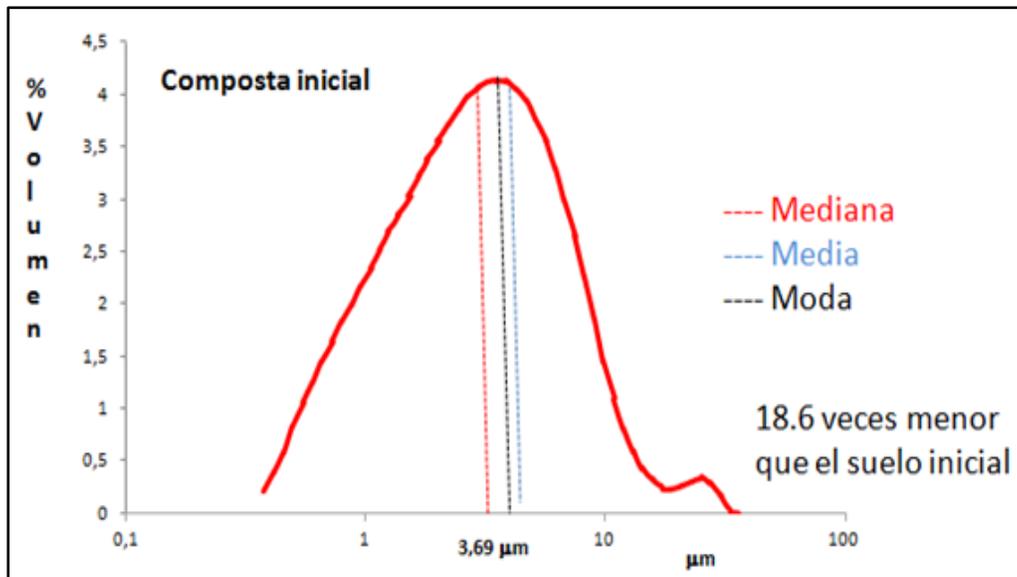


Figura 51. Distribución de tamaños de partículas en suspensión en composta

Tabla 28. Valores de distribución de tamaños de partículas en composta

| Volume Statistics (Arithmetic) Composta_Prom. Sav | | | | |
|---------------------------------------------------|----------|-----------|-----------------------|----------|
| Calculations from 0.375 µm to 2000 µm | | | | |
| Volume: | 100% | S.D.: | 4.049 µm | |
| Mean: | 4.156 µm | Variance: | 16.40 µm ² | |
| Median: | 3.019 µm | C.V.: | 97.4% | |
| Mean/Median ratio: | 1.377 | Skewness: | 2.981 Right skewed | |
| Mode: | 3.687 µm | Kurtosis: | 12.94 Leptokurtic | |
| <10% | <25% | <50% | <75% | <90% |
| 0.901 µm | 1.578 µm | 3.019 µm | 5.364 µm | 8.379 µm |

En tanto para la vermicomposta con una moda de 2.11 µm es de 34.5 veces menor.

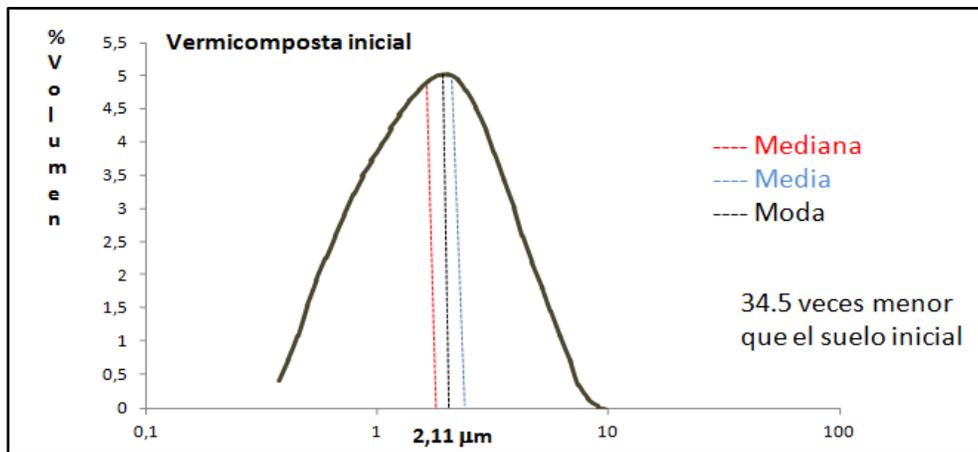


Figura 52. Distribución de tamaños de partículas en suspensión en vermicomposta

Tabla 29. Valores de distribución de tamaños de partículas en vermicomposta

| Volume Statistics (Arithmetic) Vermi Composta_Prom. Sav | | | | |
|---------------------------------------------------------|----------|-----------|-----------------------|----------|
| Calculations from 0.375 µm to 2000 µm | | | | |
| Volume: | 100% | S.D.: | 1.480 µm | |
| Mean: | 2.198 µm | Variance: | 2.191 µm ² | |
| Median: | 1.802 µm | C.V.: | 67.4% | |
| Mean/Median ratio: | 1.220 | Skewness: | 1.310 Right skewed | |
| Mode: | 2.107 µm | Kurtosis: | 1.657 Leptokurtic | |
| <10% | <25% | <50% | <75% | <90% |
| 0.707 µm | 1.074 µm | 1.802 µm | 2.911 µm | 4.303 µm |

6.7 Comportamiento de elementos en lixiviados por tratamientos

6.7.1 Comportamiento del sodio (Na)

Tomando en consideración el lavado del sodio (sodio extraído y eliminado de los suelos con diferentes tratamientos), se pudo apreciar que a partir del sexto y séptimo riegos, la

reducción permanecía prácticamente constante. Se incrementó el sodio entre 13.42 % y 59.10% en los lixiviados obtenidos de los 15 diferentes tratamientos. La figura 53 muestra el comportamiento del sodio que se evaluó en lixiviados y que representa el sodio eliminado del suelo inicial.

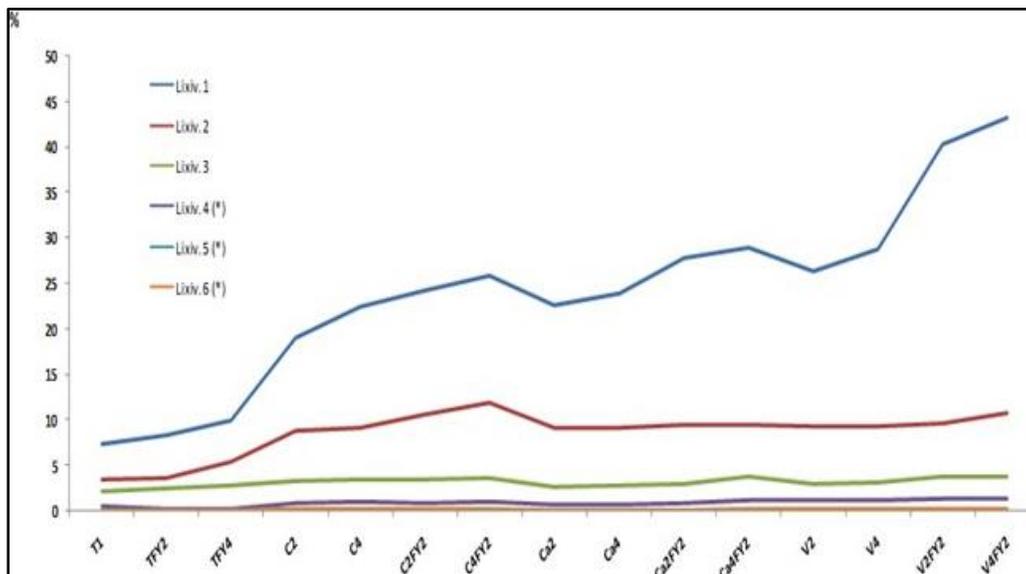


Figura 53. Comportamiento del sodio en los lixiviados

Por otra parte, la tabla 30 muestra los resultados iniciales de sodio, potasio, calcio y magnesio en el suelo y las diferentes enmiendas; se comparan con los resultados que quedan en el suelo tratado en cada una de las 15 pruebas.

Tabla 30. Contenidos de sodio, potasio, calcio y magnesio en suelo y enmiendas

| Enmiendas | Sodio inicial | | Potasio inicial | | Calcio inicial | | Magnesio inicial | |
|----------------------|---------------|---------|-----------------|---------|----------------|---------|------------------|---------|
| | mg/Kg | Des Est | mg/Kg | Des Est | mg/Kg | Des Est | mg/Kg | Des Est |
| Suelo | 947.7 a | 12.87 | 297.7 a | 13.55 | 679.6 b | 12.09 | 452.4 b | 9.84 |
| Fosfoyeso | 15.0 c | 0.55 | 18.0 c | 0.50 | 21950.0 a | 23.67 | 2200.0 a | 21.3 |
| Composta | 230.0 b | 1.73 | 22.3 c | 0.83 | 95.0 d | 2.45 | 84.0 c | 0.63 |
| Cascarilla de cebada | 120.0 b | 6.72 | 75.30 b | 1.44 | 330.0 c | 11.08 | 90.0 c | 2.16 |
| Vermicomposta | 200.0 b | 0.76 | 79.50 b | 0.79 | 133.6 cd | 2.87 | 121.0 c | 0.78 |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

La tabla 30 indica los altos contenidos de sodio en el suelo así como los aportes más importantes en calcio y magnesio por parte de la enmienda química (fosfoyeso, FY). Se puede observar que se trata de un suelo salino-sódico, esto se corrobora con los resultados de RAS (relación de adsorción de sodio) y PSI (Porcentaje de Sodio Intercambiable) donde el suelo presenta valores elevados clasificando como suelo salino sódico (Ramírez, 2016). Esto se corresponde con lo reportado por Manzano *et al.*, (2014), quienes trabajando con un suelo salino-sódico con 7.75 dS/m de conductividad y 1432 mg de Na/kg (1.5 mayor que en

el suelo de este estudio en ambos parámetros) de Tamaulipas y utilizando como enmiendas estiércol de bovino y yeso (CaSO_4), en diferentes proporciones, lograron reducir la conductividad y los contenidos de sodio en un 27% y 18% respectivamente.

De la tabla 31 se aprecia que el testigo 1 (T1) por simple lavado con agua, reduce en un 13 % los contenidos de sodio del suelo inicial.

Tabla 31. Contenidos de sodio en tratamientos y porcentaje de sodio eliminado

| Tratamientos | Sodio Final | Sodio Eliminado |
|-----------------------|-------------|-----------------|
| | mg/kg | % |
| Testigo 1 | 820.5 | 13.42 c |
| Testigo 2 (FY2) | 808.9 | 14.64 b |
| Testigo 3 (FY4) | 773.5 | 18.38 a |
| Composta 2 | 645.3 | 31.91 d |
| Composta 4 | 605.8 | 36.07 c |
| Composta 2 + FY2 | 576.6 | 39.15 b |
| Composta 4 + FY2 | 545.3 | 42.46 a |
| Cascarilla 2 | 614.8 | 35.13 d |
| Cascarilla 4 | 600.8 | 36.60 c |
| Cascarilla 2 + FY2 | 559.3 | 40.98 b |
| Cascarilla 4 + FY2 | 537.7 | 43.26 a |
| Vermicomposta 2 | 571.0 | 39.75 d |
| Vermicomposta 4 | 544.9 | 42.50 c |
| Vermicomposta 2 + FY2 | 427.0 | 54.94 b |
| Vermicomposta 4 + FY2 | 387.6 | 59.10 a |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

Las aplicaciones de yeso (enmienda química) por sí sola, reducen a 14.6% y 18.4% aplicándose a 2 y 4%. También se hace notar las reducciones con aplicaciones de enmiendas orgánicas de Composta (C) y Cascarilla de cebada (Ca) al 2 y 4% que alcanzan duplicar la reducción del sodio del suelo y en combinación con 2% de enmienda química (FY), llegan a triplicar la efectividad. Aunque mucho mejor resultó la aplicación de vermicomposta (V) que en combinación con FY, permite reducir en un 59% el sodio presente.

De una manera gráfica puede apreciarse el comportamiento final del porcentaje de sodio eliminado. La figura 54 muestra la tendencia. Se observa que para todos los casos (tratamientos) la adición de enmienda química (FY), induce una ligera mejoría para estos

propósitos, pero en efecto la aplicación de las diferentes enmiendas orgánicas lo mejora de manera importante.

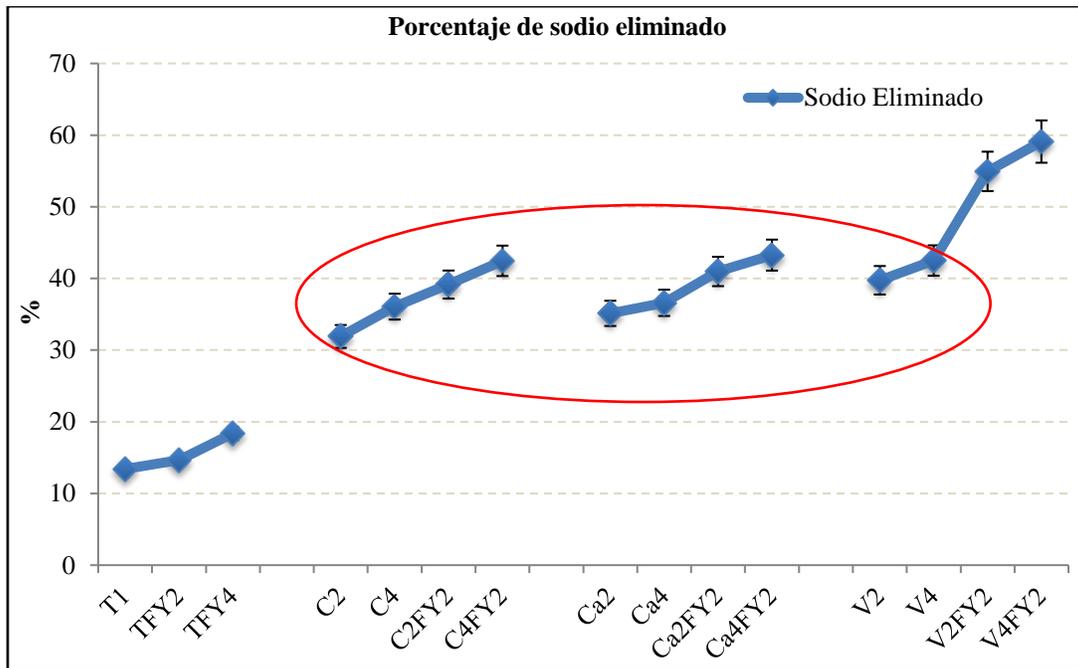
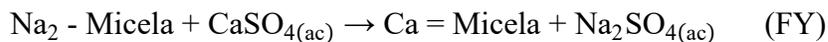


Figura 54. Porcentajes de sodio con diferentes tratamientos

La ecuación propuesta nos muestra como es este mecanismo de intercambio. Aquí observamos como el sodio pasa a lixiviarse por intercambio con calcio.



Ecuación 21

Se puede apreciar que la aplicación de composta (C) y/o Cascarilla de cebada (Ca), alcanzan resultados similares, al igual que la aplicación de la vermicomposta (V) para la reducción del sodio del suelo inicial, pero esta última sin adición de enmienda química (FY); ya que cuando se combina Vermicomposta en 2 y 4% con FY en 2%, se logra hasta casi un 60 % de efectividad.

6.7.2 Comportamiento del potasio (K)

El potasio (K) puede ser removido, proveniente del propio suelo o de los aportes que ofrece en este elemento (K), la enmienda química (FY). La tabla 32 muestra que los porcentajes de remoción de potasio son bajos y los más elevados son los de testigos con fosfoyeso (TFY), alcanzándose valores entre 1.9-2.3 % del potasio lixiviado. Gráficamente (Fig. 55) se observó que la cascarilla de cebada (Ca) es la que menos permite lixiviar al potasio y la composta (C) y vermicomposta (V) se comportan de manera similar. Esto se corresponde

con lo que reporta Hernández (2011), con el uso de la lenteja de agua (*Lemma spp.*) como enmendante orgánico, donde igual se reporta una baja lixiviación del potasio.

Tabla 32. Contenidos de potasio en tratamientos y porcentaje de potasio eliminado

| Tratamientos | Potasio Final | Potasio Eliminado |
|-----------------------|---------------|-------------------|
| | mg/kg | % |
| Testigo 1 | 290.7 | 2.35 a |
| Testigo 2 (FY2) | 292.1 | 1.87 b |
| Testigo 3 (FY4) | 292.3 | 1.81 b |
| Composta 2 | 293.3 | 1.46 a |
| Composta 4 | 293.3 | 1.48 a |
| Composta 2 + FY2 | 293.2 | 1.49 a |
| Composta 4 + FY2 | 293.2 | 1.52 a |
| Cascarilla 2 | 296.7 | 0.35 a |
| Cascarilla 4 | 296.7 | 0.33 a |
| Cascarilla 2 + FY2 | 296.6 | 0.35 a |
| Cascarilla 4 + FY2 | 296.6 | 0.37 a |
| Vermicomposta 2 | 293.9 | 1.27 a |
| Vermicomposta 4 | 293.8 | 1.30 a |
| Vermicomposta 2 + FY2 | 293.7 | 1.33 a |
| Vermicomposta 4 + FY2 | 293.6 | 1.36 a |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

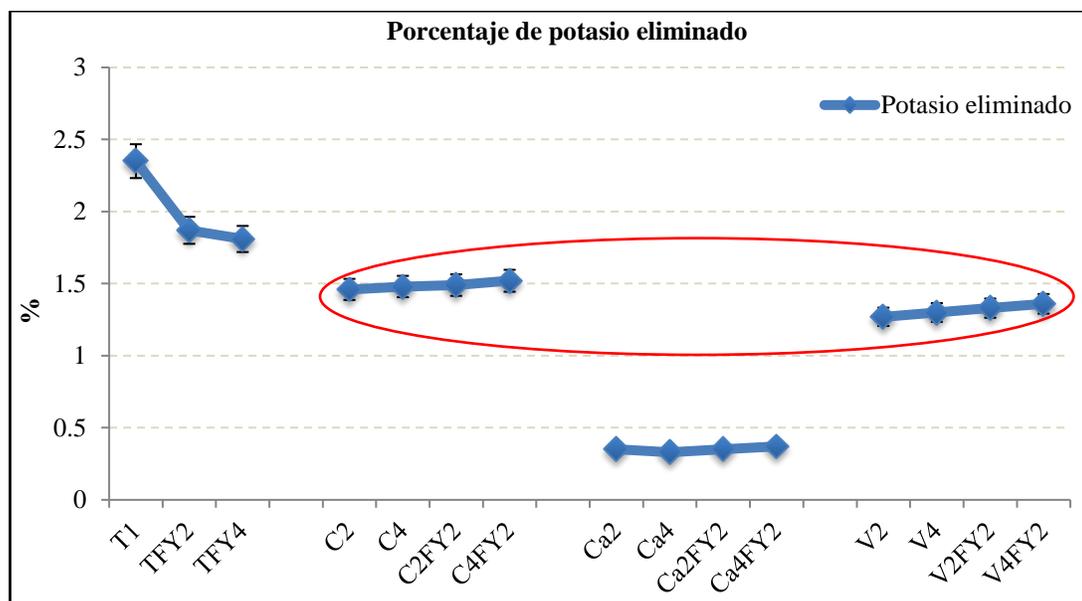


Figura 55. Porcentajes de potasio con diferentes tratamientos

6.7.3 Comportamiento del calcio (Ca)

Los resultados de estudios con aplicaciones de yeso (FY) en suelos salinos-sódicos y sódicos propiamente, han arrojado que el sodio adsorbido en el complejo suelo, es reemplazado por intercambio con calcio según el mecanismo de reacción propuesto (Hernández, 2011). Es de esperar incrementos de calcio en el suelo, pero igualmente se tienen en los lixiviados, esto es producto de la moderada solubilidad del yeso (2.5 g/L). Es decir que parte del $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (FY), dará aportes de iones Ca^{2+} que estarán presentes en los lixiviados.

En la tabla 33 observamos los resultados. Las proporciones del calcio en lixiviados varía desde 28 a 53 %, destacando los experimentos de los testigos con presencia de fosfoyeso (TFY). La parte miscelar de las enmiendas orgánicas (coloides en la suspensión) aparentemente retienen parte del calcio y no permiten su lixiviación. Con ello se enriquece el suelo en calcio y se da estabilidad de la materia orgánica. La figura 56 muestra tal comportamiento. El FY aporta calcio que es requerido para flocular arcillas y mejorar la textura de los suelos (Hernández, 2011), lo que favorece el crecimiento de las raíces, la aireación y movimiento del agua a través de éste.

Tabla 33. Contenidos de calcio en tratamientos y porcentaje de calcio eliminado

| Tratamientos | Calcio Final | Calcio Eliminado |
|-----------------------|--------------|------------------|
| | mg/kg | % |
| Testigo 1 | 317.7 | 53.26 a |
| Testigo 2 (FY2) | 331.1 | 51.27 c |
| Testigo 3 (FY4) | 318.9 | 53.08 b |
| | | |
| Composta 2 | 361.2 | 46.85 a |
| Composta 4 | 364.6 | 46.34 b |
| Composta 2 + FY2 | 492.6 | 27.51 d |
| Composta 4 + FY2 | 476.1 | 29.94 c |
| | | |
| Cascarilla 2 | 560.8 | 17.48 c |
| Cascarilla 4 | 541.4 | 20.34 b |
| Cascarilla 2 + FY2 | 491.1 | 27.73 a |
| Cascarilla 4 + FY2 | 490.7 | 27.79 a |
| | | |
| Vermicomposta 2 | 543.0 | 20.10 d |
| Vermicomposta 4 | 541.1 | 20.37 c |
| Vermicomposta 2 + FY2 | 491.8 | 27.63 b |
| Vermicomposta 4 + FY2 | 490.3 | 27.85 a |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

El calcio también ayuda a la disminución del pH de los suelos por formación y precipitación de carbonatos y en ocasiones por formación de sales complejas con iones amonio (NH_4^+) que ayudan a fijar el nitrógeno en los suelos (Vázquez *et* Pagani, 2015).

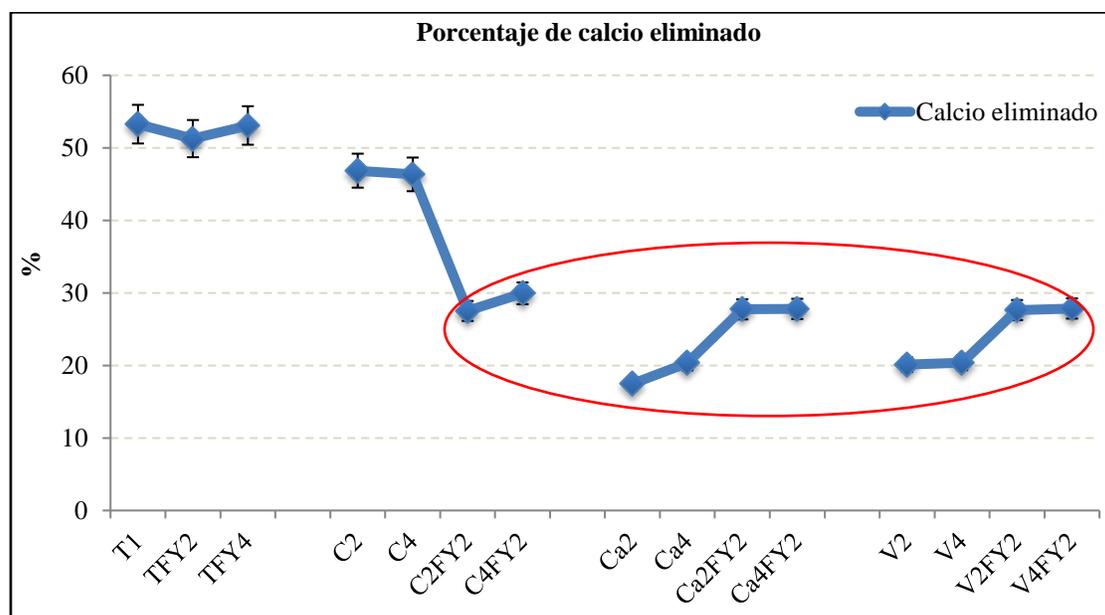


Figura 56. Porcentajes de calcio con diferentes tratamientos

6.7.4 Comportamiento del magnesio (Mg)

El ión Mg^{+2} tiene también propiedades dispersivas y puede causar efectos adversos sobre las propiedades físicas del suelo en forma similar a como lo hace el Na^+ intercambiable. Los suelos en donde el Mg se acumula en forma de sales inorgánicas que pueden llegar a ser tóxicas para las plantas, principalmente sulfato y cloruro de Mg, se les conoce como Solonetz; este es el caso que nos ocupa. En la tabla 34 se observan los resultados de los porcentajes de eliminación de magnesio con los tratamientos.

Tabla 34. Contenidos de magnesio en tratamientos y porcentaje de magnesio eliminado

| Tratamientos | Magnesio Final | Magnesio Eliminado |
|------------------|----------------|--------------------|
| | mg/kg | % |
| Testigo 1 | 402.9 | 10.95 c |
| Testigo 2 (FY2) | 329.6 | 27.14 a |
| Testigo 3 (FY4) | 332.1 | 26.60 b |
| Composta 2 | 382.1 | 15.55 b |
| Composta 4 | 379.2 | 16.19 a |
| Composta 2 + FY2 | 393.4 | 13.06 d |
| Composta 4 + FY2 | 387.7 | 14.30 c |

| | | |
|-----------------------|-------|---------|
| Cascarilla 2 | 415.6 | 8.15 d |
| Cascarilla 4 | 409.5 | 9.49 c |
| Cascarilla 2 + FY2 | 389.3 | 13.97 b |
| Cascarilla 4 + FY2 | 387.6 | 14.33 a |
| Vermicomposta 2 | 409.4 | 9.52 b |
| Vermicomposta 4 | 408.8 | 9.64 b |
| Vermicomposta 2 + FY2 | 389.8 | 13.85 a |
| Vermicomposta 4 + FY2 | 389.3 | 13.95 a |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

Se tienen incrementos de magnesio en el suelo, pero igualmente se tienen en los lixiviados (Fig. 57), esto es producto de la moderada solubilidad del yeso (2.5 g/L) y los contenidos en Mg^{2+} que de éste pueden ser aportados por el FY.

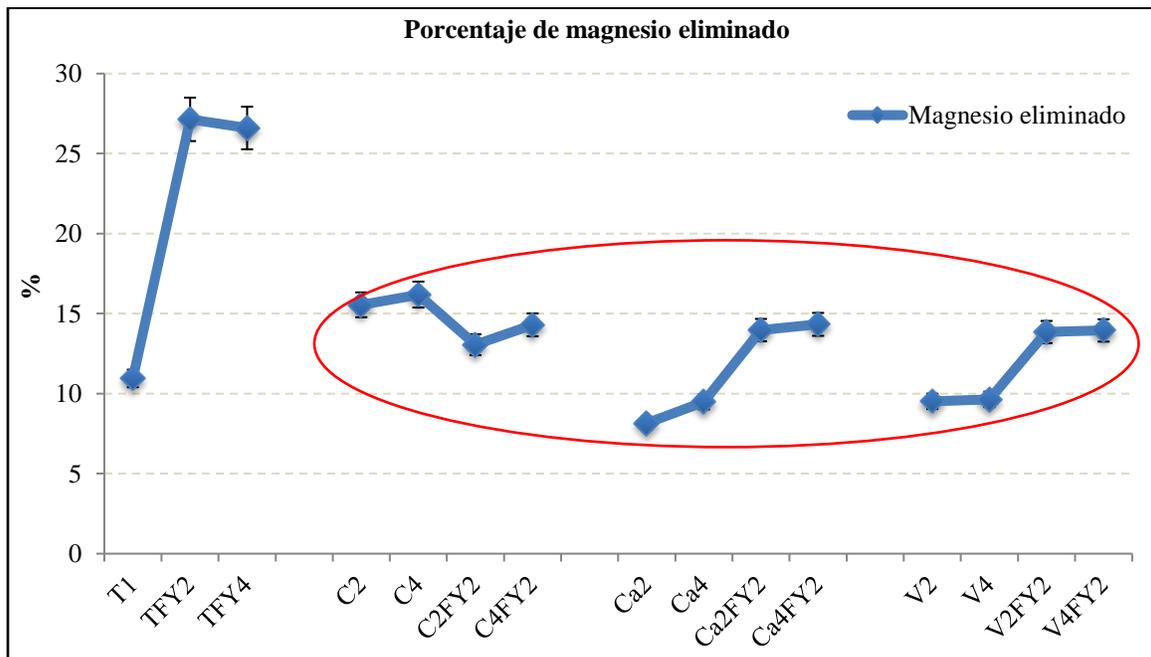


Figura 57. Porcentajes de magnesio con diferentes tratamientos

Por otra parte, no se pueden separar el papel del calcio como un neutralizador del suelo y sus relaciones con otros cationes, como el potasio y el magnesio, por su papel como nutriente para el crecimiento de las plantas (Guo *et al.*, 2016). En ello radica la importancia del Mg^{2+} en el suelo.

El magnesio provoca una disminución del porcentaje de agregados estables y de la cantidad de arcilla que actúa como elemento cementante. Incide negativamente, además, en la porosidad de los agregados (Villazón *et al.*, 2017).

Los suelos Solonetz como los que nos ocupan, se encuentran en áreas con clima semiárido templado continental (veranos secos y una precipitación anual de no más de 400-500mm), especialmente en tierras planas con drenaje lateral y vertical impedido. También están presentes en áreas secas tropicales y subtropicales.

El mejoramiento de los Solonetz tiene dos elementos básicos: 1. Mejora de la porosidad del suelo superficial o subsuperficial; 2. Disminución del porcentaje de sodio intercambiable.

La mayoría de los intentos de recuperación comienzan con incorporación de yeso o, excepcionalmente, cloruro de calcio al suelo. Cuando la cal o el yeso están a poca profundidad, el arado profundo (mezclando el suelo subsuperficial que contiene carbonato o yeso con el suelo superficial) puede hacer innecesarias las enmiendas costosas. Las estrategias de recuperación tradicionales empiezan con la plantación de un cultivo resistente al Na, por ejemplo, césped Rhodes, para poco a poco mejorar la permeabilidad del suelo. Una vez que el sistema de poros está en funcionamiento, los iones de Na son cuidadosamente lavados del suelo con agua (rica en Ca), de buena calidad (debiendo evitarse el uso de agua relativamente pura, ya que agrava el problema de dispersión).

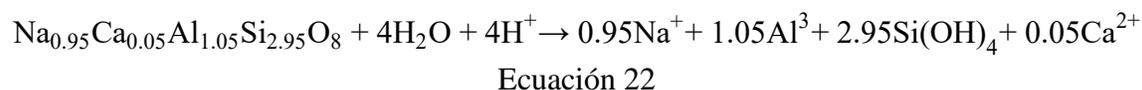
6.7.5 Comportamiento del aluminio (Al)

Por encima de 15% de la corteza terrestre está compuesta por Al_2O_3 , el cual es tan poco soluble en suelos neutros o alcalinos que no alcanzaría concentraciones tóxicas para los vegetales (Casierra *et* Aguilar, 2007). En este estudio, el aluminio, como era de esperar, resulta poco disponible, dado el pH de los suelos. Se reporta, que la composición de un suelo, se puede ver enriquecida en aluminio lixiviable (Al^{3+}), en la medida en que el pH del suelo tiende a disminuir y se incrementa en los contenidos de materia orgánica; esto es producto del lavado de silicio, sodio, intercambio con el calcio y otros cationes del suelo (Pulido, 2006). Esto es lo que se persiguió con los tratamientos propuestos para la recuperación de los suelos salinos sódicos de Tlahuelilpan.

El aluminio que aparece en la solución del suelo como Al^{3+} , es conocido como aluminio intercambiable. Es un ión libre que puede formar compuestos con otros iones presentes en la solución como los fosfatos y los sulfatos. Estos iones Al^{3+} también pueden competir con otros cationes como Ca^{2+} y Mg^{2+} por los sitios de intercambio en los coloides del suelo; de esta forma el aluminio intercambiable puede ser un factor limitante de la fertilidad de la mayoría de los suelos (Cano *et al.*, 2011).

Cuando el agua alcanza un mineral del suelo, por ejemplo, un feldespato como la albita ($NaAlSi_3O_8$), este empieza a disolverse y los iones y moléculas que se liberan del mineral, pasan a la solución del suelo. El proceso continúa; si la solución se empobrece de los iones liberados, porque se precipitan para formar otros minerales, conocida como reacciones

incongruentes, o porque son eliminados de la solución por lavados, llamada reacción congruente (Matichenkov, 2008). La hidrólisis de la albita se puede representar por la reacción congruente.



Donde Na^+ , Ca^{2+} , Al^{3+} y el Si en forma aniónica (SiO_3^{-2}) disponible, pasan a las aguas de lavado.

En la tabla 36 se puede observar los muy bajos contenidos de Al^{3+} que lixivian en las aguas de lavado del riego (menos del 1%), lo cual se corresponde con lo esperado y reportado (Pulido, 2006; Casierra *et al.*, 2007). Estos valores son bajos al compararlos con los contenidos de aluminio encontrado en muestras de suelo inicial, C, Ca, V y FY que se muestran en la tabla 35 y se determinaron luego de digestión ácidos en horno de microondas.

Tabla 35. Contenidos de aluminio en muestra de suelo y enmiendas

| Enmiendas | Aluminio Inicial | |
|----------------------|------------------|---------|
| | mg/Kg | Des Est |
| Suelo | 110.920 a | 0.823 |
| Fosfoyeso | 1.345 c | 0.116 |
| Composta | 0.062 c | 0.004 |
| Cascarilla de cebada | 11.343 b | 0.224 |
| Vermicomposta | 0.087 c | 0.007 |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

Los resultados de Al total en suelos salinos son similares (115 mg/Kg) a los reportados por Rojas (2012) y para el FY son semejantes (entre 1-2 mg/kg) a los reportados por Silva (2011) y Giménez (2015). Para la presencia de aluminio en Composta y Vermicomposta no se encontraron hasta el momento reportes. Para el caso de la cebada, el valor encontrado es ligeramente más elevado (entre 4-9 mg/kg) que el que reportó Teuber *et al.*, (2006) en cultivos en Chile o lo reportado por Casierra *et al.* (2007). Estos valores igualmente se corresponden con las pequeñas disminuciones del pH en los suelos después de los tratamientos; a menores valores de pH (ligeras disminuciones), mayores contenidos de Al^{3+} lixiviado.

Se hace notar en la tabla 36 que con solo la carga química de FY no se facilita la lixiviación del aluminio (0.02 % de Al^{3+} eliminado como máximo). Por su parte los aportes de cargas orgánicas C y Ca (composta y cascarilla de cebada), incrementan la lixiviación del aluminio en 20-25 veces más que con solo FY. Sin embargo, la aplicación de V (vermicomposta), es

capaz de incrementar los contenidos de A^{3+} en los lixiviados de 25-50 veces más. En la figura 58 se muestra este comportamiento.

Tabla 36. Contenidos de aluminio en tratamientos y porcentaje de aluminio eliminado

| Tratamientos | Aluminio Final | Aluminio Eliminado |
|-----------------------|----------------|--------------------|
| | mg/kg | % |
| Testigo 1 | 0.004 | 0.00 a |
| Testigo 2 (FY2) | 0.017 | 0.02 a |
| Testigo 3 (FY4) | 0.025 | 0.02 a |
| Composta 2 | 0.513 | 0.46 a |
| Composta 4 | 0.580 | 0.52 a |
| Composta 2 + FY2 | 0.525 | 0.47 a |
| Composta 4 + FY2 | 0.668 | 0.60 a |
| Cascarilla 2 | 0.391 | 0.35 a |
| Cascarilla 4 | 0.445 | 0.40 a |
| Cascarilla 2 + FY2 | 0.546 | 0.49 a |
| Cascarilla 4 + FY2 | 0.525 | 0.47 a |
| Vermicomposta 2 | 0.546 | 0.49 c |
| Vermicomposta 4 | 0.966 | 0.87 ab |
| Vermicomposta 2 + FY2 | 0.811 | 0.73 b |
| Vermicomposta 4 + FY2 | 1.076 | 0.97 a |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

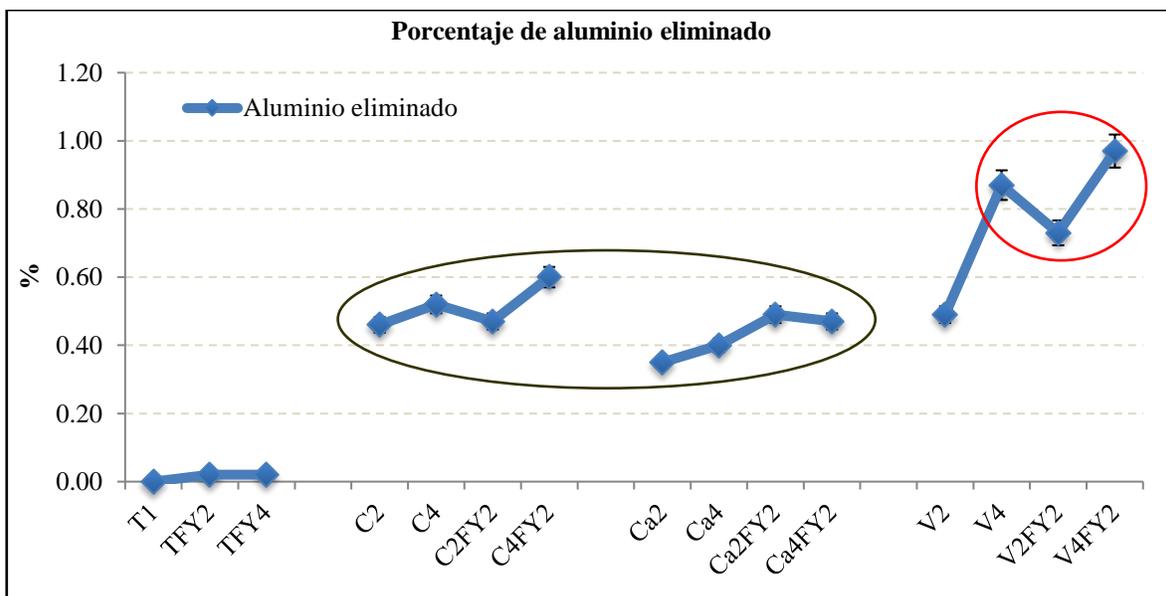


Figura 58. Porcentajes de aluminio con diferentes tratamientos

6.7.6 Comportamiento del silicio (Si)

Debido a la de silicatización causada por el intenso intemperismo y la lixiviación de los suelos, las formas de Si más encontradas son cuarzo y otras formas no disponibles para las plantas (Núñez, 2017). Las soluciones del suelo tienen generalmente una concentración de silicio de 3 a 17 mg de silicio.L⁻¹ (Hull, 2004) como silicio disponible. Las formas de Si químicamente activas en el suelo están representadas por el ácido monosilícico soluble (Fig. 59) y francamente adsorbido, ácido polisilícico, y compuestos organosilícicos (Castellanos *et al.*, 2015). Estas cifras se consideran relativamente bajas; sin embargo, es más de 100 veces la concentración del fósforo en las soluciones del suelo, por ejemplo.

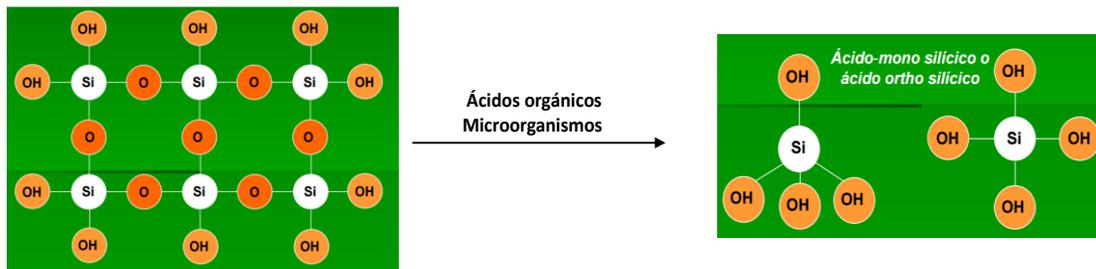


Figura 59. Formas de silicio químicamente activas en suelo

Formación de fracciones solubilizables de ácido silícico a partir de óxidos de silicio por acción de ácido orgánicos y microorganismos

Por otra parte, se reporta que una mezcla de biosólidos como el estiércol de ganado y/o compostas y vermicompostas, en combinación con materiales ricos en silicio activo, pueden transformar la presencia de contaminantes activos y tóxicos en materiales inertes (Cavins *et al.*, 2010).

Los beneficios que pueden ser alcanzados en el suelo con presencia de silicio, son la restauración de la fertilidad de los suelos a través del tiempo (Manzano *et al.*, 2014), elevar la capacidad de intercambio catiónico, y mejorar los contenidos de calcio, magnesio, fósforo, entre otros elementos (Quero, 2008).

Es conocido que con la acción de algunos factores climáticos y de los suelos, como: temperatura, lluvia y el CO₂ disuelto en el agua en la forma de ácido carbónico (H₂CO₃/CO₂) que actúan sobre los minerales arcillosos y liberan elementos minerales, formándose silicatos de calcio, magnesio, potasio, zinc, hierro, incrementando grandemente la capacidad de intercambio catiónico de los suelos y así el pH del suelo se va tornando básico. En estos suelos se puede llegar a encontrar hasta 100 a 200 mg/kg de estas formas de silicio soluble (Quero, 2008).

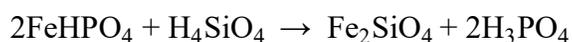
El contenido de silicio y aluminio se relaciona con el pH de la solución del suelo. A medida que el pH del suelo se eleva, es decir pasa de ácido a alcalino, el contenido de silicio se

incrementa a una relación de 79.05 t/ha de silicio elemental. Cantidad que es removida por requerimientos de los cultivos y la erosión hídrica causada por la lluvia o los sistemas de riego. Cuando es removido el silicio, el aluminio se incrementa en el suelo, ocasionando problemas de acidez y posible toxicidad a las raíces de los cultivos (Quero, 2008). En el caso de estudio, al conocer la alcalinidad del suelo (pH inicial de 8.21), es de esperar más elevados contenidos de silicio antes de los tratamientos, y en la medida en que se ve disminuido el pH en los suelos con diferentes tratamientos, los contenidos de silicio lixiviable deben disminuir.

Grandes cantidades de silicio son absorbidas por los cultivos, dentro de estos los que extraen silicio con mayor intensidad son las gramíneas, que tienen además una alta eficiencia fotosintética. La caña de azúcar, puede producir más de 180 t/ha de caña en suelos con pH mayor a 7.5 y un contenido de silicio en el suelo mayor al 22 %. En condiciones de suelo ácido con pH de menor a 6.0 y un contenido de silicio de 16 % o menos, la producción es de 60 a 80 t/ha solamente (es decir se reduce en un 60-70 %) (Quero, 2008).

Por ejemplo, una buena producción de arroz es capaz de extraer del suelo entre 467 y 560 kg/ha de Si, ocurriendo una alta producción y acumulación de SiO₂ en la epidermis de las hojas. Sin embargo, tales valores de silicio absorbidos no pueden ser completamente explicados por la absorción pasiva (tal como la difusión o flujo de masa de la solución del suelo a la planta) porque en la capa del suelo de los primeros 20 cm, en promedio se encuentran a penas de 0.1 a 1.6 kg/ha de H₄SiO₄. Algunos resultados han mostrado que las raíces de los cultivos (en este caso el arroz) poseen la capacidad específica de concentrar Si en la solución externa (Quero, 2008).

El anión silicato al tener afinidad con el anión fosfato, al aumentar la concentración de ácido monosilícico en la solución del suelo, produce transformaciones que hacen que fosfatos no aprovechables por las plantas, se conviertan en fosfatos aprovechables. Una vez formado el ácido silícico, este reacciona con los fosfatos insolubles de hierro, manganeso, aluminio y calcio formando silicatos de cada uno de estos elementos, productos que son insolubles, por consiguiente, no pueden ser absorbidos por las plantas, liberando el ion ortofosfato primario (forma de fósforo que absorben las plantas) para que entre a la solución del suelo (Vindas, 2011). Según Quero (2008) y Matichenkov (2008), la reacción química (ecuación 23) que al aplicar silicio solubiliza al fósforo, especialmente con el hierro, sería la siguiente:



Ecuación 23

Se observa en la tabla 37, el contenido inicial de este anión para el suelo sin tratamientos que fue de 236.8 mg $\text{SiO}_3^{2-}/\text{kg}$, cifra que es similar a la reportada por Matichenkov (2008), aunque ligeramente más elevada (aproximadamente, 1.06 veces mayor). De igual modo aparecen los resultados de anión silicato para las enmiendas estudiadas. Por ejemplo, los contenidos de silicio en cascarilla de cebada fueron similares a los encontrados en suelo y se corresponden con lo reportado por Coskun *et al.*, (2016). No se encontraron reportes acerca de los contenidos de silicio en composta, vermicomposta y fosfoyeso.

Tabla 37. Contenidos de silicio en muestra de suelo y enmiendas

| Enmiendas | Silicio inicial | |
|----------------------|-----------------|---------|
| | mg/Kg | Des Est |
| Suelo | 235.580 a | 2.223 |
| Fosfoyeso | NR | - |
| Composta | NR | - |
| Cascarilla de cebada | 254.080 a | 2.643 |
| Vermicomposta | NR | - |

NR: No reportado

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

En la tabla 38 se observa el comportamiento del silicio lixiviado en diferentes tratamientos al suelo. Para el testigo T1 observamos que se puede eliminar por simple lavado por riego con agua hasta un 57 % del SiO_3^{2-} lixiviable. En la tabla 38 vemos que al introducir carga química (FY solamente) se reduce en algo el pH durante el lavado por riego de estas muestras y el % Si que se elimina se reduce en 1.2-1.8 veces. En la medida que se continúa añadiendo cargas orgánicas (C, V y Ca) y en combinación con el FY en 2 %, el pH baja nuevamente y se aprecia una ligera mayor reducción del porcentaje de silicio que lixivian, que llegan a disminuir entre 2.0-2.5 veces. Estos resultados se explican en atención a los valores de pH iniciales y finales en suelos y a la relación Al/Si disponibles, que indican valores de 0.47, lo que indica que se trata de un suelo enriquecido con silicio.

Tabla 38. Contenidos de silicio en tratamientos y porcentaje de silicio eliminado

| Tratamientos | Silicio final | Silicio Eliminado |
|------------------|---------------|-------------------|
| | mg/kg | % |
| Testigo 1 | 134.818 | 57.23 a |
| Testigo 2 (FY2) | 75.304 | 31.97 c |
| Testigo 3 (FY4) | 110.526 | 46.92 b |
| Composta 2 | 100.405 | 42.62 a |
| Composta 4 | 69.636 | 29.56 d |
| Composta 2 + FY2 | 76.923 | 32.65 c |
| Composta 4 + FY2 | 78.543 | 33.34 b |

| | | |
|-----------------------|--------|---------|
| Cascarilla 2 | 61.538 | 26.12 b |
| Cascarilla 4 | 56.275 | 23.89 c |
| Cascarilla 2 + FY2 | 72.470 | 30.76 a |
| Cascarilla 4 + FY2 | 55.061 | 23.37 d |
| Vermicomposta 2 | 55.870 | 23.72 b |
| Vermicomposta 4 | 53.846 | 22.86 c |
| Vermicomposta 2 + FY2 | 58.300 | 24.75 a |
| Vermicomposta 4 + FY2 | 53.036 | 22.51 d |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

Los resultados indican que los diferentes tratamientos no favorecen la eliminación de silicio lixiviable, aunque en promedio se puede considerar que se logra eliminar entre 25-35 % del Si inicial (Fig. 60) en la medida en que el pH disminuye de 8.21 a 7.44.

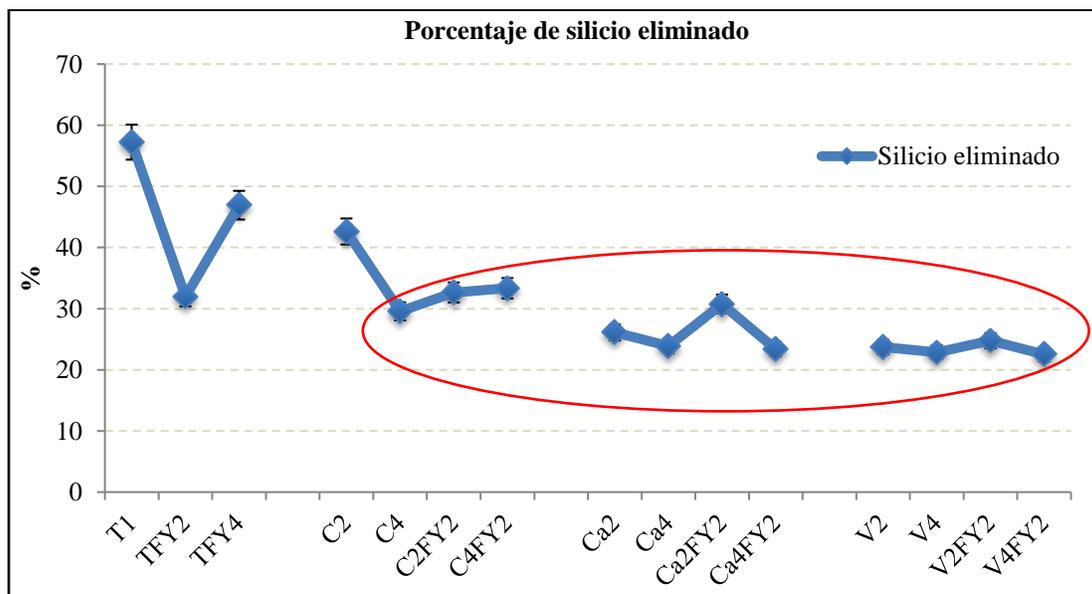


Figura 60. Porcentajes de silicio con diferentes tratamientos

Las reducciones del silicio lixiviable a diferentes tratamientos, principalmente con aplicaciones de cargas orgánicas, nos hace pensar que el ión silicato (SiO_3^{2-}) se precipita con la presencia de otros iones como Ca^{2+} , Mg^{2+} o Fe^{2+} para formar sales menos solubles, de mayores densidades, mayor dureza y menor hidratación. La solubilidad de los silicatos es unas 18 veces mayor que la del cuarzo por ejemplo (Quero, 2008). Puede variar entre 140-480 mg.kg^{-1} , dependiendo del pH de los suelos; a pH alrededor de 7 puede ser de hasta 500 ppm.

En climas tropicales, existen condiciones en las que ocurren frecuentemente los fenómenos de solubilización de la sílice y saturan la solución del suelo con especies como H_4SiO_4 , y sus iones, $H_3SiO_4^-$ y $H_2SiO_4^{2-}$, siempre y cuando exista la presencia de minerales primarios amorfos ricos en silicio, en el entorno (Quero, 2008). Es importante aclarar que en suelos neutros o ligeramente alcalinos esto no es muy marcado. En general se ha observado que la productividad agrícola es exitosa en suelos “ligeramente alcalinos” con pH de 7.5-8.0, como los observados en regiones agrícolas del Norte de México y el sur de Chile, donde, por ejemplo, la producción de maíz supera las 15 ton/ha (Quero, 2008).

6.7.6.1 Comparativa (Aluminio y Silicio)

De modo comparativo, se analizaron los comportamientos del aluminio y el silicio, lo cual se puede observar en la figura 61. La tendencia en estos dos elementos se muestra como funciones logarítmicas inversas, con regresiones (R^2) entre 0.72 - 0.76. Para el aluminio observamos un aporte a las soluciones del suelo, pero en cifras muy bajas (menores de 1.0%) y muy distantes de mostrar toxicidad para los cultivos (Mesíc *et al.*, 2016). Para el caso del silicio se observa que, con la incorporación de cargas orgánicas en los diferentes tratamientos, hay una tendencia a disminuir el silicio disponible (disminuciones entre 50 - 20%). Estas cantidades son beneficiosas para ser aprovechadas por las plantas, con lo que se mejora en otro sentido la productividad de estos suelos salinizados.

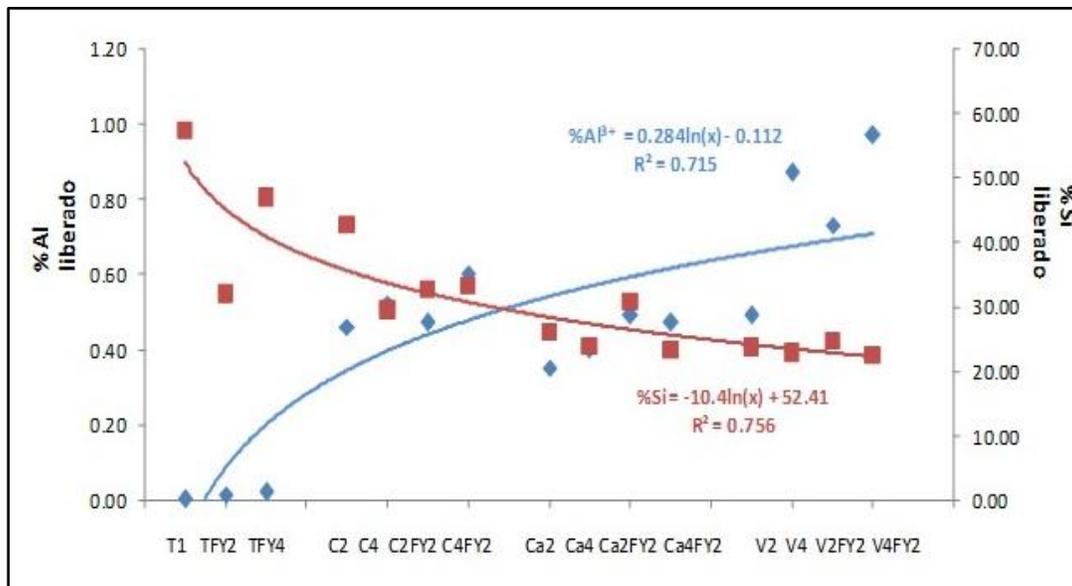


Figura 61. Relación entre Al y Si eliminado por tratamiento

El aluminio es muy poco lixiviado y eliminado, en tanto el silicio aparentemente es más disponible, pero con tendencia a la disminución en la medida en que se aplican cargas orgánicas.

La relación Al/Si se utiliza para determinar (teóricamente) si la alófana presente en los suelos es rica en Al o Si. Comparando los contenidos en Al y Si que se muestran en tabla 35 y tabla 37, respectivamente, podemos hacer notar que $Al/Si = 0.47$ lo cual es indicativo de que estos suelos son ricos en silicio. El alófano es un aluminosilicato no cristalino que no tiene una composición química definida, pero presenta una relación atómica Al/Si entre 1 y 2. Con base en esto, en la naturaleza existen alófanos ricos en aluminio ($Al/Si = 2:1$) y ricos en silicio ($Al/Si = 1:1$). La alófana presente en los suelos se refiere al complejo formado por un suelo poco evolucionado y materiales minerales amorfos con alta capacidad de intercambio catiónico, que tiene una gran capacidad de absorción de agua. En este estudio se asume que los suelos presentan bajos contenidos de alófanos porque entre otros aspectos presentan una relativa elevada cristalinidad y baja capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Sánchez *et al.*, 2015).

6.8 Comportamiento de la respiración edáfica después de los tratamientos

La respiración basal es una variable asociada con la actividad biológica integral del suelo, lo que permite aseverar que la incorporación de composta, abono orgánico y vermicomposta al suelo, además de incrementar la actividad biológica de éste, ayuda a disminuir los niveles de CE, mejoran al mismo tiempo la actividad metabólica de los microorganismos. De acuerdo a los resultados, la relación que existe entre la respiración basal y la CE del suelo es una relación inversa de primer orden, los mayores valores de respiración estuvieron asociados a los menores valores de CE (Fig. 62 y 63).

Al respecto Qadir *et al.*, (2003) señalan que la producción de CO_2 en el suelo es un mecanismo importante en la remoción de Na^+ de suelos salino-sódicos, ya que el CO_2 en solución produce iones H^+ y HCO_3^- , y en una reacción posterior, el ión H^+ reacciona con la calcita nativa del suelo o en este estudio el FY aplicado, liberando el Ca^{+2} que se intercambia con el ión Na^+ , y favorece el posterior lavado de este último por precipitación o riego.

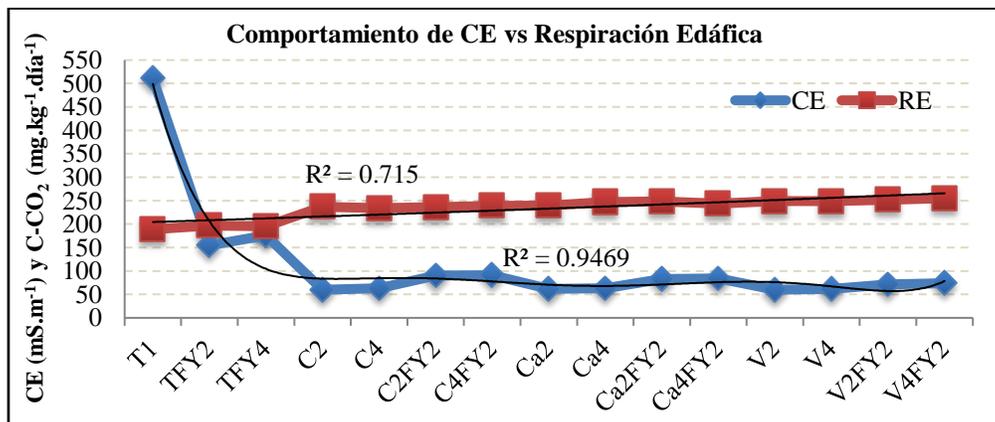


Figura 62. Comportamiento de la CE y la respiración edáfica de los suelos tratados

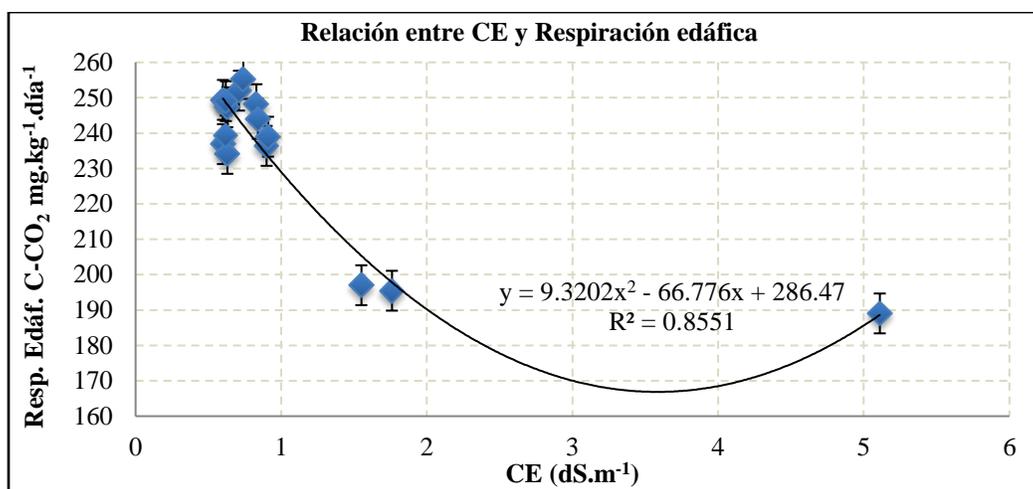


Figura 63. Correlación inversa entre CE y la respiración edáfica de los suelos tratados

Estos resultados se corresponden con Mogollón *et al.*, (2016), quienes reportaron que los suelos con mayores niveles de salinidad y menores contenidos de materia orgánica, presentan menores valores de respiración edáfica. Igualmente reportan que la aplicación del vermicomposta a los suelos arenosos aumentó la actividad enzimática y la respiración edáfica, redujo el pH y la conductividad eléctrica del suelo. De manera similar, Acevedo *et al.*, (2014) reportaron que la materia orgánica aplicada al suelo mejoró las propiedades químicas en los primeros 10 cm de profundidad y las propiedades físicas se mantuvieron similares en las distancias de 0 a 30 cm.

Se hace notar que solo la enmienda química (FY), reduce la CE del suelo inicial de 511 mS.m⁻¹ a 155 mS.m⁻¹ (que representa un 70.6%). La respiración edáfica no evoluciona de igual manera ya que en promedio aumentó de 189.1 mg C-CO₂.kg⁻¹.día⁻¹ a 197.9 mg C-CO₂.kg⁻¹.día⁻¹ (que representa un 13%). Los resultados se presentan en la tabla 39.

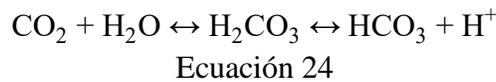
Tabla 39. Resultados de CE y C-CO₂

| Tratamientos | CE (mS.m ⁻¹) | C-CO ₂ (mg/kg.día) |
|--------------------|--------------------------|-------------------------------|
| Suelo Inicial | 532 | 193.84 |
| Testigo 1 | 511 a | 189.04 c |
| Testigo 2 (FY2) | 155 c | 197.02 a |
| Testigo 4 (FY4) | 176 b | 195.46 b |
| Composta 2 | 60 b | 236.91 b |
| Composta 4 | 63 b | 234.13 d |
| Composta 2 + FY2 | 90 a | 236.39 c |
| Composta 4 + FY2 | 91 a | 238.99 a |
| Cascarilla 2 | 62 b | 239.34 d |
| Cascarilla 4 | 63 b | 247.32 b |
| Cascarilla 2 + FY2 | 83 a | 248.18 a |
| Cascarilla 4 + FY2 | 84 a | 244.02 c |

| | | |
|-----------------------|------|-----------|
| Vermicomposta 2 | 60 a | 249.40 b |
| Vermicomposta 4 | 62 a | 249.05 b |
| Vermicomposta 2 + FY2 | 71 a | 252.00 ab |
| Vermicomposta 4 + FY4 | 74 a | 255.29 a |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

En la figura 64 se aprecia que entre el suelo inicial y el testigo 1 (que es suelo sin enmienda) se encontró una disminución de la CE de 560 mS.m^{-1} a 511 mS.m^{-1} , respectivamente, que se atribuyó a los efectos del riego con agua y a la eliminación de sodio. De la misma manera, se esperaba que la respiración edáfica aumentara de manera significativa, sin embargo, a dosis de FY 2%, experimentó un incremento a $197 \text{ mg C-CO}_2.\text{kg}^{-1}.\text{día}^{-1}$; y a dosis FY 4% incrementó ligeramente a $195 \text{ mg C-CO}_2.\text{kg}^{-1}.\text{día}^{-1}$. Esto confirma que solamente la enmienda química no introduce suficientes mejoras en la remediación de suelos salinos. El CO_2 derivado de la respiración edáfica, en presencia de muy baja materia orgánica, propicia que éste se disuelva parcialmente en el agua del suelo:



Con esto se ayuda a la biorremediación por cuanto el efecto químico que provocan las raíces, propicia un incremento de la presión parcial de CO_2 en la zona de raíces que aumenta la solubilidad del calcio (Medina, 2012), pero no alcanza a mejorar la respiración edáfica por la poca reactividad o falta de materia orgánica.

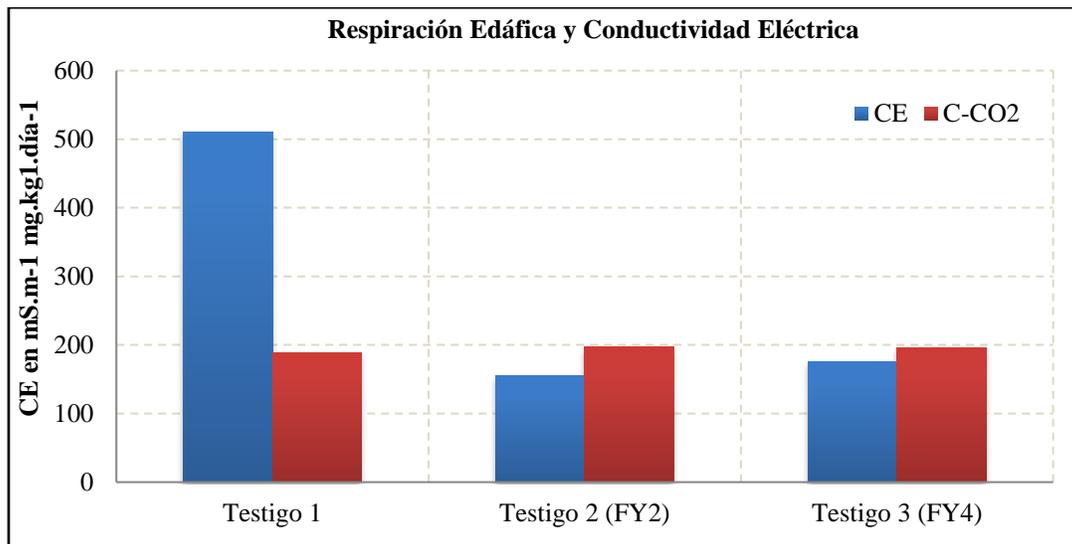


Figura 64. CE vs Respiración edáfica en enmienda química

Por su parte, con la aplicación de enmiendas orgánicas, como composta (Fig. 65), se reduce la CE en 2.2 veces con respecto a la enmienda química por sí sola (76 mS.m^{-1}), es decir

reduce un 86.5% la CE del suelo inicial. Es de hacer notar que al combinarla con FY 2% incrementa ligeramente.

La respiración edáfica se incrementa y es debido a la presencia de la carga orgánica que se incorpora al suelo. En la figura 65 se demuestra que incrementa en promedio de un valor en el suelo inicial de $189.1 \text{ mg C-CO}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$ a $238.99 \text{ mg C-CO}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$ (representa un 19.4 %).

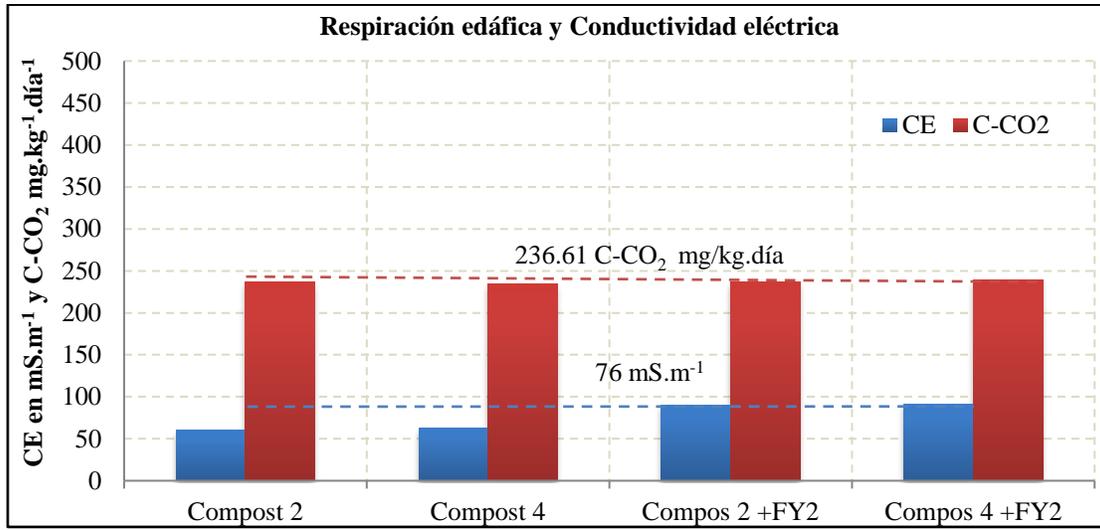


Figura 65. CE vs Respiración edáfica en enmienda de composta

Con la incorporación de cascarilla de cebada (Fig. 66), el comportamiento es similar al de la composta, reduce en igual proporción la CE del suelo inicial (87.0%) e igualmente aumenta la respiración edáfica alcanzando para la cascarilla un 16.8 %, un 2% menos con respecto al uso de composta.

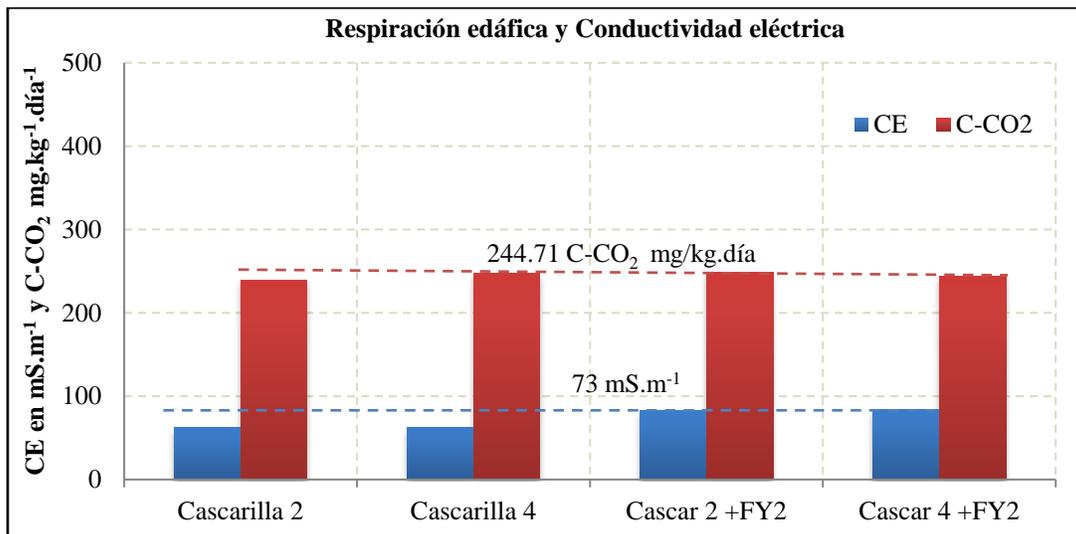


Figura 66. CE vs Respiración edáfica en enmienda de cascarilla de cebada

Por su parte, con la aplicación de la vermicomposta (Fig. 67), la reducción de la CE a valores de $60 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ (87.9%) y el incremento de la respiración edáfica a $255.2 \text{ mg C-CO}_2\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$ (42.5%), lo que ponen de manifiesto que éste tratamiento resultó ser el mejor de los tratamientos para la biorrecuperación de estos suelos y que mayormente incrementa la respiración edáfica del suelo.

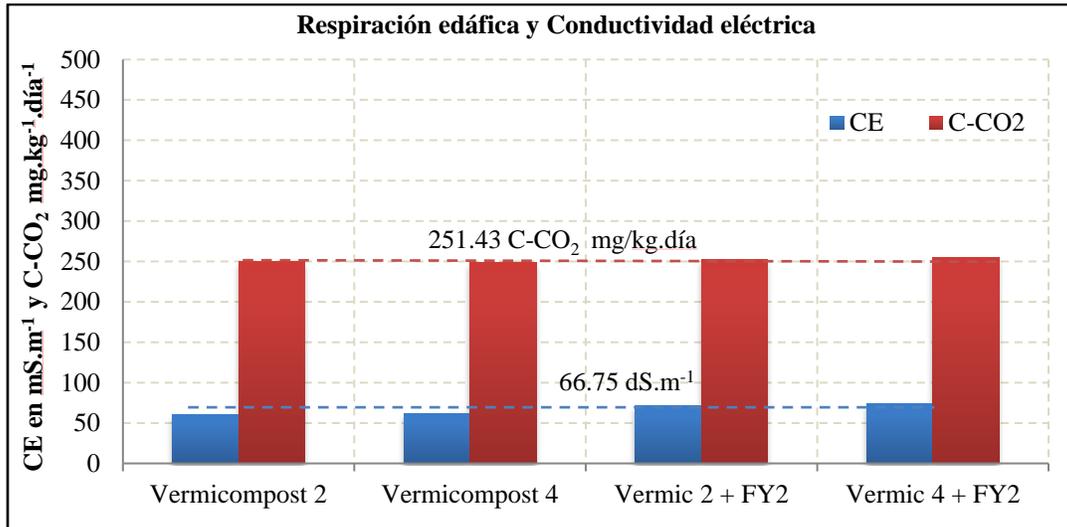


Figura 67. CE vs Respiración edáfica en enmienda de vermicomposta

En otro sentido, se observó una relación inversa entre el % de sodio intercambiable (PSI) y la respiración edáfica (C-CO₂) para los diferentes 15 tratamientos. En la figura 68 se puede apreciar que en la medida en que se reduce el PSI, se produce un incremento de la respiración edáfica. Esto se explica porque la presencia de sales de sodio y magnesio elevadas en suelos, reducen la actividad microbiana (Menjivar, 2010), provocando efectos adversos en el número, diversidad y actividad en los microorganismos de la rizósfera.

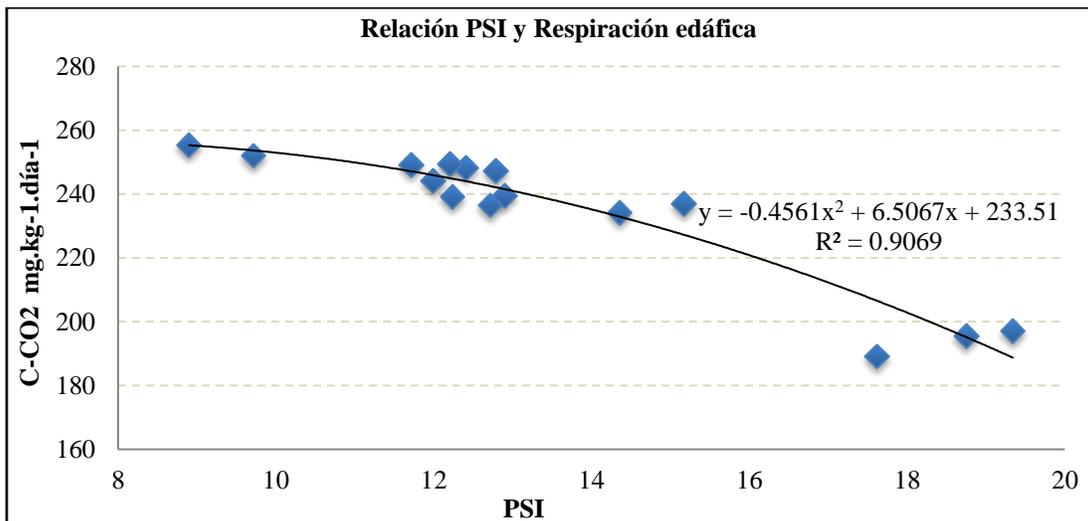


Figura 68. Relación inversa entre PSI y respiración edáfica

En la medida que el sodio se fue eliminando con las enmiendas orgánicas aplicadas, se incrementó la actividad microbiana, lo que indica que los microorganismos del suelo liberaron CO₂, participando así intensamente en los procesos de descomposición de dicha materia orgánica.

Todas las propiedades presentan cierta relación entre ellas, por ejemplo, de acuerdo a los resultados se puede afirmar que gracias al incremento de los AH y AF, la capacidad de retención de humedad en los suelos se ve favorecida (Salazar *et al.*, 2018) y eso a su vez favorece a la respiración edáfica al mejorar el medio en que se desarrollen y activen los microorganismos del suelo. Los primeros centímetros del suelo son muy sensibles a los regímenes de temperatura y humedad que están asociados con el posible cambio climático global (Gutiñas, 2009). La figura 69 muestra esta tendencia. Este incremento en sustancias orgánicas favorece el desarrollo de raíces y crecimiento de las plantas. Otro factor importante que está relacionado con el manejo agrícola, y que puede influir sobre la capacidad de retención de humedad, es el cambio de pH. La disminución del pH del suelo bajo estas condiciones fue puesta de manifiesto por Prado *et al.*, (2007), quienes estudiaron el perfil completo en el sitio y en donde los autores sugieren que la disminución del pH del suelo puede favorecer la retención de humedad y de sustancias húmicas.

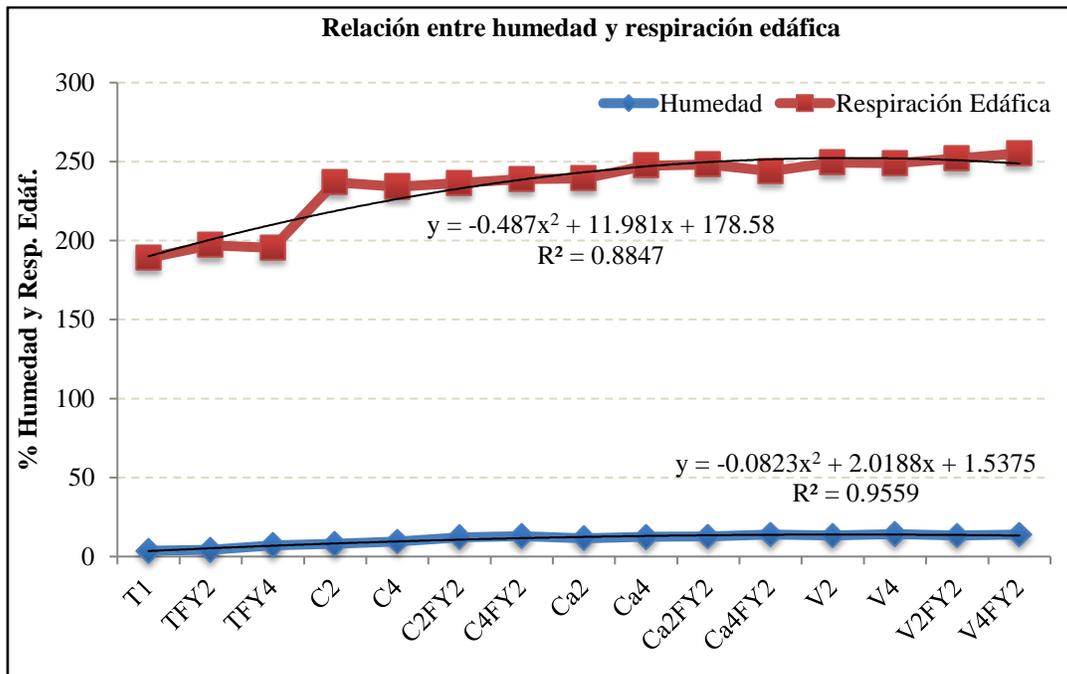


Figura 69. Relación entre respiración edáfica y humedad

6.9 RAS y PSI

Al analizar los valores de la relación de absorción de sodio (RAS) y porcentaje de sodio intercambiable (PSI), se observa con los diferentes tratamientos al suelo inicial, una

importante disminución de los mismos (Tabla 40), demostrando principalmente, que las enmiendas orgánicas actúan como correctivos efectivos en la recuperación de suelos sódicos y salinos. Esto se corresponde con lo reportado por Gasca, al evaluar la actividad biológica y la biomasa en suelos tratados con vinazas (Gasca, 2011). Gasca evaluó los cambios en el PSI y RAS, aplicando diversas concentraciones de vinaza como enmienda orgánica sobre un suelo afectado por sodicidad con severas limitaciones en su fertilidad, y concluyó que a medida que disminuye el PSI y RAS, se incrementó significativamente la actividad biológica, y se encuentran dentro del rango ideal para el establecimiento del cultivo (Gasca, 2011; Granada, 2017). Esto es lo que se espera para las evaluaciones de la respiración edáfica de los suelos con tratamientos.

Tabla 40. Variaciones de RAS y del PSI en los diferentes tratamientos

| Tratamientos | RAS | PSI |
|-----------------------|---------|---------|
| Testigo 1 | 14.08 c | 17.62 c |
| Testigo 2 (FY2) | 15.73 a | 19.34 a |
| Testigo 3 (FY4) | 15.16 b | 18.75 b |
| | | |
| Composta 2 | 11.83 a | 15.17 a |
| Composta 4 | 11.11 b | 14.36 b |
| Composta 2 + FY2 | 9.69 c | 12.72 c |
| Composta 4 + FY2 | 9.28 d | 12.24 d |
| | | |
| Cascarilla 2 | 9.84 a | 12.90 a |
| Cascarilla 4 | 9.74 a | 12.79 a |
| Cascarilla 2 + FY2 | 9.42 b | 12.41 b |
| Cascarilla 4 + FY2 | 9.07 c | 12.00 c |
| | | |
| Vermicomposta 2 | 9.25 a | 12.21 a |
| Vermicomposta 4 | 8.84 b | 11.72 b |
| Vermicomposta 2 + FY2 | 7.19 c | 9.72 c |
| Vermicomposta 4 + FY2 | 6.53 d | 8.90 d |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

Originalmente, el diagnóstico de condiciones sódicas en suelos se ha basado en los valores del porcentaje de saturación de sodio intercambiable (PSI) y se ha establecido el límite de 15% para separar los suelos sódicos de los no sódicos.

Se conoce que existe una estrecha relación entre el PSI y la relación de adsorción de sodio (RAS), también es conocido que las determinaciones tradicionales del PSI están sujetas a numerosos errores potenciales. Actualmente se recomienda usar el RAS del extracto de saturación para caracterizar la condición sódica, definiéndose un valor de RAS de 13 como límite para dividir suelos sódicos de suelos no sódicos (Soil Survey Staff, 1998; Baillie,

2001). De la figura 70 se observa que, a más altos valores de RAS, mayores valores de PSI, colocando por encima de RAS = 13 al suelo inicial y las muestras de suelo tratadas con sólo fosfoyeso. Incluso se puede hacer notar que la acción de la enmienda química, solo aplicación del fosfoyeso (TFY2 y TFY4), incrementan ligeramente los valores iniciales, tanto para el RAS como para el PSI, lo cual no tiene una explicación, ya que es de esperar al menos una ligera disminución; sin embargo, coincide con un ligero incremento de la CE.

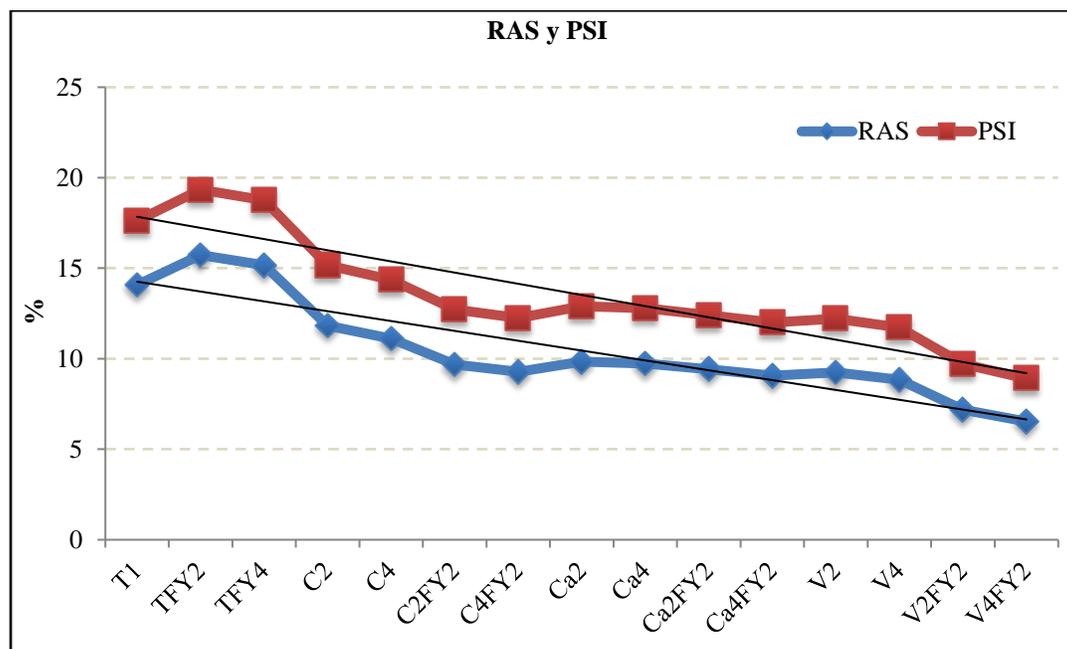


Figura 70. Relación entre los valores de RAS y PSI

De acuerdo con Kochba *et al.*, (2004); Mueller *et al.*, (2004) y Shukla *et al.*, (2004), se han fijado valores que actualmente permiten separar a los suelos afectados por salinidad en 3 grupos (Tabla 41).

Tabla 41. Clasificación de suelos salinos

| Clasificación | pH | CE dS/m | PSI % | RAS |
|---------------|-------|------------|----------|------|
| Normal | < 8.5 | < 4 | < 15 | < 12 |
| Salino | < 8.5 | > 4 | < 15 | < 12 |
| Sódico | > 8.5 | < 4 | > 15 | > 12 |
| Salino Sódico | <8.5 | > 4 | > 15 | > 12 |

De acuerdo con esta clasificación podemos establecer que las muestras del suelo inicial en este estudio, clasifican como suelo salino-sódico. Sin embargo después de la aplicación de los diferentes tratamientos durante un tiempo se lograron importantes disminuciones en los 4 parámetros que clasifican a los suelos salinos, los resultados se resumen en la siguiente tabla 42 y se comparan con los obtenidos en la muestra del suelo al inicio. Es importante mencionar que con los nuevos valores obtenidos con los diferentes tratamientos se lograron

importantes disminuciones en los 4 parámetros lo que permite clasificar ya al suelo como un suelo normal (NOM-021-RECNAT, 2000).

Tabla 42. Clasificación del suelo

| | pH | CE ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$) | PSI (%) | RAS | Clasificación |
|-------------------------------|-----|-----------------------------------------|------------|------|---------------------|
| Suelo Tlahuelilpan inicial | 8.2 | 5.6 | 19.5 | 15.9 | Suelo salino sódico |
| Suelo después de tratamientos | 7.1 | 0.6 | 8.9 | 6.5 | Suelo normal |

Además, y según el nomograma de Richard (Fig. 71), la clasificación C2-S2, nos indica que con nivel C2 (conductividad), son suelos y aguas para riego, con riesgos medios, que podrían impactar de manera adversa a cultivos sensibles. De manera similar ocurre con la clasificación S2 (sodicidad) que es de riesgo medio (Gómez, 2009; Martín *et al.*, 2017).

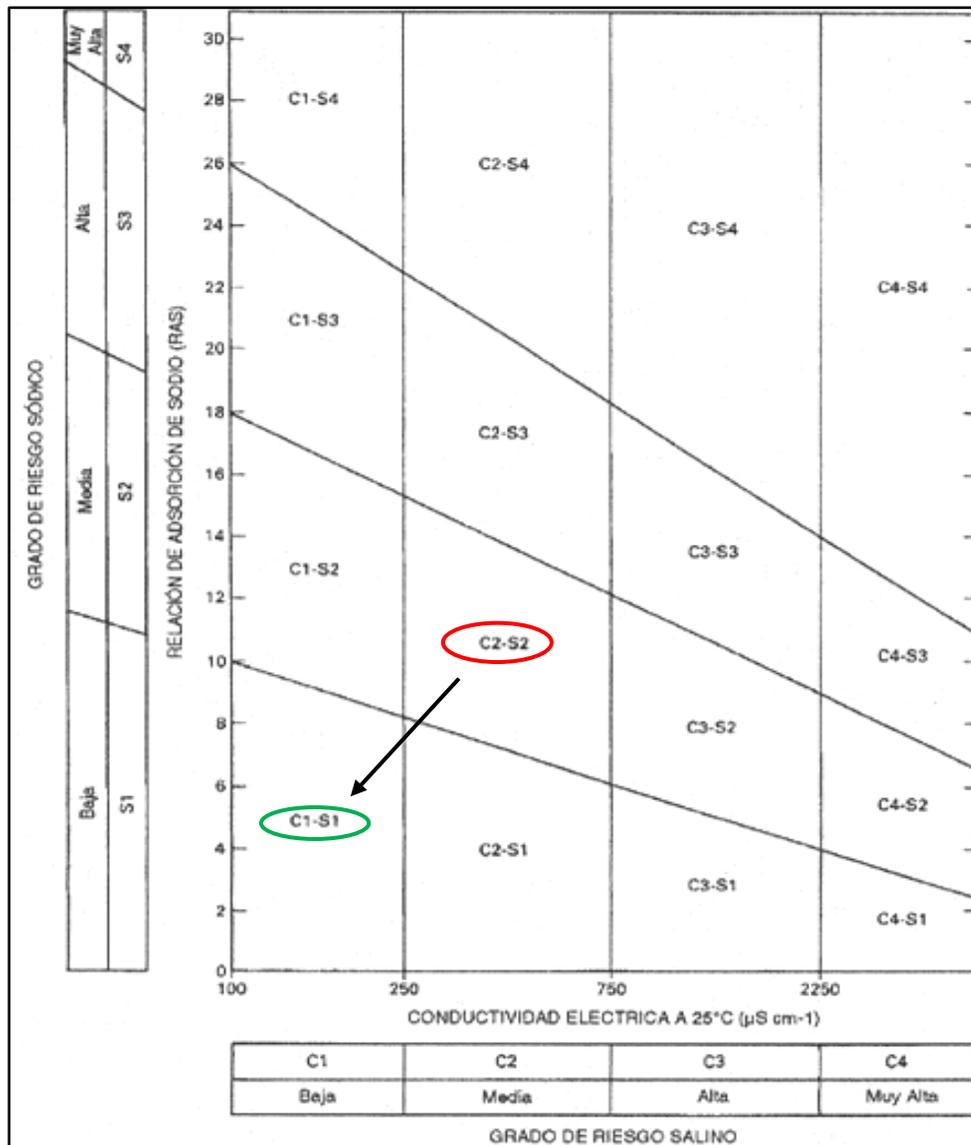


Figura 71. Nomograma de Richard, para clasificación de suelos agrícolas

La RAS es una medida efectiva del peligro potencial de sodio del agua que está en equilibrio con el sodio del suelo. Este parámetro refleja la posible influencia del ion sodio sobre las propiedades del suelo, ya que tiene efectos dispersantes sobre los coloides del suelo y afecta a la permeabilidad. Sus efectos no dependen sólo de la concentración en sodio sino también de los demás cationes presentes (Gómez, 2009).

Por otro lado, podemos notar en la figura 72 la tendencia de disminución del RAS y el PSI en correspondencia con la tabla 42. Se produce una reducción del 53% del RAS con el uso de la vermicomposta al 4%, en tanto que los valores de PSI se reducen en un 49%. De manera general, con la aplicación de vermicomposta se logra reducir la CE del suelo a valores por debajo de 2 dS.m^{-1} , el RAS a valores inferiores a 9 y el PSI por debajo de 12, con lo cual y de acuerdo al nomograma de Richard (Fig. 74) podemos mejorar y recuperar la condición del suelo a niveles de C1S1 de bajo riesgos tanto en conductividad como en sodicidad.

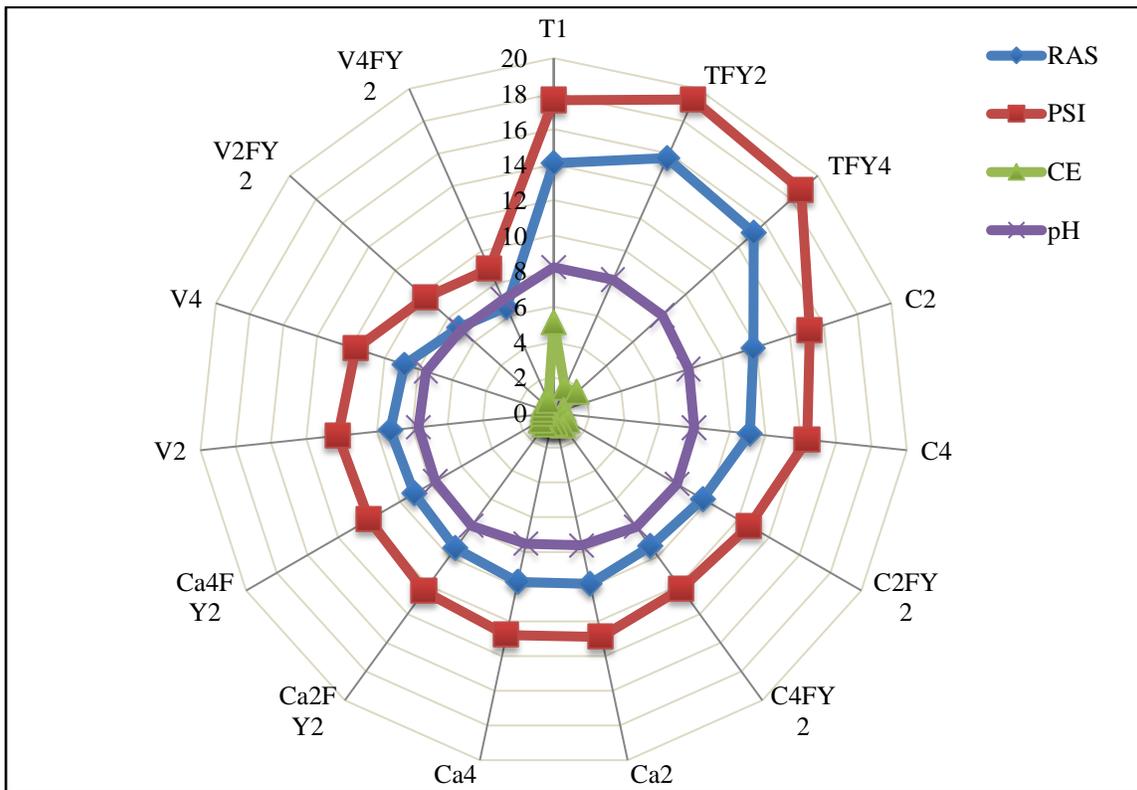


Figura 72. Reducción de los valores de RAS, PSI, CE y pH en los tratamientos

6.10 Pruebas de germinación

En la tabla 43 se presentan los resultados del porcentaje de germinación de frijol y zanahoria divididos por grupos en Suelo Sin Tratamientos, Fosfoyeso, Composta, Cascarilla y Vermicomposta.

Tabla 43. Porcentaje de germinación

| Tratamiento | Porcentaje de germinación (%) | |
|------------------------|-------------------------------|-----------|
| | Frijol | Zanahoria |
| Suelo sin tratamientos | 33.00 d | 0.00 |
| Fosfoyeso | 50.00 c | 16.67 d |
| Composta | 83.33 b | 25.00 c |
| Cascarilla de cebada | 83.33 b | 33.33 b |
| Vermicomposta | 91.67 a | 58.33 a |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

Como puede observarse el porcentaje de germinación más bajo para ambos cultivos se presentó en el suelo sin tratamiento, al que solamente se le aplicaron los lavados con agua, incluso en el cultivo de zanahoria no hubo germinación. Por otra parte, se observa como los porcentajes se incrementan con las aplicaciones de los diferentes tratamientos hasta llegar a un 91.67% de germinación en el cultivo de frijol en el grupo de vermicomposta; igualmente en éste grupo se presenta el más alto porcentaje de germinación en el cultivo de zanahoria con un 58.33%.

Los tratamientos con fosfoyeso, composta y cascarilla de cebada igualmente presentaron en el caso de frijol un porcentaje de germinación mayor o igual al 50%; contrariamente a los resultados obtenidos en zanahorita donde no alcanzan el 50%, solamente en el grupo de vermicomposta alcanzaron el 58.33%.

En la figura 73 se observa de mejor manera como el porcentaje de germinación incrementa en ambos cultivos con la utilización de los diferentes tratamientos; presentando para ambos los porcentajes más bajos en el suelo sin tratamientos y los mayores porcentajes en el grupo de vermicomposta.

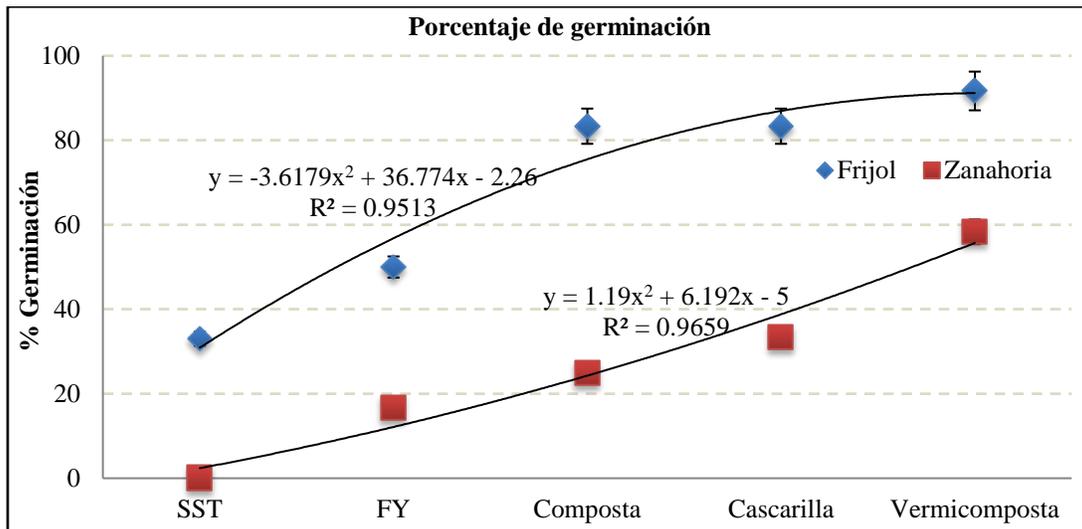


Figura 73. Porcentaje de germinación

Los resultados evaluando la velocidad de germinación se presentan en la tabla 44 separados igualmente por grupos de tratamientos. Se sabe que el tiempo de germinación de las semillas de frijol en promedio es entre 4 y 6 días y de 10 a 18 días para la zanahoria.

Tabla 44. Velocidad de germinación

| Tratamiento | Velocidad de germinación | |
|-----------------------|--------------------------|-----------|
| | Frijol | Zanahoria |
| Suelo sin tratamiento | 8.00 d | 15.00 b |
| Fosfoyeso | 8.00 d | 6.50 c |
| Composta | 30.25 c | 10.50 bc |
| Cascarilla de cebada | 34.75 b | 12.25 b |
| Vermicomposta | 38.00 a | 28.50 a |

Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas (<0.05)

De acuerdo a los resultados obtenidos se observa como la velocidad de germinación fue mayor en el grupo de vermicomposta seguido de cascarilla de cebada y composta, y el resultado más bajo se presenta en el suelo y en el grupo con fosfoyeso (Fig. 74).

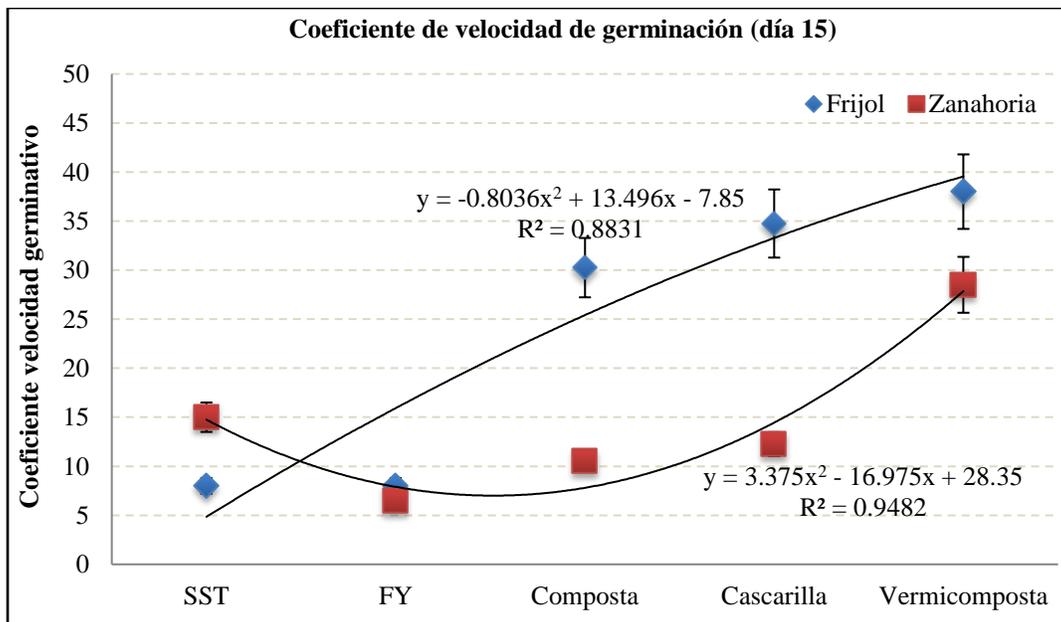


Figura 74. Coeficiente de velocidad de germinación

Como se observa en la figura 74 se tiene un coeficiente de velocidad germinativa tras 15 días post siembra mayor para el cultivo de frijol, que refleja la distribución de la germinación en el tiempo (por día) en relación con el número de semillas germinadas; y que tiene correspondencia con el porcentaje de germinación obtenido, que fue mayor en el frijol llegando a 91.67% en los tratamientos con vermicomposta. A pesar de que ambos cultivos probados, tienen el mismo nivel de tolerancia a la salinidad 1 dS/m, el frijol mostro mejores porcentajes de germinación y mejor coeficiente de velocidad germinativa.

7. CONCLUSIONES

7. CONCLUSIONES

Con las aplicaciones de cargas orgánicas al suelo por los tratamientos de composta, cascarilla de cebada y vermicomposta se logró duplicar la eliminación del sodio del suelo comparado con el testigo y los tratamientos con fosfoyeso, sin embargo, cuando éstas se combinan con el calcio del fosfoyeso se logra aumentar aún más la eliminación del sodio llegando a ser hasta casi un 60%.

Todos los tratamientos donde se combinó la enmienda química en menor proporción con enmiendas orgánicas resultaron favorables para la eliminación de sodio y la biorrecuperación del suelo salino sódico.

Con la incorporación de las diferentes enmiendas y combinaciones, en el tiempo de realización de cada experimento, algunas propiedades no mostraron cambios notables, sin embargo si presentaron una tendencia importante a mejorar.

Se encontró una relación inversa entre salinidad del suelo y respiración edáfica. A mayores niveles de salinidad se presentan menores valores de respiración edáfica. La aplicación de vermicomposta al suelo aumentó la respiración edáfica, conjuntamente se observó la reducción del pH y la conductividad eléctrica del suelo.

En las pruebas de germinación realizadas, las plántulas de frijol y zanahoria presentaron porcentajes de germinación más altos en los tratamientos donde se combinaban las enmiendas orgánicas y químicas, presentando para ambos los porcentajes más bajos en el suelo sin tratamientos y los mayores porcentajes en el grupo de vermicomposta.

Para las velocidades de germinación evaluadas, se observa como la velocidad de germinación fue mayor en el grupo de vermicomposta, seguido de cascarilla de cebada y composta, y el resultado más bajo se presenta en el suelo y en el grupo donde se usó fosfoyeso.

De manera general, se presentaron diferencias entre las proporciones (2 y 4%) de las enmiendas orgánicas y también con y sin la combinación del fosfoyeso; sin embargo, los mejores tratamientos fueron aquellos donde se combinó la Vermicomposta al 2 y 4% con fosfoyeso; seguidos de la Composta (2 y 4%) con fosfoyeso, para todos los análisis realizados

8. BIBLIOGRAFÍA

8. BIBLIOGRAFÍA

Abdul-Malik A. Batukaev, Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova. (2016). Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink. *Solid Earth*, 7, 415–423, doi:10.5194/se-7-415-2016.

Abril, A.; Noe, L.; Filippini, M.F (2014). Manejo de enmiendas para restaurar la materia orgánica del suelo en oasis de regadío de Mendoza, Argentina. *RIA / Vol. 40 / N.º 1*, 83-91.

Acevedo I., Contreras J., González R., Acevedo I., García O. (2014). Efecto de la aplicación de materia orgánica sobre las propiedades físicas y químicas de un suelo de huerto. *Rev. Fac. Agron. (LUZ)*, 31: 325-340.

Acosta, L. Y. (2006). Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación-floculación. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, vol. XL, núm. 2, pp. 10-17.

Adams Schroeder, R. H.; Domínguez Rodríguez, V. I. y García Hernández, L. (1999). Potencial de la biorremediación de suelo y agua impactados por petróleo en el trópico mexicano. *Terra*, Volumen 17, Numero 2, p.159-174.

Adani, F.; Genevini, P.; Tambone, F.; Montoneri, E. (2006). Compost effect on soil humic acid: a NMR study. *Chemosphere* 65, 1414-1418.

Aguilar, Rivera, N. y Canizales-Leal, M. J. (2004). Cinética de la hidrólisis acida de la cascarilla de cebada. *Revista Mexicana de Ingeniería Química Vol. 3*, 257-263.

Ahualli, S. A. (2008). Propiedades electrocinéticas de suspensiones coloidales concentradas. Tesis Doctoral. Universidad de Granada, España, p. 41.

Aiazzi, M. T., Carpane, P., Deza, C. (2005). Efecto de la salinidad, sobre el crecimiento de plantas de *Atriplex cordobensis* Gandoger et Stuckert originadas de semillas de distintas procedencias. *Instituto Argentino de Investigación de las Zonas Áridas. Multequina*.14: 39-46.

Albuquerque, J.A., González, J., Tortosa, G., Baddi, G.A., Cegarra, J., (2009a). Evaluation of "alperujo" composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation* 20, 257-270.

Albuquerque, J.A., Bautista-Carrascosa, I., Lidón, A., García-de-la-Fuente, R., Girbent, J., Abad, M., Cegarra, J., (2009b). Co-composting an animal fatty-proteinaceous waste with a solid lignocellulosic by-product from the olive oil industry ('alperujo'). *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 84, 918-926.

Alcaraz-Ariza. (2012). Salinidad y vegetación. *Geobotánica Tema 18*. Universidad de Murcia España (<http://www.um.es/docencia/geobotanica/ficheros/tema18.pdf>), (versión de 11 de marzo de 2012).

Aliyu, S., & Bala, M. (2011). Brewer's spent grain: A review of its potentials and applications. *African Journal of Biotechnology*, 10(3), 324–331. <https://doi.org/10.5897/AJBx10.006>.

Alonso J. R. (2014). *Compost de lombrices*. Ed. Mundi-Prensa. ISBN 9788484766582. Edición 1ª. p.179.

Álvarez C. R. y Rimski-Korsakov E. (2016). Limitantes físicas de los suelos. Capítulo 3, p. 28. En: *Manejo de la fertilidad de los suelos en planteos orgánicos*. Carina R. Álvarez y Helena Rimski-Korsakov (Editoras). EFA. Editorial Facultad Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Argentina. ISBN 978-987-3738-08-1.

Álvaro García O. (2015). Manejo de suelos con acumulación de sales. VIII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo.

Amaringo, F. A. y Hormaza, A. (2013). Determinación del punto de carga cero y punto isoelectrico de dos residuos agrícolas y su aplicación en la remoción de colorantes. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*. Vol.4(2):27-36.

Ansari, A. A.; Gill, S. S. Gill, R.; Lanza, G. R.; Newman, L. (2015). *Phytoremediation. Management of Environmental Contaminants*. Volumen 1. Ed. Springer. New York.

Armado, A.; Contreras, F.; García, P.; Paolini, J. (2009). Correlación de actividades enzimáticas con la respiración basal en suelos cacaoteros del occidente Venezolano. *Avances en Química*, Vol, 4, Nº2, p.73-77.

Basurto SM, Núñez BA, Pérez-Leal RR, Hernández-Rodríguez OA. (2008). Fisiología del estrés ambiental en plantas. *Aventuras de pensamiento*. Ed. Facultad de Ciencias Agrotecnológicas. Universidad Autónoma de Chihuahua, México. 45:1-5.

Baillie, I. C. (2001), Soil Survey Staff 1999, Soil Taxonomy. *Soil Use and Management*, 17: 57–60. doi:10.1111/j.1475-2743.2001.tb00008.x

Bayuelo-Jiménez JS, Debouck DG, Lynch JP. (2002). Salinity tolerance in Phaseolus species during early vegetative growth. *Crop Science* 42: 2184- 2192.

Bengough, A.G., Bransby, M.F., Hans, J., Mckenna, S.J., Roberts, T.J., Valentine, T.A. (2006). Root responses to soil physical conditions, growth dynamics from field to cell. *Journal of Experimental Botany* 57: 437-447.

Borges, E.U., Cabrera, J.R., Reynaldo, I.E., Morales, D.G., Fernández, A.M., Toledo, E.T. (2008). Utilización agraria de los biosólidos y su influencia en el crecimiento de plántulas de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill). *Revista Chapingo. Serie horticultura*. 14(1): 33-39.

Bronwyn JB, Vera-Estrella R, Balderas E, Pantoja O. (2007). Mecanismos de tolerancia a la salinidad en plantas. *Biotecnología* 14:263-272.

Buffington, J. (2014). The Economic Potential of Brewer's Spent Grain (BSG) as a Biomass Feedstock. *Advances in Chemical Engineering Adn Science*, 4, 308–318.

Burriel Martí, F; Lucena Conde, F.; Arribas Jimeno S.; Hernández Méndez J. (2008). *Química Analítica Cualitativa*. Thomson Editores Spain. Madrid, España.

Busoms S, Teres J, Huang Xin.Yuan, Bomblies K, Danku J, Douglas A, Poschenrieder C, Salt D. (2015). Salinity is an agent of divergent selection driving local adaptation of Arabidopsis thaliana to coastal habitats. *Plant Physiol*. 168: 915-929.

Camacho M. E, Cabalceta-Aguilar G. y Molina-Rojas E. (2015). *Agronomía Mesoamericana*. 26(2):291-303. USSN 2215-3608 DOI: <http://dx.doi.org/10.15517/am.v26i2.19322>.

Camejo, C. (2013). Modificación de arcillas comerciales y naturales para el diseño de nuevos sistemas catalíticos. Tesis doctoral. Universidad de Alcalá. Alcalá - España. 279 p.

Canet, R., Pomares, F., Cabot, B., Chaves, C., Ferrer, E., Ribó, M., Albiach, M.R., (2008). Composting olive mill pomace and other residues from rural southeastern Spain. *Waste Management* 28, 2585-2592.

Cano-Betancur, S. M., Gallego-Becerra, M., Chavarriaga-Montoya, W. (2011). Efecto de la aplicación de calcio y fósforo en un suelo ácido y la respuesta en el cultivo de tomate chonto (*Solanum lycopersicum* (L.) Mill). *Agron*. 19(1): 77 – 87.

Capistrán, F. E. Aranda y J. C. Romero. (2001). Manual de reciclaje, compostaje y lombricompostaje. 1era. reimp. Instituto de Ecología, A. C., Xalapa, Ver. México. 151 pp.

Carrillo, A.M., Urruchurto, C. M., Carriazo, J. G., Moreno, S., Molina, R. A. (2014). Structural and textural characterization of a colombian halloysite. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* Vol. 13, No. 2, 563-571.

Casierra-Posada, F., Aguilar-Avenidaño, O. E. (2007). Estrés por aluminio en plantas: reacciones en el suelo, síntomas en vegetales y posibilidades de corrección. Una revisión. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, Vol. 1, No.2, pp. 246-257.

Castellanos González, L., de Mello Prado, R., Silva Campos, C. N. (2015). Revisión bibliográfica. El silicio en la resistencia de los cultivos a las plagas agrícolas. *Cultivos Tropicales*, vol. 36, no. especial, pp. 16-24.

Cavins, T., Marek, S. and Kamenidou, S. (2010). Silicon enhances disease suppression. *GMPro Magazine* (12):33-35.

Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A. (2010). Two-phase olive mill waste composting: enhancement of the composting rate and composts quality by grape stalks addition. *Biodegradation*. 21, 465-473.

Cepeda Dovala, J.M. (2012). *Química de suelos*. México. Trillas, UAAAN. 1991 (reimp. 2012).

Cervantes J. (2014). Compostaje doméstico: estudio comparativo entre vermicompostaje e inóculo de microorganismos autóctonos, Tesis de Grado. Universidad Pública de Navarra, España, p.63.

Chem L., Dick W. (2011). Gypsum as an Agricultural amendment. General use guidelines. Bulletin 945, U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). Ed. The Ohio State University Extension, p.35.

Chinnusamy V, Jagendorf A, Zhu JK. (2005). Understanding and improving salt tolerance in plants. *Crop Science* 45: 437-448.

Comese, R. V., González, M. G. y Conti, M. E. (2009). Cambios en las propiedades de suelo de huerta y rendimiento de *Beta vulgaris* var. cicla (l) por el uso de enmiendas orgánicas. *Ci. Suelo (Argentina)* 27(2): 271-275.

CONAGUA. (2013). Comisión Nacional del Agua. Reporte de Clima. Servicio Meteorológica Nacional. Gerencia de Meteorología y Climatología. Sugerencia de pronósticos a medianos y largos plazos. Año 3. Número 1, p.18.

Connolly, A., Piggott, C. O., & Fitzgerald, R. J. (2014). Technofunctional properties of a brewers' spent grain protein-enriched isolate and its associated enzymatic hydrolysates. *LWT - Food Science and Technology*, 59(2), 1061–1067. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2014.06.054>

Coras Merino, P. M. (2014). *Propiedades físicas del suelo relacionadas con el riego*. Universidad Autónoma Chapingo. Primera Reimpresión, Mayo 2014. Primera edición en español, 2003. ISBN 968-884-767-4.

Cornelis, K and Cornelius H. (2006). *Manual de mineralogía*, basado en la Obra de J. Dana. Cuarta Edición. Editorial Reverté, Barcelona, España, p. 110-114.

Coskun, D., Britto, D. T., Huynh, W. Q. and Kronzucker, H. J. (2016). The Role of Silicon in Higher Plants under Salinity and Drought Stress. *Front. Plant Sci.*, <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01072>.

Dane J. H. and Topp G. C. (Eds.). (2002). *Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods*. Soil Sci. Soc. Am. Book Series No. 5. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wis. 1692 ps.

Dean, S., Farrer, E. and Menges, E. (2015). Fire Effects on Soil Biogeo Chemistry in Florida Scrubby Flatwoods. *American Midland Naturalist*. 174(1):49.

De la Rosa D., Teutli M. M. M., Ramírez M. E. (2007). Electrorremediación de suelos contaminados, una revisión técnica para su aplicación en campo. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 23 (3) 129-138.

De La Rosa, J. D., Pérez López, R., Sánchez De La Campa, A. M., Sánchez-Rodas, D. A., Fernández Caliani, J. C. y Querol, X. (2015) Evolución química de lixiviados y caracterización del bandeo rítmico de los residuos en depósitos de fosfoyesos. *Macla* 20, 41-42.

Delgado M. A. (2017). Aplicación de enmiendas orgánicas para la recuperación de propiedades físicas del suelo asociadas a la erosión hídrica. *Lámpsakos*, no. 17, pp 77-82, DOI: <http://dx.doi.org/10.21501/21454086.1907>.

De Santos, S.; Urriaga, R. (2013). Compostaje y vermicompostaje doméstico. CENEAM, Creative Commons Reconocimiento-No Comercial-Sin Obra Derivada 3.0. Madrid, España, p.1-10.

De Vos, B., Van Meirvenne, M., Quataert, P., Deckers, J. y Muys, B. (2005). Predictive Quality of Pedotransfer Functions for Estimating Bulk Density of Forest Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:500-510.

DOF. Diario Oficial de la Federación. (2002). NOM-021-RECNAT-2000. Norma Oficial Mexicana. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis

Domínguez, J., Parmelee, R.W. and Edwards, C.A., (2003). Interactions between *Eisenia andrei* (Oligochaeta) and nematode populations during vermicomposting. *Pedobiologia*, 47: 53-60.

Druzicka, J., Rufaut, C. and Craw, D. (2015). Evaporative Mine Water Controls on Natural Revegetation of Placer Gold Mines, Southern New Zealand. *Mine Water and the Environment* 1-13.

Espinoza, R. E., Lobo, F. (2004). Two new *Liolaemus* from the Puna region of Argentina and Chile: further resolution of purported reproductive bimodality in *Liolaemus alticolor* (Iguania: Liolaemidae). *Copeia* 2004: 850-867.

FAO. (1991). Manejo del suelo producción y uso de compost en ambientes tropicales. *Boletín de Suelos de la FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.* 178 p.

FAO (2000). Global network on integrated soil management for sustainable use of salt-affected soils. FAO. Land and Plant Nutrition Management. Rome, Italy.

FAO (2002). Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030. Informe resumido. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. ISBN 92-5-304761-5.

FAO. (2003). Properties and management of soils of the tropics. Land and Water Digital Media Series No. 24. Rome.

FAO (2007). IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Segunda Edición. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

FAO (2014). Base referencial mundial del recurso suelo 2014. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Roma, Italia.

Farahbakhsh H, Shamsaddin M. (2011). Effect of seed priming with NaCl on maize germination under different saline conditions. *African Journal of Agricultural Research* 6: 6095-6099.

Farhadian, M., Vachelard, C., Duchez, D., Larroche, C. (2008). In situ bioremediation of monoaromatic pollutants in groundwater: A review. *Bioresource Technology* 99, 5296-5308.

Fernández, J.F., Sánchez-Arias, V., Rodríguez, L., Villaseñor, J. (2010). Feasibility of composting combinations of sewage sludge, olive mill waste and winery waste in a rotary drum reactor. *Waste Management*. 30,1948-1956.

Gasca, C. A.; Menjivar, J.C; Torrente T.A. (2011) Cambios en el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y la relación de absorción de sodio (RAS) de un suelo y su influencia en la actividad y biomasa microbiana. *Acta Agronómica, [S.l.]*, v. 60, n. 1, p. 27-38, June 2011. ISSN 2323-0118.

Granada C A. (2017). Evaluación del efecto de aplicación de vinazas sobre las propiedades físico químicas y actividad biológica en un suelo de orden inceptisol cultivado con caña de azúcar en la vereda la primavera – municipio de Villarica norte del Cauca. Tesis de Maestría. Universidad de Manizales. Cali. Colombia.

Génova, L. (2015). Sostenibilidad de agroecosistemas pampeanos regados complementariamente con aguas subterráneas. V Congreso Latinoamericano de Agroecología. Memorias, A4-112. La Plata. Argentina.

Giménez, M. (2015). Evaluación de la utilización del fosfoyeso producido en la planta de ácido fosfórico del complejo petroquímico Morón. Tesis de Maestría en Ingeniería de Procesos. Universidad de Carabobo. Venezuela. P.65-82

Giménez L., García M., Paredes P., Santos L. (2016). Predicting Maize Transpiration, Water Use and Productivity for Developing Improved Supplemental Irrigation Schedules in Western Uruguay to Cope with Climate Variability. *Water* 8(309), p. 2-22.

Ginés, N. G. y Navarro, B. S. (2003). *Química Agrícola: El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal*. 2ª. Edición. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, Barcelona.

Glenn EP, Brown JJ, Blumwald E. (1999). Salt tolerance and crop potential of halophytes. *Crit. Rev. Plant Sci*. 18:227-255.

Gómez, M. L. (2009). Definición de la aptitud de agua para riego en un agroecosistema del Sur de la Provincia de Córdoba, Argentina. *Investigación y Ciencia*. Universidad Autónoma de Aguascaliente, 45: 38-43.

González Hernández, E. H. (2011). Concepto y estrategias de biorremediación. *Ingeouan*, Vol. 1, No. 1, enero – junio, p.20-29.

Gutiñas, M. E. (2009). Influencia de la temperatura y de la humedad en la dinámica de la materia orgánica de los suelos de Galicia y su relación con el cambio climático. Tesis Doctoral. Facultad de Farmacia. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Santiago de Compostela. Galicia. España.

Guo, W., Nazim, H., Liang, Z and Yang, D. (2016). Magnesium deficiency in plants: An urgent problem. *The Crop Journal* 4: 83 – 91.

Guzmán, G. I.; Alonso, A. M. (2008). *Buenas Prácticas en Producción Ecológica Uso de Abonos Verdes*. Edit. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Secretaria General Técnica Centro de Publicaciones. ISBN: 978-84-491-0867-9 Depósito Legal: M-38286-2008, p.28.

Hanay, A., Büyüksönmez, F., Kiziloglu, F. M., Canbolat, M. I. (2004). Reclamation of Saline-Sodic Soils with Gypsum and MSW Compost, *Compost Science & Utilization*. 12 (2): 175-179.

Haisheng, H.,W. Wenjie, Z. Hong, Z. Yuangang, Z. Zhonghua, G. Yu, X. Huinan, y Y. Xingyang. (2008). Influences of addition of different krilium in saline-sodic soil on the seed germination and growth of cabbage. *Acta Ecologica Sinica* 28(11):5338- 5346.

Hashemimajd, K.; Kalbasi, M.; Golchin, A.; Shariatmandari, H. (2004). Comparison of vermicompost and compost as potting media for growth of tomatoes. *J. Plant Nutr*. 27:1107-1123.

Hernández, J. A. (2011). Biorecuperación de suelos salinos con el uso de materiales orgánicos. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Departamento de Edafología. España.

Hernández O. A., Ojeda D. L., López, J. C., Arras A. M. (2010). Abonos orgánicos y su efecto en las propiedades físico, químico y biológico del suelo. *Tecniciencia*, Vol. IV (1), Enero-Abril, p:1-6.

Herrick J & M. Wander (1998) Relationships between soil organic carbon and soil quality in cropped and rangeland soils. *Adv. in Soil Sci.* CRC Press, B. Ratón, Florida, pp 405-426.

Huerta, H. E. (2010). Determinación de propiedades físicas y químicas de suelos con mercurio en la región de San Joaquín, Qro., y su relación con el crecimiento bacteriano. Tesis de grado. Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales, Licenciatura en Biología, p 45.

Huerta, J. (2011). Mejoradores potenciales de pH para suelos ácidos y alcalinos. Tesis profesional. Universidad Autónoma de Chapingo. Departamento de suelos. p.13.

Hull, R. J. (2004). Scientists start to recognize silicon's beneficial effects. *Turfgrass Trends* 8:69-73.

Ibáñez, Javier; Contador, J. F.; Schnabel, Susanne; Martínez Valderrama, J. (2016). Evaluating the influence of physical, economic and managerial factors on sheet erosion in rangelands of SW Spain by performing a sensitivity analysis on an integrated dynamic model. *Science of The Total Environment*, 544:439-449.

IFA. (2002). Asociación Internacional de la Industria de los Fertilizantes. Los fertilizantes y sus usos. 4ta Edición. Ed. IFA. Francia. ISBN 92-5-304414-4, p.44-51.

INEGI. (2013). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tlahuelilpan, Hidalgo. Clave geoestadística 13070.

INEGI. (2014). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Anuario Estadístico y Geográfico de Hidalgo 2013. ISBN 978-607-494-899-8, p.35-45.

IUSS, (2007). Base Referencial Mundial del Recurso Suelo Un marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional. IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

Jeong, Y., & Kim, J. (2001). A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting processes *Bioresource Technology*, 79 (2), 129-133 DOI: 10.1016/S0960-8524(01)00062-1.

Karahan G., Erşahin, S. (2016). Predicting saturated hydraulic conductivity using soil morphological properties. *Eurasian J Soil Sci.*, 5 (1) 30 – 38.

Klammer S., B. Knapp y H. Insam. (2008). Bacterial community patterns and thermal analyses of compost of various origins. *Waste Management & Research* 26:173-187.

Keren, R. (2000). Salinity. In: *Hand Book of Soil Science*, Malcom E. Sumner (editors). CRS Press. (pp. G3-G25).

Kochba, M., Ritvo, G. and Avnimelech Y. (2004): The effect of municipal solid waste compost (msw) on the lacement of sodium in sodic soil models. *Soil Science*. 169(8):567-572.

Kordialik-Bogacka, E. (2014). *Saccharomyces pastorianus* immobilized on brewer's spent grain in continuous system for lead ion biosorption. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 96, 191-197. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.09.018>.

- Labrador, M. J. (2002). La materia orgánica en los agroecosistemas. Mundiprensa. 294 pp.
- Landini, A. M.; Martínez, D.; Días, H.; Soza, E.; Agnes, D. & Sainat, C. (2007). Modelos de infiltración y funciones de pedotransferencia aplicados a suelos de distinta textura. *Ci. Suelo (Argentina)* 25(2): 123-131.
- Leidi OE, Pardo JM. (2002). Tolerancia de los cultivos al estrés salino: Qué hay de nuevo. *Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias*. Número II. <http://www.fcagr.unr.edu.ar/Investigacion/revista/rev2/5.htm>.
- Lejon, D.P.H.; Sebastia, J.; Lamy, I.; Chaussod, R.; Ranjard, L. (2007). Relationships between soil organic status and microbial community density and genetic structure in two agricultural.
- Lerma H. T. A, Combatt E. M., Palencia L. M. S. (2015). Efecto de la temperatura sobre coloides de suelos agrícolas mediante dispersión dinámica de la luz. *Revista de Ciencias Agrícolas*. Julio – diciembre, vol. 32, núm. 2, p.94-103.
- Levy, G. (2000). Sodcity. In In: *Hand Book of Soil Science*, Malcom E. Sumner (editors).CRS Press. (pp. G27-G63).
- Liang, Y., Nikolic, M., Peng, Y., Chen, W., Jiang Y. (2005). El abono orgánico estimula la actividad biológica y el crecimiento de la cebada en materia de suelo a la salinización secundaria. *Biol. Suelo. Biochem.* 37: 1185-1195.
- Lin Wang, Xiaolu Wang and Shaowu Yin. (2016). Effects of salinity change on two superoxide dismutases (SODs) in juvenile marbled eel *Anguilla marmorata*. *PeerJ* 4:e2149; DOI 10.7717/peerj.2149.
- López, R. D., Gondar, A., Iglesias S., Fiol J., Antelo, J. Arce, F. (2008). Acid properties of fulvic and humic acids isolated from two acid forest soils under different vegetation cover and soil depth. *European Journal of soil Science*, 59: 892-899.
- López-Aguilar, R., Rodríguez-Quezada, G., Naranjo-Murillo, A., Beltrán-Morales, L. F., Troyo-Diéguez, E., Casanova-Cruz, A. y Peralta-Patrón, O. (2012). Uso de yeso para una agricultura orgánica sustentable en zonas áridas y semiárida. *Interciencia*, Vol. 37 N° 8.
- Loya, D. I. (2013). Tecnologías para la restauración de suelos contaminados por hidrocarburos. Tesis de especialidad en Gestión Ambiental. Universidad Veracruzana. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, p.59.
- Macías Suárez, F., Pérez-López, R. y Ruiz Cánovas, C. (2015) Evaluación ambiental de los fosfoyesos de Huelva según normativas de Europa y Norteamérica. *Macla* 20, 85-86.
- Madero, E., Valenzuela, I., Castro, H., Garcia, A., Osorio, N., & et al., (2013). *Ciencia del suelo, Principios básicos*. Bogotá.
- Maicelo Q.J.L. (2012). Indicadores de sustentabilidad en función del suelo y retención de carbono en la biomasa de *Ceroxylon peruvianum* Galeano, Sanín & Mejía, en la cuenca media del río Utcubamba, Amazonas, Perú. *Ecología Aplicada*, 11(1): 33-38.
- Makoi, J.H. y P. Ndakidemi. (2007). Reclamation of sodic soils in northern Tanzania, using locally available organic and inorganic resources. *African Journal of Biotechnology* 6(16):1926-1931.
- Makoi, J.H. y H. Verplancke. (2010). Effect of gypsum placement on the physical chemical properties of a saline sandy loam soil. *Australian Journal of Crop Science* 4(7):556-563.
- Malvern Instrument, Inc. (2009). *Setasizer Nano Essentials*. Ed. Malver Inst. Catálogo Zeta-Sizer. Mano382, Issue 5.0. Worcestershire, WR14, United Kingdom.

Manzano Banda, J. I.; Rivera Ortiz, P.; Briones Encinia, F.; Zamora Tovar, C. (2014). Rehabilitación de suelos salino-sódicos: estudio de caso en el Distrito de Riego 086, Jiménez, Tamaulipas, México. *Terra Latinoamericana*, vol. 32, núm. 3, julio-septiembre, pp. 211-219.

Martín Torres Duggan, Carina R. Álvarez y Helena Rimski Korsakov. (2017). Evaluación de la calidad del agua y del suelo regado en forma complementaria en la región pampeana argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica. IAH 25*, p.17-23.

Mata, Fernández, I., Rodríguez, Gamiño, M. L., López, Blanco J., Vela, Correa G. (2014). Dinámica de la salinidad en los suelos. *Revista Digital del Departamento El Hombre y su Ambiente ISSN: 2007-5782 Vol. 1 (5): 26-35.*

Matichenkov, V. V. (2008). Deficiencia y funcionalidad de la sílice en suelos, cosechas y alimentos. II CONFERENCIA INTERNACIONAL sobre ECO-BIOLOGÍA del SUELO y el COMPOST. Tenerife, España.

Medina González H., García Coronado J. y Núñez Acosta D. (2007). El método del hidrómetro: base teórica para su empleo en la determinación de la distribución del tamaño de partículas de suelo. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, Vol. 16, No. 3, 19-24.

Medina Guerrero, M. L, Zanor, G. A., Suárez Mendoza, J. A. (2015). Evaluación de un bioabono orgánico enriquecido para el mejoramiento de suelos arcillosos del Estado de Guanajuato. *Jóvenes en la Ciencia*. Vol 1 (2), 89-93.

Medina M. (2012). Caracterización bioquímica y microbiológica de un suelo de pradera de *Dactylis glomerata* y *Medicago sativa* bajo diferentes proporciones de siembra. Tesis Doctoral. Departamento de Microbiología y Genética. Universidad de Salamanca. España.

Melo, L. (2006). Análisis y caracterización de ácidos fúlvicos y su interacción con algunos metales pesados. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. P.28-30.

Menjivar J. C. (2010). Cambio en el PSI y la RAS de un suelo y su influencia en la actividad y biomasa microbiana. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Palmira. Colombia.

Mesíc, M., Brezinščak, L., Zgorelec, Z., Perčin, A., Šestak, I., Bilandžija, D., Trdenić, M., Lisac, H. (2016). The Application of Phosphogypsum in Agriculture. *Agriculturae Conspectus Scientificus*. Vol. 81, No. 1 p. 7-13.

Missana, T. y Adell, A. (2000). On the Applicability of DLVO Theory to the Prediction of Clay Colloids Stability. *Journal of Colloid and Interface Science*, 230:150 – 156

Mogollón J. P., Martínez A. E., Torres D (2016). Uso de Vermicompost para la Biorremediación de Suelos Salino-Sódicos. Primera Edición, Publisher: Editorial Académica Española, Editor: Ana Gutiérrez, ISBN: ISBN-978-3-8417-6358-7.

Moinuddin J. Khanna-Chopra R. (2004). Osmotic adjustment in Chickpea in relation to seed yield and yield parameters. *Crop Sci.* 44: 449-455.

Moreno-Resendez, A.; Zarate, T.; Valdés, L. (2005). Desarrollo de tomate en sustrato de vermicomposta/arena bajo condiciones de invernadero. *Agric. Téc. (Chile)* 65:27-34.

Mueller, T. G., Mijatovic, B., Sears, B. G., Pusuluri, N. and Stombaugh, T. S. (2004). Soil electrical conductivity map ty. *Soil Science*. 169(12):841-851.

Mugnai S., T. Pasquini, E. Azzarello, C. Pandolfi y S. Mancuso. (2007). Evaluation of composted green waste in ornamental container-grow plants: Effects on growth and plant water relations. *Compost Science & Utilization* 15(4):283-287.

Muhammad, D. y R. Khattak. (2011). Wheat yield and chemical composition as influenced by Integrated use of gypsum, pressmud and FYM in salinesodic soil. *J. Chem. Soc. Pak* 33(1):82- 89.

Münch, L., E. Angeles. (1998). *Métodos y técnicas de investigación*. 2a ed. Ed. Trillas, México, 99-114.

Murcia, R; Ochoa, R. (2008). Respiración del suelo en una comunidad sucesional de pastizal del bosque altoandino en la Cuenca del río Pamplonita, Colombia. *Ecología. Caldasia* 30(2):337-353.

Murray Núñez R. M , Bojórquez Serrano J. I , Hernández Jimenez A , Orozco Benítez M. G , García Paredes J. D , Gómez Aguilar R , Ontiveros Guerra H. M , Aguirre Ortega J . (2011). Efecto de la materia orgánica sobre las propiedades físicas del suelo en un sistema agroforestal de la llanura costera norte de Nayarit, México. *Revista Bio Ciencias Julio 2011 Vol. 1 Núm. 3 Año 2*, p. 27 a 35.

Mussatto, S. I., & Roberto, I. C. (2006). Chemical characterization and liberation of pentose sugars from brewer's spent grain. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 81(3), 268–274. <https://doi.org/10.1002/jctb.1374>.

Mussatto, S. I., Rocha, G. J. M., & Roberto, I. C. (2008). Hydrogen peroxide bleaching of cellulose pulps obtained from brewer's spent grain. *Cellulose*, 15(4), 641–649. <https://doi.org/10.1007/s10570-008-9198-4>.

Mussatto, S. I., Fernandes, M., Rocha, G. J. M., Órfão, J. J. M., Teixeira, J. A., & Roberto, I. C. (2010). Production, characterization and application of activated carbon from brewer's spent grain lignin. *Bioresource Technology*, 101(7), 2450–2457. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.025>

Navarro García, G., Navarro García, S., (2013). *Química agrícola. Química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas*. 3ra. Edición. Ediciones Mundi-Prensa. ISBN: 978-84-8476-656-8. España.

Núñez, F. A. (2017). Geomorfología y sedimentología del sistema de cárcavas en el borde costero al suroeste del Castillo de Araya, Estado Sucre, Venezuela. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*. Volume 2017, Issue 92, Pages 3–20.

Nwachukwu, O.; Pilford, I. (2011). Microbial respiration as an indication of metal toxicity in contaminated organic materials and soil. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 185 N° 2-3, p.1140-1147.

Parra Terraza, S.; Baca Castillo, G.A.; Carrillo González, R.; Kohashi Shibata, J.; Martínez Garza, A.; Trejo López, C. (2004). Comparación de tres métodos de análisis de silicio en tejido foliar de pepino *Terra Latinoamericana*, vol. 22, núm. 4, octubre-diciembre, 2004, pp. 401-407.

PEQUIVEN, (2006). Resultados de análisis de muestras compuestas de Fosfoyeso. Gerencia Técnica. Complejo Petroquímico Morón. Informe Técnico. Venezuela.

PEQUIVEN. (2010). Ejercicio de estimación de demanda de fertilizantes para 2011. Unidad de Negocios de Fertilizantes, Gerencia de Abastecimiento de Fertilizantes. Mimeo. Venezuela. p.13.

Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M. J., Martínez, S. (2013). Composición Mineralógica de los Suelos, Indicador para la delimitación de las Zonas de Influencia Minera. *Macla. Revista de la Sociedad Española de Mineralogía* n° 17, p. 87- 90.

Pimentel, C., Pina, C. M., Gnecco, E. (2012). Crecimiento Epitaxial de Calcita Sobre las Caras (104) de Dolomita y Kutnahorita. *Macla. Revista de la Sociedad Española de Mineralogía* n° 16, p. 166-168.

Prado, B., Duwig, C., Hidalgo, C., Gómez, D., Yee, H., Prat, C., Esteves, M., Etchevers, J.D., (2007), Characterization, functioning and classification of two volcanic soil profiles under different land uses in Central Mexico: *Geoderma*, 139, 300–313.

Prakash, P. J., Stenchikov, G., Tao, W., Yapici, T., Warsama, B., and Engelbrecht, J. (2016). Study of Arabian Red Sea coastal soils as potential mineral dust sources. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, doi:10.5194/acp-113.

Prieto, J.; Prieto, F.; Acevedo, O. A.; Méndez, M. A. (2012). Indicators and Quality Indices of Soil (QIS) Producer's Barley in the Southern State of Hidalgo, Mexico. *International Journal of Applied Science and Technology*, Vol. 2, No. 8, p.1-9.

Pulido, C. (2006). Andisoles, pp. 1-10. Instituto Geográfico Agustín Codazzi- Colciencias. En: Estudio de las sustancias húmicas en andisoles y mollisoles de Colombia desarrollados bajo ambientes ecológicos diferentes. Bogotá, Colombia.

Qadir, M., D. Steffens, F. Yan, y S. Schubert. (2003). Proton release by N₂-fixing plant roots: A posible contribution to phytoremediation of calcareous soils. *J. Plant. Nutr.* 166:14-22.

Qiu, F., Brendel, S., Cunha, P.M., Astola, N., Song, B., Furlong, E.E., Leonard, K.R., Bullard, B. (2005). Myofilin, a protein in the thick filaments of insect muscle. *J. Cell Sci.* 118(7): 1527—1536.

Quero, E. (2008). Silicio en la producción de Chile. La biosilificación Proceso biológico fundamental en la productividad vegetal. Consultado el 29 de septiembre de 2015. Disponible en <http://loquequero.com/potal>.

Ramírez-Guerrero, H. (2010). Usos del Fosfoyeso en Horticultura Tropical. Tesis de Ingeniería agrónoma. Departamento de Fitotecnia. Decanato de Agronomía. Universidad Centrooccidental Lisandro Alvarado. UCLA. Estado Lara, Venezuela, p.74-75.

Ramírez, P. M. (2016). Condiciones de salinidad y recuperación de los suelos de la cancha pública de golf San Antonio, Lima, Perú. Tesis de Ingeniería. Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, p.10.

Raviv, M. O.; Medina, S.; Krasnovsky, A.; Ziadna, H. (2004). Organic matter and nitrogen conservation in manure compost of organic agriculture. *Compost Sci. Util.* 12:6-10.

Raviv, M. O.; Katan, J.; Hadar, Y.; Yogev, A., Medina, S.; Krasnovsky, A.; Ziadna, H. (2005). High-Nitrogen compost as a médium for organic container grow crops. *Biores. Technol.* 96:419-427.

Reis, S. F., Gullón, B., Gullón, P., Ferreira, S., Maia, C. J., Alonso, J. L., Abu-Ghannam, N. (2014). Evaluation of the prebiotic potential of arabinoxylans from brewer's spent grain. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98, 9365–9373. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6009-8>

Rochette, Philippe and Hutchinson, Gordon L. (2005). Measurement of Soil Respiration in situ: Chamber Techniques. *Micrometeorology in Agricultural Systems. Agronomy Monograph No. 47.* 247-286.

Rodríguez D., N.; Cano R., P.; Favela Ch., E.; Figueroa V., U.; Álvarez R., V. De P.; Palomo G., A.; Marquez H., C.; Moreno R., A. (2007). Vermicomposta como alternativa orgánica en la producción de tomate en invernadero. *Revista Chapingo Serie Horticultura* 13(2): 185-192

Rodríguez Dimas, N.; Cano Ríos, P.; Figueroa Viramontes, U.; Palomo Gil, A.; Favela Chávez, E.; Álvarez Reyna, V.; Márquez Hernández, C. y Moreno Reséndez, A. (2008). Producción de tomate en invernadero con humus de lombriz como sustrato. *Rev. Fitotec. Mex.* Vol. 31 (3): 265 – 272.

Rodríguez, M. D., Venegas, J., Angoa, M. V., Montañes, J. L. (2009). Extracción secuencial y caracterización físicoquímica de ácidos húmicos de diferentes composts y su efecto sobre el cultivo del trigo. *Bioagro* 21(3): 183-188.

- Rodríguez-Vila, A., Asensio, V., Forján, R., Covelo, E. F. (2015). Remediation of a copper mine soil with organic amendments: Compost and biochar versus Technosol and biochar. *Spanish Journal of Soil Science*, Volume 5 Issue 2, 130-143.
- Rojas, I. L. (2012). Requerimientos de cal en suelos de Venezuela. Interpretación de análisis por el método de titulación con $\text{Ca}(\text{OH})_2$. *Agronomía Tropical*. 33(1-6): 443-458.
- Román, P., Martínez, M. M., Pantoja A. (2013). Manual de Compostaje del Agricultor Experiencias en América Latina. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura Oficina Regional para América Latina y el Caribe Santiago de Chile, p. 16-122.
- Ruiz Cerda, E., Aldaco Nuncio, R. A., Montemayor Trejo, J. A., Fortis Hernández, M., Olague Ramírez, J., & Villagómez Gamboa, J. C. (2007). Aprovechamiento y mejoramiento de un suelo salino mediante el cultivo de pastos forrajeros. *Técnica Pecuaria en México*, 45(1), 19-24.
- SAGARPA (2010). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Boletín 5. Elaboración de composta. Subsecretaría de Desarrollo Rural. Dirección general de apoyos. p.8.
- Salager, J. L. (1988). Fenómenos electrocinéticos. Cuaderno FIRP S611-A. Laboratorio de formulación, interfases, reología y procesos. Universidad de Los Andes, versión 1, p.2-26.
- Salazar-Ledesma, M.; Mora, L.; Chávez, B.; Gómez, D.; Zamora, O.; Prado, B. (2018). Susceptibilidad del suelo al impacto humano: caso del herbicida atrazine. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, Volume 70 Issue 1, 95 – 119 <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2018v70n1a6>.
- Sánchez Espinosa, J. A., Rubiano Sanabria, Y. (2015). Procesos específicos de formación en andisoles, alfisoles y ultisoles en Colombia. *Revista EIA*, Año XII, Volumen 12, Edición Especial N.2, p. 85-97.
- Sánchez Leal, L. C., Arguello Arias, H. (2006). Capacidad de bacterias halófilas para capturar sodio in Vitro y su posible aplicación en bioremediación en suelos salinos-sódicos. *NOVA - Publicación científica - ISSN:1794-2470 vol.4 no. 6:1-114*
- Sánchez-Monedero, M.A., Serramiá, N., García-Ortiz Civantos, C., Fernández.Hernández, A., Roig, A. (2010). Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. 81, 18-25.
- Scaglia, F.; Muzio, R. (2014). SEM – EDS Mineralogical study of the cuaró sill Tacuarembó Dept. (Uruguay). *Revista SUG. Sociedad Uruguaya de Geología* N°19, 36 – 46.
- Schoonheydt, R. and Johnston, C. (2013). Chapter 5 - Surface and Interface Chemistry of Clay Minerals. En: Bergaya, F. y Lagaly, G.(Ed). *Handbook of Clay Science*; Science, Elsevier, 139 - 172.
- Schuldt, Miguel. (2006). *Lombricultura: teoría y práctica*. Ed, Mundi-Prensa.
- Sebastian, S., C. Udayasoorian, R. Jayabalakrishnan y E. Parameswar. (2009). Performance of sugarcane varieties under organic amendments with poor quality irrigation water. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences* (3):1674-1684.
- Segovia A. (1987). Efectos del potencial osmótico y la concentración de P en el agua de riego sobre el crecimiento de la caña de azúcar. *Caña de azúcar Vol. 05(1): 5-16*.
- SEMARNAT. (2009). *El Medio Ambiente en México: En Resumen 2009*. México. Gobierno Federal. (www.semarnat.gob.mx) pp. 20-23
- SEMARNAT (2010). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Salinidad del suelo. <http://www.cofupro.org.mx/cofupro/images/contenidoweb/indice/publicaciones->

nayarit/FOLLETOS%20Y%20MANUALES/FOLLETOS%20IMTA%202009/folleto%206%20salinidaddelelo.pdf

Serramiá, N., Sánchez-Monedero, M.A., García-Ortiz Civantos, C., Fernández Hernández, A., Roig, A. (2010). Contribution of the lignocellulosic fraction of two-phase olive-mill waste to the degradation and humification of the organic matter during composting. *Waste Management*. 30, 1939-1947.

Setia, R.; Marschner, P.; Baldock, J.; Chittleborough, D.; Verma, V. (2011). Relationships between carbon dioxide emission and soil properties in salt-affected landscapes. *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 43, N° 3, p.667-674.

Shukla, M. K., Lal, R. and Ebinger, M. (2004): Soil quality indicators for the north appalachian experimental atersheds in coshocton ohio. *Soil Science*. 169(3):195-205.

Siebert S., Hoogeveen J. & K. Frenken (2006). Irrigation in Africa, Europe and Latin America. Frankfurt Hydrology paper N° 5. Physical Geography, University of Frankfurt. Rome, Italy.

Silva, A. (2011). "Potencialidades de uso agrícola del fosfoyeso en Venezuela". UNFER, PEQUIVEN. Disponible en: http://www.sian.inia.gob.ve/repositorio/congresos/CVCS19/propiedades_procesos/PP_S23.pdf.

Smith TM, Smith RL. (2007). *Ecología*. Ed. Pearson- Addison Wesley. Madrid España. 776 p.

SMN-CONAGUA (2016). Servicio Meteorológico Nacional. Comisión Nacional del Agua. smn.cna.gob.mx/index.php. Consultado el 20 de Marzo de 2016).

Senthilkumar, S., Viswanathan, T. V., Mercy, A. D., Gangadevi, P., Ally, K., & Shyama, K. (2010). Chemical composition of Brewery waste*. *Tamilnadu Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 6(1), 49–51.

Soil Science Society of America. (2008). *Glossary of Soil Science Terms*. Copyright ©2008 by the Soil Science Society of America, Inc. ISBN 978-0-89118-851-3, p.80.

Soil Survey Staff (1998). *Keys to Soil Taxonomy*. Eighth Edition. Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture, Washington DC.

Sosa V. (2012). Efecto de la adición de vermicomposta en la mineralización de carbono y biomasa microbiana en un suelo agrícola. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. CIIDIR Unidad Michoacán. p.26-27.

Steiner, J., Procopio, S., & Becker, T. (2015). Brewer's spent grain: source of value-added polysaccharides for the food industry in reference to the health claims. *European Food Research and Technology*. <https://doi.org/10.1007/s00217-015-2461-7>.

Tamayo, L., M. Tamayo. (1998). *El proceso de la investigación científica*. 3a Edición. Ed. Limusa. México DF, México, 44-49.

Tenno T., Ergo Rikmann, Ivar Zekker, Taavo Tenno, Laura Daija, and Alexey Mashirin. (2016). Modelling equilibrium distribution of carbonaceous ions and molecules in a heterogeneous system of CaCO₃–water–gas. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, 2016, 65, 1, 68–77 doi: 10.3176/proc.2016.1.07

Teuber, N., Parga, J., Bolocchi, O., Anwandte, V., Conseco, C., Abarzúa, A., Demanet, R. y Lopetegui, J. (Ed). (2006). *Manejo del pastoreo*. FIA. Valdivia, Chile. 129 p.

Torres, J., de Gutiérrez, R. M., Castelló, R., Vizcayno, C. (2011). Análisis comparativo de caolines de diferentes fuentes para la producción de metacaolín. *Revista Latinoamericana de Metalurgia y Materiales*, 31 (1): 35-43.

Tortosa, Germán. (2011). Elaboración a escala pre-industrial de enmiendas y abonos orgánicos sólidos y líquidos mediante co-compostaje de orujo de oliva de dos fases o “Alperujo”. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, España, p.8-12.

Trueba C. S. (1996). Fertilizantes orgánicos y compostas. En: Memorias de Coloquio sobre la agricultura orgánica. UACH 169 p.

United States Department of Agriculture (USDA) Soil Survey Staff. (2003). Keys to soil taxonomy. 9th edition. Washington, DC, Natural Resources Conservation Service, USDA. 332 pp

Valverde J. C. (2007). Riego y drenaje. Editorial Universidad Estatal a Distancia. San Juan, Costa Rica. ISBN: 9977-64-994-4, p.30

Van Hoorn, J. W. and van Alphen, J. G. (2006), Salinity control. In: H.P. Ritzema (Ed.), Drainage Principles and Applications, p. 533-600, Publication 16, International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI), Wageningen, The Netherlands. ISBN 90 70754 3 39.

VanLoon, G. W. and Duffy, S. J. (2007). Environmental Chemistry: A Global Perspective. 2nd ed. Oxford University Press, pp. 241–244

Vargas-Rodríguez, Y. M., Gómez-Vidales, G., Vázquez-Labastida, E., García-Bórquez, A., Aguilar-Sahagún, G., Murrieta-Sánchez, H. y Salmón, M. (2008). Caracterización espectroscópica, química y morfológica y propiedades superficiales de una montmorillonita mexicana. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 25(1): 135-144.

Vázquez M. y Pagani A. (2015). Calcio y Magnesio del suelo. Manejo de fertilización y enmiendas. En: Echeverría H., García F. (Ed.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. INTA, Cap. 11: 317-356.

Velázquez M A., Ortega M., Martínez A., Kohashi J. y García N. (2001). Functional Relationship ESP-SAR in Wastewater and Soils of the Mezquital Valley, Hidalgo, México. *Terra* 20: 459-464.

Villazón Gómez, J. A., Martín Gutiérrez, G. y Cobo Vidal, Y. (2017). Multivariate analysis of the chemical properties of the eroded brown soils. *Centro Agrícola*, Vol.44, No.1, enero-marzo, 56-62

Vindas C., F. A. (2011). Efecto de la fertilización edáfica con dos fertilizantes silicatados sobre el pH y el aluminio intercambiable del suelo, la severidad de la sigatoka negra y la producción del banano (*Musa AAA*, cv. Grande Naine). Tesis para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería en Agronomía. PP 20-77. ITCR, Escuela de Agronomía, Sede, San Carlos. Costa Rica, 2011.

Virkutyte J., Sillanpää M. y Latostenmaa P. (2002). Electrokinetic soil remediation - Critical overview. *The Sci. Tot. Environ.* 289, 97-121.

Volke, Sepúlveda, Tania; y Velasco, Trejo, Juan A. (2002). Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Ed. INE, SEMARNAT. ISBN: 968-817-557-9, p. 64.

Wong, V.N.L., R. Dalal y R. Greene. (2009). Carbon dynamics of sodic and saline soils following gypsum and organic material additions: A laboratory incubation. *Applied Soil Ecology* 41(1):29-40.

WWF. World Wildlife Fund. (2009). Annual Review. Conservation Achievements So Far. ISBN 978-2-940443-06-2

Xiros, C., & Christakopoulos, P. (2012). Biotechnological potential of brewers spent grain and its recent applications. *Waste and Biomass Valorization*, 3, 213–232. <https://doi.org/10.1007/s12649-012-9108-8>.

Yegros, C. (2008). Uso de sustancias húmicas en la remediación de un suelo salino-sódico. Tesis de grado. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ciencias del Suelo. Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

Yu, H. L., Gu, W., Tao, J., Huang, J. Y. and Lin, H. S. (2015). Impact of Addition of FGDB as a Soil Amendment on Physical and Chemical Properties of an Alkali Soil and Crop Yield of Maize in Northern China Coastal Plain. *Journal of Chemistry*. Hindawi Publishing Corporation. Vol.2015. 3-13, <http://dx.doi.org/10.1155/2015/540604>.

Zamudio-González B, López-Pérez L, Alcántara-González G, González-Eguiarte DR, Ruiz-Corral JA, Castellanos JZ. (2004). Delimitación de áreas salinas en el distrito de riego de Caborca, Sonora, México. *TERRA Latinoamericana*, Vol. 22(1): 91-97. Eneromarzo.