



UNIVERSIDAD DE ORIENTE  
NÚCLEO DE SUCRE  
COORDINACIÓN DE ESTUDIOS DE POSTGRADO  
PROGRAMA DE POSTGRADO EN QUÍMICA

METALES TOTALES, BIODISPONIBLES Y ANALISIS FISICOQUIMICO  
DE SUELOS TRATADOS CON MICROORGANISMOS EFICIENTES Y  
SEMBRADOS CON PLÁNTULAS DE TOMATE  
*Solanum lycopersicum*

(Modalidad Tesis de Grado)

ENMARY JOSÉ RAMÍREZ SOSA

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO  
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR AL TÍTULO DE  
MAGISTER EN QUÍMICA

CUMANÁ, 2020



UNIVERSIDAD DE ORIENTE  
NÚCLEO DE SUCRE  
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA  
PROGRAMA DE POSTGRADO EN QUÍMICA

Núcleo: SUCRE  
Postgrado en: QUÍMICA

N° 007-2020

**ACTA DE DEFENSA DE TRABAJO DE GRADO**

Nosotros, **Dra. Luisa Rojas, Dra. Sheyla Aranda, Prof. Carlos Luis Pérez Astudillo**, integrantes del jurado designado por la Comisión Coordinadora del Postgrado en Química, para examinar el Trabajo de Grado intitulado: **“METALES TOTALES, BIODISPONIBLES Y ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO DE SUELOS TRATADOS CON MICROORGANISMOS EFICIENTES Y SEMBRADOS CON PLÁNTULAS DE TOMATE *Solanum lycopersicum*”**, presentado por la **Lcda. Enmary José Ramírez Sosa**, portadora de la C.I. N° 14.124.875, a los fines de cumplir con el requisito legal para optar al grado de *MAGISTER SCIENTIARUM EN QUÍMICA*, hacemos constar que hemos evaluado el mismo y debatido la exposición pública del postulante, celebrada hoy a las 8:30 am en el AULA DE USOS MÚLTIPLES DE LA ASOCIACIÓN DE PROFESORES DEL NÚCLEO DE SUCRE DE LA UNIVERSIDAD DE ORIENTE UBICADA EN EL CENTRO COMERCIAL DE VILLA VENECIA”.

Finalizada la defensa del trabajo, el jurado decidió APROBARLO por considerar que el mismo se ajusta a lo dispuesto y exigido por el Reglamento de Estudios de Postgrado de la institución. En fe de lo anterior, se levanta la presente Acta, que firmamos junto con el Coordinador del Postgrado en Química.

En la ciudad de Cumaná a los diecisiete días del mes de noviembre del dos mil veinte.

Jurado Examinador:

Dra. Luisa Rojas (C.I. N° 4.339.841) (tutora)

Dra. Sheyla Aranda (C.I. N° 18.933.679)

Prof. Carlos Luis Pérez Astudillo (C.I. N° 8.638.044)

Coordinador del Programa de Postgrado

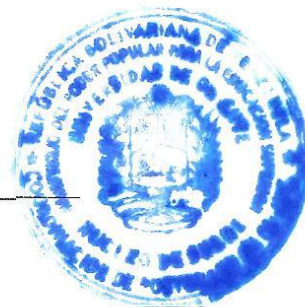
Dr. Euclides J. Velazco R.

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_



## DEDICATORIA

*Dedico este logro principalmente a la presencia de Dios, por ser la luz que guía e ilumina mi corazón; a mis maravillosos padres Eudorina Sosa de Ramírez y Rafael Ramírez, a mis hermanos Marienma; Jesús R., y fundamentalmente a mi amado esposo Paulino Núñez Picaso. Todos han representado pieza fundamental en mi fuerza y fe en la vida y su permanente aprendizaje.*

*No menos importante, dedico igualmente este trabajo, a mis suegros: Margarita y Paulino (†), quiénes en vida siempre estuvieron pendientes de mi preparación académica; a mi amada VENEZUELA; a mi hermosa CUMANÁ y a mi casa de estudio: UDO-Sucre.*

*Te amo VENEZUELA... te amo CUMANÁ... te amo UDO...!*

***“Aunque nadie ha podido regresar  
y hacer un nuevo comienzo,  
cualquiera puede volver a comenzar ahora  
y hacer un nuevo final”***

***San Francisco Javier***

## AGRADECIMIENTOS

*Deseo expresar mis más sinceros agradecimientos a Dios y a todas las personas que han contribuido en la realización de este trabajo, principalmente a:*

- ✓ *Mi extraordinaria Maestra académico-profesional y de vida, a la cual admiro y respeto mucho: Profesora, **Luisa Rojas de Astudillo**. ¡Mil gracias, Profesora!*
- ✓ *La Universidad de Oriente. Núcleo de Sucre. Departamento de Química, por proveer lo necesario para el desarrollo de este producto de investigación.*
- ✓ *El Coordinador de la Maestría en Química, Prof. Euclides Velasco, así como a todos y cada uno de su prestigioso grupo de Profesores adscritos a la referida Coordinación, especialmente los Profesores Daniel Loroño y Maj Britt Mostué, a los cuales también respeto y admiro mucho.*
- ✓ *La UPTOS Clodosbaldo Russián, específicamente el Laboratorio de investigación de suelo, con la colaboración de su coordinador, Prof. Carlos Pérez, quien prestó sus instalaciones, equipos, reactivos para el alcance de algunos objetivos, así como a su personal técnico especialista T.S.U José C. Castañeda y Orlando Monteverde.*
- ✓ *El IIBCA Instituto de Investigación en Biomedicina y Ciencias Aplicadas, sus laboratorios y su valiosísimo personal profesional-instrumentistas: José Luís Prin y Henry Astudillo.*
- ✓ *Prof. César Franco Rivero, por su contribución en la captación y reproducción de los Microorganismos Eficientes que se insertaron al suelo. Gracias profe...*
- ✓ *Mi querida tía Doris Josefina y mis apreciados primos Doriannys y Gerardo.*
- ✓ *Mis amigos del alma Katiuska Velásquez, Johnny Ramos, Franklin Salazar y Francia Castellar por su gran cariño, respeto y amistad de muchos años, así como a mis compañeros de seminario I y II; Geysis Kelly y César; al igual que mis amigas Alina Velásquez y Karleidys Darina Vallejo.*

## ÍNDICE

	pág.
LISTA DE TABLAS.....	VII
LISTA DE FIGURAS.....	IX
RESUMEN.....	XI
INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVOS.....	11
METODOLOGÍA.....	12
Toma y preparación de las muestras de suelo.....	12
Determinación de variables físico-químicas del suelo.....	12
Determinación de la materia orgánica en muestras de suelo.....	12
Tamaño de la partícula en muestras de suelo.....	13
Determinación de nitrógeno total y fósforo total en muestra de suelo.....	14
Determinación de potasio biodisponible en muestras de suelo.....	16
Captación y selección de los Microorganismos Eficientes (EM).....	16
Preparación de los Microorganismos Eficientes (ME).....	16
Diseño del proceso de tratamiento del suelo.....	17
Proceso de germinación de semillas y crecimiento de plántulas de tomate en muestra de suelo bajo diferentes tratamientos con microorganismos eficientes.....	18
Selección del tratamiento de suelo con mejor rendimiento en germinación de semillas y crecimiento de plántulas.....	19
Preparación de soluciones de colorante Azul de Metileno.....	19
Remoción del Azul de metileno.....	19
Comparación de la espectroscopía de energía de dispersión (EDS) y Microscopía electrónica de barrido (MEB) en suelo seleccionado con suelo control.....	20
Determinación de elementos químicos en muestras de suelo tratados con microorganismos eficientes (ME).....	20
Fracción biodisponible en las muestras de suelo bajo los diferentes tratamientos con ME.....	21
Determinación de elementos químicos en biomasa de la planta de tomate proveniente de suelos tratados con microorganismos eficientes (ME).....	21
Preparación de patrones a partir de estándares certificados.....	22
Condiciones de robustez del sistema ICP-OES.....	22
Análisis estadístico de los resultados obtenidos.....	22

RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
pH en los tratamientos de suelo con ME.....	24
Conductividad eléctrica del suelo.....	26
Materia orgánica del suelo bajo los diferentes tratamientos con ME.....	28
Nitrógeno total en suelo bajo tratamiento con ME.....	30
Fósforo total en suelo bajo tratamiento con ME.....	32
Potasio biodisponible en suelo bajo tratamiento con ME.....	33
Establecimiento de las condiciones de operación del ICP-OES.....	36
Preparación de patrones a partir de materiales de referencia.....	37
Selección de longitudes de onda.....	37
Ajuste del plasma axial en el ICP-OES.....	38
Determinación de la robustez en el ICP-OES.....	38
Hierro (Fe).....	41
Zinc (Zn).....	46
Calcio (Ca).....	51
Magnesio (Mg).....	55
Manganeso (Mn).....	59
Cobre (Cu).....	63
Variables correlacionadas.....	66
Análisis de correlación.....	70
Germinación de semilla y crecimiento de las plantas de tomate en suelos tratados con ME del tratamiento seleccionado con mejor desempeño biológico.....	71
Textura del suelo para el tratamiento de suelo seleccionado.....	73
Espectroscopía de dispersión de energía (EDS) en suelo seleccionado en contraste a la espectroscopía de dispersión de energía (EDS) en el suelo control.....	76
Microscopía Electrónica de barrido (SEM) en muestras de suelo control y seleccionada bajo tratamiento ME tipo composta.....	78
Determinación de la linealidad en las soluciones patrones del colorante “azul de metileno.”.....	79
Grado de remoción del colorante Azul de Metileno.....	80
CONCLUSIONES.....	85
BIBLIOGRAFÍA.....	88
APÉNDICE.....	102

## LISTA DE TABLAS

	pág.
1. Diseño de tratamiento de suelo con microorganismos eficientes (ME)....	18
2. Criterios de evaluación de suelos con respecto a la Norma oficial Mexicana.....	25
3. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles de pH obtenidos por tratamientos.....	25
4. Criterios para evaluar la salinidad de un suelo, con base en su conductividad eléctrica (CE) propuesto por López (2006).....	27
5. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles de conductividad eléctrica obtenidos por tratamientos.....	28
6. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles de materia orgánica obtenidos por tratamientos.....	29
7. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles de nitrógeno total obtenidos por tratamientos.....	31
8. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles fósforo obtenidos por tratamientos.....	33
9. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles potasio biodisponible obtenidos por tratamientos.....	36
10. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de potasio biodisponible.....	36
11. Longitudes de onda seleccionadas para la determinación de cada elemento determinado experimentalmente.....	37
12. Principales características del sistema ICP Óptima 5300DV.....	40
13. Límites de detección de los elementos cuantificados por ICP-OES.....	41
14. Análisis de varianza (ANOVA) para el hierro total por tratamientos.....	42
15. Análisis de varianza (ANOVA) para el hierro biodisponible por tratamientos.....	43
16. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) hierro biodisponible.....	43
17. Análisis de varianza (ANOVA) para el zinc total por tratamientos.....	47
18. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) zinc total.....	48
19. Análisis de varianza (ANOVA) para el zinc biodisponible por tratamientos.....	49
20. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) zinc biodisponible.....	50
21. Análisis de varianza (ANOVA) para el calcio total por tratamientos.....	52
22. Análisis de varianza (ANOVA) para el calcio biodisponible por tratamientos.....	53

23.	Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de calcio biodisponible.....	53
24.	Estimado conceptual en el contenido de Ca en el suelo, según el ICA (1992).....	54
25.	Análisis de varianza (ANOVA) para el calcio en la planta por tratamientos.....	54
26.	Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de calcio en la planta.....	55
27.	Análisis de varianza (ANOVA) para el magnesio total por tratamientos.....	57
28.	Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de magnesio total.....	57
29.	Análisis de varianza (ANOVA) para el magnesio biodisponible por tratamientos.....	58
30.	Estimado conceptual de las bases en la composición de Mg en el suelo, según el ICA (1992).....	58
31.	Análisis de varianza (ANOVA) para el magnesio en la planta por tratamientos.....	59
32.	Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de magnesio en la planta.....	59
33.	Análisis de varianza (ANOVA) para el manganeso total por tratamientos	60
34.	Análisis de varianza (ANOVA) para el manganeso biodisponible por tratamientos.....	61
35.	Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de manganeso biodisponible por tratamientos.....	62
36.	Análisis de varianza (ANOVA) para el manganeso en la planta por tratamientos.....	63
37.	Análisis de varianza (ANOVA) para el cobre total por tratamientos.....	65
38.	Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de cobre total por tratamientos.....	65
39.	Correlaciones de Pearson referentes a todos los elementos químicos determinados, pH, conductividad y materia orgánica en el suelo analizado en dos periodos (Fase I. suelo con la aplicación de ME y Fase II. Suelo cosechado con la planta de tomate).....	69
40.	Clasificación textural de los suelos según la USDA (1977).....	75



## LISTA DE FIGURAS

	pág.
1. Proceso de intercambio de calcio en la solución coloidal del suelo (Mengel & Kirkby, 1987).....	3
2. Ciclo oxidación- reducción del manganeso en el suelo (Dion y Mann, 1946).....	5
3. Esquema simplificado de las partes de un Espectrómetro de emisión óptica acoplado inductivamente (ICP-OES) (Rinaldi, 2005).....	8
4. Variación del pH en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.....	24
5. Variación de la conductividad eléctrica (CE) en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.....	27
6. Variación de Materia Orgánica (MO) en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.....	29
7. Variación del contenido de nitrógeno (NT) en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.....	30
8. Variación del contenido de fósforo (PT) en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.....	32
9. Variación del contenido de potasio biodisponible (K) en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.....	35
10. Efecto de la energía de Radiofrecuencia (W) sobre la relación MgII/MgI. A) ICP-OES Optima 5300 DV, IIBCA-UDO. B) ICP Liberty Serie II Axial (Referencia).....	39
11. Concentraciones cuantificadas de hierro total y biodisponible en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES.....	42
12. Estructura molecular del ácido mugineico.....	44
13. Concentraciones cuantificadas de zinc total y biodisponible en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES.....	47
14. Concentraciones cuantificadas de calcio total y biodisponible en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES.....	51
15. Concentraciones cuantificadas de magnesio total y biodisponible en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo	

	posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES...	56
16.	Concentraciones cuantificadas de manganeso total y biodisponible en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES...	60
17.	Concentraciones cuantificadas de cobre en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES.....	65
18.	Variación del proceso de germinación de semillas certificadas de tomate durante los tratamientos del suelo a base de ME.....	71
19.	Variación del proceso de crecimiento de plántulas de tomate durante los tratamientos del suelo a base de ME.....	72
20.	Tamaño de las partículas del suelo control y suelo seleccionado con mejor desempeño en germinación y crecimiento (tratamiento aerobio de la región la Montañita, aem al 20% de concentración).....	74
21.	Espectro EDS y composición porcentual de elementos de origen mineral en suelo de procedencia agrícola sin cultivar.....	77
22.	Espectro EDS de una muestra del tratamiento suelo seleccionado como óptimo agrónomicamente (Suelo + ME). Composición elemental de la superficie del suelo biomodificado (EDS).....	78
23.	Micrografías electrónicas realizadas: 100X y 1000X del suelo antes y posterior a su tratamiento con ME. A y C: sin tratamiento. B y D: suelo seleccionado.....	79
24.	Curva patrón de soluciones de azul de metileno (AM).....	80
25.	Porcentaje de remoción del colorante azul de metileno en carbón activado de origen vegetal y carbón activado biomodificado con ME de preparación anaeróbica (20%).....	81
26.	Porcentaje de remoción del colorante azul de metileno suelo control y biomodificado con ME.....	82
27.	Resultados comparativos del índice de azul de metileno y su respectivo porcentaje de remoción entre muestras de carbón activado y suelo seleccionado bajo rendimiento agrónomico óptimo (am 20%).....	83

## RESUMEN

Aunque son conocidos los efectos beneficiosos sobre la recomposición y equilibrio químico de un suelo con la inserción de microorganismos eficientes (ME), existen escasas evidencias tangibles de esa eficacia. Es por ello por lo que se procedió a evaluar la concentración total y biodisponible de Ca, Cd, Fe, Mg, Mn, Pb y Zn en muestras de suelos inoculados con microorganismos eficientes (ME) y en plantas de tomates sembradas en dichos suelos tratados. Los ME fueron cultivados en medio líquido (ME anaeróbicos) y en compost (ME aeróbicos), inoculados en muestras de suelos a concentraciones de 0, 10, 20 y 30%, respectivamente. La biomasa cultivada en el compost se agregó una sola vez al inicio de cada tratamiento, mientras que el inóculo en el líquido se adicionó de forma interdiaria, por un periodo de 20 días de tratamiento continuo. Las variables fisicoquímicas (pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, nitrógeno y fósforo total) fueron determinadas en los suelos controles y tratados con ME, antes y después de la siembra de plantas de tomate. Las concentraciones de los metales fueron determinadas usando ICP-OES, en las muestras de suelo, antes (Fase 1) y después (Fase 2) del cultivo de las plantas de tomate, y en el tejido seco de las plantas de tomate. De acuerdo con los resultados obtenidos, los valores de pH estuvieron entre la neutralidad a ligeramente alcalinos, con un valor máximo de 8,02 obtenido en el suelo con el tratamiento anaerobio 30% de la localidad de río Brito en la Fase 1, pero estos valores disminuyeron en el suelo en la Fase 2. El suelo fue no salino, en ambas Fases. Aunque los valores de materia orgánica y nitrógeno total se incrementaron en la Fase 1, no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos; sin embargo, esta tendencia fue inversa respecto a las concentraciones de fósforo en la Fase 1. En potasio biodisponible se demostró que los ME influyen en sus niveles; los ME anaeróbicos lo disminuyen, mientras que los ME aeróbicos lo aumentan en el suelo. Los valores de cobre fueron aceptables para suelos agrícolas, Pb y Cd fueron no detectables en las muestras analizadas. Los ME incrementaron la disponibilidad de Mn en la Fase 1. Los resultados muestran que uno de los elementos mayormente correlacionado fue el Ca. La correlación positiva del pH con Cu, Ca y Mn biodisponibles indica que la basicidad del suelo, influenciada por los ME, incrementaron los valores de esos elementos. Las concentraciones de hierro, zinc, manganeso y calcio biodisponibles presentaron correlaciones positivas ( $p \leq 0,05$ ). La correlación negativa y alta entre P y pH comprueba que, a altos valores de pH, favorecidos en este estudio por los ME, reducen la disponibilidad del P. Por otra parte, las plántulas que resultaron con mayor longitud fueron de los suelos con los tratamientos con ME aeróbicos, de la localidad la Montañita, siendo el tratamiento 20% de ME aeróbicos con mayor eficiencia biológica (en germinación de semillas y altura de las plántulas). Adicionalmente, ese tratamiento también mostró mayor potencial para adsorber azul de metileno en comparación con la muestra de suelo control, demostrando que los ME estaban en plena actividad biológica, favoreciendo el crecimiento de las plantas de tomate. Según los resultados de este estudio la utilización de ME tuvo influencia positiva en las propiedades fisicoquímicas de los suelos y en el crecimiento de las plántulas de tomate; por lo que su uso, particularmente los de preparación aerobia (en forma de compost), tienen potencial para ser utilizados como insumo en la producción agrícola sostenible, cuya aplicación podría ser un buen enfoque para la restauración sostenible de suelos degradados, por lo que se recomienda su aplicación en condiciones de campo.

## INTRODUCCIÓN

Los suelos están compuestos de sólidos (minerales y materia orgánica), y poros. El contenido de materia orgánica (MO) incluye la biomasa microbiana, restos vegetales y/o animales en descomposición y mezclas de sustancias orgánicas complejas de altas masas moleculares (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas), desempeña un papel impulsor de las funciones claves del agroecosistema para el mejoramiento de la fertilidad (Ferrera & Alarcon, 2001; Curtin *et al.*, 2012; Dabadie *et al.*, 2018). La mayoría de los nutrientes necesarios para el crecimiento de las plantas y los organismos del suelo provienen de mineralización de la MO (Li *et al.*, 2018).

Dentro componentes químicos de los suelos se encuentran los metales. El origen de los elementos metálicos influye en su comportamiento en los suelos y, por lo tanto, controla en cierta medida su biodisponibilidad. Los elementos litogénicos están asociados, ya sea con los minerales primarios o con minerales secundarios (principalmente minerales arcillosos) que ocurren en el material madre. Su movilidad depende en primer lugar de procesos de meteorización, y en segundo lugar del anión y de la capacidad de intercambio catiónico. Los elementos pedógenos son tanto de origen litogénicos como antropogénicos, pero su distribución y la especiación se ve afectada como resultado de varios procesos pedogénicos, entre los cuales, la fijación por minerales arcillosos y la unión/complejación con la materia orgánica del suelo (SOM) (Kabata-Pendias, 2004).

Los elementos químicos de un suelo se reparten entre una fracción soluble en agua, en posiciones intercambiables de arcillas y materia orgánica, unidos a óxidos, carbonatos, sulfatos y fosfatos, complejados en materia orgánica y dentro de las redes cristalinas de la fracción residual (Shuman, 1991). Las formas químicas en las que se encuentran los metales en el suelo y, en gran medida la movilidad y biodisponibilidad que presentan viene determinada por los diferentes componentes del suelo, así como

los factores químicos, físicos y biológicos que influyen en la reactividad de esos componentes (García *et al.*, 2005).

El hierro (Fe) compone cerca del 5% del peso de la corteza terrestre e invariablemente está presente en todos los suelos. La mayor parte del Fe del suelo aparece generalmente en las redes cristalinas de numerosos minerales (Mengel & Kirkby, 1987). El hierro es un elemento esencial para prácticamente todos los seres vivos en los que es necesario para importantes funciones celulares como síntesis de ADN, respiración y detoxificación de radicales libres (Aguado–Santacruz *et al.*, 2012). A partir de la meteorización de los minerales primarios se libera Fe soluble que puede ser utilizado por los organismos. Este microelemento es uno de los nutrientes vegetales que más problemas presenta en la nutrición de los cultivos (Nova *et al.*, 2014), en la naturaleza se encuentra fundamentalmente en la forma  $\text{Fe}^{3+}$  formando parte de sales e hidróxidos de muy baja solubilidad, formas químicas que imposibilitan su uso por algunos seres vivos. Para resolver este problema, muchos organismos, que incluyen bacterias, hongos y plantas, producen pequeñas moléculas, péptidos no ribosomales muchas de ellas, de alta afinidad por el hierro llamadas sideróforos que actúan de manera específica como agentes quelantes para secuestrar hierro en presencia de otros metales y reducirlo a  $\text{Fe}^{2+}$ , una forma mucho más soluble y aprovechable para su nutrición (Aguado–Santacruz *et al.*, 2012). En las bacterias, por ejemplo, el complejo sideróforo-Fe (III) ingresa a la célula y el Fe (II) es liberado por reducción, cuyos mecanismos también ocurren en hongos (Ahmed & Holmstrom, 2014).

El calcio (Ca) es el quinto elemento más abundante en la corteza terrestre, con una concentración promedio de 3,6% (Barber, 1995). Este procede principalmente de las rocas y los minerales que conforman el suelo; por lo tanto, su contenido puede variar ampliamente dependiendo del material de origen; en suelos no alcalinos solo representa entre 0,1 y 0,2%, mientras que en los alcalinos alcanza el 25% (Havlin *et al.*, 1999). También participa en procesos metabólicos dentro de diversos sistemas microbiológicos (van Hullebusch *et al.*, 2005; Wackett *et al.*, 2004).

Las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  en el suelo normalmente superan a las requeridas para un crecimiento apropiado de las plantas; pese a ello ejercen poco efecto sobre la toma de  $\text{Ca}^{2+}$ , puesto que su absorción es genéticamente controlada (Havlin *et al.*, 1999). Predomina en el suelo en forma de carbonato, sulfatos y otros minerales, pero en forma de carbonatos (figura 1), representa la forma de Ca más asimilable por la planta, ya que en presencia de agua y anhídrido carbónico se transforman en bicarbonatos solubles (Piaggese, 2004).

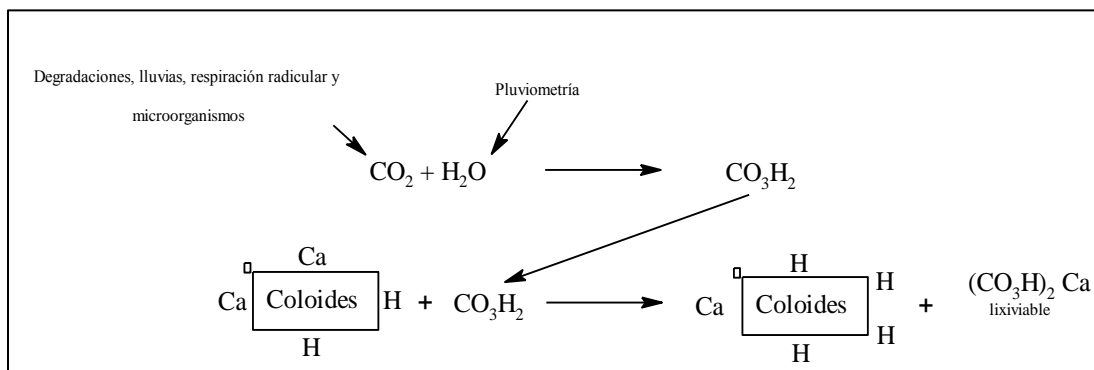


Figura 1. Proceso de intercambio de calcio en la solución coloidal del suelo (Navarro & Navarro, 2013; Rodríguez, 2016).

El magnesio (Mg) es el octavo elemento más común en la litosfera, con una concentración promedio cercana a 2,1%. Como consecuencia de la meteorización de minerales de Mg relativamente solubles, su concentración en los suelos es de tan solo 0,5%, hecho que indica una pérdida de este elemento que representa  $\frac{3}{4}$  partes del total (Barber, 1995).

El  $\text{Mg}^{2+}$  en el suelo puede estar básicamente en tres formas: i) como constituyente de minerales, ii) como catión intercambiable en el complejo de cambio y iii) en la solución del suelo; lo anterior sin tener en cuenta que pequeñas cantidades de Mg se encuentran presentes en la fracción orgánica (Barber, 1995). Navarro & Navarro (2003), refiriéndose a la disponibilidad de  $\text{Mg}^{2+}$ , catalogan las formas inorgánicas de la siguiente manera: Mg lentamente asimilable (no intercambiable),  $\text{Mg}^{2+}$  asimilable (intercambiable) y  $\text{Mg}^{2+}$  rápidamente asimilable (solución del suelo).

El magnesio es absorbido por las plantas como ión  $Mg^{2+}$ , rápidamente asimilable (Marschner, 1986; Mengel & Kirkby, 2000). Este elemento constituye normalmente cerca del 0,5% de la biomasa total de las plantas (Navarro & Navarro, 2003); sin embargo las diferentes especies vegetales pueden presentar un rango relativamente amplio en su contenido total (entre 0,07 y 9%) (Larcher, 2003).

Entre otras funciones se puede mencionar: regulación del pH celular y el balance de catión–anión, síntesis de proteínas, activación de enzimas y transferencia de energía, además sugiere que las funciones de Mg en las plantas se relacionen con su movilidad dentro de las células; la cual se debe a la capacidad de interactuar fuertemente con ligandos nucleofílicos (por ejemplo los grupos fosforil), a través de enlaces iónicos, y actuar como un elemento que establece puentes y/o formas complejas de diferentes niveles de estabilidad. Cabe aclarar que no todos los enlaces son iónicos; algunos, como los que establece en la molécula de la clorofila, son de tipo covalente (Marschner, 1986).

El manganeso como el hierro cataliza la formación de la clorofila y las reacciones óxido-reducción en los tejidos (metabolismo de las auxinas). Este micronutriente es absorbido preferentemente por la planta como ión manganeso:  $Mn^{2+}$  y en este estado oxidativo forma complejos estables con moléculas biológicas (Piaggese, 2004).

Las fracciones de suelo más importantes que contienen Mn son, el  $Mn^{2+}$  y los óxidos de Mn, en los que el Mn está presente de forma trivalente o tetravalente (Mengel & Kirkby, 1987). El Mn divalente se adsorbe a las arcillas y a la materia orgánica y es también la forma de Mn más importante en la solución del suelo. Las relaciones entre el  $Mn^{2+}$  y los óxidos de Mn se presentan en el ciclo de Mn (figura 2), propuesto por Dion & Mann (1946).

En este ciclo del Mn en el suelo se demuestra que el equilibrio entre las diversas formas de Mn está gobernado por procesos de oxidación-reducción, donde la fracción más importante para la nutrición vegetal es el  $Mn^{2+}$  y a ella contribuye además el Mn fácilmente reducible. Estas fracciones combinadas,  $Mn^{2+}$  y Mn fácilmente reducible,

se denominan "Mn activo". Como el nivel de  $Mn^{2+}$  en el suelo depende de las reacciones de oxidación-reducción, todos los factores que influyen en este proceso inciden en la disponibilidad de Mn como el pH del suelo, el contenido de materia orgánica, la actividad microbiana y la humedad del suelo (Mengel & Kirkby, 1987).

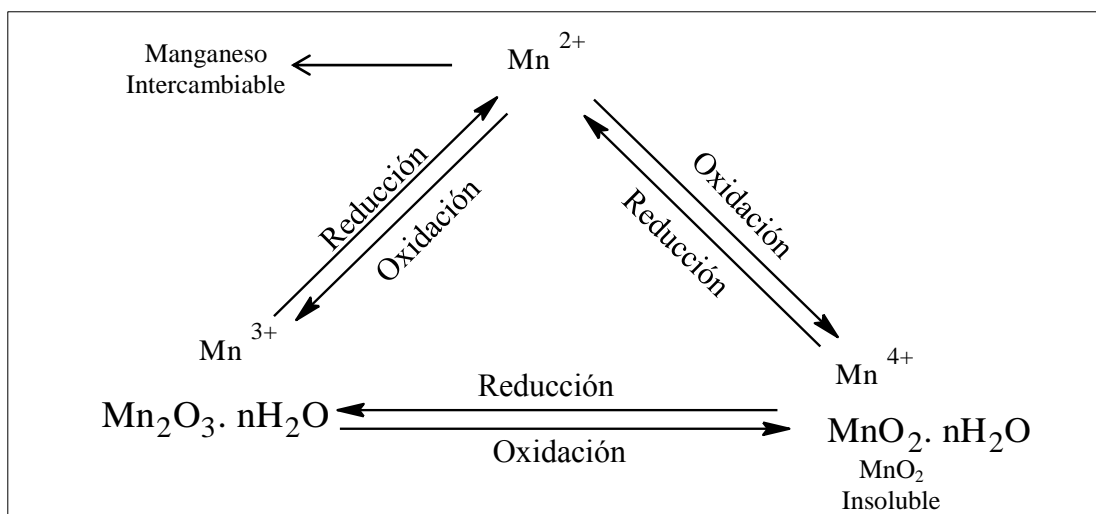
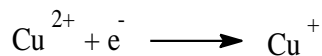


Figura 2. Ciclo oxidación- reducción del manganeso en el suelo (Dion y Mann, 1946).

El cobre al igual que el hierro, posee capacidad de experimentar reducción reversible, que le permite intervenir en una gran variedad de procesos enzimáticos red-ox que son en su mayoría dependientes del cambio de valencia (Mengel & Kirkby, 1987; Navarro & Navarro, 2013).

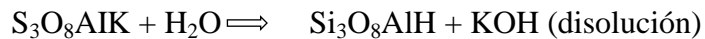


Específicamente estabiliza la clorofila, participa en el metabolismo de las proteínas y de los carbohidratos y en la fijación simbiótica del nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ) en las leguminosas (Piaggese, 2004).

El potasio (K) también juega un papel importante en la activación de las enzimas vegetales, mejora la fotosíntesis, ayuda en el transporte de azúcares y almidones, en la absorción de nitrógeno y también es esencial para la síntesis de proteínas (Sindhu *et al.*, 2016). Es el tercer macronutriente vegetal más importante después del



nitrógeno y el fósforo. Su contenido total en el suelo se divide principalmente en fracciones no disponibles, lentamente disponibles y fácilmente disponibles, de las cuales las fracciones fácilmente disponibles constituyen solo el 1-2% del K total en el suelo (Sharma *et al.* 2016). Sin embargo, el potasio en forma cristalina, debido a la acción de diversos procesos (hidrólisis, acidificación, disolución, etc.), pueden sufrir gradualmente una degradación para dar lugar a otras formas más aprovechables. Una descomposición de este tipo puede ser la siguiente:



donde los iones  $\text{K}^+$  pueden ser utilizados por los organismos vivos, perdidos por lixiviación, retenidos por los coloides del suelo o convertidos a una de las formas lentamente asimilables (Navarro & Navarro, 2003).

Los procesos que gobiernan la compartimentalización de metales en los suelos involucran reacciones de adsorción-desorción y precipitación-disolución, que afectan directamente al reparto de metales entre la fase sólida y acuosa, así como reacciones de complejación y oxido-reducción que afectan a la reactividad del propio metal (solubilidad y biodisponibilidad) (Navas & Lindhorfer, 2003; Basta *et al.*, 2005). Estas reacciones están controladas por factores ambientales como el pH, la capacidad de intercambio de cationes (CIC), el potencial redox y el propio tipo y especiación química de los elementos (Adriano, 1986; Sposito, 1989; McBride, 1994; Alloway, 1995).

En cuanto a la fracción biológica del suelo, las poblaciones microbianas del suelo están inmersas en un marco de interacción que impacta el desarrollo de las plantas y la calidad del suelo. Por ello en las investigaciones se ha incrementado el interés por estudiar las actividades de cooperación microbiana para ser explotadas como una biotecnología de bajo impacto y costo para contribuir con prácticas agro-tecnológicas sustentables y amigables con el ambiente (Richardson *et al.*, 2009).

Ante esta realidad, una de las alternativas que se presenta actualmente es la utilización de microorganismos benéficos o eficientes (ME), que bien utilizados no afectan al ambiente; además, aceleran y mejoran la calidad de los compostajes; debiéndose a que los inóculos de ME están constituidos por la mezcla de varios microorganismos benéficos (levaduras, actinomicetos, bacterias ácido lácticas y fotosintéticas) que son mutuamente compatibles entre sí y coexisten en un cultivo (Hoyos, 2010). La utilización de microorganismos benéficos también ha ofrecido algunas soluciones en el campo agrícola, siendo entre las más notables el uso para el mejoramiento del estado nutricional de los suelos cultivables y el manejo integrado de plagas y enfermedades. Estos hallazgos han abierto una ventana de posibilidades de manejo de la actividad productiva del campo (Villacís-Aldaz *et al.*, 2016). Por lo que su introducción en la agricultura como prácticas agroecológicas innovadoras hace necesario el desarrollo de investigaciones en ese campo.

Tradicionalmente se han venido empleando técnicas analíticas destinadas a la determinación de metales fraccionados en una matriz compleja como el suelo. La espectrometría de emisión óptica con plasma inductiva mente acoplado (ICPOES) se ha convertido en los últimos años en la fuente más utilizada en espectroscopia de emisión. Esta técnica proporciona datos analíticos confiables y la calidad de estos resultados radica en la gran estabilidad, cuando se opera en las condiciones experimentales apropiadas, con interferencias no espectrales pequeñas, y con un rango lineal amplio; además, permite una precisa determinación de un buen número de elementos, con límites de detección especialmente favorables para elementos refractarios (hasta 1000 veces más bajos que con espectrometría de absorción atómica con llama, FAAS) (Marcano *et al.*, 2010).

La técnica ICPOES se basa en la producción y detección de espectros de línea emitidos durante el proceso de desexcitación radiactiva de electrones, que sufren transiciones entre niveles excitados superiores y niveles excitados inferiores o el nivel fundamental (Rinaldi, 2005). Un espectrómetro de emisión óptica por plasma de argón acoplado inductivamente consta de una fuente de radiación, un sistema de

introducción de muestras, un sistema óptico dispersivo, un detector y la correspondiente electrónica para adquisición, procesamiento y edición de resultados (figura 3).

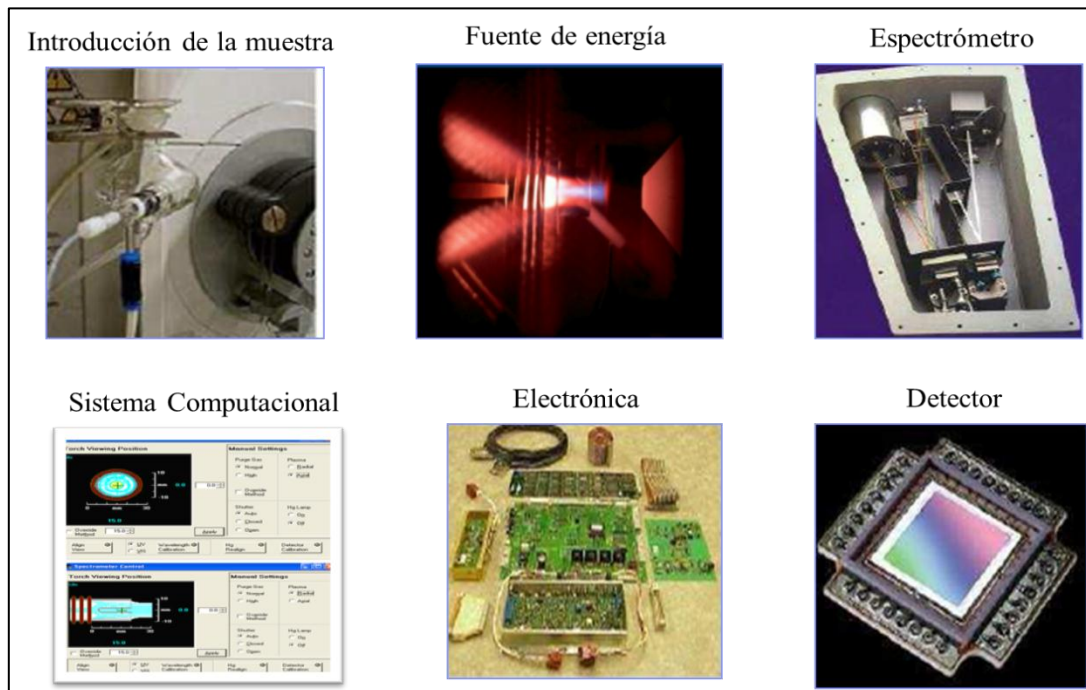


Figura 3. Esquema simplificado de las partes de un Espectrómetro de emisión óptica acoplado inductivamente (ICPOES) (Rinaldi, 2005).

La solución de la muestra se convierte en un aerosol y posteriormente es dirigida al canal central del plasma. En su núcleo, el plasma acoplado inductivamente (ICP) mantiene elevadas temperaturas, haciendo que el aerosol se vaporice rápidamente, donde los elementos “analitos” se liberan como átomos libres en estado gaseoso. Una mayor excitación por colisión producida dentro del plasma imparte energía adicional a los átomos, promoviéndolos a estados excitados con suficiente energía para convertirlos a iones y promover los iones a estados excitados. (Hou & Jones, 2000).

El plasma producido contiene una mezcla gaseosa de cationes y electrones, donde los iones de argón y los electrones son las principales especies conductoras, aunque también contribuyen los cationes de la muestra. Una vez formados los iones de argón, son capaces de absorber suficiente energía de una fuente externa (Rf) para mantener

la temperatura a un nivel al cual, una ionización posterior mantenga al plasma indefinidamente, hasta alcanzar máximas de 10000 K, siendo esta fuente la que ofrece mejores ventajas en términos de sensibilidad (Skook *et al.*, 1993), de manera que el plasma una vez encendido necesita que se le suministre energía del campo eléctrico para poder ionizar las partículas de gas y mantenerlo estabilizado, y que a la vez transmitirá parte de esa energía a la muestra para proceder a la atomización, ionización y excitación de los átomos e iones, los que re-emitarán radiación electromagnética de longitudes de ondas características (Rinaldi, 2005).

Los electrones pertenecientes a las órbitas externas de los átomos e iones se le suelen denominar electrones ópticos. Por lo tanto, la longitud de onda de fotones es utilizada para identificar los elementos de origen, y el número total de fotones es directamente proporcional a la concentración del elemento en la muestra (Hou & Jones, 2000). Los espectros de línea resultantes son entonces específicos para cada elemento y la adecuada selección de una línea y su aislamiento se realiza por medio de un sistema dispersivo que permite al analista verificar la presencia de ese elemento y precisar su concentración (Rinaldi, 2005).

En general, la instrumentación asociada con un sistema ICP-OES es relativamente sencilla, es decir una porción de los fotones emitidos por el ICP se recoge con una lente o un espejo cóncavo, cuya óptica de enfoque forma una imagen del ICP en la abertura de entrada de un dispositivo de selección de longitud de onda (monocromador). La longitud de onda particular que sale del monocromador se convierte en una señal eléctrica mediante un fotodetector, posteriormente la señal es amplificada y procesada por la electrónica del detector, luego se muestra y almacena en un ordenador computacional (Hou & Jones, 2000).

La antorcha, uno de los elementos fundamentales en el sistema ICP, está conformada por un conjunto de tres tubos concéntricos de cuarzo, a través de los cuales fluyen corrientes de argón a una velocidad total de 11 y 17 l/min. El diámetro del tubo más grande es cercano a 2,5 cm. Alrededor de la punta de este tubo se encuentra

localizada la bobina de inducción enfriada por agua, energizada por el generador de radiofrecuencia en cuestión, capaz de producir 2 kW de energía a casi 27 MHz de frecuencia. La ionización del argón que fluye en el sistema se inicia por una chispa de una bobina Tesla. Los iones resultantes y sus electrones asociados interactúan con el campo magnético de fluctuación Tesla, producido en la mencionada bobina (Skook *et al.*, 1993).

Esta invaluable técnica espectroscópica se ha destacado sobre otras fuentes analíticas en los últimos 35 años, principalmente por su alta densidad electrónica, grados apreciable de ionización, alta estabilidad que conduce a una excelente precisión y exactitud, capacidad simultánea de medición multi elemental (más de 70 elementos incluyendo P y S), baja emisión de fondo y relativamente baja interferencia química, alta sensibilidad, además de poseer una amplia capacidad de detección de elementos en cuyos límites oscilan desde 0,1 hasta 100 ng mL<sup>-1</sup> (Hou & Jones, 2000), con lo que su uso permitió analizar muestras sólidas de suelo biomodificado con ME y de la propia planta cultivadas en éste y muestras control, que requirieron extracción o digestión ácida, en el caso de los elementos totales y digestión en frío, en ácido débil para determinar los elementos biodisponibles; así los analitos estuviesen finalmente contenidos en la solución a analizar. Todas estas características convierten al ICP en la mejor fuente para la espectrometría de emisión atómica en comparación con otras fuentes de descarga eléctrica (Boss & Fredeen, 1999).

Teniendo en cuenta estos fundamentos, por medio de esta investigación, se analizaron los niveles de los principales elementos químicos en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (en inóculo líquido y en compost sólido) y su incidencia sobre la cosecha de plantas de tomate. Asimismo, durante el transcurso del proceso, con la selección del mejor tratamiento, en cuanto desempeño biológico se refiere (germinación y crecimiento), se corroboró su eficacia, con una prueba de adsorción de azul de metileno por estos microorganismos.

## OBJETIVOS

### General

Evaluar el contenido de metales totales, biodisponibles y variables fisicoquímicas en los suelos tratados con microorganismos eficientes y sembrados con plántulas de tomate (*Solanum lycopersicum*).

### Específicos

Comparar los componentes físico-químicos fundamentales del suelo pH, conductividad eléctrica, así como fuente de C, N, P total y K biodisponible en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes y control.

Verificar las condiciones de robustez del espectrómetro de emisión óptica con acoplamiento inductivo a un plasma (ICP-OES).

Analizar la biodisponibilidad de los elementos químicos cuantificados en el suelo Ca, Mg, Mn, Zn, Fe, Cu, Cd, Ni y Pb; bajo los distintos tratamientos con microorganismos eficientes.

Contrastar los niveles de elementos químicos en plántulas de tomate (*Solanum lycopersicum*) con los biodisponibles, en suelo bajo los diferentes tratamientos con microorganismos eficientes.

Comprobar la capacidad de adsorción de los ME en el tratamiento seleccionado con mejor desempeño biológico respecto al suelo control.

## METODOLOGÍA

### **Toma y preparación de las muestras de suelo**

Las muestras de suelo fueron extraídas del Complejo agroecológico “Los Cautaros” en forma zic zac, seguidamente se homogenizaron en forma de muestra compuesta con todos los extractos captados en cada punto del área, de manera que contemplara todos los constituyentes característicos del suelo, ajustado a un nivel de profundidad de 20 cm de longitud.

### **Determinación del pH y conductividad eléctrica del suelo**

El pH se determinó a través de un multimedidor Meshbean® 6 en 1, para la cual se empleó el método de pasta de saturación, que consiste en añadir a una muestra de 10 g de suelo contenida en un matraz de 50 ml, 25 ml de agua destilada. Se agita la suspensión obtenida a intervalos regulares de 30 minutos. Se midió a continuación el pH, habiendo agitado enérgicamente la suspensión inmediatamente antes de sumergir el electrodo (Jackson, 1964).

La conductividad eléctrica y la temperatura de medición se determinaron en una muestra de suelo, a través del mismo equipo multimedidor. Para ello, se pesaron 10 g de suelo y se agregaron 50 ml de agua desionizada. Se agitó vigorosamente la solución por 30 minutos a velocidad no menor de 180 oscilaciones por minuto. Seguidamente, se filtró y midió el potencial del electrodo sensitivo a los iones  $H_3O^+$  (electrodo de vidrio) presentes en la solución; usándose como referencia un electrodo de Ag/AgCl. La lectura de la conductividad eléctrica depende de la temperatura a la que se realiza la determinación y por ello los resultados analíticos se encuentran referidos a la temperatura estándar de 25°C (Andrades *et al.*, 2015).

### **Determinación de la materia orgánica en muestras de suelo**

El contenido de materia orgánica total se determinó mediante la multiplicación del porcentaje de carbono orgánico total obtenido, por el factor convencional de Van Bemmelen de 1,724, para la conversión de COT a MO, dado que se asume que el 58% de la materia orgánica (MO) está compuesta por carbono.

El carbono orgánico total se determinó mediante el método de combustión húmeda de Walkley-Black, referido por Eyherabide *et al.* (2014). En la reacción de oxidación el  $\text{Cr}^{+6}$  se transforma en  $\text{Cr}^{+3}$  y la cantidad formada de este último es equivalente al C orgánico oxidado en la reacción. La concentración del  $\text{Cr}^{+3}$  de color verde fue medida por espectrofotometría a  $\lambda=578$  nm, la reacción es acelerada por el calor de dilución del ácido sulfúrico en agua.

Para analizar las muestras, se pesaron aproximadamente 0,25 g de suelo seco en tubos de ensayo con tapas herméticas, a los cuales se les adicionaron 5 ml del reactivo oxidante (ácido sulfocrómico 0,5 mol/l), para luego colocarlos en una autoclave a 120 °C, por 40 min, entre 15 y 20 psi de presión, dejándose enfriar posteriormente. Seguidamente, se centrifugaron las soluciones a 5000 RPM por 5 minutos y el extracto obtenido de color verde que indica la presencia de los iones  $\text{Cr}^{3+}$  se diluyó a 25 ml con agua desionizada en un matraz aforado. Finalmente, una alícuota de la solución se transfirió a una celda, leyendo su absorbancia en un espectrofotómetro UV-Visible Genesys-8, Thermo Spectronic, a la longitud de onda de 578 nm (longitud de onda de máxima de absorbancia de los iones  $\text{Cr}^{3+}$ ).

Paralelamente, se preparó una curva de calibración a partir de biftalato de potasio; para ello fueron pesados 0,26 g del patrón primario, disolviéndose en 100 ml de agua desionizada. De esta solución se tomaron volúmenes de 0,20; 0,50; 1,00; 1,50; 2,00; 2,50 y 3,00 ml, respectivamente, realizándose el procedimiento anteriormente descrito para la formación de los iones  $\text{Cr}^{3+}$ . De acuerdo con esto, los valores para la curva de calibración se ubicaron en un rango de valores con un mínimo de 0,25 hasta un máximo de 3,74 mg de carbono orgánico.

### **Tamaño de las partículas en muestras de suelo**

Para determinar la textura del suelo se hizo necesario un análisis granulométrico de una muestra representativa. De esta muestra, se separaron los elementos gruesos, diámetros superiores a 2 mm. El resto de la muestra se denomina partículas finas que se empleó como base para las determinaciones analíticas del suelo. Para denominar la textura pueden distinguirse distintos métodos y el sistema más divulgado para



clasificar estas partículas y denominar sus características texturales, es propuesto por el Departamento de Agricultura de EEUU. De acuerdo con este sistema, los intervalos del diámetro de partícula que corresponde a cada fracción de suelo son los siguientes: entre 2,0 – 0,05 mm para arenas; entre 0,05 – 0,002 mm de limo y menor de 0,002 mm para arcillas. Las características de textura se pueden expresar de dos formas: representando el porcentaje de arena, limo y arcilla o haciendo referencia a la clase textural que corresponde a estos porcentajes.

El método usado se conoce como el Método de la Pipeta, que consiste en la degradación de la parte mineral del suelo en varias fracciones, separadas por el diámetro de partículas y la determinación de la proporción relativa de cada una de esas fracciones. El procedimiento se aplicó a la fracción de suelo menor a 2 mm, de fundamental importancia en este análisis es el pretratamiento de las muestras, para conseguir la dispersión total de las partículas primarias. Por lo tanto, los materiales cementantes como la materia orgánica y el carbonato de calcio son previamente eliminados. La obtención de fracciones se fundamenta en la sedimentación de partículas en suspensión a una determinada profundidad y tiempos controlados. El proceso de sedimentación tiene su fundamento en la ley de Stokes, cuya ecuación ya establece la relación entre el diámetro de partículas y su velocidad de caídas en medio líquido.

#### **Determinación de nitrógeno total y fósforo total en muestra de suelo**

Las concentraciones de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) se determinaron por el método de digestión simultánea (Valderrama, 1981). El método consiste en la oxidación simultánea del nitrógeno y el fósforo total con una solución de persulfato de potasio. En un ambiente alcalino, el persulfato oxida el nitrógeno orgánico y el amoníaco a nitrato y, en conjunto con el nitrato inorgánico presente, representa el nitrógeno total. A medida que la digestión avanza a condiciones ácidas, el persulfato oxida los compuestos de fósforo a orto-fosfato. Para el nitrógeno total, la precisión oscila alrededor de 4% y la del fósforo alcanza 0,2%.

Las muestras de suelos fueron secadas en una estufa a 450°C, aproximadamente por 12 horas, las cuales fueron previamente trituradas a través de un mortero de porcelana. Se pesaron por triplicado en frascos de vidrio de 250 ml de capacidad, 50 mg de muestra de suelo, por triplicado. Se adicionó a cada botella 3 ml de agente oxidante (peroxodisulfato de potasio, ácido bórico e hidróxido de sodio 1 mol/l en proporción 6:4:3,5. luego se sellaron herméticamente, y se procedió con la digestión en una autoclave durante 30 minutos, a una temperatura comprendida entre 150-160°C a 15 Psi de presión.

Después de la digestión, para determinar PT se preparó una solución compuesta por 50 ml de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ), 20 ml de heptano ( $C_7H_{16}$ ) al 3%, 10 ml de oxaltrato de antimonio y 20 ml de ácido ascórbico ( $C_6H_8O_6$ ), añadiéndose a cada una de las muestras que fueron previamente transvasadas a Erlenmeyer (25 ml). La presencia de fosforo se observa por la formación de un complejo de color azul. Finalmente, se tomó una alícuota de cada muestra y se llevó a un espectrofotómetro, a una longitud de onda 885 nm. Las diferentes absorbancias obtenidas fueron comparadas con la curva de calibración y se obtuvieron los niveles de fosforo total para cada muestra de suelo en estudio.

Para determinar el nitrógeno total, se convirtieron todos los iones nitrato en nitrito, el análisis se realizó colocando 4 ml de cada muestra en un auto analizador Technicon II, el cual automáticamente adicionó los reactivos en el siguiente orden: cloruro de amonio ( $NH_4Cl$  a pH 8,5), seguidamente la muestra paso por una columna reductora de cadmio metálico previamente activada con sulfato de cobre, en donde los iones nitrato son reducidos a nitrito, luego se le añadió la solución etilendiamina – ácido clorhídrico y, por último, la N-naftiletildiamonio donde la solución adquiere una coloración púrpura, para finalmente medir a una longitud de onda de 543 nm. Los resultados de las concentraciones se expresaron en  $\mu mol/l$ .

#### **Determinación de potasio biodisponible en muestras de suelo**

El contenido de potasio biodisponible se determinó a través del método sugerido por Jackson, (1964) para la cual se tomó 1 gramo de muestra de suelo en 10 ml de

solución de acetato de amonio 1 mol/l de concentración, en agitación constante, por 30 min. y reposo durante 24 horas a temperatura ambiente. Posteriormente, se filtraron las muestras empleando papel de filtración Whatman N°42. Subsiguientemente, fueron transvasados a recipientes plásticos y se analizaron a través de un Fotómetro de llama de emisión atómica, marca Jenway, modelo PFP7.

### **Captación y selección de los Microorganismos Eficientes (EM)**

Se seleccionó una composición importante de mantillo encontrado en la capa superficial (0 a 5 cm) de suelos húmedos tipo fértil, de bosque húmedo tropical de dos localidades: Río Brito y la Montañita, en el estado Sucre, que contendría microorganismos eficientes nativos, cuyos principales constituyentes recabados eran hongos y bacterias adheridos a la materia orgánica en descomposición.

### **Preparación de los Microorganismos Eficientes (ME)**

La preparación de los microorganismos eficientes se realizó ajustada al requerimiento establecido por Teruo Higa al principio de 1980, cuyo procedimiento se basó en modificaciones procedimentales realizadas por Lynch (1983) y Mau (2011), para su preparación y/o reproducción. Primeramente, se tomaron 10 kg de mantillo de bosque, procedentes de dos localidades: Río Brito y La Montañita, que contenían ME nativos, con características específicas: humedad de la tierra con coloración oscura, hojarasca y trozos de corteza de árbol blanquecina, conglomerado de raíces de diferente grosor, con insectos de tierra asociados a la degradación del suelo, de manera que se mezcló con los siguientes componentes para la reproducción de los organismos nativos recolectados: 4 litros de suero de leche, 4 litros de melaza, 50 g de levadura y 12 kg de harina integral de trigo (*Triticum aestivum*). Seguidamente, se homogenizó la mezcla y se colocó en una bolsa plástica de color oscuro, se selló dicho contenedor con ligas plásticas evitando dejar restos de aire a la mezcla para luego ser introducido en un tanque de plástico hermético con intención de cultivar los microorganismos eficientes en una primera fase, bajo condiciones anaerobias por 21 días consecutivos. Cumplido el tiempo establecido, se procedió a extraer la cepa madre finalmente procesada del contenedor herméticamente cerrado (se tomó

aproximadamente 15 kg del sólido) colocándolo en un recipiente de 70 litros de capacidad. Seguidamente se añadió al sólido una mezcla de suero de leche; melaza y agua desclorada bajo las siguientes proporciones: 4 litros de melaza, 4 litros de suero de leche, 5 g de levadura y se completó hasta 50 litros con agua desclorada y posteriormente ser procesada durante 7 días adicionales en condiciones anaeróbicas (sin oxígeno), para finalmente obtener la solución inoculante líquida y concentrada de microorganismos eficientes anaerobios.

Posteriormente, se cultivaron ME en condiciones aeróbicas con la cantidad restante (aproximadamente 15 kg) de la cepa madre de ME cultivado a los 21 días. Para ello, se le añadió al material cantidades proporcionales de restos de desechos vegetales, cenizas, estiércol de caballo y tierra fértil rica en materia orgánica, con aireación (volteo sistemático semanal) hasta completar 60 días de tratamiento, dando como resultado un compost convencional a base de ME.

### **Diseño del proceso de tratamiento del suelo**

Teniendo homogenizada la muestra de suelo suelo, procedente del complejo agrícola “Los Cautaros”, se procedió a ensamblar los tratamientos en réplicas de 5 muestras, para un total de sesenta y cinco tratamientos, correspondientes a las diferentes concentraciones preestablecidas, al tipo de microorganismo de acuerdo a su preparación (desarrollo aerobio y anaerobio) y procedentes de las dos las localidades anteriormente mencionadas, cuya aplicación de la biomasa sólida (ME sólido) se hizo al inicio del tratamiento, mientras que el inóculo líquido (anaerobio) se realizó tres veces por semana por un periodo de 20 días de tratamiento continuo. Las muestras 1-5, corresponden a solamente muestras de suelo sin tratamiento (Tabla 1).

Tabla 1. Diseño de tratamiento de suelo con microorganismos eficientes (ME).

Nº de Muestras	Concentración de ME (%)	Procedencia	Tipo de Preparación
1-5	0	Base agrícola	-
6-10	10	Río Brito	Anaerobio
11-15	20	Río Brito	Anaerobio
16-20	30	Río Brito	Anaerobio
21-25	10	Montañita	Anaerobio

26-30	20	Montañita	Anaerobio
31-35	30	Montañita	Anaerobio
36-40	10	Río Brito	Aerobio
41-45	20	Río Brito	Aerobio
46-50	30	Río Brito	Aerobio
51-55	10	Montañita	Aerobio
56-60	20	Montañita	Aerobio
61-65	30	Montañita	Aerobio

ME: cultivo de microorganismos eficientes.

### **Germinación de semillas y crecimiento de plántulas de tomate en muestra de suelo bajo diferentes tratamientos con microorganismos eficientes.**

Se tomaron muestras de suelo y se colocaron en recipientes plásticos de 15cm de diámetro, luego se procedió a realizar la siembra de 20 semillas en cada recipiente (5 réplicas) hasta completar la siembra de 100 semillas certificadas y para ello se pudo determinar el porcentaje de germinación (%G), mediante la siguiente expresión:

$$\% G = \frac{\text{Número de semillas germinadas en la bandeja}}{\text{Número de semillas germinadas en el testigo}} * 100 \quad (\text{Ecuación 1})$$

El crecimiento se verificó cada dos días (al inicio del tratamiento) y posteriormente se realizó semanalmente. La longitud en la medición se realizó con un micrómetro vernier marca Starrett y las de mayor tamaño con una regla de madera. Después de un periodo de gestación de seis semanas, se extrajeron las plantas de tomate *Solanum lycopersicum* de sus respectivas macetas de seguimiento en su crecimiento y se identificaron de acuerdo al tratamiento. Seguidamente se retiró el excedente de tierra que contenían sus raíces, y posteriormente se secaron completas en una estufa a 60°C por 48 horas, hasta obtener un valor de masa constante. Cumplido el tiempo se pesaron, trituraron en un mortero de porcelana, homogenizaron y se depositaron en bolsas plásticas tipo ziploc, previamente rotuladas hasta la determinación de elementos químicos.

### **Selección del tratamiento de suelo con mejor rendimiento en germinación de semillas y crecimiento de plántulas**

Esta fase experimental de la investigación se procedió a distinguir el tratamiento con mejor desempeño en crecimiento, tomando en cuenta la germinación, crecimiento y su estructura física (frondoso, tallo fuerte y hojas verdes) de sus plántulas. Una vez seleccionado dicho tratamiento, se utilizó para el estudio de adsorción a través del índice de azul de metileno como adsorbato o indicador de adsorción.

### **Capacidad de adsorción de los ME en el suelo seleccionado bajo mejor desempeño en germinación de semillas de tomate y crecimiento de sus plántulas, a través del índice de azul de metileno**

#### a. Preparación de Soluciones de Colorante Azul de Metileno

Para llevar a cabo la valoración del índice de azul de metileno, se realizó previamente una curva patrón del colorante, a partir de una solución madre de 50 mg/l de concentración, seguidamente se procedió a la preparación de los patrones de concentración: 1, 2, 4, 6 y 8 mg/l, midiendo sus absorbancias a la longitud de onda de 650 nm, en aras de determinar la adsorción del AM antes y después del tiempo de contacto. Este proceso se ejecutó haciendo uso de la espectrofotometría UV-Visible, usando un equipo marca Jenway modelo 6220D (Castañeda & Rojas, 2015).

#### b. Remoción del Azul de metileno

El suelo seleccionado con óptimo crecimiento de las plántulas de tomate y el suelo control (sin ME) se les evaluó su capacidad de adsorción a través del índice de azul de metileno descrita en la norma estandarizada NLT 171/90. Para este fin, en primer lugar se preparó una solución de azul de metileno 1000 mg/l y se puso en contacto con una masa constante de ambos suelos, (suelo-ME y suelo control). Luego se sometió a agitación por un periodo de tiempo de 30 minutos; en consecuencia, se midió la concentración del colorante en ambos suelos, antes y después del proceso de biosorción, establecido y calculado a través de la siguiente ecuación:

$$IAM = \frac{(C_i - C_f) \cdot V}{m_s} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Dónde:

**IAM:** Índice de azul de metileno (mg/g); **C<sub>i</sub>:** Concentración inicial del adsorbato (mg/l); **C<sub>f</sub>:** Concentración final del adsorbato (mg/l); **V:** Volumen de la solución (l) y **m<sub>s</sub>:** Masa en gramos del adsorbente (g).

c. Comparación de la Espectroscopía de Energía de Dispersión (EDS) y Microscopía Electrónica de Barrido (MEB) en el suelo seleccionado y suelo control  
Sobre una cinta doble fax conductora, se adhirió una punta de espátula de la muestra de carbón de manera tal que la muestra formara una capa uniforme sobre la cinta, luego se realizó el proceso de Sputtering de oro, observándose pequeñas partículas brillantes en cada muestra que corresponden al adsorbente cubierto de oro, esto con el fin aumentar la conductividad del sistema y por ende mejorar las imágenes proporcionadas por el equipo. Por último, se procedió a efectuar la medición de cada una de las muestras en un microscopio electrónico marca JEOL modelo JSM-T300 a una escala de acercamiento entre 100 y 10000X para así analizar la porosidad del sólido estudiado.

#### **Determinación de elementos químicos en muestras de suelo tratados con microorganismos eficientes (ME)**

Se pesó 1 g de suelo posterior al tratamiento con ME, así como de suelo posterior a la cosecha de las plántulas de tomates y de la biomasa de la planta de tomate previamente seca. Para el suelo se tomaron los tamaños de partículas inferiores a 2 mm para el análisis. Los mismos se añadieron en un Erlenmeyer de 25 ml de capacidad, así como 10 ml de HNO<sub>3</sub> concentrado. Se dejó evaporar cada muestra a una temperatura controlada no mayor a 60°C, por un tiempo aproximado de 2 horas. Una vez culminado ese tiempo se procedió a incrementar la temperatura 2 horas adicionales a un rango de temperatura entre 80-100°C. Posteriormente, se filtraron las muestras empleando papel de filtración Whatman N° 42. Subsiguientemente, fueron transvasados a recipientes plásticos y se resguardaron en nevera para su posterior análisis a través de un Espectrofotómetro de emisión óptica con acoplamiento a un plasma de forma inductiva (ICP-OES, marca Perkin Elmer, modelo óptima 5300 DV) (Rojas de Astudillo *et al.*, 2002).

### **Fracción biodisponible en las muestras de suelo bajo los diferentes tratamientos con ME**

Los metales pesados biodisponibles e intercambiables fueron obtenidos por el método modificado de extracción secuencial del Buró de la Comunidad Europea (BCR), presentado por Rauret *et al.* (2000). Para ello se tomó 1 g de muestra seca de suelo, se colocaron 15,2 ml de ácido acético 0,11 mol/l en matraces Erlenmeyer de 125 ml de capacidad. La muestra se agitó (agitador horizontal Thermolyne) a 40 rpm., durante 16 horas continuas, a temperatura ambiente. El extracto se separó del residuo sólido por centrifugación (Beckman GS-15R) a 3000 rpm, durante 20 minutos. El líquido decantado se filtró a través de papel Whatman No. 40 y se almacenó a 4 °C en recipiente plástico hasta su análisis, junto a los metales totales por Espectroscopía de emisión óptica con acoplamiento a un plasma de forma inductiva, marca Perkin Elmer, modelo Óptima 5300 DV.

### **Determinación de elementos químicos en biomasa de la planta de tomate proveniente de suelos tratados con microorganismos eficientes (ME)**

Posteriormente, se pesó 1 g de muestra por tratamiento, se añadió en Erlenmeyers de 25 ml de capacidad, con 10 ml de HNO<sub>3</sub> concentrado. Se dejó digestar cada muestra a una temperatura controlada no mayor a 60°C, por un tiempo aproximado de 2 horas. Una vez culminado ese tiempo se procedió a incrementar la temperatura 2 horas adicionales a un rango de temperatura entre 80-100°C. Posteriormente, se filtraron las muestras empleando papel de filtración Whatman N° 42, en matraces aforados de 25 ml y aforando con agua desionizada. Para la determinación de los metales se usó un Espectrofotómetro de emisión óptica con acoplamiento a un plasma de forma inductiva (ICP-OES, modelos Perkin Elmer óptima 5300 DV).

### **Preparación de patrones a partir de estándares certificados**

Se utilizaron dos estándares multielementales certificados para la construcción de dos curvas patrones, correspondientes a elementos minoritarios y mayoritarios. Estos estándares contemplan los siguientes elementos químicos: As, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sr, Ti, V, Zn. Los estándares se emplearon de forma periódica, y posteriormente las concentraciones de los elementos químicos



se determinaron a través del espectrómetro de plasma de emisión atómica, marca Perkin Elmer, modelo Óptima 5300 DV.

### **Condiciones de robustez del sistema ICP-OES**

Para efectos en la producción de un sistema robusto se procedió a acondicionar las principales variables operacionales en el sistema ICP-OES, teniendo como valores de referencia optimizados los siguientes parámetros: Flujo de gas argón, radiofrecuencia, vista axial, tiempo de entrega de muestra y número de repeticiones de lectura.

### **Análisis estadístico de los resultados obtenidos**

Para comprobar si hubo variación significativa entre los tratamientos usando ME de los sectores Montanita y Río Brito y provenientes de medio anaeróbicos y aeróbicos, respectivamente, se aplicó un análisis de varianza, específicamente ANOVA simple, Finalmente, se hizo una matriz de correlación de Pearson que incluyó los metales totales y biodisponibles en suelo, metales en plantas, crecimiento de plantas y las variables fisicoquímicas en suelo. Estos análisis estadísticos se hicieron a través del Programa Estadístico Statgraphics Centurion XVI.1.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Valores de pH en los tratamientos de suelo con ME

De acuerdo a la figura 4 se observa variación gráfica del pH en las muestras de los suelos con los tratamientos realizados con ME, tanto aeróbicos como anaerobios, sin y con el cultivo de las plantas de tomates. Para el suelo previo al cultivo de las plántulas de tomate, el pH (denominado pH1) osciló en un rango de neutro a básico, desde 6,8 (muestra control) hasta alcanzar un máximo de 8,02, valor obtenido en el suelo bajo el tratamiento anaerobio 30% de la localidad de río Brito. Después de la siembra, los valores de pH (pH2) disminuyeron y se ubicaron en un rango de 7,4 y 7,1, a excepción de suelo control, que aumentó de 6,8 a 7,4, por efecto del cultivo; categorizándose como neutro, tomando en cuenta los valores de la Norma Oficial Mexicana (Tabla 2).

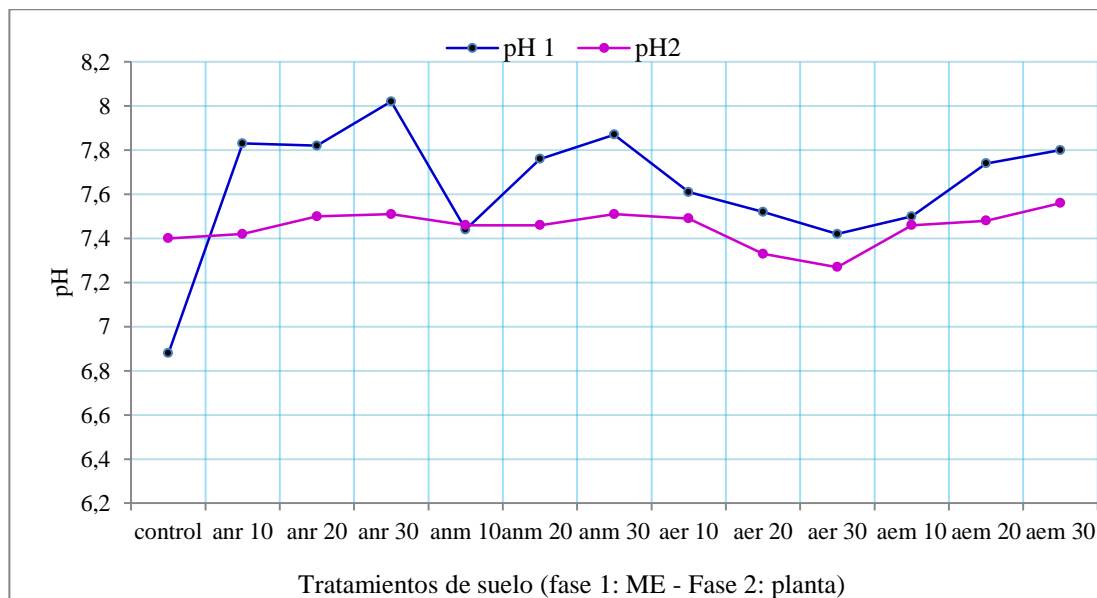


Figura 4. Variación del pH en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.

Las diferencias existentes entre los niveles de pH con los tratamientos de ME y su efecto posterior al cultivo de la planta, reflejada en la figura 4, se pudo comprobar a

través de un análisis de varianza (ANOVA) que fue estadísticamente significativa, debido a que el valor P fue menor a 0,05 (P = 0,0004; tabla 3).

Tabla 2. Criterios de evaluación de suelos con respecto a la Norma oficial Mexicana

Categoría	Valor de 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

Tabla 3. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles de pH obtenidos por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1,010	9	0,112	<b>7,19</b>	<b>0,0004</b>
Intra grupos	0,250	16	0,016		
Total (Corr.)	1,260	25			

El pH2 (suelo post cosecha) fue menor al pH1, en todos los tratamientos, con la excepción del control, que tuvo un aumento del pH, pero todos con tendencia hacia la neutralidad. Esta disminución de pH puede atribuirse a la actividad radical de las plantas de tomates y concuerda con lo planteado por Hinsinger (2001) que las raíces de las plantas generan cambios en el pH de la rizósfera, la cual es la zona de interacción única y dinámica entre raíces de plantas y microorganismos del suelo, principalmente, por la liberación de iones  $H^+$  u  $OH^-/HCO_3^-$ , con la tendencia a conservar un balance iónico entre cationes y aniones. Adicionalmente, el pH también tiende a la neutralidad, posiblemente debido a la formación de compuestos húmicos que tienen propiedades tampón (Bueno-Márquez *et al.*, 2008). Estos resultados son comparables favorablemente con los obtenidos por otros investigadores que usaron ME (Jusoh *et al.*, 2013). Por otra parte, es importante destacar el aumento de pH en los suelos con los tratamientos con ME, sin cultivos, en comparación con el control;

es posible que esa alcalinización sea debido a la generación de amoníaco procedente de la descomposición de las proteínas (Sánchez-Monedero, 2001).

### **Conductividad eléctrica del suelo**

La conductividad eléctrica es una medida indirecta de la cantidad de sales que contiene un suelo (Aguilar *et al.*, 1999). De acuerdo a los resultados obtenidos (figura 5), se observan fluctuaciones en los valores de conductividad eléctrica entre el suelo control y los tratamientos con ME, evidentemente existió influencia de los inóculos y abono a base de ME en la disminución de sales disueltas en los suelos tratados. La salinización es una de las causas más comunes de degradación química del suelo, constituye un problema a escala mundial, dado que reduce la productividad de grandes áreas cultivables, disminuye el valor de la tierra y conduce a su abandono (Guida-Johnson *et al.*, 2017). Por lo tanto, los ME usados en esta investigación representan una alternativa con alto potencial para disminuir la salinización del suelo, siendo los suelos tratados con ME anaeróbicos, provenientes de río Brito, los de mayores potenciales para disminuir la salinidad en los suelos, antes de ser cultivados.

Por otra parte, los niveles de la conductividad 2 (referida al suelo posterior cultivo de tomate) disminuyeron notablemente, incluyendo al suelo control. Este aspecto indica que parte de las sales fueron absorbidas por las plantas.

Comparando los resultados obtenidos con los criterios de evaluación propuesto por el manual de edafología publicado por López (2006), los suelos de la base agrícola *Los Cautaros* se caracterizan por ser no salinos, ya que todas las muestras arrojaron valores dentro del rango de 0-2,0 dS/m o 0-2000  $\mu$ S/cm (tabla 4), tanto los tratados bajo el primer periodo como los del segundo periodo. Cabe destacar que la muestra procedente de la base agrícola contenía la máxima proporción de sales disueltas, a pesar de ello, no superó el rango para suelos no salinos.

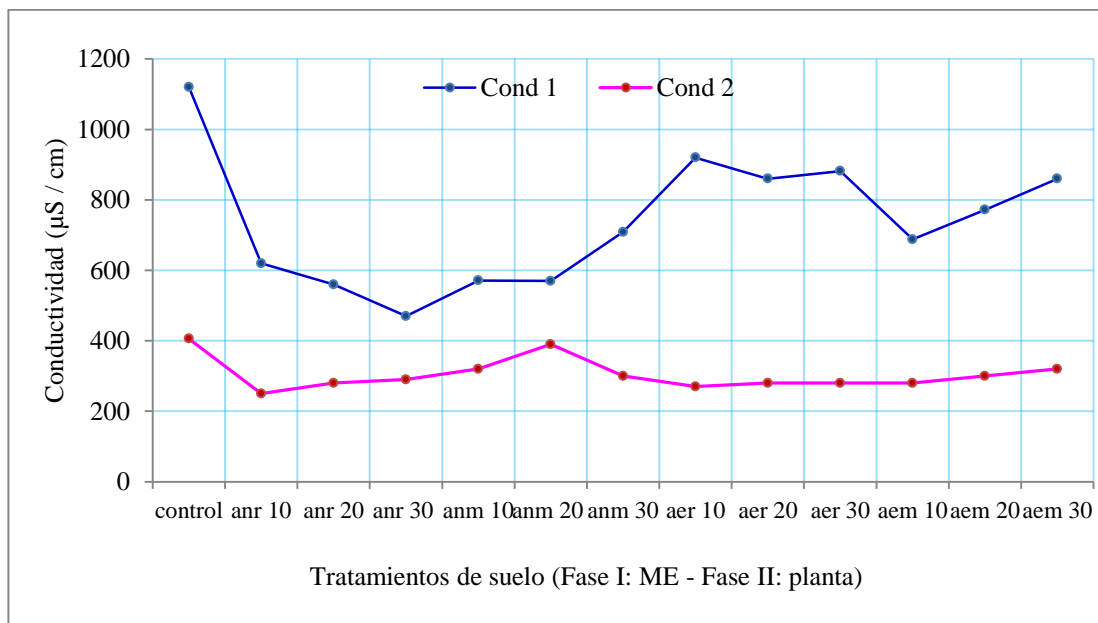


Figura 5. Variación de la conductividad eléctrica (CE) en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.

Tabla 4. Criterios para evaluar la salinidad de un suelo, con base en su conductividad eléctrica (CE) propuesto por López (2006)

Categoría del suelo	Valor (dS/m)	Comentario
No salino	0 – 2,0	Cultivo normal
Poco salino	2,1 – 4,0	Sensibles a presentar problemas en los cultivos
Salino moderado	4,1 – 8,0	Amplio espectro de planta con problemas en los cultivos
Muy salino	8,1 – 16,0	Especies resistentes a la salinidad
Salino extremo	> 16,0	Especies muy resistentes a la salinidad

De forma similar al pH, la variabilidad reflejada en la figura 5, se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), la existencia de diferencias entre los niveles de conductividad eléctrica con los tratamientos con ME y los tratamientos posterior al cultivo de la planta, debido a que el valor P fue menor a 0,05 ( $P = 0,0000$ ; tabla 5).

Tabla 5. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles de conductividad eléctrica obtenidos por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1,6E6	9	178575	<b>60,76</b>	<b>0,0000</b>
Intra grupos	47026	16	2939		
Total (Corr.)	1,6E6	25			

### **Materia orgánica del suelo bajo los diferentes tratamientos con ME**

La materia orgánica determinada en este estudio presentó concentraciones ligeramente variables durante el proceso (figura 6). De acuerdo a los valores obtenidos en los tratamientos del suelo con ME se encontraron levemente superiores al control (desde 3,11 hasta 5,63%, en los tratamientos), partiendo de valores en muestras del control 2,96%. Sin embargo, el suelo post-cosechado con plántulas de tomate reflejó un comportamiento ligeramente inferior respecto al primer periodo (desde 2,41% hasta 5,19%, en los tratamientos), en la cual sólo los tratamientos anaerobios 10% de la localidad río Brito y 30% de la Montañita, presentaron proporciones ligeramente inferiores a la muestra control que partió de 2,66%.

Estos resultados indican incremento en la proporción de materia orgánica en la mayoría de las muestras tratadas con ME respecto al control para el primer periodo (antes de la cosecha de la planta), de manera que los microorganismos posiblemente influyeron en ese incremento. También, para las muestras de suelo posterior a la cosecha de la planta, la mayoría de los tratamientos superaron los niveles iniciales de MO en la muestra control; es conocido que bacterias y hongos inoculados al suelo aceleran la descomposición e incrementan la materia orgánica del suelo (campo-Martínez *et al.*, 2014). Adicionalmente, al comparar esos niveles con los obtenidos en la primera fase (previo a la cosecha de la planta), éstos se redujeron en la mayoría de los casos. La disminución de la materia orgánica en los suelos post cosecha, pudo ser producto de los exudados de la raíz de la planta que, además de alterar la química de

la rizosfera, también afectan las propiedades físicas y químicas del suelo (Antoniadis *et al.*, 2017).

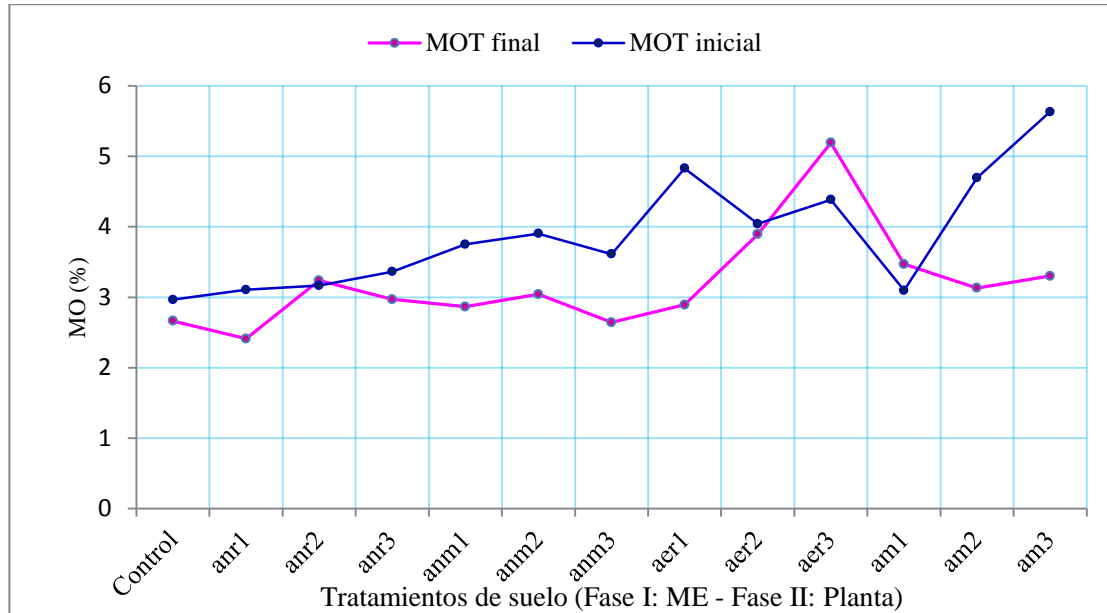


Figura 6. Variación de Materia Orgánica (MO) en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.

La evidente variabilidad de materia orgánica reflejada en la figura 6, no representó diferencias estadísticamente significativas, ya que a través de su análisis de varianza (ANOVA), el valor P fue ligeramente superior a 0,05 ( $P = 0,0717$ ; tabla 6).

Tabla 6. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles de materia orgánica obtenidos por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	9,924	9	1,103	<b>2,28</b>	<b>0,0717</b>
Intra grupos	7,724	16	0,483		
Total (Corr.)	17,65	25			

Es importante resaltar además que estos resultados de valores de MO, en general, oscilan desde 2,4 hasta 5,66 %, representando niveles adecuados de acuerdo a la norma oficial Mexicana, quienes establecen rangos óptimos entre 1,6 - 3,5% de MO. Asimismo, la mayor parte de los tratamientos aeróbicos del suelo sobrepasaron el 4%

en la composición de materia orgánica, lo cual revela que estos tratamientos disponen de material suficiente para una extensa actividad y reproducción microbiana que permita degradar o descomponer esta fracción.

### Nitrógeno total en suelo bajo tratamiento con ME

En la figura 7 se ilustra el incremento de los niveles de nitrógeno total en todas las muestras analizadas con inoculado ME al suelo, respecto al control. De forma específica, la concentración de nitrógeno total de las distintas muestras de suelo bajo tratamientos con ME (fase 1) oscilaron desde 535 a 834 mg/kg, partiendo de un suelo control 430 mg/kg y la concentración de nitrógeno total de las muestras del suelo posterior a la cosecha de plántulas de tomate (fase 2) se encontraron en valores de 528 mg/kg a 1034 mg/kg, cuyo suelo control arrojó un valor de 449 mg/kg.

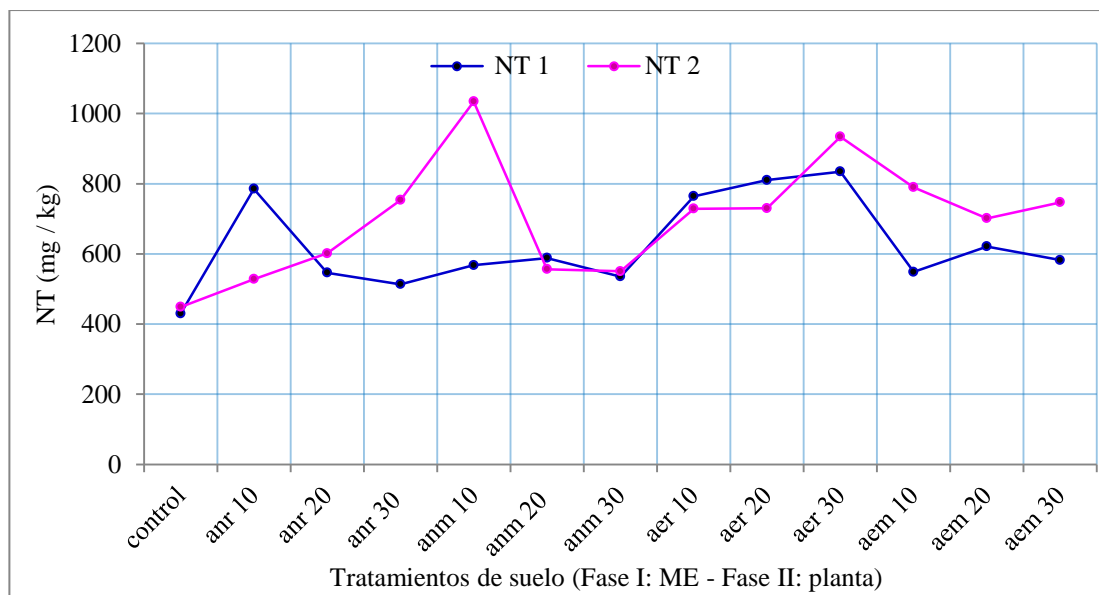


Figura 7. Variación del contenido de nitrógeno (NT) en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.

Es importante resaltar que para la fase I (suelos tratados con ME), se vio incrementada la cuantificación de especies nitrogenadas totales respecto al control, principalmente los tratamientos aeróbicos, en la cual manifestaron niveles superiores a los tratamientos anaeróbicos. De acuerdo con Jusoh *et al.* (2013), el contenido



del nitrógeno se ve incrementado probablemente a la mineralización de los ME, es probable que en lo ME usados se encuentren bacterias que fijan nitrógeno que por su actividad incrementaron los valores de N total (Bishop & Godfrey, 1983). Su actividad es que el N<sub>2</sub> atmosférico es reducido en amonio (NH<sub>3</sub>) en la presencia de nitrogenasa y a partir del amonio ayudan en la nitrificación, formando nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y nitratos (NO<sub>3</sub>) (Bargaz *et al.*, 2018). También para la segunda fase (suelo posterior a la cosecha de la planta), hubo una mayor producción de nitrógeno. Estos casos se presentaron principalmente en los tratamientos aeróbicos de microorganismos. De acuerdo a lo expresado por Pardo *et al.* (2009), la mayor producción de N fijado o aprovechable por los organismos se deriva de una potencial descomposición de materia orgánica del suelo.

Aunque es evidente la variabilidad de nitrógeno total reflejada en la figura 7, no fue estadísticamente significativa, hecho corroborado a través de un análisis de varianza (ANOVA), debido a que el valor P superior a 0,05 (P=0,2315; tabla 7).

Tabla 7. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles de nitrógeno total obtenidos por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	256470	9	28497	<b>1,49</b>	<b>0,2315</b>
Intra grupos	305116	16	19070		
Total (Corr.)	561586	25			

Los resultados coinciden con los de Campos-Martinez *et al.* (2014) que la aplicación de microorganismos mejoró la calidad del suelo, debido a los cambios producidos en su fertilidad (vista como contenido de materia orgánica), incremento del pH y el contenido de nitrógeno.

### **Fósforo total en suelo bajo tratamiento con ME**

El fósforo se encuentra estrechamente relacionado a procesos de acumulación y liberación de energía durante el metabolismo celular, es el segundo fertilizante

esencial después del nitrógeno, necesario para el desarrollo de microorganismos y plantas (Taurian, *et al.*, 2010).

En la figura 8 se observa los resultados concretos de concentraciones de fósforo total de las distintas muestras de suelo, donde los tratamientos con ME (fase 1), partieron desde 345,4 a 779,6 mg/kg, proveniente de un suelo control 793,3 mg/kg y para el segundo periodo, la concentración de fósforo total posterior a la cosecha de plántulas de tomate (fase 2), se encontraron en valores de 376,6 mg/kg a 703,5 mg/kg, cuyo suelo control tuvo un valor de 733,6 mg/kg.

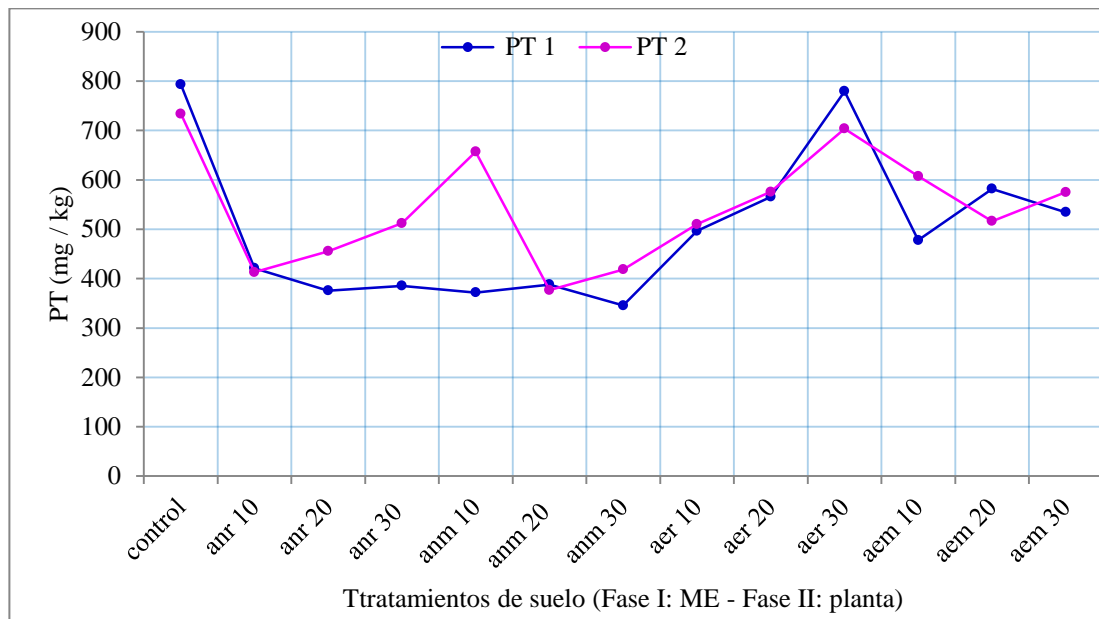


Figura 8. Variación del contenido de fósforo (PT) en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.

La variabilidad reflejada entonces en la figura 8, se comprueba estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), las diferencias existentes entre los niveles de fósforo con los tratamientos de ME y los tratamientos analizados posterior al cultivo de la planta, debido a que el valor P fue menor a 0,05 ( $P=0,0003$ ; tabla 8).

Tabla 8. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles fósforo obtenidos por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
--------	-------------------	----	----------------	---------	---------

Entre grupos	301187	9	33465	<b>7,21</b>	<b>0,0003</b>
Intra grupos	74300	16	4644		
Total (Corr.)	375487	25			

De forma generalizada es importante resaltar que los ME incidieron en la disminución de las concentraciones de fósforo inicialmente establecidas en la muestra control, principalmente, en los tratamientos anaeróbicos son notables tal situación. Estos resultados están en correspondencia con los de otros reportes que han usado ME (Jusoh *et al.*, 2013).

Por otra parte, de acuerdo a la interpretación de rangos establecido por la Universidad de Arkansas, contempla que las concentraciones totales de P de este estudio son óptimas, principalmente la muestra control (pH=6,8), ya que superan los 50 mg/kg de P.

#### **Potasio biodisponible en suelo bajo tratamiento con ME**

En la figura 9 se observan los resultados de las concentraciones de potasio intercambiable de las distintas muestras de suelo; encontrándose en los tratamientos con ME (fase 1) valores desde 12,49 hasta 117,7 mg/kg, el suelo control tuvo un valor de 69,79 mg/kg. Para el segundo periodo, la concentración de potasio posterior a la cosecha de plántulas de tomate (fase 2), se encontraron en valores desde no detectable a 24,19 mg/kg, cuyo suelo control tuvo un valor de 3,65 mg/kg.

Evidentemente existen dos tendencias en los resultados para la primera fase: la disminución de los niveles de potasio por efecto de los microorganismos eficientes (ME) anaeróbicos respecto al control y el incremento del K disponible a la planta por parte de los ME gestados bajo condición aeróbica (tipo compost), los cuales sobrepasaron el valor del K disponible del control.

Los resultados obtenidos en esta investigación muestran que los ME influyen en los niveles de potasio intercambiable o disponible; los ME anaeróbicos lo disminuyen,

mientras que los ME aeróbicos lo aumentan en el suelo. Según Navarro & Navarro (2003), es probable que los microorganismos del suelo transformen el potasio soluble del suelo en forma de K orgánico, como parte de la dinámica del potasio en el suelo; disminuyendo, por lo tanto, su disponibilidad.

En cuanto al incremento del potasio disponible, por efecto de los ME aeróbicos, otros estudios plantean que existen numerosos hongos y bacterias capaces de solubilizar minerales que contienen potasio mediante la producción de ácidos orgánicos e inorgánicos y la producción de polisacáridos (Zörb *et al.*, 2014; Sindhu *et al.*, 2016). Esto indica que los exudados de los ME aeróbicos, en esta investigación, pueden actuar efectivamente en la liberación de K de los minerales y su absorción a las plantas de tomates. También, estos resultados establecen la importancia de la aplicación de microorganismos eficientes, en este caso los aeróbicos en compost, para solubilizar K, mejorando así la productividad agrícola y una buena vía para reducir el uso de fertilizantes químicos, lo cual ha sido un foco de investigación reciente (Sharma *et al.*, 2016; Sindhu *et al.*, 2016; Dong *et al.*, 2019).

En la fase 2 del tratamiento con ME, se observa una disminución significativa de K disponible, posiblemente por consumo de las plantas. También, es importante hacer la notación del incremento del K disponible en el suelo con el tratamiento anaeróbico al 30% con ME de Rio Brito, en la Fase 2 (suelo post cosecha), el cual disminuyó significativamente en la Fase 1. Esto hace asumir que las plantas de tomate son efectivas para liberar potasio del suelo, a partir de los minerales, en particular, cuando el potasio disponible ha disminuido notablemente. Este resultado va en concordancia con lo expresado por Zörb *et al.* (2014) asumiendo que el agotamiento de K disponible de suelo de rizosfera es una señal clave para activar el mecanismo de exudación de ácidos orgánicos de las raíces para la disolución de K no disponible del suelo. La comprensión de esos mecanismos para la liberación de K de los minerales del suelo es importante para desarrollar nuevos enfoques para una agricultura sostenible. Por lo tanto, estos resultados muestran que las plantas de tomates son

eficientes en solubilizar K a través de exudados, por lo que pueden ser un gran potencial como recurso natural en áreas con deficiencias de K disponible.

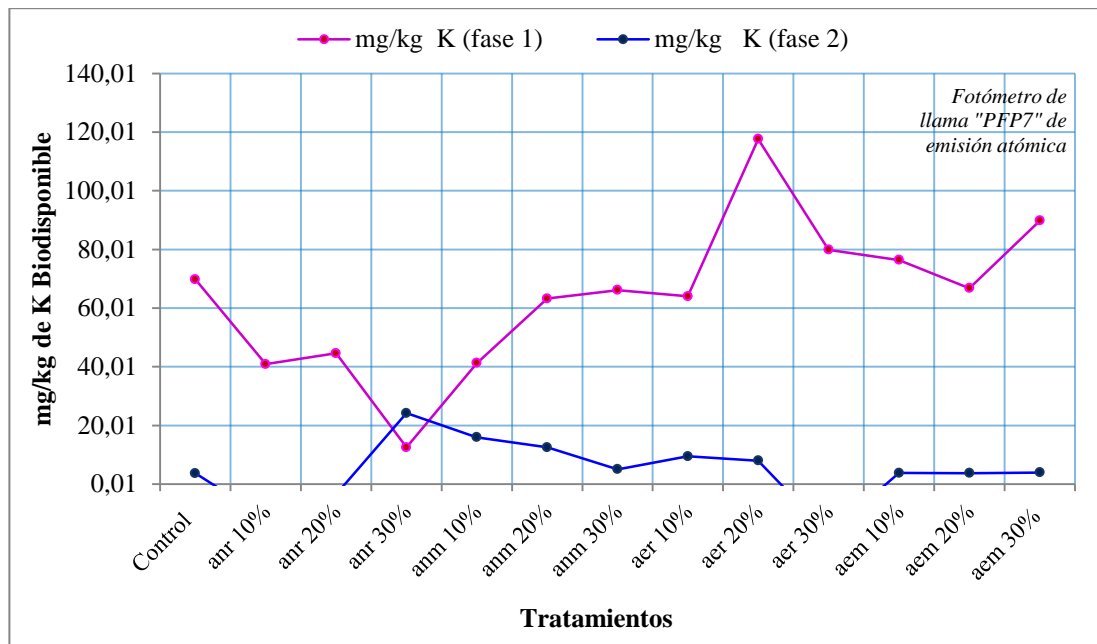


Figura 9. Variación del contenido de potasio biodisponible (K) en suelos bajo tratamiento con microorganismos eficientes (ME) y posteriormente utilizado para cultivo de plantas de tomate.

Se pudo demostrar además que la variabilidad de potasio biodisponible reflejada en la figura 9 fue estadísticamente significativa, hecho corroborado a través de un análisis de varianza (ANOVA) a dichos tratamientos, donde el valor  $p < 0,05$  ( $p = 0,0000$ , tabla 9).

De acuerdo a la prueba a posterior aplicada, de múltiples rangos, se pudo ubicar las diferencias producidas entre tratamientos, dando como resultados cinco grupos homogéneos estadísticamente diferentes: el primero está establecido por los cuatro subgrupos del segundo periodo y segundo control (5, 6, 7 y 8), segundo control y subgrupo 1, 5 y 6; luego se ubican los subgrupos 1, 2 y control inicial; el cuarto grupo se ubican los subgrupos 2, 4 y control inicial y finalmente se produce un último subgrupo homogéneo ubicado en el control inicial y los subgrupos 3 y 4 (tabla 10).

Tabla 9. Análisis de varianza (ANOVA) para niveles potasio biodisponible obtenidos por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	26624	9	2958	14,45	<b>0,0000</b>
Intra grupos	3277	16	204,8		
Total (Corr.)	29901	25			

Tabla 10. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de potasio biodisponible

Tratamientos	Casos	Media	Grupos Homogéneos
0,1	1	3,65	
8	3	3,81	
7	3	5,82	
5	3	8,06	
6	3	11,15	
1	3	32,66	
2	3	56,90	
0	1	69,79	
4	3	77,66	
3	3	87,18	

### Condiciones de operación del ICP-OES

Las concentraciones de los siete elementos contenidos en las diferentes muestras de suelo fueron detectadas y cuantificadas mediante espectrometría de emisión atómica por plasma inducido. El proceso de análisis se llevó a cabo bajo la siguiente secuencia analítica:

### Preparación de patrones a partir de materiales de referencia

La utilización de dos materiales de referencia permitió la construcción de dos curvas patrón para elementos minoritarios y mayoritarios. Los resultados arrojaron curvas de calibración para cada metal con coeficientes de correlación cercanos a la unidad, obteniendo en consecuencia una linealidad óptima ( $R^2 > 0,999$ ). Los referidos

elementos que destacaron en la construcción de la primera curva de calibración fueron los minoritarios fueron: Cu, Ni, Pb y Mn con concentraciones: 0,05, 0,1, 0,5, 1, 2 y 5 mg/l y para la segunda curva de calibración se ubicaron los elementos mayoritarios: Mn, Mg, Ca, y Zn, con concentraciones: 1, 2, 5, 10, y 20 mg/l.

### **Selección de longitudes de onda**

En espectrometría de emisión atómica se seleccionaron las longitudes de onda a las que se realizaron las lecturas específicas para cada elemento en la muestra problema. Se tuvo como criterio de selección, las líneas de emisión que exhibían mayor intensidad y la menor desviación estándar para cada elemento (Montaser *et al.*, 1992; Manning *et al.*, 1997; Boss, 1999), y se resaltan resumidamente a continuación:

Tabla 11. Longitudes de onda seleccionadas para la determinación de cada elemento determinado experimentalmente.

N°	Elemento analizado en ICP-OES	Longitud de Onda (nm)
1	Hierro (Fe)	238,204
2	Zinc (Zn)	206,200
3	Calcio (Ca)	317,933
4	Magnesio (Mg)	285,213
5	Manganeso (Mn)	257,610
6	Cobre (Cu)	327,393
7	Cromo (Cr)	267,716
8	Níquel (Ni)	231,604
9	Plomo (Pb)	220,353

### **Ajuste del plasma axial en el ICP-OES**

Para la alineación del plasma se utilizó una solución estándar de manganeso Mn 1 mg/l y su respectiva longitud de onda 257,610 nm, para el consecuente ajuste electrónico (a nivel de software “WinLab 32”) con el sistema analítico del plasma. De manera que se pudo llevar a cabo la ejecución del proceso de alineación del sistema electrónico en sus dos coordenadas del eje cartesiano, pero solo para la vista axial. El

resultado de la alineación fue: eje X (eje abscisas) 0.4 mm y para Y (eje Ordenadas) 15.5 mm, cuyos valores llevan implícita una intensidad (en cuentas por segundo) de la radiación emitida por ese elemento.

Adicionalmente se emplearon soluciones estándar de materiales de referencia certificados de Mn para la alineación del fotodetector Ultravioleta y Visible suministrado por el fabricante del equipo instrumental correspondiente Perkin Elmer (Boss, 1999; Montaser *et al.*, 1992).

### **Robustez en el ICP-OES.**

Una vez alineada la visión electrónica del plasma, se ajustaron parámetros de flujo de gas portador y del gas nebulizador a niveles de 0,2 l/min y 0,6 ml/min, respectivamente, cuyos valores suelen ser casi constantes para muchos sistemas ICP, de manera que suelen ser optimizados temporalmente o por reemplazo de algún elemento del sistema. Seguidamente se realizaron variaciones en la potencia en el generador de la radiofrecuencia (Rf), a partir de 960, 1000, 1200, 1400, hasta 1500 en vatios, haciendo uso de una solución estándar de Magnesio (Mg) (figura 10A). En la referida figura se percibe una línea que relaciona el cociente de intensidad arrojada por el magnesio en forma iónica y atómica Mg II/Mg I con los diferentes niveles de potencia aplicada, a través del generador RF, producto de las altas temperaturas que alcanza el plasma. Este cociente y su resultado estipula la robustez del plasma, y a su vez esta relación se compara en la figura 10B, con una tendencia lineal obtenida en otro sistema ICP, y evidencia una variación mucho más pronunciada en las intensidades arrojadas por el Mg con el incremento de la potencia (KW) que en el ICP Óptima 5300DV (ICP Liberty Serie II Axial).

Esta relación (Mg II/Mg I) permite evaluar, si el cambio en la intensidad de emisión de la línea en estudio se debe a variaciones significativas de excitación e ionización del plasma, de manera que bajo condiciones robustas, se minimizan los efectos matriz producidos por la presencia de sodio, carga y composición del aerosol y solvente. Por lo que la utilización de una alta potencia de RF (> 1,2 kW) y un bajo flujo de gas



portador del aerosol (<0, 7 L/min), prácticamente se proporciona un plasma de argón robusto, con una relación Mg II/Mg I > de 8 para la mayoría de estos instrumentos analíticos de emisión atómica (Romero, 2007).

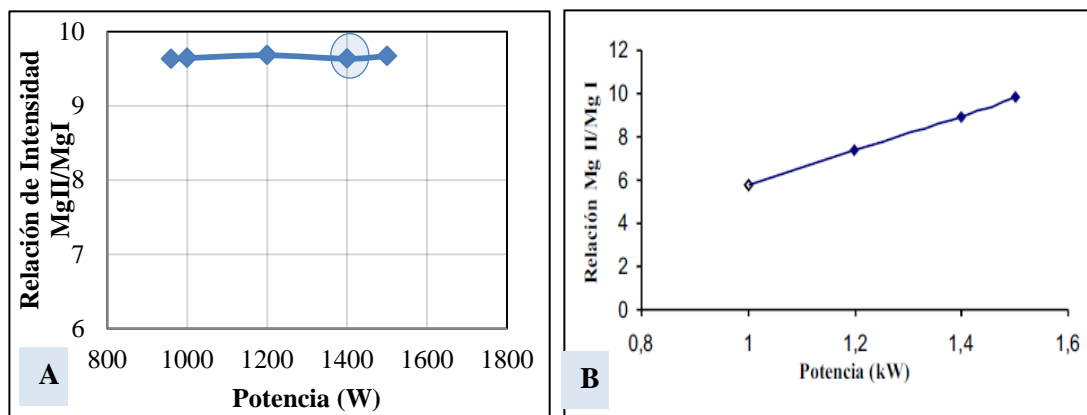


Figura 10. Efecto de la energía de Radiofrecuencia (W) sobre la relación MgII/MgI.  
 A) ICP-OES Optima 5300 DV, IIBCA-UDO. B) ICP Liberty Serie II Axial (Referencia).

De acuerdo al planteamiento anterior, se seleccionó como parámetro de trabajo 1400 W de potencia, debido a que el cociente de intensidad Mg (II) y Mg (I) se mantuvo casi constantes entre 1200 y 1500 W, en consecuencia esta “potencia media del intervalo” (1400 W), representa un valor que implica en el proceso de medición analítica, menor gasto energía y de gas portador que el valor extremo (1500W), acción por la cual se extiende la vida útil del generador (RF). De manera que los valores de intensidad correspondiente a esta potencia seleccionada fueron 49374,4 cuentas por segundo para Mg(I) y 264304,7 cuentas por segundo para Mg(II), arrojando el referido cociente un resultado de 9,7, constante que evidencia una magnitud superior a 8,0, y cuyo valor demuestra claramente, un alto grado de robustez óptimo del sistema utilizado “ICPOES Optima 5300DV”.

Además de resaltar la importancia de la potencia como parámetro definidor de robustez, también influyen otros factores como diámetro interno del inyector, el cual se encuentra relacionado al tiempo de residencia y a la velocidad de flujo, es decir, ante una disminución en el flujo de gas portador conlleva un mayor tiempo de residencia debido a la reducción en la velocidad de salida del inyector y a una

disminución en la cantidad de aerosol a ser evaporada y volatilizada. (Diemiaszonek, 1994).

Todos estos factores son propios de la particularidad de cada ICP de acuerdo a las características y función de cada uno de los elementos que lo componen. Finalmente se muestra a continuación las condiciones de operacionalización del plasma del ICP/OES utilizado para esta investigación (tabla 12), así como los límites de detección calculados de elementos totales y biodisponibles promedios en los suelos así como en la planta de tomate (tabla 13).

Tabla 12. Principales características del sistema ICP Óptima 5300DV.

Sistemas	ICP/OES Óptima 5300DV Radial/Axial.
Generador	40 MHz free running
Potencia (W) en condiciones robustas	1400
Flujo de gas plasma	15 l/min
Flujo del gas auxiliar	0,2 l/min
Flujo del gas nebulizador	0,6 ml/min
Diámetro del inyector	1,8 mm
Tipo de nebulizador	Meinhard de alta precisión
Tipo de cámara del nebulizador	Doble paso tipo Scott
Sistema dispersivo	Policromador tipo Echelle

Tabla 13. Límites de detección de los elementos cuantificados por ICP-OES

Elementos químicos	LD elementos totales (mg/l)	LD elementos Biodisponibles (mg/l)	LD elementos en Planta (mg/l)
Hierro (Fe)	0,0231	0,1086	0,0564
Zinc (Zn)	0,0261	0,0360	0,0120
Calcio (Ca)	0,0246	0,0912	0,0564
Magnesio (Mg)	0,0015	0,0373	0,0048
Manganeso (Mn)	0,0012	0,0033	0,0009
Cobre (Cu)	0,1080	0,0147	0,0057

### **Micronutrientes en suelos a través del ICP-OES.**

Hierro (Fe)

De acuerdo con los resultados obtenidos de este micronutriente en el suelo (figura 11), se observa el comportamiento del contenido del metal en forma total y biodisponible, tanto en el suelo cultivado con ME (fase 1), como en suelo posterior a la cosecha de la planta de tomate (fase 2). Los resultados muestran la cuantificación del metal en forma total en ambas fases o periodos; sin embargo, solo fue cuantificado Fe biodisponible en el periodo post cosecha con la planta de tomate (fase 2) y en la biomasa de la planta no fue detectado.

En caso del hierro total, se observa una variabilidad de su contenido con la aplicación de los ME respecto al control, el menor valor de 2900 mg/kg Fe correspondiente al tratamiento anaeróbico al 20% de la localidad la río Brito y el mayor valor de 5692 mg/kg Fe correspondiente al tratamiento anaeróbico al 10% de la localidad río Brito, partiendo de un control de 4305 mg/kg Fe.

Esta variabilidad en los niveles de hierro total reflejada en la figura 11, se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que los datos obtenidos no poseen diferencias estadísticamente significativas, debido a que el valor P fue superior a 0,05 ( $P=0,3645$ ; tabla 14).

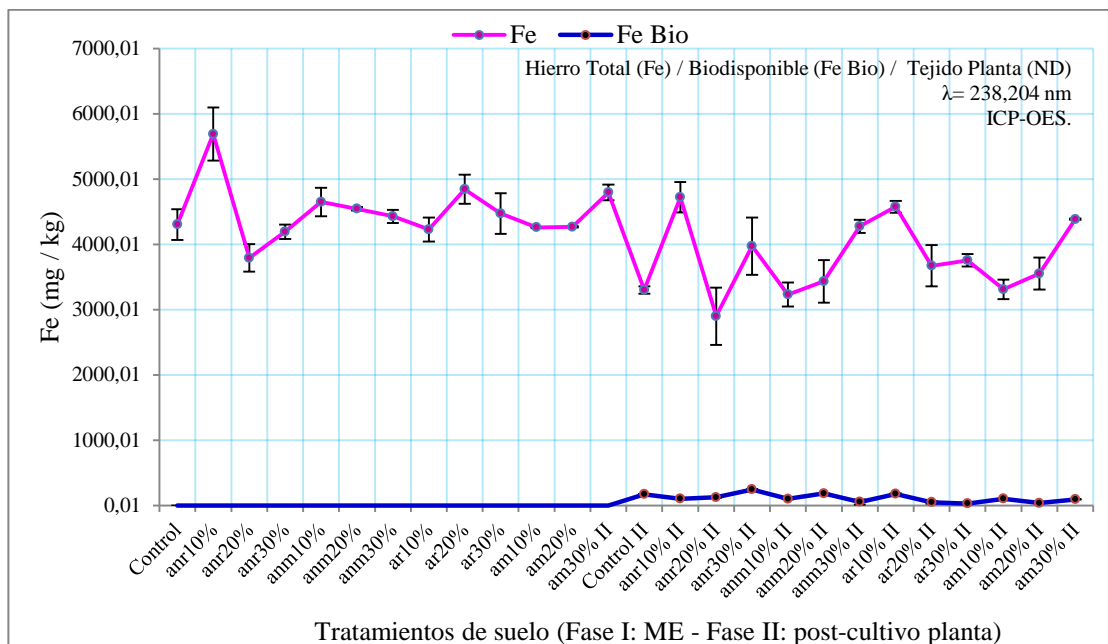


Figura 11. Concentraciones cuantificadas de hierro total y biodisponible en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES.

En caso del periodo posterior a la cosecha de plántulas de tomate, las concentraciones cuantificadas de biodisponibilidad de hierro fluctuaron desde un mínimo 29,96 mg/kg Fe biodisponible correspondiente al tratamiento aeróbico, río Brito al 30%, hasta 246,33 mg/kg Fe biodisponible correspondiente al tratamiento anaeróbico, río Brito al 30%, con un valor del control de 171,57 mg/kg Fe biodisponible.

Tabla 14. Análisis de varianza (ANOVA) para el hierro total por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	3,9E6	9	434116	<b>1,19</b>	<b>0,3645</b>
Intra grupos	5,8E6	16	364930		
Total (Corr.)	9,7E6	25			

Se pudo demostrar además que la variabilidad de hierro biodisponible reflejada en la figura 10 fue estadísticamente significativa, hecho corroborado a través de un análisis de varianza (ANOVA) a dichos tratamientos, donde el valor  $p < 0,05$  ( $p = 0,0030$ , tabla 15).

Tabla 15. Análisis de varianza (ANOVA) para el hierro biodisponible por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	98997	9	11000	<b>4,86</b>	<b>0,0030</b>
Intra grupos	36188	16	2262		
Total (Corr.)	135186	25			

De acuerdo a la prueba a posterior aplicada, de múltiples rangos, se pudo ubicar las diferencias producidas entre tratamientos, dando como resultados tres grupos homogéneos estadísticamente diferentes: el primero está establecido por los cuatro subgrupos del primer periodo (1, 2, 3 y 4), control inicial y subgrupo 8; luego se ubican los subgrupos 6, 7 y 8 con el control inicial y finalmente se produce un último subgrupo homogéneo ubicado en el segundo control y los subgrupos 5, 6, 7 y 8 (tabla 16).

Se puede entonces afirmar que hubo variabilidad significativa en la biodisponibilidad del hierro en el segundo periodo, también hubo predominio de las diferencias entre ambas fases, producto de la biodisponibilidad influenciada por los ME y la planta, a través de sus mecanismos fisiológicos, pero se observa que los tratamientos 6 (anaerobio de la localidad río brito) y 7 (aeróbico de la localidad la montaña) son los que presentaron las mayores concentraciones de hierro biodisponible.

Tabla 16. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) hierro biodisponible.

Tratamientos	Casos	Media	Grupos Homogéneos
1	3	0	
3	3	0	
0	1	0	
2	3	0	
4	3	0	
8	3	77,9	
7	3	85,6	
6	3	112	
5	3	158	
0,1	1	172	

Es notable que todas las muestras de los suelos controles y tratados no carecen de Fe, pero su biodisponibilidad está limitada, en particular los suelos controles y tratados con microorganismos, previo a ser cultivados (fase I). Es probable que la mayor parte del hierro se encuentra formando silicatos de ferromagnesio, hidróxidos u óxidos de hierro, formas que no son fácilmente asimilables por las plantas (Aguado-Santacruz *et al.*, 2012).

Sin embargo, los suelos post cosecha, tanto el control como los tratados con ME si presentaron hierro en forma biodisponible, lo que implica un efecto de las plantas. En importante, en este caso, considerar dos tipos de ligandos producidos que forman quelatos con el hierro del suelo; a) los producidos por los microorganismos, conocidos como sideróforos microbianos o simplemente sideróforos, y b) los por las plantas, conocidos como fitosideróforos (Aguado-Santacruz *et al.*, 2012), aunque algunos autores prefieren la utilización del término fitometalóforos (Marschner *et al.*, 1986) en lugar de fitosideróforos, ya que además de hierro, estas moléculas también pueden quelatar otros metales, entre ellos el zinc. Estos son compuestos orgánicos con bajas masas moleculares (Ahmed & Holmstrom, 2014). Los fitosideróforos se clasifican dentro del grupo de los ácidos que incluyen al ácido mugineico (figura 12), que fue el primer fitosideróforo descubierto (Sugiura *et al.*, 1981), el ácido 2-desoximugineico, el ácido 3-epi-hidroximugineico, el ácido avénico y el ácido 3-epihidroxi-2-desoximugineico.

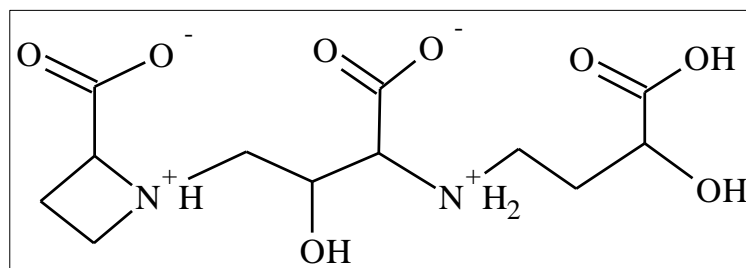


Figura12. Estructura molecular del ácido mugineico.

Se puede inferir que en las muestras de suelos postcosechadas hubo una mayor influencia de los fitosideróforos que de los sideróforos de los ME, dado que en las

muestras controles el comportamiento fue similar a las tratadas con ME, en cuanto a la presencia de hierro biodisponible. Estos resultados evidencian que ante una deficiencia de hierro biodisponible en el suelo, las plantas de tomate producen los fitosideroforos, los cuales actúan como parte de una estrategia de solubilización de Fe del ambiente alrededor de la raíz para su absorción por la planta. El fitosideróforo se libera a la rizosfera, por medio de exudación, el cual se difunde desde la raíz hacia las partículas del suelo, quelando y movilizándolo Fe, para formar complejos de Fe(III)-fitosideróforo que pueden transportarse posteriormente a través de la membrana plasmática de la raíz a la planta (Dell'mour *et al.*, 2012; Schenkeveld *et al.*, 2014). Otros compuestos importantes que liberan las plantas son los ácidos orgánicos de bajas masas moleculares (LMMOAs, siglas en inglés), los cuales pueden funcionar sinérgicamente con los fitosideróforos, produciendo una mayor tasa de disolución mineral en comparación con el sideróforo solamente (Reichard *et al.*, 2007).

Las concentraciones de hierro en las plantas estuvieron por debajo del límite de detección del equipo. A pesar de posiblemente tener muy baja concentración de Fe, las plantas no presentaron síntomas de deficiencias de hierro o baja movilidad de hierro, la cual se denomina clorosis férrica y se caracteriza, de forma visual, por un amarilleamiento intervenal de las hojas jóvenes (Rivera-Ortiz *et al.*, 2009).

Estos resultados evidencian que las plantas de tomates son eficientes produciendo fitosideróforos bajo condiciones deficientes de hierro biodisponible. Otros estudios también han mostrado que las plantas de tomate (*Solanum lycopersicum*) están entre las que, para hacer frente a la escasez de Fe, emplean una estrategia basada en la reducción, llamada Estrategia I, acidifican la rizosfera por liberación de protones. La secreción de protones es mediada a través de una ATPasa del tipo P localizada en la plasmalema, lo que hace que los complejos de  $\text{Fe}^{3+}$  sean solubles, seguido de la reducción de  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$ , por medio de una reductasa ubicada en la membrana plasmática de las células epidérmicas de la raíz y, a continuación, es capturado por un transportador específico para  $\text{Fe}^{2+}$ . La actividad de la reductasa del quelado de  $\text{Fe}^{3+}$  se

incrementa significativamente en condiciones de deficiencia de hierro (Ivanov *et al.*, 2012; Aguado-Santacruz *et al.*, 2012).

#### Zinc (Zn)

De acuerdo con los resultados obtenidos en la figura 13, se visualiza el comportamiento del contenido del Zn en forma total y biodisponible, tanto en el suelo cultivado con ME (fase 1), como en suelo posterior a la cosecha de la planta de tomate (fase 2). Los resultados muestran la cuantificación del metal en forma total en ambas fases, y al igual que el Fe, solo fue detectado significativamente Zn biodisponible para el periodo post cosecha con la planta de tomate (fase 2) y en la biomasa de la planta no fue detectado.

Estos resultados obtenidos en zinc total muestran una variabilidad en las concentraciones respecto al control, con el valor menor de 8,85 mg/kg Zn correspondiente al tratamiento aerobio 10% de la localidad la río Brito hasta un valor de 30,59 mg/kg Zn, correspondiente al tratamiento aerobio 30% de la localidad río Brito del periodo 2, mientras que el valor del control fue de 8,42 mg/kg.

Por otra parte, las concentraciones del zinc biodisponible del suelo, posterior a la cosecha de las plántulas de tomate, fueron desde 1,73 mg/kg Zn biodisponible, correspondiente al tratamiento aeróbico 20% de la localidad la Montañita, hasta 5,85 mg/kg Zn biodisponible correspondiente al tratamiento anaerobio río Brito 20%, el valor del control fue de 2,02 mg/kg Zn biodisponible.

Esta variabilidad en los niveles de zinc total reflejada en la figura 13, se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que, si posee diferencias estadísticamente significativas, debido a que el valor P fue ligeramente inferior a 0,05 ( $P=0,0491$ ; tabla 17). Posteriormente en la tabla 18, se ubican los subgrupos que manifestaron tales diferencias, es decir, los datos se agruparon en dos grupos homogéneos estadísticamente diferentes: el primero, constituido por ambos controles con los subgrupos 1, 2, 3, 4, 5 y 6. El segundo grupo homogéneo estuvo conformado por los subgrupos 7 y 8; de manera que los últimos



tratamientos (aeróbios de la segunda fase) incrementaron sustancialmente los niveles de Zn total.

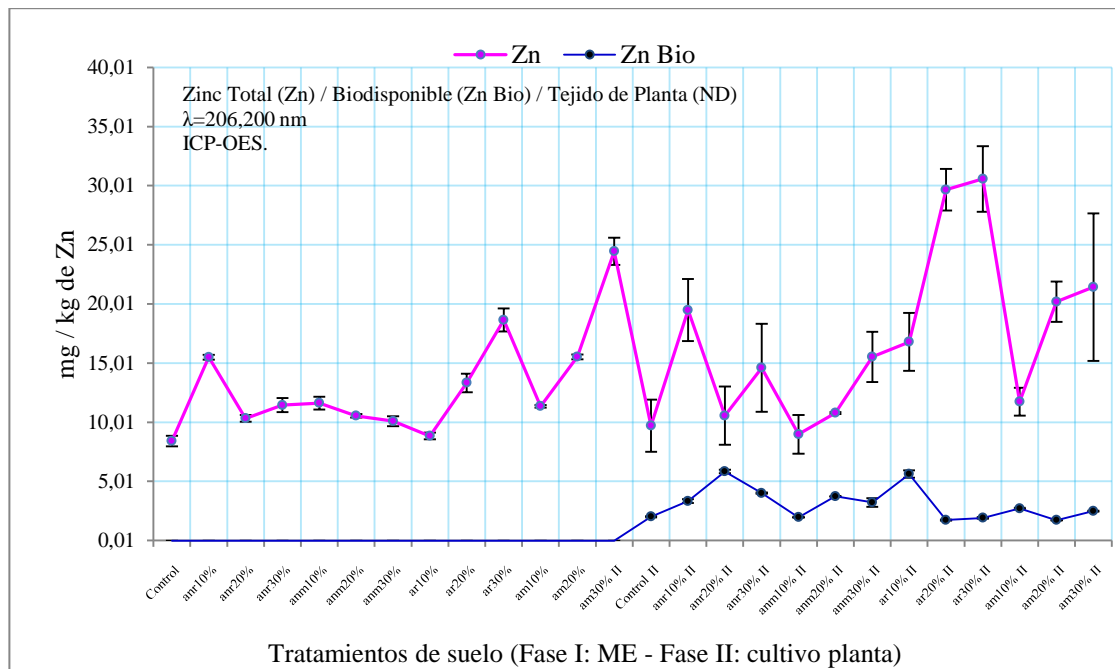


Figura 13. Concentraciones cuantificadas de zinc total y biodisponible en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES.

Tabla 17. Análisis de varianza (ANOVA) para el zinc total por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	561,1	9	62,34	<b>2,55</b>	<b>0,0491</b>
Intra grupos	391,1	16	24,45		
Total (Corr.)	952,2	25			

Estos resultados indican que los niveles de zinc total para este tipo de suelo se encuentran categorizados como no contaminados por el metal para suelos agrícolas y de acuerdo con los niveles de pH obtenido, por encima de 7, los niveles máximos permisibles se encuentran hasta los 300 mg/kg de Zn. Estos rangos sugieren que los niveles alcanzados de Zn para este estudio no representan ningún tipo de riesgo para el buen desarrollo de cultivos (Aguilar *et al.*, 1999).

Tabla 18. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) zinc total.

Tratamientos	Casos	Media	Grupos Homogéneos
0	1	8,42	
0,1	1	9,72	
2	3	10,8	
6	3	11,8	
1	3	12,4	
3	3	13,6	
5	3	14,9	
4	3	17,1	
8	3	17,8	
7	3	25,7	

Según Hodgson *et al.* (1966) observaron que la solubilidad de Zn es especialmente baja en suelos de pH alto y en presencia de CaCO<sub>3</sub>. Por encima de 7.7, tiende a precipitar como hidróxido, carbonato o sulfuro, por tanto, su movilidad/solubilidad disminuye conforme aumenta el pH. En tal sentido, estos planteamientos tienen total correspondencia con lo obtenido, debido a que los tratamientos para el segundo periodo, donde fue evidente la disminución de pH en comparación al primer periodo, se presenta biodisponibilidad de Zn, incluyendo las muestras de suelo control.

Además, Mengel & Kirkby (1987) indican que el Zn en los minerales puede encontrarse en los puntos de intercambio de las arcillas y la materia orgánica, o adsorbido a las superficies de los sólidos. Puede adsorberse como Zn<sup>2+</sup>, ZnOH<sup>+</sup> ó ZnCl<sup>+</sup> y volverse no extraíble, posiblemente por introducirse en huecos normalmente ocupados por el Al<sup>3+</sup> en la capa octaédrica. Es posible entonces que por estabilizarse en estas estructuras complejas sea difícil su disponibilidad.

También se ha demostrado que el Zn interactúa con la materia orgánica del suelo, formándose complejos orgánicos de Zn solubles e insolubles. Según Hodgson *et al.* (1966), el 60% del Zn soluble en el suelo aparece como complejos orgánicos solubles y, Stevenson & Ardakani (1972), en una revisión sobre las reacciones de la materia orgánica con micronutrientes, concluyeron que los complejos orgánicos solubles de Zn están asociados principalmente con aminoácidos, ácidos orgánicos y fúlvicos mientras que los complejos orgánicos insolubles derivan de ácidos húmicos.

En tal sentido los niveles de Zn procedentes de esta investigación se encuentran en niveles adecuados, representan resultados moderados en el contenido de Zn total, estadísticamente hubo variación, pero no fue altamente significativa, pero los tratamientos con ME al 20 y 30% aeróbicos de ambas localidades (7: tratamientos 10, 20 y 30% de río Brito y 8: tratamientos 10, 20 y 30% la Montañita) obtuvieron claramente los niveles más elevados en la segunda fase, esta diferencia puede ser atribuida al aporte del material compost donde se encontraban los ME aeróbicos.

De igual manera, al comparar el suelo control en ambos periodos se puede resaltar que la planta cultivada influyó la biodisponibilidad de Zn en el control del segundo periodo, dentro de la cual la mitad de los tratamientos resultaron ligeramente inferiores a éste, y el restante de los casos superó los niveles de biodisponibilidad de Zn de la muestra control, lo que posiblemente influyó el efecto simbiótico de ME con la rizósfera de la planta en el aumento de la solubilización del Zn. En el caso de los tratamientos que se ubicaron por encima del control, es posible que los mecanismos utilizados por la planta hayan propiciado la acidificación del suelo (estrategia I); con un  $pH < 7,7$ .

Tabla 19. Análisis de varianza (ANOVA) para el zinc biodisponible por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	71,02	9	7,891	<b>8,33</b>	<b>0,0001</b>
Intra grupos	15,16	16	0,948		
Total (Corr.)	86,19	25			

Adicionalmente la variabilidad en los niveles de zinc biodisponible reflejada en la figura 12, se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que si posee diferencias estadísticamente significativas, debido a que el valor P fue muy inferior a 0,05 ( $P=0,0001$ ; tabla 19).

Tabla 20. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) zinc biodisponible.

Tratamientos	Casos	Media	Grupos Homogéneos
1	3	0	

0	1	0	
3	3	0	
2	3	0	
4	3	0	
0,1	1	2,02	
8	3	2,31	
6	3	2,98	
7	3	3,10	
5	3	4,41	

Posteriormente en la tabla 20, se ubican los subgrupos de Zn biodisponible que manifestaron tales diferencias, es decir, los datos se agruparon en tres grupos homogéneos estadísticamente diferentes: el primero, constituido por control con los subgrupos 1, 2, 3, 4 (primer periodo). El segundo grupo homogéneo estuvo conformado por el segundo control y los subgrupos 6, 7 y 8; y finalmente el tercer grupo homogéneo lo conformó los subgrupos 5, 6 y 7. De manera que la variabilidad es más heterogénea que los totales, sin embargo claramente se percibe que el subgrupo 8, constituido por los tratamientos aeróbicos de la Montañita (10, 20 y 30%) presentaron las menores concentraciones de Zn biodisponible a la planta, es posible que haya ocurrido desplazamiento metabólico por iones esenciales alcalino térreos, como el ión Ca.

Es evidente el papel que juega la rizosfera en la transformación y partición del metal con la secreción de sustancias por medio de exudación de raíces, lo cual aumenta la solubilidad de los metales (Wenzel *et al.*, 2003; Adriano *et al.*, 2004). Proceso en el cual posiblemente haya incidido en el aumento de la biodisponibilidad para la segunda fase (tratamientos que sobrepasaron la concentración de Zn biodisponible respecto al control). Por lo que las sustancias secretadas, en particular los fitosideroforos, pueden haber influenciado la biodisponibilidad de Zn en los suelos control y aquellos suelos con tratamientos con ME, después de la cosecha. La razón de esa afirmación es que se ha encontrado que los sideróforos no solamente forman complejos con Fe, sino también con una amplia gama de metales esenciales y no esenciales, incluidos Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Mo, Mn, Ni y Zn (Bellenger *et al.*, 2008;

Braud *et al.*, 2009; Kaviani *et al.*, 2017; Saad *et al.*, 2017), aumentando o disminuyendo su movilidad (Schalk *et al.*, 2011).

### Calcio (Ca)

De acuerdo a los resultados obtenidos en la figura 14, se visualiza el comportamiento del contenido del Ca en forma total y biodisponible, tanto en el suelo cultivado con ME (fase 1), como en suelo posterior a la cosecha de la planta de tomate (fase 2). Además de cuantificarse de forma efectiva en la biomasa de la planta de tomate.

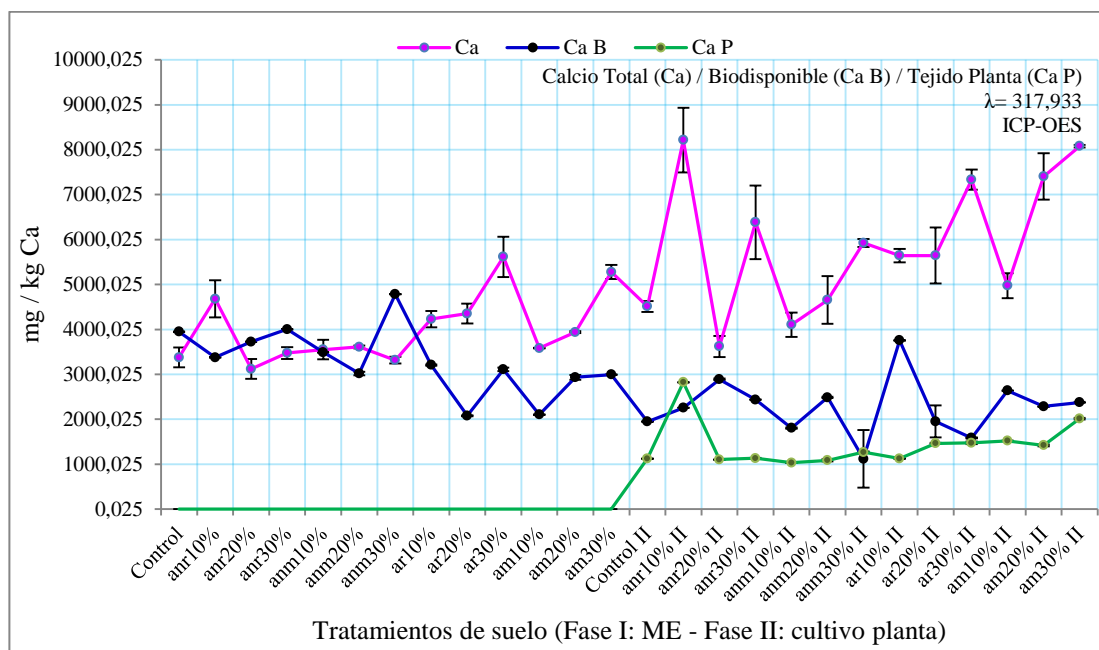


Figura 14. Concentraciones cuantificadas de calcio total y biodisponible en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES.

Las concentraciones totales de calcio, respecto al control, reflejada en la figura, oscilaron entre 3120 mg/kg de Ca correspondiente al tratamiento anaeróbico, río Brito al 20%, hasta alcanzar máximas de 8216 mg/kg de Ca, correspondiente al tratamiento anaeróbico, río Brito al 10%, el control con un valor de 3377 mg/kg de Ca, resultados referentes a ambos periodos de estudio.

Aunque se observa variabilidad en los niveles de calcio total (figura 14), se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que los

resultados no presentan diferencias estadísticamente significativas, debido a que el valor P fue ligeramente superior a 0,05 ( $P < 0,0508$ ; tabla 21).

Estos resultados representan niveles totales adecuados de este elemento cuando se contrasta con la tabla de interpretación de los rangos de concentración de nutrientes en el suelo para cultivos agronómicos, establecido por la Universidad de Arkansas, quienes señalan valores menores o iguales a 400 mg/kg de Ca total en el suelo representan concentraciones bajas para el buen desarrollo de los cultivos, lo que evidentemente demuestra que el suelo tratado supera sustancialmente este valor.

Tabla 21. Análisis de varianza (ANOVA) para el calcio total por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	3,4E7	9	3,8E6	<b>2,53</b>	<b>0,0508</b>
Intra grupos	2,4E7	16	1,5E6		
Total (Corr.)	5,8E7	25			

Por otra parte, la variabilidad en las concentraciones de Ca biodisponible en los tratamientos de suelo osciló desde 1118 mg/kg de Ca biodisponible correspondiente al tratamiento anaeróbico Montañita 30% (segundo periodo), hasta 4784 mg/kg de Ca biodisponible, correspondiente al tratamiento anaeróbico de la montaña 30% (primer periodo), partiendo de un control de 3948 mg/kg de Ca. Esta variabilidad en los niveles de Ca biodisponible se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que son valores con diferencias estadísticamente significativas, debido a que el valor P fue inferior a 0,05 ( $P = 0,0000$ ; tabla 22).

Posteriormente en la tabla 23, se ubican los subgrupos que manifestaron tales diferencias, es decir, los datos se agruparon en cuatro grupos homogéneos estadísticamente diferentes: el primero, constituido por control II con los subgrupos 5, 6, 7 y 8. El segundo grupo homogéneo estuvo conformado por los subgrupos 3 y 4. El tercer grupo homogéneo se ubicó en el subgrupo 3 y control I y finalmente el último grupo homogéneo se ubicó en los subgrupos 1, 2 y control I.

Tabla 22. Análisis de varianza (ANOVA) para el calcio biodisponible por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	3,4E7	9	3,8E6	<b>14,62</b>	<b>0,0000</b>
Intra grupos	4,1E6	16	257753		
Total (Corr.)	3,8E7	25			

Tabla 23. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de calcio biodisponible.

Tratamientos	Casos	Media	Grupos Homogéneos
6	3	901,8	
0,1	1	974,1	
7	3	1216	
8	3	1217	
5	3	1263	
4	3	2677	
3	3	2799	
1	3	3702	
2	3	3764	
0	1	3948	

Según el instituto Colombiano agropecuario - ICA (1992), existe dificultad para establecer niveles críticos para  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$ ; pues en la mayoría de los casos se debe considerar no sólo la fracción intercambiable, sino también el porcentaje de saturación en el complejo de cambio y el pH del suelo. De esta manera tomando en cuenta la concentración intercambiable del ión y su pH, se puede afirmar que para el primer periodo las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  estuvieron por encima de 2400 mg/kg de Ca biodisponible, que representan altos niveles del nutriente, principalmente los subgrupos 1 y 2 (tratamientos anaeróbicos de las localidades río Brito y montaña, respectivamente) y control, siendo estos tratamientos los que presentaron los más altos pH, aunque este comportamiento no se corresponde con el valor del pH obtenido en el control, el cual se ubicó por debajo de 7 y sin embargo obtuvo valores significativos de Ca. Sin embargo, la segunda fase las concentraciones disminuyeron, los niveles de biodisponibilidad estuvieron en el rango medio (mg/kg), condición que certifica al suelo la posibilidad de seguir progresivamente aportando calcio a la planta.

Cabe destacar que entre las concentraciones de Ca biodisponibles para el primer periodo no hubo diferencias significativas, lo que puede indicar que los ME insertados en esa fase influenciaron muy poco en la solubilización del calcio.

Tabla 24. Estimado conceptual en el contenido de Ca en el suelo, según el ICA (1992).

Indicador de Ca	Alto	Medio	Bajo
Proporción (mg/kg)	>2500	(1200-2500)	<1200

Ahora bien, la variabilidad en los niveles de calcio absorbido por la planta reflejada en la figura 13, se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que los valores poseen diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ( $P= 0,0000$ ; tabla 25); sin embargo, en el segundo periodo los tratamientos no presentaron diferencias significativas. Posteriormente en la tabla 26, se ubicaron los dos subgrupos que manifestaron tales diferencias: el primero, constituido por control I con los subgrupos 1, 2, 3, 4 y el segundo grupo homogéneo estuvo conformado por el segundo control y los subgrupos 5, 6, 7 y 8.

Tabla 25. Análisis de varianza (ANOVA) para el calcio en la planta por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1,4E7	9	1,5E6	<b>11,09</b>	<b>0,0000</b>
Intra grupos	2,2E6	16	140537		
Total (Corr.)	1,6E7	25			

En la mayoría de los tratamientos aeróbicos la planta acumuló más calcio que en el suelo control, aunque estadísticamente esta variación no es representativa o significativa.

Tabla 26. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de calcio en la planta.

Tratamientos	Casos	Media	Grupos Homogéneos
1	3	0	
0	1	0	
2	3	0	



3	3	0	
4	3	0	
0,1	1	1124	
6	3	1129	
7	3	1355	
8	3	1652	
5	3	1686	

### Magnesio

De acuerdo con los resultados (figura 15), se observa el comportamiento en el contenido de magnesio total, tanto en el suelo cultivado con ME (fase 1), como en suelo cultivado con ME y posterior a la cosecha de la planta de tomate (fase 2). También se detectó y cuantificó Mg en forma biodisponible sólo en el periodo posterior a la cosecha de la planta de tomate (fase 2) e igualmente se detectó y cuantificó en la biomasa de la planta de tomate.

La variabilidad reflejada en las concentraciones totales de magnesio respecto al control osciló desde 474 mg/kg, correspondiente al tratamiento anaeróbico río Brito al 20%, hasta alcanzar el valor máximo de 741 mg/kg de Mg en el tratamiento aerobio río Brito al 30%, mientras que el valor del control fue de 510 mg/kg, resultados referentes al primer periodo de estudio. Para el segundo periodo las concentraciones totales de magnesio respecto al control oscilaron desde 209 mg/kg, correspondiente al tratamiento anaeróbico río Brito al 20%, hasta un valor máximo de 503 mg/kg de Mg correspondiente al tratamiento aerobio río Brito al 10%, y el valor del control fue de 238 mg/kg.

De acuerdo a los reportes emanados de la División de agricultura de la Universidad de Arkansas, señalan que niveles de Mg inferiores o iguales a 30 mg/kg en el suelo, corresponden a niveles bajos para los cultivos, para lo cual evidentemente se obtuvieron valores muy superiores a la referida concentración.

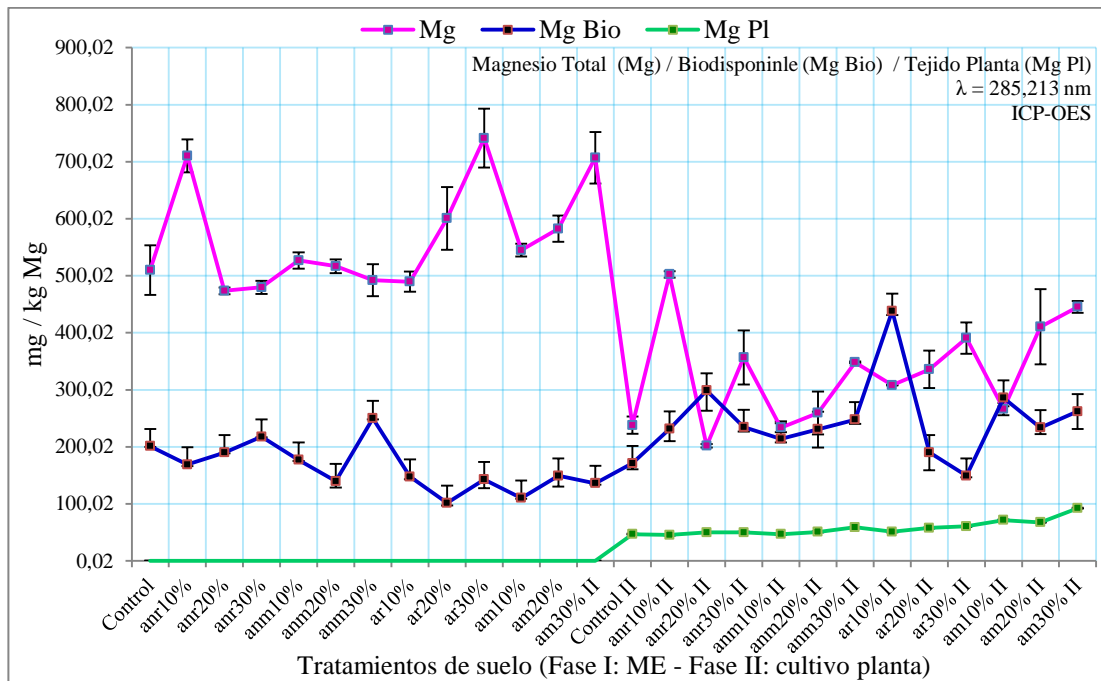


Figura 15. Concentraciones cuantificadas de magnesio total y biodisponible en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES.

Para el segundo periodo, las concentraciones oscilaron desde 149 mg/kg correspondiente al tratamiento aeróbico del sector río Brito al 30% hasta alcanzar un valor máximo de 438 mg/kg, correspondiente al tratamiento aeróbico de la localidad la río Brito al 10%, y control de 171 mg/kg de Mg.

Esta variabilidad en los niveles de magnesio total reflejada en la figura 15, se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que son estadísticamente significativas, debido a que el valor P fue inferior a 0,05 ( $P < 0,0037$ , tabla 27). Estas diferencias están relacionadas al consumo por parte de la planta para sus funciones fisiológicas.

Tabla 27. Análisis de varianza (ANOVA) para el magnesio total por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	412851	9	45872	<b>4,66</b>	<b>0,0037</b>
Intra grupos	157383	16	9836		
Total (Corr.)	570234	25			

Posteriormente en la tabla 28, se ubican los subgrupos que manifestaron tales diferencias, es decir, los datos se agruparon en tres grupos homogéneos estadísticamente diferentes: el primero, constituido por ambos controles con los subgrupos 5, 6, 7 y 8. El segundo grupo homogéneo estuvo conformado por los subgrupos 2, 5, 7, 8 y primer control y el tercer grupo homogéneo se ubicó en los subgrupos 1, 2, 3, 4 y control I.

Por otra parte, la variabilidad arrojada en las concentraciones de Mg biodisponibles, en el primer periodo, respecto al control osciló desde mínimos 102 mg/kg correspondiente al tratamiento aeróbico del sector río Brito al 20%, hasta alcanzar máximas de 250 mg/kg, correspondiente al tratamiento anaeróbico de la localidad la Montañita al 30%, y el valor del control fue de 201 mg/kg de Mg.

Tabla 28. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de magnesio total.

Tratamientos	Casos	Media	Grupos Homogéneos
0,1	1	238	
6	3	281	
7	3	345	
5	3	354	
8	3	374	
0	1	510	
2	3	512	
1	3	555	
3	3	611	
4	3	611	

Esta variabilidad reflejada en los niveles de Mg biodisponible se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que no son diferencias estadísticamente significativas, debido a que el valor P fue superior a 0,05 ( $P < 0,1551$ ; tabla 29).

Tabla 29. Análisis de varianza (ANOVA) para el magnesio biodisponible por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	62596	9	6955	<b>1,76</b>	<b>0,1551</b>
Intra grupos	63218	16	3951		
Total (Corr.)	125815	25			

Según el instituto Colombiano agropecuario - ICA (1992), afirma la dificultad en establecer niveles críticos para  $Mg^{2+}$ , de esa manera establece valores aproximados de biodisponibilidad necesaria a los cultivos.

Tabla 30. Estimado conceptual en la composición de Mg en el suelo, según el ICA (1992).

Indicador de Mg	Alto	Medio	Bajo
Proporción (mg/kg)	>600	(360-600)	<360

En vista de que la variabilidad de Mg biodisponible no fue estadísticamente significativa, se puede decir que, en la mayoría de los tratamientos, incluyendo muestras control, sus concentraciones se ubicaron por debajo de 360 mg/kg de Mg biodisponible; con la excepción del tratamiento aeróbico del sector río Brito al 30% que se obtuvo un valor de 438 mg/kg,

En relación con las plantas, estas acumularon casi de forma constante, excepto el subgrupo 8, cuyas biomásas acumularon significativamente más Mg biodisponible o soluble ( $Mg^{2+}$ ) que los demás tratamientos.

Ahora bien, la variabilidad en los niveles de magnesio absorbido por la planta reflejada en la figura 15, se pudo comprobar estadísticamente (ANOVA), que igualmente posee diferencias estadísticamente significativas entre ellos, debido a que el valor P fue ligeramente inferior a 0,05 ( $P < 0,0121$ ; tabla 31). Posteriormente en la tabla 32, se ubican los dos subgrupos que manifestaron diferencias: el primero, constituido por control I con los subgrupos 5, 6 y 7 y el segundo grupo homogéneo

estuvo conformado por el subgrupo 8, correspondiente a los tratamientos aeróbicos de la región montañita al 10, 20 y 30%.

Tabla 31. Análisis de varianza (ANOVA) para el magnesio en la planta por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1616	4	404,0	<b>6,57</b>	<b>0,0121</b>
Intra grupos	491,9	8	61,48		
Total (Corr.)	2108	12			

Tabla 32. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de magnesio en la planta.

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos
0,1	1	47,0	
5	3	48,5	
6	3	52,2	
7	3	56,5	
8	3	77,3	

#### Manganeso

De acuerdo con los resultados (figura 16), se observa el comportamiento en el contenido de manganeso total, tanto en el suelo cultivado con ME (fase 1), como en suelo posterior a la cosecha de la planta de tomate (fase 2). También se detectó y cuantificó Mn en forma biodisponible sólo en el periodo posterior a la cosecha de la planta de tomate (fase 2) e igualmente se detectó y cuantificó en la biomasa de la planta de tomate.

En los resultados referentes al primer periodo de estudio, la variabilidad reflejada en las concentraciones totales de magnesio respecto al control osciló desde 42,22 mg/kg, correspondiente al tratamiento anaeróbico río Brito al 20%, hasta alcanzar máximas de 70,83 mg/kg de Mg correspondiente al tratamiento anaeróbico río Brito al 10%, con un valor en el control de 50,55 mg/kg. Para el segundo periodo las concentraciones totales de magnesio respecto al control oscilaron desde 40,48 mg/kg, correspondiente al tratamiento anaeróbico río Brito al 20%, hasta alcanzar máxim0 de

94,26 mg/kg de Mg correspondiente al tratamiento anaeróbico río Brito al 10%, y el control con un valor de 48,10 mg/kg.

Esta variabilidad reflejada en los niveles de Mg totales se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que no son diferencias estadísticamente significativas, debido a que el valor P fue superior a 0,05 ( $P < 0,774$ ; tabla 33).

De acuerdo a los reportes emanados de la División de agricultura de la Universidad de Arkansas, señalan que niveles de Mn inferiores o iguales a 40 mg/kg en el suelo, corresponden a niveles bajos para los cultivos, para lo cual evidentemente se obtuvieron valores ligeramente superiores a la referida concentración.

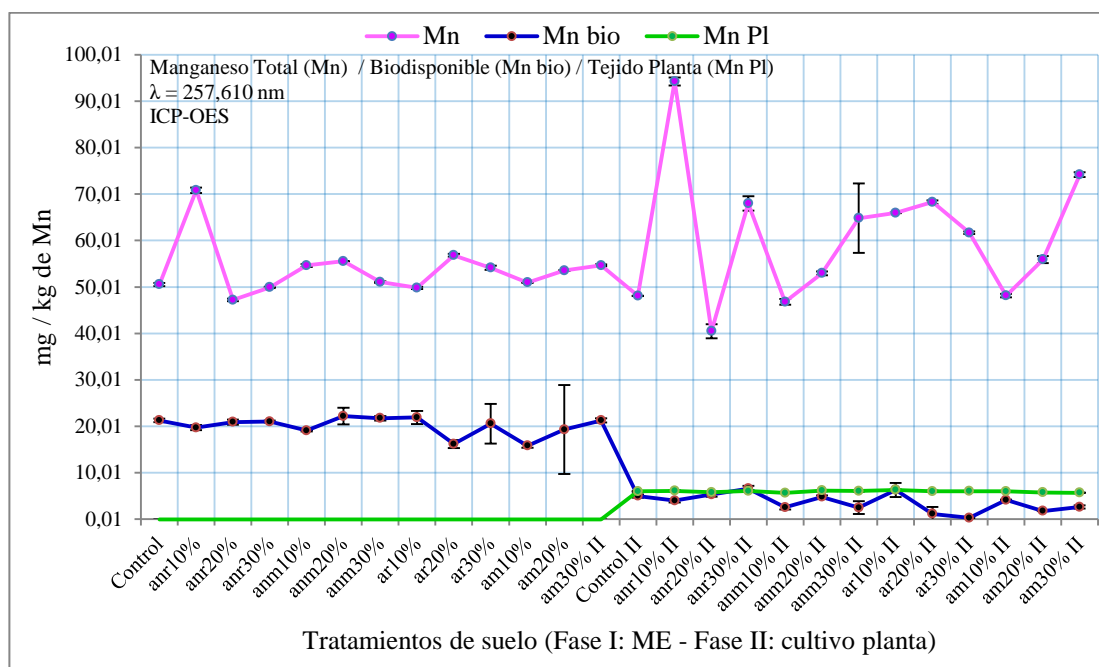


Figura 16. Concentraciones cuantificadas de manganeso total y biodisponible en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES.

Tabla 33. Análisis de varianza (ANOVA) para el manganeso total por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	809,3	9	89,93	<b>0,61</b>	<b>0,7742</b>
Intra grupos	2372	16	148,2		
Total (Corr.)	3181	25			

Por otra parte, la variabilidad en las concentraciones de Mn biodisponibles para el primer periodo en los tratamientos de suelo osciló desde 15,89 mg/kg de Mn correspondiente al tratamiento anaeróbico Montañita 10% (segundo periodo), hasta un valor máximo de 22,20 mg/kg de Mn correspondiente al tratamiento anaeróbico de la montañita 20%, partiendo de un control de 21,27 mg/kg de Mn. Para el segundo periodo las concentraciones oscilaron 0,30 mg/kg de Mn correspondiente al tratamiento anaeróbico río Brito 30% hasta 6,32 mg/kg de Mn correspondiente al tratamiento anaeróbico río Brito 10%, con un valor en el control de 6,01 mg/kg de Mn.

Esta variabilidad en los niveles de Mn biodisponible se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que son diferencias estadísticamente significativas, debido a que el valor P fue inferior a 0,05 ( $P < 0,0000$ ; tabla 34).

En la tabla 35 se ubican las diferencias producidas en esos tratamientos, constatando la formación de dos grupos homogéneos diferentes, constituidos por los respectivos subgrupos de cada periodo. Adicionalmente se puede decir que no hubo variabilidad estadísticamente comprobable entre el control y los tratamientos biodisponibles para cada periodo.

Tabla 34. Análisis de varianza (ANOVA) para el manganeso biodisponible por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1787	9	198,6	<b>44,97</b>	<b>0,0000</b>
Intra grupos	70,66	16	4,416		
Total (Corr.)	1858	25			

Posteriormente en la tabla 35, se ubican los subgrupos que manifestaron tales diferencias de estas concentraciones de Mn biodisponible, es decir, los datos se agruparon en dos grupos homogéneos, estadísticamente diferentes: el primero,

constituido por el primer control con los subgrupos 1, 2, 3 y 4. El segundo grupo homogéneo estuvo por el segundo control y los subgrupos 5, 6, 7 y 8, por tanto se reitera entonces que no hubo variabilidad comprobada estadísticamente con la aplicación de los ME y el control, ni variabilidad en el segundo control con los niveles de Mn biodisponibles con el crecimiento de la planta.

Tabla 35. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de manganeso biodisponible por tratamientos.

Tratamientos	Casos	Media	Grupos Homogéneos
7	3	2,59	
8	3	2,86	
6	3	3,30	
0,1	1	5,02	
5	3	5,30	
4	3	18,8	
3	3	19,6	
1	3	20,6	
2	3	21,0	
0	1	21,3	

Por otra parte, la variabilidad en los niveles de manganeso absorbido por la planta reflejada en la figura 16, se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), los tratamientos no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los periodos, debido a que el valor P fue superior a 0,05 ( $P < 0,5492$ ; tabla 36), es decir gráficamente se observa cómo los tratamientos de suelo, la planta, acumuló de forma casi constante niveles de Mn biodisponible e incluso, la mayoría de los tratamientos, sus plantas, acumularon o absorbieron concentraciones superiores a las concentraciones de Mn biodisponibles presentes post cosecha.

Es destacable que los niveles de biodisponibilidad para el primer periodo o fase se encontraran en niveles muy por encima a los niveles de biodisponibilidad de Mn en el segundo periodo, destacando que muchos de los tratamientos superaron a la muestra control, es decir claramente el metabolismo microbiano influyó en el aumento de la solubilidad y biodisponibilidad del Mn.



Tabla 36. Análisis de varianza (ANOVA) para el manganeso en la planta por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,125	4	0,031	<b>0,82</b>	<b>0,5492</b>
Intra grupos	0,305	8	0,038		
Total (Corr.)	0,430	12			

Finalmente en la planta, no hubo variabilidad estadística que demostrara eficiencia de los ME insertados al suelo para Mn, ya que el comportamiento de las concentraciones son similares a las del respectivo control, pero lo interesante es que dichas concentraciones superaron a las concentraciones biodisponibles, es decir la planta asimiló posiblemente, tanto formas químicas del Mn rápidamente asimilable como medianamente asimilable según lo establece Dion & Mann, (1946), y estas especies corresponden a formas de "Mn activo" que incluye: la fracción de  $Mn^{2+}$  y la fracción de Mn fácilmente reducible, siendo estas especies la que mayoritariamente contribuyen al incremento de la biodisponibilidad y posiblemente ejerce incidencia nutrición vegetal. En tal sentido, el Mn biodisponible, representó la fracción de Mn que exhibió diferencias estadísticamente comprobables con los tratamientos.

Según Lindsay, (1972), establece que la disponibilidad de manganeso aumenta en los suelos ácidos por los bajos niveles de pH, específicamente el  $Mn^{2+}$  soluble disminuye 100 veces por cada incremento de unidad de pH, por lo que a pHs altos, la disponibilidad de Mn puede resultar inadecuada para satisfacer las necesidades de la planta. Estos resultados no muestran similitud en el comportamiento del Mn soluble con el pH del suelo descrito por Lindsay, (1972), debido a que la tendencia a la disminución de la solubilidad del Mn para la segunda fase disminuyó con el pH, cuyo comportamiento se ve influenciado por el crecimiento de la planta y su exigencia mineral del metal.

#### Cobre

La variabilidad reflejada en las concentraciones totales de cobre respecto al control osciló desde 1,49 mg/kg (figura 17), correspondiente al tratamiento aeróbico de la montañita al 10%, hasta alcanzar un valor máximo de 8,15 mg/kg de Cu

correspondiente al tratamiento anaeróbico río Brito al 10%, el control de 2,72 mg/kg, resultados referentes a las dos fases de estudio.

Esta variabilidad reflejada en los niveles de Cu total, se pudo comprobar estadísticamente, a través de un análisis de varianza (ANOVA), que si representan diferencias estadísticamente significativas, debido a que el valor P fue inferior a 0,05 ( $P= 0,0014$ ; tabla 37).

Posteriormente en la tabla 38, se ubican los subgrupos que manifestaron tales diferencias, es decir, los datos se agruparon en cuatro grupos homogéneos estadísticamente diferentes entre ellos: el primero, constituido por ambos controles con los subgrupos 5, 6, 7 y 8. El segundo grupo homogéneo estuvo conformado por los subgrupos 2, 3, 7 y 8 y primer control. El tercer grupo homogéneo se ubicó en los subgrupos 2, 3, 4, 7 y control I y el último subgrupo aisladamente se encontró el tratamiento 1, totalmente desviados de los demás componentes del subgrupo, es decir ese tratamiento anaeróbico río Brito al 10%, se encuentra totalmente desviado del segundo y tercer tratamiento anaeróbico al 20 y 30%, por lo tanto es descartable. Por lo tanto, podemos afirmar la formación de tres grupos homogéneos estadísticamente diferentes.

De acuerdo con estos elementos podemos resaltar, en primer lugar, que los tratamientos en la primera fase o periodo presentaron las mayores concentraciones, claramente los tratamientos incrementaron los niveles iniciales del control, en la cual los tratamientos sí incidieron en las proporciones de Cu total. Además, es probable que hubo interacción por parte de la planta para extraer cobre del suelo para su provecho, pero las cantidades fueron muy bajas que no fue posible detectarlas por el equipo ICPOES en la biomasa de la planta. Según Mengel & Kirkby (1987), los contenidos totales de Cu del material vegetal son normalmente menores de 10 mg/kg, por tanto, las necesidades de Cu de los cultivos son bajas.

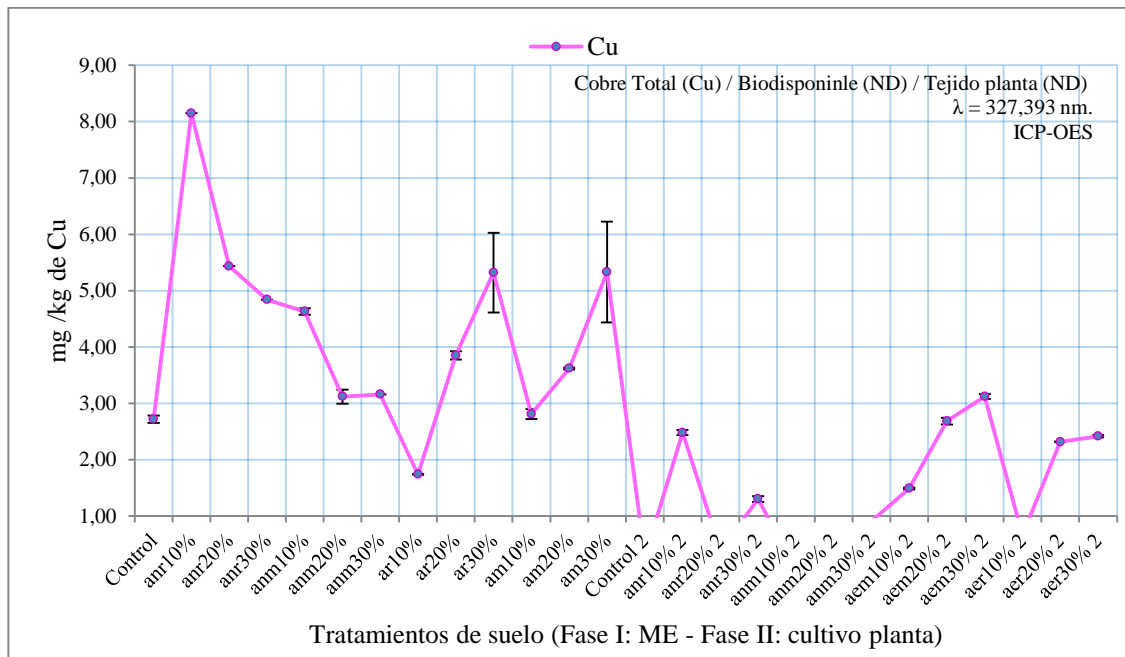


Figura 17. Concentraciones cuantificadas de cobre en suelo con Microorganismos eficientes “ME” (fase 1) y suelo posteriormente cultivado con plantas de tomate (fase 2) por ICP/OES.

Tabla 37. Análisis de varianza (ANOVA) para el cobre total por tratamientos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	73,78	9	8,198	<b>5,60</b>	<b>0,0014</b>
Intra grupos	23,44	16	1,465		
Total (Corr.)	97,23	25			

Tabla 38. Método de análisis a Posterior LSD (múltiples rangos) de cobre total por tratamientos.

Tratamientos	Casos	Media	Grupos Homogéneos
0,1	1	0,27	
6	3	0,45	
5	3	1,39	
8	3	1,80	
7	3	2,43	
0	1	2,72	
3	3	3,64	
2	3	3,64	
4	3	3,92	
1	3	6,14	

### Variables correlacionadas

En la tabla 39 se presentan las correlaciones positivas y negativas entre los elementos químicos y las variables fisicoquímicas, teniendo en cuenta los periodos o fases en las que se analizó el suelo (fase 1: tratamiento con ME y fase 2: suelo posterior a la cosecha de plántulas de tomate).

Primeramente, destacamos la alta correlación del Ca total, cuyas concentraciones estuvieron altamente correlacionadas con Zn y Mn total, con valores de 0,719 y 0,749, respectivamente. También, hubo una correlación positiva con las concentraciones de Ca, Mn y Mg absorbidas y acumuladas por las plantas de tomate, con valores 0,787; 0,6295 y 0,697, respectivamente. Es destacable la correlación negativa con el Ca biodisponible, con un valor de -0,637, lo que se puede inferir la proveniencia de ese Ca biodisponible del Ca total por efecto de los ME.

En cuanto al Fe total, presentó alta correlación positiva con el Cu y el Mg total, con valores 0,726 y 0,818, respectivamente.

El Cu total presentó alta correlación positiva con Mg total (C= 0,859); Ca biodisponible (C=0,653); Mn biodisponible (C=.0,666); sin embargo, presentó correlaciones negativas con Fe biodisponible (C=-0,684) y Zn biodisponible (-0,677).

También se resaltan los resultados de correlación entre las concentraciones de Mg total con los demás elementos químicos y variables, destacando dos correlaciones positivas correspondientes al Mn biodisponible (C= 0,742). No obstante, las correlaciones negativas del Mg total correspondieron a: Fe biodisponible (C= -0,716); Zn biodisponible (C= -0,741); Mn planta (C= -0,798) y Mg planta (C= -0,716).

El otro elemento a destacar su grado de correlación entre sus concentraciones es el Ca biodisponible, dentro de la cual reflejó correlaciones positivas el Mn biodisponible (C=0,935). No obstante, este elemento biodisponible tuvo una proporción mayor de correlaciones negativas correspondiente a Zn biodisponible (C= -695); Ca planta (C=

-0,811); Mn planta (C= -0,887); Mg planta (C= -0,851) y el crecimiento de la planta (C= -0,786).

Seguidamente el Fe biodisponible mostró un grado de correlación positiva con muchos elementos químicos y variables fisicoquímicas, principalmente el Zn biodisponible (C= 0,850); Mn en la planta (C= -0,796); Mg planta (C= 0,675) y el crecimiento de la planta (0,668). Sin embargo, este elemento mostró una significativa correlación negativa con el Mn biodisponible con un C= -0,676.

Como resultado analítico de los datos resalta la alta correlación del Zn biodisponible con elementos como Mg biodisponible (C= 0,773); Ca en la planta (C= 0,731); Mn en la planta (C= 0,862); Mg en la planta (C= 0,765) y crecimiento (C= 0,758). Los valores de Zn biodisponible obtenidos de correlación negativa son específicos para el Mn biodisponible con C= -0,769 y la conductividad eléctrica (C=-0,749). Los resultados muestran una alta correlación, principalmente entre el Fe y Zn biodisponible (C=0,850) y el Zn y Mg biodisponible (C= 0,773).

Mn presentó mayoritariamente altas correlaciones negativas con los siguientes elementos: Ca en la planta (C= -0,896); Mn en la planta (C= 0,970); Mg en la planta (C= 0,948) y crecimiento de la planta (C= -0,896). Paralelamente el Mg biodisponible presentó una leve correlación positiva solo con el crecimiento de la planta (C= 0,566).

Seguidamente, el otro elemento químico de relevante importancia y sobresaliente por el número de correlaciones en sus concentraciones fue el Mg total, dentro del cual tuvo un comportamiento de correlación en forma positiva con el Zn y Fe biodisponible, teniendo en cuenta que el Mg biodisponible solo se correlacionó positivamente con el crecimiento de la planta.

El potasio biodisponible presentó correlaciones positivas con el Mg total, Mn biodisponible y conductividad eléctrica: 0,748; 0,800 y 0,900; respectivamente. Mientras que las correlaciones negativas se presentaron con Zn biodisponible, Ca en

planta, Mn en planta, Mg en planta, crecimiento: -0,712; -0,790; -0,841; -0,816; -0,796.

Se percibió una alta correlación negativa entre la conductividad eléctrica del suelo y el crecimiento de la planta con un  $C = -0,796$ , y también con las concentraciones de los elementos detectados en las plantas (Ca, Mn y Mg); es decir, en la medida existen sales solubles del suelo, el crecimiento de la planta fue desfavorable. La conductividad eléctrica estuvo altamente correlacionada de manera positiva con Mn y Ca biodisponibles.

Es importante destacar que Ca, Mn, Mg en la planta tuvieron altas correlaciones positivas con su crecimiento.

Tabla 39. Correlaciones de Pearson referentes a todos los elementos químicos determinados, pH, conductividad y materia orgánica en el suelo analizado en dos periodos (Fase I. suelo con la aplicación de ME y Fase II. Suelo cosechado con la planta de tomate).

	Ca	Fe	Zn	Mn	Cu	Mg	Ca Biod	Fe Bio	Zn Bio	Mn Bio	Mg Bio	Ca Pl	Mn Pl	Mg Pl	pH	Cond	MOT	NT	PT	Crecim	K Bio
Ca		0,041	<b>0,719</b>	<b>0,749</b>	-0,151	-0,079	-0,636	0,352	0,431	-0,654	0,229	<b>0,787</b>	0,629	0,697	-0,265	-0,509	-0,043	0,340	0,196	<b>0,678</b>	-0,472
		0,842	0,000	0,000	0,464	0,700	0,000	0,078	0,028	0,000	0,260	0,000	0,001	0,000	0,190	0,008	0,833	0,089	0,336	0,000	0,015
Fe			0,123	0,486	<b>0,726</b>	<b>0,818</b>	0,495	-0,462	-0,459	0,562	-0,251	-0,373	-0,577	-0,531	0,291	0,473	0,187	-0,075	-0,230	-0,563	0,531
			0,550	0,012	0,000	0,000	0,010	0,017	0,018	0,003	0,215	0,061	0,002	0,005	0,150	0,015	0,361	0,716	0,257	0,003	0,005
Zn				0,546	0,212	0,152	-0,382	-0,042	0,113	-0,399	-0,048	0,426	0,320	0,387	-0,146	-0,287	0,416	0,346	0,229	0,366	-0,215
				0,004	0,298	0,459	0,054	0,837	0,583	0,043	0,816	0,030	0,111	0,051	0,476	0,155	0,035	0,084	0,261	0,066	0,292
Mn					0,138	0,172	-0,318	0,199	0,247	-0,329	0,155	0,581	0,325	0,327	-0,097	-0,337	-0,205	0,091	-0,131	0,275	-0,266
					0,500	0,400	0,112	0,328	0,224	0,099	0,449	0,002	0,105	0,102	0,636	0,093	0,315	0,658	0,523	0,174	0,189
Cu						<b>0,859</b>	0,653	-0,684	-0,677	0,666	-0,451	-0,5	-0,718	-0,643	0,434	0,483	0,373	-0,032	-0,171	-0,600	0,497
						0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,021	0,003	0,000	0,000	0,026	0,012	0,060	0,876	0,403	0,001	0,010
Mg							0,630	-0,716	-0,741	0,742	-0,587	-0,580	-0,798	-0,716	0,299	0,719	0,475	-0,055	-0,025	-0,684	<b>0,748</b>
							0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,002	0,000	0,000	0,138	0,000	0,014	0,787	0,904	0,000	0,000
Ca Bio								-0,641	-0,695	<b>0,935</b>	-0,248	-0,811	-0,887	<b>-0,852</b>	0,431	<b>0,731</b>	0,2757	-0,354	-0,245	<b>-0,786</b>	<b>0,626</b>
								0,000	0,000	0,000	0,222	0,000	0,000	0,000	0,027	0,000	0,173	0,076	0,228	0,000	0,001
Fe Bio									<b>0,850</b>	-0,676	0,599	0,627	<b>0,796</b>	0,675	-0,249	-0,649	-0,501	0,082	0,059	<b>0,668</b>	<b>-0,607</b>
									0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,220	0,000	0,009	0,691	0,776	0,000	0,001
Zn Bio										<b>-0,769</b>	<b>0,773</b>	<b>0,731</b>	<b>0,862</b>	<b>0,765</b>	-0,28	<b>-0,749</b>	-0,456	0,111	-0,044	<b>0,7582</b>	<b>-0,712</b>
										0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,158	0,000	0,019	0,590	0,830	0,000	0,0000
Mn. Bio											-0,466	<b>-0,896</b>	<b>-0,970</b>	<b>-0,948</b>	0,438	<b>0,842</b>	0,377	-0,327	-0,192	<b>-0,896</b>	<b>0,800</b>
											0,016	0,000	0,000	0,000	0,025	0,000	0,058	0,103	0,348	0,000	0,000
Mg Bio												0,496	0,592	0,568	-0,069	-0,576	-0,503	-0,004	-0,169	0,566	<b>-0,622</b>
												0,010	0,001	0,002	0,734	0,002	0,009	0,984	0,408	0,003	0,001
Ca Pl													<b>0,903</b>	<b>0,897</b>	-0,369	<b>-0,798</b>	-0,399	0,182	0,094	<b>0,882</b>	<b>-0,790</b>
													0,000	0,000	0,064	0,000	0,043	0,373	0,647	0,000	0,000
Mn Pl														<b>0,949</b>	-0,398	<b>-0,859</b>	-0,423	0,250	0,149	<b>0,909</b>	<b>-0,841</b>
														0,000	0,044	0,000	0,031	0,218	0,467	0,000	0,000
Mg Pl															-0,361	<b>-0,823</b>	-0,346	0,299	0,176	<b>0,946</b>	<b>-0,816</b>
															0,070	0,000	0,083	0,138	0,389	0,000	0,000
pH																0,029	0,182	-0,106	-0,633	-0,359	0,164
																0,890	0,373	0,606	0,000	0,071	0,423
Cond																	0,455	-0,204	0,210	<b>-0,796</b>	<b>0,900</b>
																	0,019	0,318	0,304	0,000	0,000
MOT																		0,278	0,208	-0,307	0,489
																		0,167	0,308	0,127	0,011
NT																			0,367	0,253	-0,075
																			0,065	0,212	0,715
PT																				0,177	0,068
																				0,387	0,742
Crecim																					<b>-0,796</b>
																					0,0000

### **Análisis de correlación**

Los resultados del análisis estadístico de correlación, de acuerdo con todas estas variables muestran que uno de los elementos mayormente correlacionado se encuentra el Ca. Este nutriente tuvo concentraciones elevadas tanto en forma total, biodisponible y la planta, cuyo comportamiento muestra el aumento de sus concentraciones totales, en algunos casos posiblemente fueron influenciadas por los ME y los sideroforos.

La correlación positiva del pH con Cu, Ca biodisponible y Mn biodisponible indica que la basicidad del suelo influenciada por los ME, incrementaron los valores de esos elementos.

La correlación negativa y alta entre P y pH comprueba que a altos valores de pH, favorecidos en este estudio por los ME, reducen la disponibilidad del P, lo que demuestra que el P es pH dependiente y los fenómenos de fijación y precipitación de P pueden ocurrir al aumentar el pH (Bargaz *et al.*, 2018).

La materia orgánica (MOT) tuvo correlación negativa con los elementos Fe, Mg y Zn biodisponibles, esto es posible porque la MO contiene un número significativo de grupos funcionales (CO<sub>2</sub>, OH, C=C, COOH, SH, CO<sub>2</sub>H) que tienen alta afinidad por los iones metálicos, lo que deriva que a mayor MOT menor sea la biodisponibilidad de esos metales por la formación de complejos órgano-metálicos (Kabata- Pendias, 2000). Esta capacidad de la materia orgánica de acción quelante hacia estos nutrientes metálicos, garantizan la supervivencia de los microorganismos que colonizan el suelo (Piaggese, 2004).

En cuanto al potasio, al comienzo del desarrollo de la planta, el estudio de correlación demuestra que su contenido biodisponible se encontraba en concentraciones relativamente altas y en la medida que la planta crece, lo absorbe, éste se reduce significativamente, por ello las correlaciones negativas reflejadas con su crecimiento, con los otros elementos en plantas y con el Fe y Zn biodisponible.



Los resultados de las correlaciones muestran que entre los elementos químicos existen más sinergia que antagonismos, lo que favorece el mejoramiento de la fertilidad de los suelos, posiblemente por el uso de ME.

### Germinación de semillas certificadas de tomate y crecimiento de sus plántulas en suelos tratados con ME

El análisis del material vegetal representa otra estrategia para determinar la disponibilidad de nutrientes de los suelos.

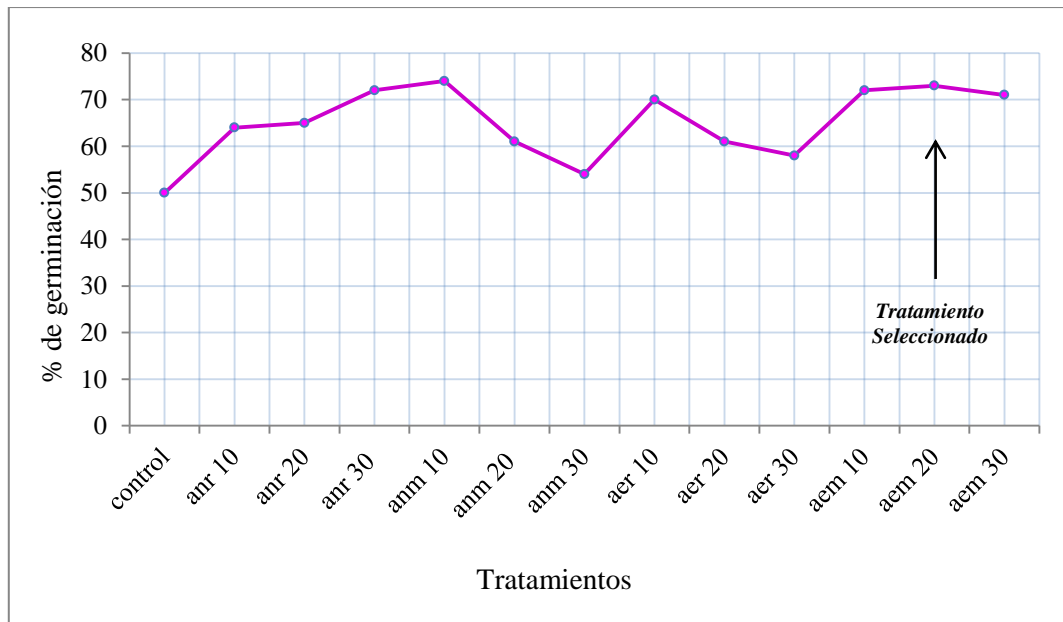


Figura 18. Variación del proceso de germinación de semillas certificadas de tomate durante los tratamientos del suelo a base de ME.

El proceso de germinación de semillas certificadas de tomate *Solanum lycopersicum* arrojó resultados satisfactorios en función de la rápida formación de las primeras plántulas. Los resultados demostraron que los tratamientos anaeróbicos más destacados en el desarrollo las plántulas correspondieron al suelo tratado con ME procedente de la localidad río Brito 30% y la localidad Montañita 10%. Sin embargo, los resultados de germinación en los tratamientos aerobios presentaron mayor capacidad para el inicio de esta etapa de desarrollo de plántulas por tratamiento con respecto a los tratamientos anaerobios, destacándose los tratamientos del suelo: 10%

m/m de la localidad río Brito, así como los tratamientos de suelo con ME al 10, 20 y 30%, procedentes de la localidad La Montañita (figura 18).

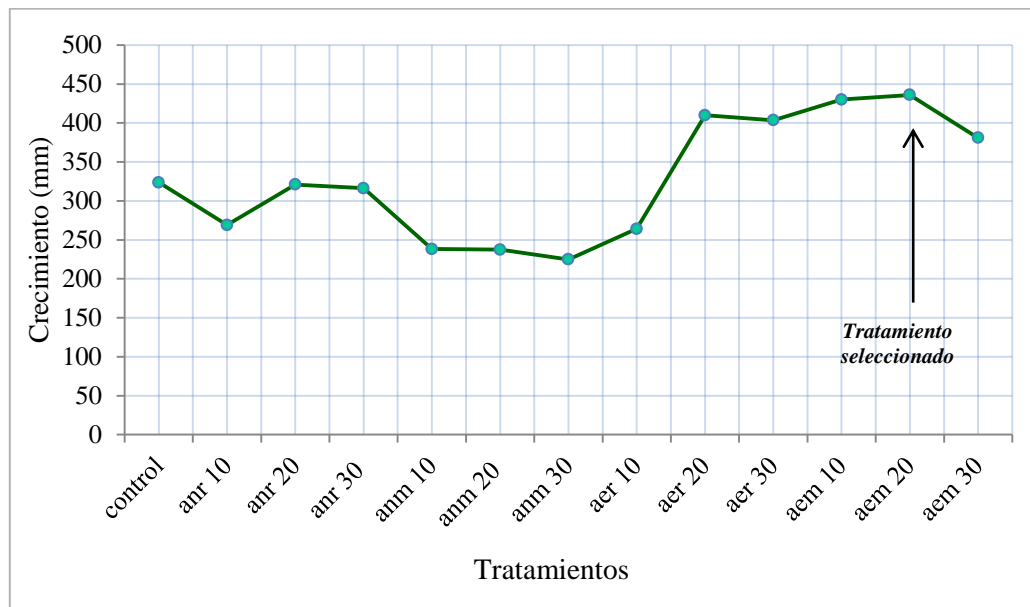


Figura 19. Variación del proceso de crecimiento de plántulas de tomate durante los tratamientos del suelo a base de ME.

Teniendo estos planteamientos presentes, una vez germinadas la totalidad de semillas, se procedió al seguimiento de la longitud (mm) de cada plántula desarrollada, pertenecientes a los distintos tratamientos con ME del suelo. De manera que los resultados en crecimiento con mayor longitud destacaron los correspondientes a los tratamientos tipo aeróbicos, principalmente de la localidad la Montañita bajo las distintas concentraciones: 10, 20 y 30%, lo que se distingue claramente en la figura 19, donde claramente se percibe una notable diferencia de valores en crecimiento entre los tratamientos anaerobios y aerobios.

Para el proceso de selección se procedió a ubicar los tratamientos que simultáneamente presentaron mayor % de germinación de semillas y mayor longitud alcanzada por la planta. De esta manera se pudo seleccionar el tratamiento aerobio 20% procedente de la localidad la Montañita, con un 73% de rendimiento de germinación de semillas de tomate. Paralelamente el referido obtuvo también un

destacado desempeño en crecimiento en la plántula cosechada, alcanzando una longitud máxima de 436 mm de longitud con una importante consistencia en tallo, hojas y raíces muy marcada en comparación a los tratamientos anaeróbicos.

#### **Textura del suelo para el tratamiento de suelo seleccionado (am-20% ) en contraste con la muestra control**

La textura contempla la proporción de arcilla (< 0,002mm de diámetro), limo (0,02-0,002mm) y arena (2-0,02mm) que hay en el suelo. Está relacionada con la superficie específica del suelo, las reacciones de superficie y la capacidad de intercambio catiónico. En un suelo la textura determina otras propiedades como son la porosidad, la capacidad de retención de agua (CRAD) o la abundancia de nutrientes (Jordá *et al.*, 2004).

Para efecto de esta investigación se determinó la textura en muestras correspondientes al tratamiento seleccionado con mejor rendimiento biológico (germinación y crecimiento), en contraposición con la textura determinada en la muestra control.

De acuerdo con la figura 20, se observan porcentajes heterogéneos en el tamaño de las partículas que conforman a cada muestra de suelo, tanto en muestras de suelo seleccionado como óptimo, como en muestras de suelo control, de manera que se presentaron similares tendencias en la proporcionalidad de sus principales componentes (arena, limo y arcilla), prevaleciendo en ambos casos la siguiente orden descendiente textural: fracción arenosa > fracción arcillosa > fracción limosa.

De manera específica, comparando la variación de la textura en las dos muestras de suelo resalta en primer lugar la fracción arenosa de suelo el cual presentó un niveles desde de 57,57% proveniente de una muestra seleccionada hasta un control de 53,32%; seguidamente resalta la fracción limosa en la cual obtuvo un porcentaje del suelo seleccionado de 8,57% proveniente de un 3,87%, valor referente a la proporción en la muestra control. Finalmente la fracción arcillosa del suelo manifestó poca o escasa variación del suelo seleccionado con respecto a la muestra control, en la cual

obtuvo valores de 38,11% proveniente del suelo tratado hasta un valor control de 38,56%.

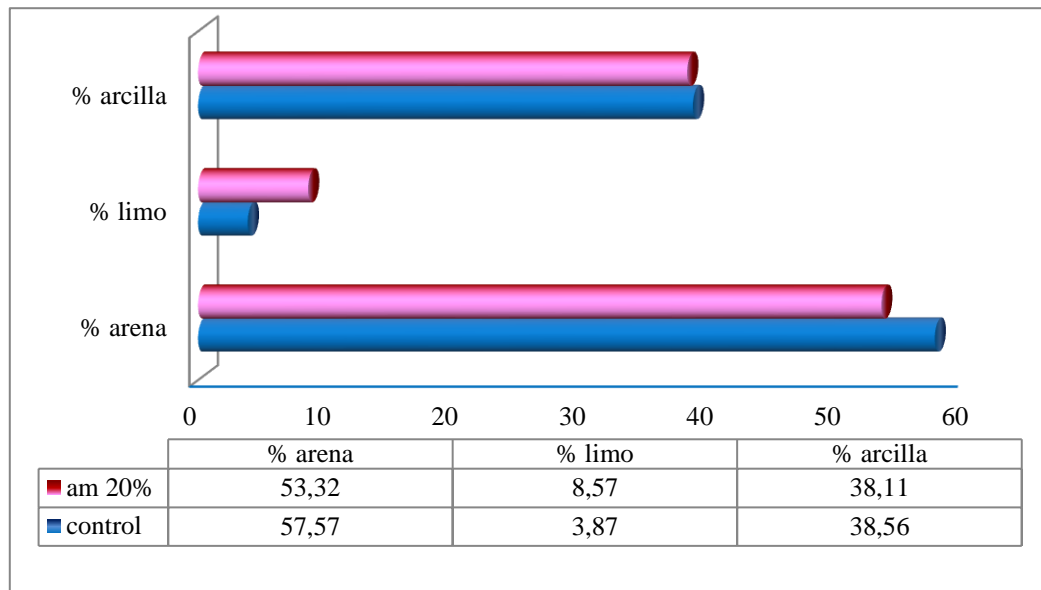


Figura 20. Tamaño de las partículas del suelo control y suelo seleccionado con mejor desempeño en germinación y crecimiento (tratamiento aerobio de la región la Montañita, aem al 20% de concentración).

En ambos tipos de suelo prevalece alta proporción de arena y arcilla, dictaminando con ello calidad estructural del suelo, pero principalmente la fracción arcillosa del suelo cuenta con casi 40% en proporción, que constituye la parte del suelo con mayor capacidad de retención de agua y nutrientes (Emamgolizadeh *et al.*, 2015). También, presenta mayor retención de cationes intercambiables, lo cuales son liberados más fácilmente en la solución del suelo. Lince Salazar *et al.* (2015) hallaron relación entre la disponibilidad de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  y el contenido de arcillas, resultados también encontrados en esta investigación.

Es destacable, además, que con la acción de los ME en la muestra seleccionada como óptima (germinación de semillas de tomate y crecimiento de sus plántulas), se aprecia una variación de la fracción arena y limo, la fracción de arcilla permanece casi invariable. La incidencia de los ME en el aumento de la fracción limosa y con leve disminución de la fracción arenosa, convalida lo expresado por Wilpiseski *et al.*

(2019) que para entender completamente los procesos biogeoquímicos que funcionan en los suelos, es necesario comprender las interacciones a escala micrométrica que ocurren entre las partículas del suelo y sus habitantes microbianos.

Tabla 40. Clasificación textural de los suelos según la USDA (1977).

<b>Formas de Textura</b>	<b>Fracción Arenosa (%)</b>	<b>Fracción Limosa (%)</b>	<b>Fracción Arcillosa (%)</b>	<b>Clase Textural</b>
<b>Textura gruesa</b>	86-100	0-14	0-10	Arenoso
	70-86	0-30	0,15	Arenoso-Franco
<b>Textura moderadamente media</b>	50-70	0-50	0-20	Franco-Arenosa
	23-52	28-50	7-27	Franco
<b>Textura media</b>	20-50	74-88	0-27	Franco- Limoso
	0-20	88-100	0-12	Limoso
	20-45	15-52	27-40	Franco-Arcilloso
<b>Textura moderadamente fina</b>	45-80	0-28	20-35	Franco arenoso-arcilloso
	0-20	40-73	27-40	Franco limoso-arcilloso
	45-65	0-20	35-55	Arcilloso-arenoso
<b>Textura fina</b>	0-20	40-60	40-60	Arcilloso-limoso
	0-45	0-40	40-100	Arcilloso

De acuerdo con el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA), esta caracterización textural que expresa la granulometría del suelo es de tipo mediano, las cuales sus condiciones son apropiadas para ser empleado para la agricultura, clasificándose como un suelo arcillo-arenoso. Además, de acuerdo con el porcentaje (>30%) de arcilla indica que estos suelos tienen una alta concentración de materia orgánica (López, 2006), corroborada por los resultados del contenido de materia orgánica en este estudio.

**Espectroscopía de dispersión de energía (EDS) en suelo seleccionado en contraste a la espectroscopía de dispersión de energía (EDS) en el suelo control.**

Con la microscopía electrónica de barrido (SEM) y sus microanálisis EDS correspondientes, se pretendió dar un paso más en el análisis y confirmar con imágenes inequívocas, la distribución de una sección de la superficie del sólido y bajo esa área específica, establecer la composición mineral de dicha sección, que es la fracción mayoritaria del suelo, en la cual permitió comparar las características químicas en ambas muestras. Primeramente, a través del primer espectro EDS (figura 21), se revela la distribución espectral de los principales elementos químicos sobre la superficie del adsorbente sin modificación (suelo control) capturado bajo la revelación en la micrografía.

Se anexa dicha figura la composición porcentual adjudicada a cada señal o áreas de intensidad y que en efecto corresponden a elementos mayoritarios como el oxígeno y carbono fundamentalmente. Además, revela una menor proporción de otros elementos metálicos como el Fe, Al y Si, éste último en una mayor proporción que los dos primeros, resaltando su porcentaje en masa y porcentaje atómico.

En cuanto al suelo biomodificado (figura 22), hubo variaciones en la composición superficial de este suelo. Se percibe una notable diferencia en la proporción de todos los elementos minerales mayoritarios, principalmente los átomos de carbono y oxígeno con respecto al suelo control, específicamente hubo un incremento sustancial en el contenido de carbono (C) y un descenso del contenido de oxígeno (O).

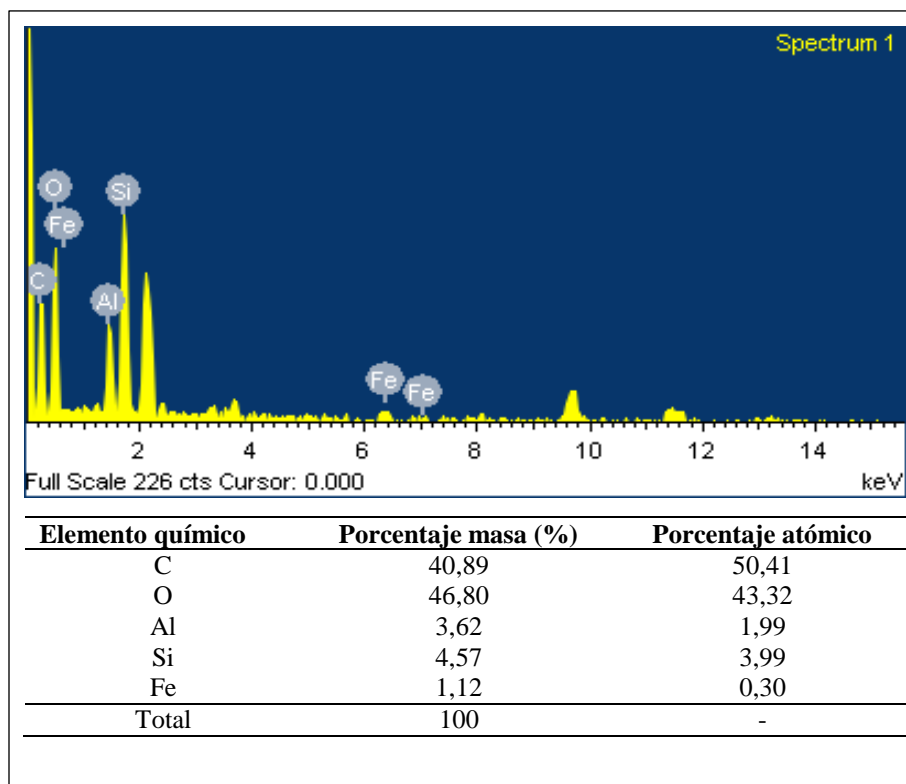


Figura 21. Espectro EDS y composición porcentual de elementos de origen mineral en suelo de procedencia agrícola sin cultivar.

Este efecto posiblemente estuvo influenciado a procesos microbianos insertos al sistema, bajo dominio de ME tipo compost, cuya actividad requiere mayor consumo de oxígeno para su reproducción en el medio, así como el requerimiento de oxígeno para el crecimiento de su biomasa, lo cual pone en evidencia que este proceso complejo de reproducción y crecimiento microbiano implica un aumento considerable de carbono orgánico tomado del medio, hecho que evidentemente modifica sustancialmente la composición en la química superficial del sólido.

En la referida figura se revelan las cuantificaciones porcentuales de los elementos mayoritarios de la fracción mineral, en las cuales resaltan dos nuevas señales de intensidad en suelo biomodificado, correspondientes a la composición porcentual de K y Ca en proporciones reducidas, igualmente influenciada por los elementos minerales foráneos contenidos en el mantillo de bosque, a través ME nativos, incluidos al suelo.

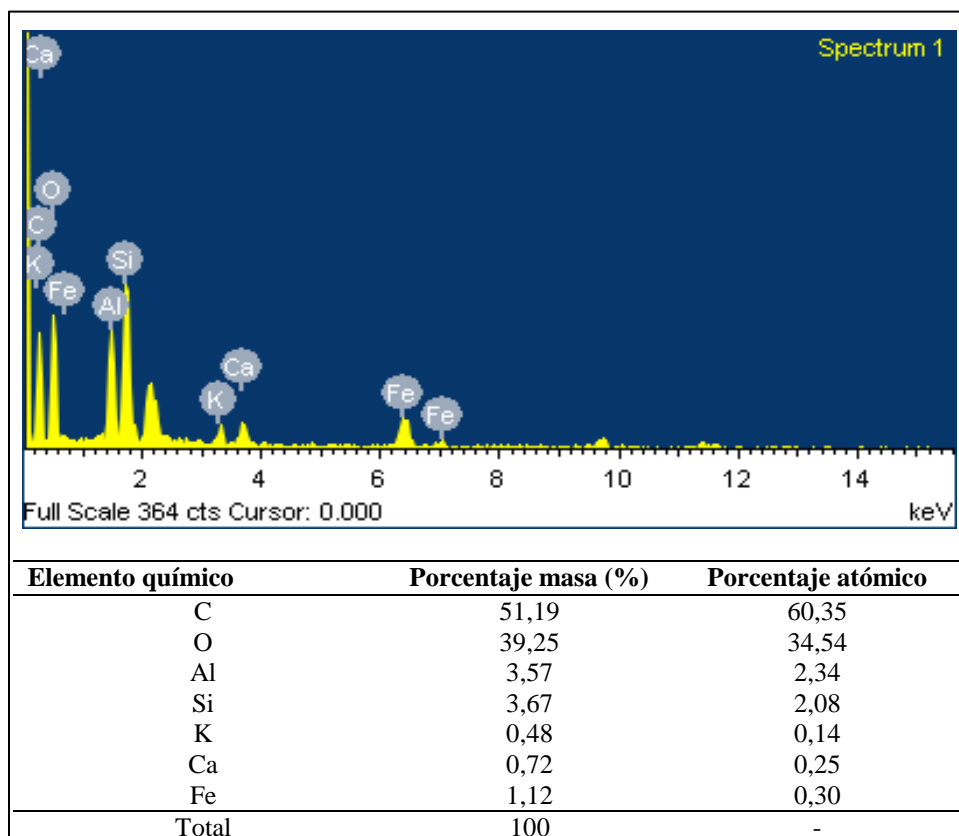


Figura 22. Espectro EDS de una muestra del tratamiento suelo seleccionado como óptimo agronómicamente (Suelo + ME). Composición elemental de la superficie del suelo biomodificado (EDS).

### Microscopía Electrónica de barrido (SEM) en muestras del suelo seleccionado control en contraposición a la muestra control

Las muestras de suelo seleccionado (aer 20%) y suelo control mostraron una heterogeneidad morfológica de sus partículas, particularmente el control presentó mayor índice heterogeneidad de partículas que el suelo seleccionado, esto teniendo en cuenta los niveles bajos de aumento.

Para las micrografías con un nivel de aumento superior, tomando en cuenta las partículas más pequeñas del suelo (limo-arcilla), la muestra control presentó un tamaño aproximado  $20 \leq P \leq 1 \mu\text{m}$  y la muestra de suelo seleccionado  $35 \leq P \leq 1 \mu\text{m}$ ; lo cual indica que ésta última presenta mayores rangos de tamaños de partículas que la muestra control, teniendo correspondencia con el análisis de textura, denotando que este suelo, aerobio de la montaña al 20%, posee un 47% de proporción limo-arcilla,



dentro del cual se cuenta con un 8,57% de limo (son partículas de mayor tamaño que las arcillas); mientras que la muestra control cuenta con apenas un 41% de limo-arcilla con un correspondiente de 3,87% de limo. Esta diferencia se ve manifestada en ambas micrografías de elevado aumento.

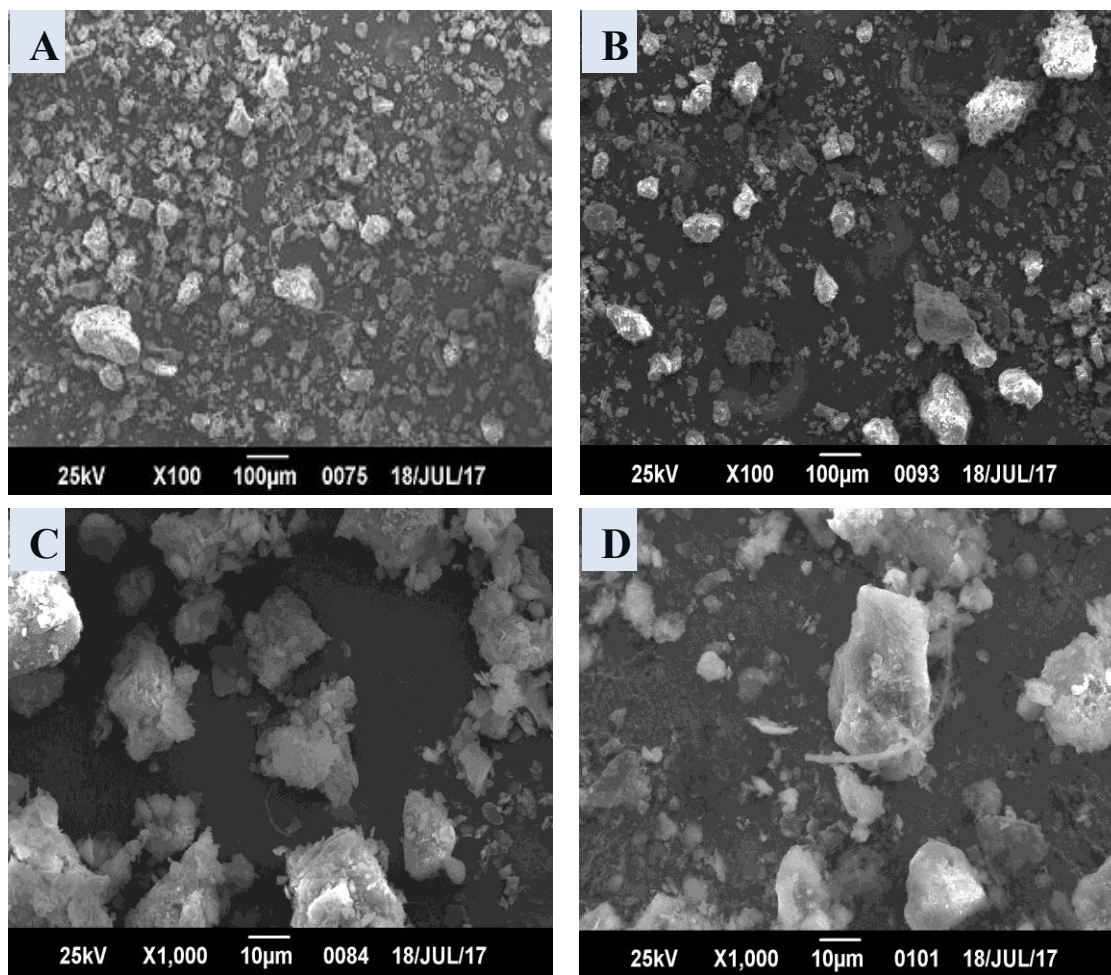


Figura 23. Micrografías electrónicas realizadas: 100X y 1000X del suelo antes y posterior a su tratamiento con ME.

A y C: sin tratamiento. B y D: suelo seleccionado.

#### **Determinación de la linealidad en las soluciones patrones del colorante catiónico azul de metileno.**

A partir de la curva de calibración de azul de metileno (figura 24), partiendo de la preparación de los distintos patrones establecidos y su respuesta de absorbancia molecular, se pudo establecer las cantidades precisas de esta molécula adsorbida a la

superficie del suelo seleccionado como “tratamiento óptimo”. Los resultados se ajustaron a una línea recta cuyo coeficiente de correlación genera una tendencia bastante aceptable ( $R^2$  de 0,997), de manera que la concentración del azul de metileno pudo ser determinada con muy buena precisión.

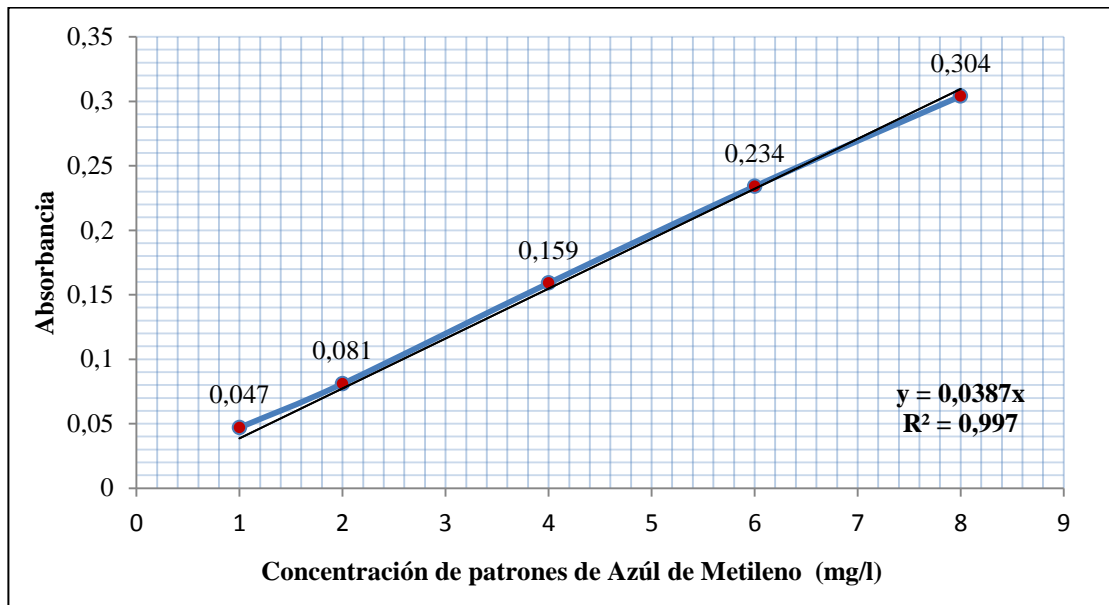


Figura 24. Curva patrón de soluciones de azul de metileno (AM).

### Grado de remoción del colorante Azul de Metileno

En este apartado se busca demostrar la eficiencia de la remoción del colorante expresado como el porcentaje de la concentración removida de azul de metileno (AM), respecto a su concentración inicial. Basados en esta premisa se exhiben los valores arrojados por la prueba, tanto en el suelo seleccionado como en carbón activado de origen vegetal, igualmente biomodificado con ME, a un tiempo de contacto de 30 minutos. Esto con la intención de contrastar eficacia adsorbtiva a través de un sólido que posee la máxima capacidad de adsorción en diversos adsorbatos como el carbón activado.

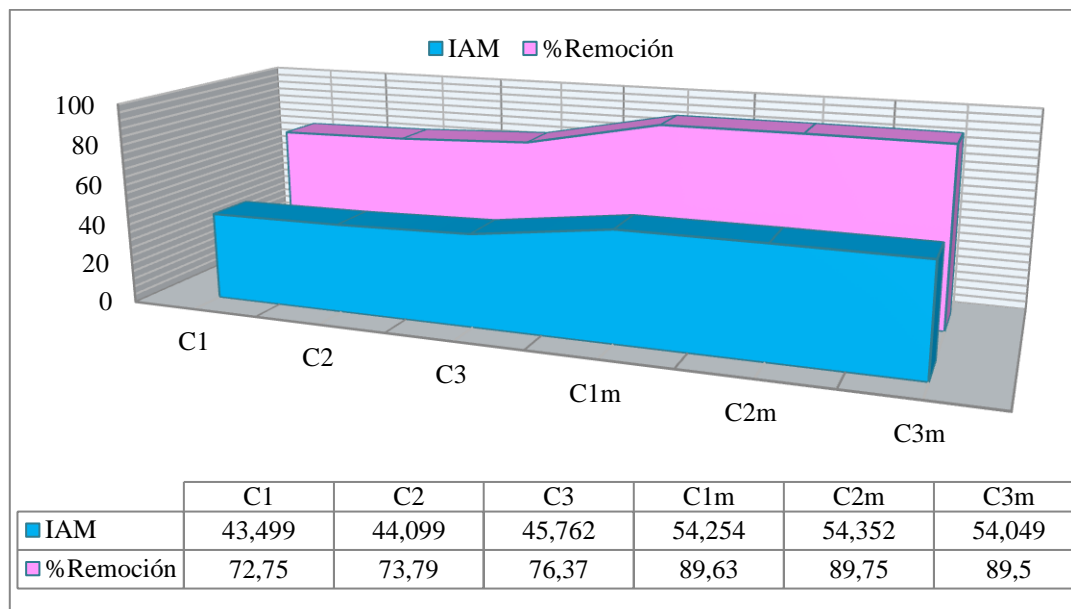


Figura 25. Porcentaje de remoción del colorante azul de metileno en carbón activado de origen vegetal y biomodificado con ME de preparación anaeróbica (20%). Muestras C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub> y C<sub>3</sub>: muestras de carbón activado de origen vegetal; Muestras C<sub>1m</sub>, C<sub>2m</sub> y C<sub>3m</sub>: muestras de carbón activado biomodificado con ME.

En la figura 25 se destacan altos porcentajes de remoción del carbón biomodificado (ME) respecto al carbón vegetal individual, con un 15,33% de decoloración respecto al carbón individual, condición claramente atribuida a la actividad neta de adsorción de los ME presentes, no desestimando la amplia capacidad que posee el carbón activado, que individualmente ha demostrado amplia capacidad para adsorber cationes de diversas características químicas. Los porcentajes de remoción del carbón individual se ubicaron por encima del 70%, y biomodificado (con solución de ME al 20%) incrementó esta capacidad de remoción a un 89% de remoción del colorante.

Ahora en la figura 26, se presentan los resultados obtenidos en la determinación de índice de azul de metileno, empleando muestras de suelo tanto biomodificado con ME y suelo control, por lo que resalta una remoción de 14,21%, netamente adjudicada solo a la adsorción de los microorganismos eficientes (diferencia entre % remoción del suelo con ME y suelo control). Este resultado representa una reducida diferencia de adsorción por parte de los ME entre el suelo biomodificado y el carbón

activado biomodificado (1,12%), lo cual establece una adsorción general promedio de carbón activado 30% por encima del suelo, teniendo en cuenta que los ME insertados al carbón fueron de preparación anaerobia (inóculo) y en el suelo bajo mejor desempeño biológico, fue bajo preparación aerobia, (tipo compost).

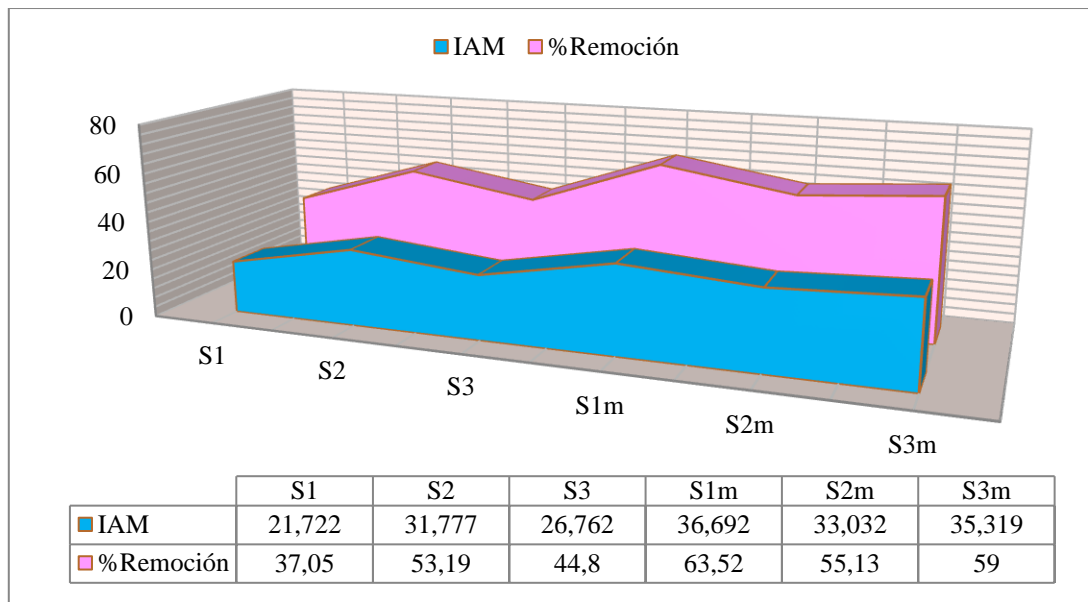


Figura 26. Porcentaje de remoción del colorante azul de metileno suelo control y biomodificado con ME. Muestras S<sub>1</sub>, S<sub>2</sub> y S<sub>3</sub>: muestras de suelo control; Muestras S<sub>1m</sub>, S<sub>2m</sub> y S<sub>3m</sub>: muestras de suelo biomodificado con ME.

De forma general, el fenómeno preliminar de adsorción llevado a cabo por ambos casos (suelo y carbón biomodificado), a través de su superficie con microorganismos, reveló una alta capacidad de adsorción de los ME sobre el AM. Sin embargo el carbón activado, superó el grado de adsorción exhibida por el suelo, por sus muy particulares características tanto físicas como químicas, que lo faculta para adherir un mayor número de sustancias de toda naturaleza en su área superficial, mientras que el suelo es un adsorbente natural con características diversas y muy particulares, conformado por fracciones de componentes orgánicos e inorgánicos, además de la diversidad de microorganismos autóctonos que le adjudica una calidad adsortiva muy selectiva hacia distintos adsorbatos (figura 27).

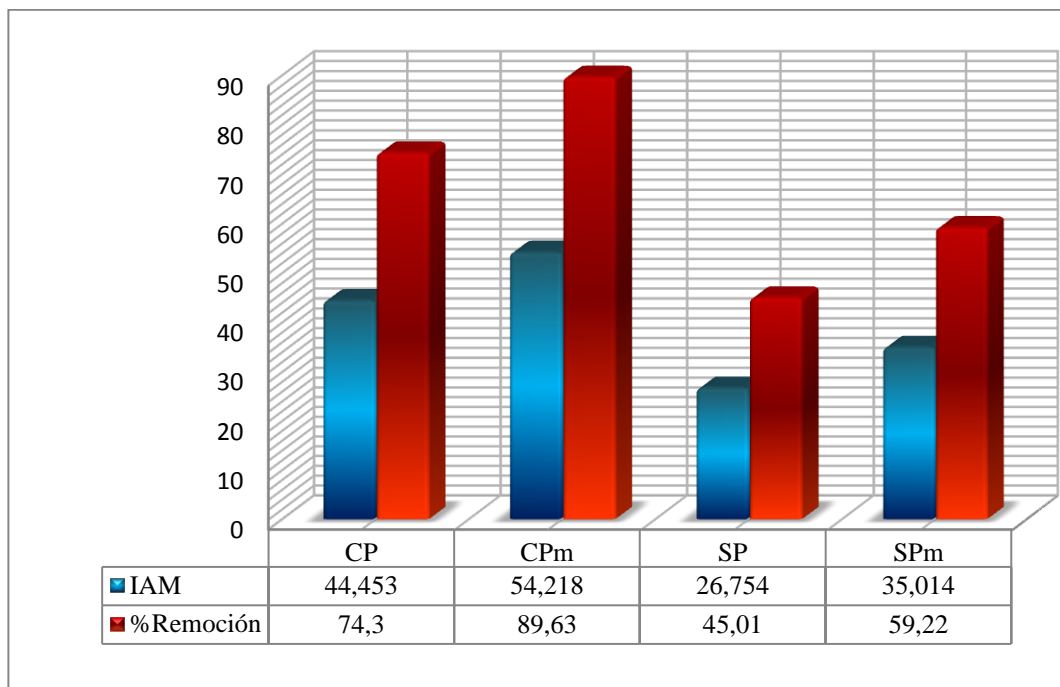


Figura 27. Resultados comparativos del índice de azul de metileno y su respectivo porcentaje de remoción entre muestras de carbón activado y suelo seleccionado bajo rendimiento agronómico óptimo (am 20%).

El fenómeno de adsorción en el suelo estudiado pone de manifiesto la actividad biológica que exhiben estos consorcios microbianos foráneos insertados al sistema, logrando incrementar sustancialmente la capacidad de adsorción convencional del suelo originario. Esta prueba permitió corroborar que la biomasa microbiana, puede ser perfectamente utilizada como un excelente adsorbente en el suelo, incluso, se ha demostrado que presentan una mayor selectividad que las tradicionales resinas de intercambio iónico y el carbón activado comercial (Rafatullah *et al.*, 2010), y además la concentración de colorantes puede ser reducida a niveles traza ( $\mu\text{g/l}$ ). De modo que la eliminación de colorantes por hongos, y otros cultivos microbianos, ya sea vivos o muertos, ha sido tema varias investigaciones (Fu & Viraraghavan, 2003; Nacera & Aicha, 2006; Yu *et al.*, 2009; Maas *et al.*, 2018), por lo que el empleo de biomasa microbiana va en aumento debido a su disponibilidad en grandes cantidades (Rafatullah *et al.*, 2010), principalmente en residuos de diversas industrias (García & Rangel, 2009).

Teniendo en cuenta estos adelantos científicos y biotecnológicos, este colorante sirvió como patrón catiónico para evidenciar cuantitativamente la capacidad de remoción que podría haber sido por adsorción de los ME utilizados, tanto los ME aeróbicos como los anaeróbicos. Esto demuestra que estos ME tienen un alto potencial como agentes de recuperación de ambientes contaminados, en este caso la remoción de azul de metileno. También comprueba la presencia de los ME activos en los suelos tratados.

## CONCLUSIONES

- ✓ Los niveles de pH y conductividad eléctrica presentaron variaciones estadísticamente significativas con los tratamientos, dentro de la cual el pH tuvo una tendencia a la disminución en los tratamientos cultivados con la planta respecto a la primera fase (ME), pero esta fase incrementó sus valores respecto al control, además estos valores presentaron escasa correlación respecto a las demás variables. Los valores de conductividad eléctrica, en general, disminuyeron en las muestras de suelo post cultivados, respecto a los sin cultivo, siendo un factor altamente correlacionado con el Ca y Mn biodisponibles.
- ✓ A pesar de la variabilidad reflejada gráficamente de la materia orgánica y el nitrógeno total en las muestras de suelos tratados con ME, no hubo diferencias estadísticamente significativas, y las correlaciones con los elementos químicos y variables fisicoquímicas tampoco fueron significativas.
- ✓ La adecuación de los parámetros de ajuste del ICP/OES, representó una acción previa e indispensable para el análisis de la matriz “suelo” en sus dos periodos y en la planta de tomate, cuya acción permitió optimizar el proceso de selección de líneas de intensidades espectrales de interés en el analito, certificando con ello confiabilidad en las mediciones obtenidas.
- ✓ Zn y Fe total presentaron un comportamiento similar en las muestras de suelos, dado que sus concentraciones en los suelos con ME se ubicaron, en su gran mayoría, por encima de la muestra control, en ambas fases; también, fue observado con Zn y Fe biodisponibles, los cuales fueron no detectables en el primer periodo, pero sí hubo detección y cuantificación para el periodo posterior a la cosecha de la planta. Las correlaciones de ambos elementos en forma total fueron inexistentes; sin embargo, el Fe biodisponible se correlacionó positivamente con el Zn biodisponible y el crecimiento, y el Zn biodisponible se correlacionó con el Mg biodisponible y el crecimiento de la planta.

- ✓ Se evidenció aumento en las concentraciones totales de Ca con los ME, aunque la diferencia no fue avalada estadísticamente. Por otra parte Ca biodisponible en el primer periodo, en pocos tratamientos, superaron al control; sin embargo, los valores en la mayoría de los tratamientos del segundo periodo superaron el control, principalmente los tratamientos con ME aeróbicos de La Montañita. Tanto los valores de Ca totales como los biodisponibles tuvieron un alto número de correlaciones positivas con los otros elementos. Cuantitativamente los niveles de Ca obtenidos tanto totales como biodisponibles son considerados altos, en concentración de mg/kg.
- ✓ Los ME en el primer periodo incidieron en el aumento de las concentraciones de Mg y Mn total, así como los exudados rizoféricos con ME que igualmente incrementaron las concentraciones de estos elementos en el suelo una vez cosechada la planta, encontrándose diferencias significativas solo para el caso del Mg. En cuanto a los biodisponibles, ambos elementos tuvieron similitud en el primer periodo; es decir, los ME estimularon la solubilidad del Mg y Mn, en muchos tratamientos que superaron las concentraciones en la muestra control. No obstante, para el segundo periodo la biodisponibilidad de Mg fue incrementada por los exudados rizoféricos, en comparación con el primer periodo, mientras que el Mn tuvo una tendencia a la disminución de las concentraciones biodisponibles respecto al primer periodo. El Mg total y el Mn biodisponible presentaron correlaciones importantes, mientras el Mn total y Mg biodisponible no presentaron correlaciones estadísticamente significativas.
- ✓ Con el índice de azul de metileno (IAM) se demostró la efectiva capacidad de adsorción que poseen los microorganismos eficientes aeróbicos, hacia el azul de metileno, cuyo valor de adsorción fue relativamente cercano a la adsorción de los ME anaeróbicos en el carbón activado, con apenas un 1% de diferencia.
- ✓ El efecto de los ME en el crecimiento de las plantas no fue homogéneo, existe diferencias significativas entre tratamientos, siendo el tratamiento de suelo con



20% de ME aeróbicos, procedentes de La Montanita el que presento mayor % de germinación de semillas y mayor longitud alcanzada por la planta. De allí la importancia de evaluar diferentes concentraciones de ME, con la posibilidad de utilizar la concentración óptima para mejorar la calidad del suelo y disminuir el uso de agroquímicos.

- ✓ La aplicación de microorganismos mejoró la calidad del suelo evaluado, ya que provocó cambios en su fertilidad (vista como contenido de materia orgánica) e incremento el pH y el contenido de nitrógeno.
- ✓ El uso de la técnica de captura de microorganismos de montaña es factible para ser utilizada y, como una recomendación, es necesario realizar la identificación de los microorganismos para evaluarlos, compararlos y poder aplicarlos con mayor eficiencia.
- ✓ Con esta investigación se despliegan nuevas líneas de investigación para expandir el conocimiento sobre la eficiencia de los sideróforos de ME y los fitosideróforos ante la deficiencia de nutrientes metálicos.

## BIBLIOGRAFÍA

- ADRIANO, D. (1986). *Trace elements in the terrestrial environment*. Springer-Verlag, New York.
- ADRIANO, D.; WENZEL, W.; VANGRONSVELD, J. & BOLAN, N. (2004). Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma*, 122: 121-142.
- AGUADO, G.; MORENO, B.; JIMÉNEZ, B.; GARCÍA, E. & PRECIADO, R. (2012). Impact of the microbial siderophores and phytosiderophores on the iron assimilation by plants: a synthesis. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 35(1): 9-21.
- AGUILAR, J.; DORRONSORO, C.; GALÁN, E. & GÓMEZ, J. (1999). *Criterios y estándares para declarar un suelo como contaminado en Andalucía*. Metodología y técnica de toma de muestras y análisis para su investigación. Investigación y Desarrollo Medioambiental en Andalucía, Universidad de Sevilla.
- AHMED, E. & HOLMSTROM, S. (2014). Siderophores in environmental research: roles and applications. *Microbiology & Biotechnology*, 7: 196–208.
- ALLOWAY, B. (1995). *Heavy Metals in Soils*. Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall, London. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-1344-1>
- ANDRADES, M.; ARAMENDIA, A. & MESAGUER, A. (2015). *Análisis de Edafología*. Métodos didácticos para análisis de suelo. Universidad de la Rioja.
- ANTONIADIS, V.; LEVIZOU, E.; SHAHEEN, S.; OK, Y.; SEBASTIAN, A.; BAUM, C.; PRASAD, M.; WENZEL, W. & RINKLEBE, J. (2017). Trace elements in the soil-plant interface: phytoavailability, translocation, and phytoremediation-a review. *Earth-Sci. Rev.*, 171: 621-645.

- BARBER, S. (1995). *Soil nutrient bioavailability; a mechanistic approach*. John Wiley y Sons. New York.
- BARGAZ, A.; LYAMLOULI, K.; CHTOUKI, M.; ZEROUAL, Y. & DHIBA, D. (2018). Soil Microbial Resources for Improving Fertilizers Efficiency in an Integrated Plant Nutrient Management System. *Frontiers in microbiology*, 9: 1606. doi:10.3389/fmicb.2018.01606.
- BASTA, N.; RYAN, J. & CHANEY, R. (2005). Trace Element Chemistry in Residual-Treated Soil: Key Concepts and Metal Bioavailability. *Journal of Environmental Quality*, 34: 49–63.
- BELLENGER, J.; WICHARD, T.; KUSTKA, A. & KRAEPIEL, A. (2008). Uptake of molybdenum and vanadium by a nitrogen-fixing soil bacterium using siderophores. *Nature Geoscience* 1: 243–246.
- BISHOP, P. & GODFREY, C. (1983). Nitrogen transformations during sludge composting. *BioCycle*, 24: 34-39.
- BOSS, C. & FREEDEN, K. (1999). *Concepts, instrumentation and techniques in inductively coupled plasma atomic emission spectrometry*. PelkinElmer. Second Edition.
- BRAUD, A.; JEZEQUEL, K.; BAZOT, S. & LEBEAU, T. (2009). Enhanced phytoextraction of an agricultural Cr and Pb contaminated soil by bioaugmentation with siderophore-producing bacteria. *Chemosphere*, 74: 280-286.
- BUENO P.; DÍAZ, M. & CABRERA, F. (2008). Factores que afectan al proceso de compostaje. En: Compostaje, (eds) Moreno Casco & Moral Herrero. Mundi Prensa. Págs.111- 140.

- CAMPOS, A.; ACOSTA, R.; MORALES, S. & ALONSO, F. (2014). Evaluación de microorganismos de montaña (mm) en la producción de acelga en la meseta de Popayán. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 12(1): 79-87.
- CASTAÑEDA, J. & ROJAS, E. (2015). Estudio de la capacidad de adsorción de metales pesados en fase líquida sobre carbón activado obtenido térmicamente a partir de carbón mineral. UPTOS “Clodosbaldo Russian”. Cumaná - Venezuela.
- CURTIN, D.; BEARE, M. & HERNANDEZ, G. (2012). Temperature and moisture effects on microbial biomass and soil organic matter mineralization. *Soil Science Society of American Journal* 76: 2055–2067. doi:10.2136/sssaj2012.0011.
- DABADIE, M; PÉREZ, C; ARTURI, M.; GOYA, J. & SANDOVAL M. (2018). Calibración del método de pérdida de peso por ignición para la estimación del carbono orgánico en Inceptisoles del NE de Entre Ríos. *Facultad de Agronomía*, 117 (1): 157-162.
- DELL’MOUR, M.; SCHENKEVELD, W.; OBURGER, E.; FISCHER, L.; KRAEMER, S.; PUSCHENREITER, M.; et al. (2012) Analysis of iron-phytosiderophore complexes in soil related samples: LC-ESI-MS/MS versus CE-MS. *Electrophoresis*, 33: 726– 733
- DION, H. & MANN, P. (1946): Trivalent manganese in soils. *Journal of Agriculture Science*, 36: 239-245.
- DONG, X.; LV, L.; WANG, W.; LIU, Y.; YIN, C.; XU, Q.; YAN, H.; FU, J. & LIU, X. (2019). Differences in distribution of potassium-solubilizing bacteria in forest and plantation soils in Myanmar. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16: 700.

- EMAMGOLIZADEH, S.; BATENI, S.; SHAHSAVANI, D.; ASHRAFI, T. & GHORBANI, H. (2015). Estimation of soil cation exchange capacity using Genetic Expression Programming (GEP) and Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS). *Journal of Hydrology*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.08.025>.
- EYHERABIDE, M.; SAINZ ROZAS, H.; BARBIERI, P. & ECHEVERRÍA, H. (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. *Ciencia del suelo*, 32: 13-19.
- FERRERA, R. & ALARCÓN, A. (2001). La microbiología del suelo en la agricultura sostenible. *Ciencia ergo-sum*, 8(2): 175-183. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10402108>.
- FU, Y. & VIRARAGHAVAN, T. (2003). Column studies for biosorption of dyes from aqueous solutions on immobilized *Aspergillusniger* fungal biomass. *Water SA*, 29: 465-472.
- GARCÍA, G.; ZANUZZI, A. & FAZ, A. (2005). Evaluation of heavy metal availability prior to an *in-situ* soil phytoremediation program. *Biodegradation*, 16: 187 - 194.
- GARCÍA, R. & RANGEL, M. (2009). *Biosorption of Chromium (III) by agro waste-materials: characterization, sorption-desorption studies, mechanism, and adsorption kinetics experiments*. IPICYT. San Luis Potosí, México.
- GROS, A. (1981). *Abonos*. Guía Práctica de la Fertilización 7<sup>a</sup> ed. Revisada y ampliada. Ediciones Mundi - Prensa. Madrid - España.

- GUIDA, B.; ABRAHAM, E. & CONY, M. (2017). Salinización del suelo en tierras secas irrigadas: perspectivas de restauración en Cuyo, Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 49 (1): 205-215.
- HAVLIN, J.; BEATON, J.; TISDALE, S. & NELSON, W. (1999). *Soil fertility and fertilizers; an introduction to nutrient management*. 6 ed. Upper Saddle River (Estados Unidos), Prentice Hall.
- HERRERA, J. (2000). *Manual Internacional de Fertilidad de Suelos*. Instituto de la Potasa y el Fosforo AC INPOFOS, Edición para México y Norte de Centroamérica.
- HINSINGER, P. (2001). Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant Soil*, 237: 173-195.
- HODGSON, J.; LINDSAY, W. & TRIERWEILER, J. (1966): Micronutrient cation complexing in soil solution. II. Complexing of zinc and copper in displacing solution from calcareous soils. *Soil Science Society of American Proceedings*, 30: 723-726.
- HOU, X & JONES, B. (2000). Inductively Coupled Plasma/Optical Emission Spectrometry. In: *Encyclopedia of Analytical Chemistry*, R.A. Meyers (Ed.). Págs. 9468-9485.
- HOYOS, A. (2010). Microorganismos eficientes y su beneficio para la agricultura y el medio ambiente. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 2: 42-45.
- INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO (ICA). (1992). Fertilización en diversos cultivos, Quinta aproximación. *Manual de Asistencia técnica*, 25: 64.

- IVANOV, R.; BRUMBAROVA ,T. & BAUER, P. (2012). Fitting into the Harsh Reality: Regulation of Iron-deficiency Responses in Dicotyledonous Plants. *Molecular Plantst*, 5: 27-42.
- JACKSON, M. (1964). *Análisis Químico de Suelos*. Primera edición. Ediciones Omega, S. A., España.
- JORDÁ, J.; JUÁREZ, M.; SÁNCHEZ, J. & SÁNCHEZ, A. (2004). Diagnóstico del potencial nutritivo del suelo. *Publicaciones de la Universidad de Alicante*. 86.
- JUSOH, M.; MANAF, L. & LATIFF, P. (2013). Composting of rice straw with effective microorganisms (EM) and its influence on compost quality. *Iranian Journal of Environmental Health Science and; Engineering*, 10(1): 10-7.
- KABATA- PENDIAS, A. (2000). *Trace elements in soils and plants*. Third Edition. CRC.Press, Boca Raton, USA.
- KABATA-PENDIAS, A. (2004). Soil–plant transfer of trace elements - an environmental issue.*Geoderma*, 122: 143 – 149.
- KAVIANI, S.; IZADYAR, M. & HOUSAINDOKHT, M. (2017). A DFT study on the complex formation between desferrithiocin and metal ions ( $Mg^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Co^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ). *Computational Biology and Chemistry Journal*, 67: 114–121.
- LARCHER, W. (2003). *Physiological plant ecology; Ecophysiology and stress physiology of functional groups*.Fourth edition. *Springer*. 513.
- LI, J.; HERNANDEZ RAMIREZ, G.; KIANI, M.; QUIDEAU, S.; SMITH, E.; JANZEN, H.; LARNEY, F.; & PUURVEEN D. (2018). Soil organic matter

dynamics in long-term temperate agroecosystems: rotation and nutrient addition effects. *Canadian Journal of Soil Science*, 98(2): 232–245.

LINCE, L.; RODRÍGUEZ, N. & SADEGHIAN, S. (2015). Disponibilidad de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  en función de las propiedades del suelo, zona cafetera central de Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 6(1): 29 - 42. <https://doi.org/10.22490/21456453.1261>.

LINDSAY, W. (1972). Inorganic phase equilibria of micronutrients in soils. in: *Micronutrients in Agriculture*, Inc., Madison/USA. *Soil Science Society of American Journal*: 41-57.

LÓPEZ, A. (2006). *Manual de edafología*. Departamento de cristalografía, mineralogía y química agrícola. Universidad de Sevilla. España.

LYNCH, J. (1983). *Microbiological factors in crop productivity, soil biotechnology*. Blackwell Scientific Publications.

MAAS, A.; SILVA, N.; COSTA, A.; BARROS, A. & BOMFETI, C. (2018). The degradation of methylene blue dye by the strains of *Pleurotus* sp. with potential applications in bioremediation processes. *Revista Ambiente & Água*, 13(4), e2247. Epub July 19, 2018. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2247>

MANNING, T. & GROW, W. (1997). Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry. *J. Springer Chemical educator*, 2.

MARCANO, E.; GÓMEZ, C.; BENZO, Z. & LAINE, J. (2010). Estudio preliminar sobre la determinación de elementos traza en cervezas venezolanas por ICP-OES. *Química. Nova*, 33: 653-655. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300032>.



- MARSCHNER, H. (1986). *Mineral nutrition of higher plants*. Second edition. Academic Press. London.
- MAU, F. (2011). EM- Fantastische Erfolg mit effektiven Mikroorganismen in Haus und Garten für Pflanzenwachstum und Gesundheit. Ed. Goldmann, Alemania.
- McBRIDE, M. (1994). *Environmental chemistry of soils*. Oxford Univ. Assessment of a sequential extraction procedure for perturbed Press, New York.
- MENGEL, K & KIRKBY, E. (1987). *Principios de nutrición vegetal*. Cuarta Edición. Editor: International Potash Institute Schneidergasse 27, P.O. Box 1609CH-4001 Basel, Switzerland, 20003.
- MENGEL, K. & KIRKBY, E. (2000). *Principios de nutrición vegetal*. Traducción al español de la 4ª edición (1987). Internacional Potash Institute. Basel, Switzerland.
- MONTASER, A. & GOLIGHTLY, D. (1992). *Inductively coupled plasma in analytical atomic spectrometry*. Second edition. VCH publishers, INC, New York, USA.
- NACERA, Y. & AICHA, B. (2006). Equilibrium and kinetic modeling of methylene blue biosorption by pretreated dead *Streptomyces rimosus*: effect of temperature. *Chemical Engineering Journal*, 119: 121-125.
- NAVARRO, B. & NAVARRO, G. (2003). *Química agrícola*. El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Segunda edición. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

- NAVARRO, G. & NAVARRO, S. (2013). *Química Agrícola*. Química del Suelo y de los Nutrientes Esenciales para las Plantas, 3aed. Ediciones Mundi - Prensa. Madrid - España.
- NAVAS, A. & LINDHORFER, H. (2003). Geochemical speciation of heavy metals in semiaridsoils of the central Ebro Valley (Spain). *Environment International*, 29: 61–68.
- NORMA ESTANDARIZADA NLT - 171/90. Valoración de arcillas en materiales finos por medio del azul de metileno.
- NORMA OFICIAL MEXICANA - NOM-021-RECNAT-2000.
- NOVA, J.; PIMENTEL, A.; ADAMES, A.; CONTRERAS, F.; PUJOLS, A.; JIMÉNEZ, F. & MELLA, J. (2014). Hierro y Zinc en el suelo y su expresión en el grano de arroz. *Revista Agropecuaria y Forestal APF 3(1)*: 39-46.
- PARDO, G.; CAVERO, J.; AIBAR, J. & ZARAGOZA, C. (2009). Nutrient evolution in soil and cereal yield under different fertilization type in dryland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84: 267-279.
- PIAGGESI, A. (2004). *Manual de microelementos en la nutrición vegetal*. VALAGRO. SpA. Italia.
- RAFATULLAH, M.; SULAIMAN, O.; HASHIM, R. & AHMAD, A. (2010). Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 177: 70-80.
- RAURET, G.; LÓPEZ-SÁNCHEZ, J.; SAHUQUILLO, A.; BARAHONA, E.; LACHICA, M.; URE, A.; DAVISON, C.; GOMEZ, A.; LÜCK, D.; BACON, J.; YLI-HALLA, M.; MUNTAU, H. & QUEVAUVILLER, P. (2000).

Application of a modified BCR sequential extraction (three-step) procedure for the determination of extractable trace metal contents in sewage sludge amended soil reference material (CRM 483), complemented by a three-year stability study of acetic acid and EDTA extractable metal content. *Journal of Environmental Monitoring*, 2: 228-233.

REICHARD, P.; KRETZSCHMAR, R. & KRAEMER, S. (2007). Dissolution mechanisms of goethite in the presence of siderophores and organic acids. *Geochim Cosmochim Acta*, 71:5635-5650. doi: 10.1016/j.gca.2006.12.022.

RICHARDSON A.; BAREA J.; Mc NEILL A. & PRIGENT, C. (2009). Acquisition of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth promotion by microorganisms. *Plant and Soil*, 321: 305-339.

RINALDI, D. (2014). Estudio de los contenidos de elementos inorgánicos de interés ambiental en suelos afectados por derrames de combustibles derivados del petróleo. Trabajo de Tesis, grado Magister. Universidad de Buenos Aires en Ciencias Ambientales. Buenos Aires, Argentina.

RIVERA, P.; CASTRO, B. & DE LA GARZA, F. (2009). Clorosis férrica en cítricos y fertilización foliar. *Terra Latinoamerica*, 27(1): 11-16.

RODRÍGUEZ, R. (2016). Tesis de grado “Caracterización físico-química de los suelos desérticos de las pampas de la Joya – Arequipa y su posible uso agrícola” Universidad Nacional de San Agustín, Facultad de Ciencias Naturales y Formales, Escuela Profesional de Química. Perú.

ROJAS, L.; CHANG, Y.; AGARD, J.; BEDEL, I. & HUBBARD, R. (2002). Heavy metals in green mussel (*Perna viridis*) and oyster (*Crassostrea* sp.) from

Trinidad and Venezuela. *Environmental Contamination and Toxicology*, 42: 410-415.

ROMERO, X. (2007). Efectos de matriz en espectrometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado y el uso de la relación de intensidad Mg II 280 nm / Mg I 285 nm. *Scientific Journal of the Experimental Faculty of Sciences, at the Universidad del Zulia*. 15(1).

SAAD, E.; SUN, J.; CHEN, S.; BORKIEWICZ, O.; ZHU, M.; DUCKWORTH, O. & TANG, Y. (2017). Siderophore and organic acid promoted dissolution and transformation of Cr (III)-Fe (III)-(oxy) hydroxides. *Environment. Science. Technology*, 51: 3223–3232.

SÁNCHEZ M.; ROIG A.; PAREDES C. & BERNAL M. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioreserch. Technology*, 78 (3): 301-308.

SCHALK, I.; HANNAUER, M. & BRAUD, A. (2011). New roles for bacterial siderophores in metal transport and tolerance. *Environmental. Microbiology.*, 13: 2844-2854.

SCHENKEVELD, W. & OBURGER, E.; GRUBER, B. & SCHINDLEGGER, Y.; HANN, S. & PUSCHENREITER, M. & KRAEMER, S. (2014). Metal mobilization from soils by phytosiderophores experiment and equilibrium modeling. *Plant Soil*, 383: 59 - 71. DOI 10.1007/s11104-014-2128-3.

SHARMA, A.; SHANKHDHAR, D. & SHANKHDHAR S. (2016). Potassium-Solubilizing Microorganisms: Mechanism and Their Role in Potassium Solubilization and Uptake. In: MEENA, V.; MAURYA, B.; VERMA, J. &

- MEENA, R. (eds) Potassium Solubilizing Microorganisms for Sustainable Agriculture. Springer, New Delhi.
- SHUMAN L. (1991). Chemical forms of micronutrients in soils. En: Luxmoore, R.J. (ed.), "Micronutrients in agriculture". Madison, WI: SSSA Inc. Págs. 114 – 44.
- SINDHU, S.; PARMAR, P.; PHOUR, M. & SEHRAWAT, A. (2016). Potassium-Solubilizing Microorganisms (KSMs) and Its Effect on Plant Growth Improvement. In: MEENA, V.; MAURYA, B.; VERMA, J.; MEENA, R. (eds) Potassium Solubilizing Microorganisms for Sustainable Agriculture. Springer, New Delhi .
- SKOOG, D.; WEST, D. & HOLLER, F. (1993). Química Analítica. Sexta Edición. McGraw- Hill. México.
- SPOSITO, G. (1989). *The chemistry of soils*. Oxford University Press. New York.
- STEVENSON, F. & ARDAKANI, M. (1972): Organic matter reactions involving micronutrients in soils. In: Micronutrients in Agriculture, ed. Soil Science Society. of America Inc., Madison/Wisconsin. Págs. 79-114.
- SUGIURA Y.; TANAKA, H.; MINO, Y.; ISHIDA, T.; OTA, N.; INOUE, M.; NOMOTO, H.; YOSHIOKA, H. & TAKEMOTO, T. (1981). Structure, properties and transport mechanism of iron (III) complex of mugineic acid, a possible phytosiderophore. *Journal of American Chemistry Society*, 103: 6979-6892.
- TAURIAN, T.; ANZUAY, M.; ANGELINI, G.; TONELLI, M.; LUDUEÑA, L.; PENA, D.; IBÁÑEZ, F. AND FABRA, A. (2010). Phosphate-solubilizing penaut associated bacteria: screening for plant growth-promoting activities. *Plant and Soil*, 329:421-43.

- TRASSY, C. & DIEMIASZONEK, R. (1994). Heavy elements in gaseous effluents study an on-line analytical method. *Journal of High Temp Chem. Processes*, 3: 449- 458.
- UNIVERSIDAD DE ARKANSAS SYSTEM. Leo Espinoza, Nathan Slaton, MortezaMozaffari. Agricultura y recursos naturales. *Interpretación de análisis de suelo*. Division of Agriculture- Reseach & Extension. EEUU. FSA2118SP. <https://www.uaex.edu/publications/PDF/FSA-2118SP.pdf>
- USDA. (1977). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*.Ed. Limusa. México.
- VALDERRAMA, J. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 109-122.
- VAN HULLEBUSCH, E.; LENS, P. & TABAK, H. (2005). Developments in bioremediation of soils and sediments polluted with metals and radionuclides. 3. Influence of chemical speciation and bioavailability on contaminants immobilization/mobilization bio-processes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4: 185–212.
- VILLACÍS, L.; ZAPATA, J.; LEÓN, O.; VÁSQUEZ, C.; MULLO, J.; ZAPATA, A. & GUTIERREZ, A. (2016). Compatibilidad y sobrevivencia de microorganismos benéficos de uso agrícola (*Beauveria bassiana*, *Bacillusthuringiensis* y *Paecilomyceslilacinus*) en compost. *Journal of the Selva Andina Biosphere*, 4(2): 93-99.
- WACKETT, L.; DODGE, A. & ELLIS, L. (2004). Microbial genomics and the periodic table. *Applied and Environmental Microbiology*, 70: 647–655.

- WALKLEY, A. & BLACK, I. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science*, 63: 251-263.
- WENZEL, W.; BUNKOWSKI, M.; PUSCHENRITER, M. & HORAK, O. (2003). Rhizosphere characteristics of indigenously growing nickel hyperaccumulator and excluders plants on serpentine soil. *Environmental Pollution*, 123: 131–138.
- WILPISZESKI, R.; AUFRECHT, J.; RETIERER, S.; SULLIVAN, M.; GRAHAM, D.; PIERCE, E.; ZABLOCKI, O.; PALUMBO, A. & ELIAS, D. (2019). Soil aggregate microbial communities: Towards understanding microbiome interactions at biologically Relevant Scales. *Applied and Environmental Microbiology*, 85 (14) e00324-19; DOI: 10.1128/AEM.00324-19.
- YU, J.; LI, B.; SUN, X.; YUAN, J. & CHI, R. (2009). Polymer modified biomass of baker's yeast for enhancement adsorption of methylene blue, rhodamine B and basic magenta. *Journal of Hazardous Materials*, 168: 1147-1154.
- ZÖRB, C.; SENBAYRAM, M. & PEITER, E. (2014). Potassium in agriculture – status and perspective. *Journal of Plant Physiology*, 171:656–659.

## APÉNDICE

Tabla 1. Concentraciones de Mg, Ca, Fe, Mn y Zn total por tratamientos analizados dos fases: Fase I: tratamiento con ME y Fase II: Cultivo de la planta de tomate.

Tratamientos	Mg (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Fe (mg/kg)
Control	510,0	3377	4305
anr 10%	710,5	4680	5692
anr 20%	473,7	3120	3795
anr 30%	479,7	3475	4196
anm10%	526,9	3551	4652
anm20%	516,9	3609	4546
anm30%	492,2	3316	4430
ar 10%	489,7	4231	4229
ar 20%	600,8	4352	4846
ar 30%	741,4	5616	4475
am 10%	544,8	3583	4261
am 20%	582,6	3940	4269
am 30%	707,0	5278	4796
Control 2	238,0	4510	3302
anr 10% 2	502,6	8216	4724
anr 20% 2	201,8	3622	2900
anr 30% 2	356,8	6384	3974
anm10% 2	233,8	4104	3232
anm20% 2	259,5	4654	3435
anm30% 2	348,3	5924	4278
aem10% 2	308,2	5644	4578
aem20% 2	335,9	5644	3674
aem30% 2	390,9	7334	3756
aer 10% 2	266,3	4974	3312
aer 20% 2	410,5	7404	3554
aer 30% 2	445,4	8080	4388

0: control; 1: anr del 10 al 30%; 2: anm del 10 al 30%; 3: aer del 10 al 30%; 4: aem del 10 al 30% 5: anr del 10 al 30%; 6: anm del 10 al 30%; 7: aer del 10 al 30% y 8: aem del 10 al 30%.



Tabla 2. Concentraciones de Cu, Pb, Cr, y Ni total por tratamientos analizados dos fases: Fase I: tratamiento con ME y Fase II: Cultivo de la planta de tomate.

<b>Tratamientos</b>	<b>Cu (mg/kg)</b>	<b>Mn (mg/kg)</b>	<b>Zn (mg/kg)</b>
Control	2,72	50,55	8,42
anr 10%	8,15	70,83	15,51
anr 20%	5,43	47,22	10,34
anr 30%	4,84	49,92	11,46
anm10%	4,63	54,65	11,63
anm20%	3,12	55,55	10,55
anm30%	3,16	51,06	10,10
ar 10%	1,74	49,83	8,85
ar 20%	3,85	56,84	13,33
ar 30%	5,32	54,13	18,65
am 10%	2,81	50,98	11,36
am 20%	3,62	53,55	15,54
am 30%	5,33	54,67	24,46
Control 2	0,27	48,10	9,72
anr 10% 2	2,48	94,26	19,50
anr 20% 2	0,40	40,48	10,57
anr 30% 2	1,30	68,00	14,61
anm10% 2	0,04	46,80	8,99
anm20% 2	0,39	52,95	10,80
anm30% 2	0,91	64,83	15,54
aem10% 2	1,49	65,97	16,80
aem20% 2	2,69	68,31	29,66
aem30% 2	3,12	61,68	30,59
aer 10% 2	0,66	48,16	11,74
aer 20% 2	2,32	55,93	20,20
aer 30% 2	2,42	74,19	21,44

0: control; 1: anr del 10 al 30%; 2: anm del 10 al 30%; 3: aer del 10 al 30%; 4: aem del 10 al 30% 5: anr del 10 al 30%; 6: anm del 10 al 30%; 7: aer del 10 al 30% y 8: aem del 10 al 30%.

Tabla 3. Concentraciones de Mg, Ca, Mn, Fe y Zn biodisponibles por tratamientos analizados dos fases: Fase I: tratamiento con ME y Fase II: Cultivo de la planta de tomate.

<b>Tratamientos</b>	<b>Mg (mg/kg)</b>	<b>Ca (mg/kg)</b>	<b>Mn (mg/kg)</b>	<b>Fe (mg/kg)</b>	<b>Zn (mg/kg)</b>
Control	201,1	3948	21,27	ND	ND
anr 10%	169	3377	19,74	ND	ND
anr 20%	190	3725	20,92	ND	ND
anr 30%	217,9	4003	21,05	ND	ND
anm10%	177,1	3489	19,1	ND	ND
anm20%	139,8	3018	22,2	ND	ND
anm30%	250	4784	21,76	ND	ND
ar 10%	147,6	3207	21,92	ND	ND
ar 20%	101,7	2080	16,2	ND	ND
ar 30%	142,8	3109	20,58	ND	ND
am 10%	110,4	2103	15,84	ND	ND
am 20%	149,2	2934	19,32	ND	ND
am 30%	136,1	2995	21,29	ND	ND
Control 2	342,67	1948,27	5,02	343,13	2,02
anr 10% 2	463,00	2253,33	4,00	205,13	3,35
anr 20% 2	597,47	2888,00	5,32	250,40	5,85
anr 30% 2	468,93	2436,67	6,59	492,67	4,02
anm10% 2	428,20	1806,47	2,57	198,65	1,98
anm20% 2	461,73	2486,00	4,81	369,53	3,74
anm30% 2	495,62	1118,27	2,52	106,92	3,23
aem10% 2	876,33	3756,00	6,32	355,13	5,63
aem20% 2	380,53	1952,53	1,15	98,37	1,74
aem30% 2	298,60	1585,80	0,30	59,93	1,92
aer 10% 2	572,00	2638,00	4,15	204,13	2,71
aer 20% 2	467,60	2286,67	1,79	75,16	1,73
aer 30% 2	524,27	2376,00	2,65	188,42	2,50

0: control; 1: anr del 10 al 30%; 2: anm del 10 al 30%; 3: aer del 10 al 30%; 4: aem del 10 al 30% 5: anr del 10 al 30%; 6: anm del 10 al 30%; 7: aer del 10 al 30% y 8: aem del 10 al 30%.

Tabla 4. Concentraciones de Ca, Mn y Mg biodisponibles por tratamientos analizados dos fases: Fase I: tratamiento con ME y Fase II: Cultivo de la planta de tomate.

<b>Tratamientos</b>	<b>Ca Planta (mg/kg)</b>	<b>Mn Planta (mg/kg)</b>	<b>Mg Planta (mg/kg)</b>
Control	ND	ND	ND
anr 10%	ND	ND	ND
anr 20%	ND	ND	ND
anr 30%	ND	ND	ND
anm10%	ND	ND	ND
anm20%	ND	ND	ND
anm30%	ND	ND	ND
ar 10%	ND	ND	ND
ar 20%	ND	ND	ND
ar 30%	ND	ND	ND
am 10%	ND	ND	ND
am 20%	ND	ND	ND
am 30%	ND	ND	ND
Control 2	1124	6,01	46,97
anr 10% 2	2822	6,12	45,48
anr 20% 2	1104	5,8	49,88
anr 30% 2	1132	6,08	50,04
anm10% 2	1034	5,68	46,79
anm20% 2	1085	6,18	50,88
anm30% 2	1269	6,07	58,92
aem10% 2	1126	6,32	51,16
aem20% 2	1465	6,02	57,82
aem30% 2	1475	6,04	60,62
aer 10% 2	1522	6,02	71,62
aer 20% 2	1419	5,78	67,72
aer 30% 2	2015	5,72	92,5

0: control; 1: anr del 10 al 30%; 2: anm del 10 al 30%; 3: aer del 10 al 30%; 4: aem del 10 al 30% 5: anr del 10 al 30%; 6: anm del 10 al 30%; 7: aer del 10 al 30%

## METADATOS

### Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 1/6

Título	METALES TOTALES, BIODISPONIBLES Y ANALISIS FISICOQUIMICO DE SUELOS TRATADOS CON MICROORGANISMOS EFICIENTES Y SEMBRADOS CON PLÁNTULAS DE TOMATE <i>Solanum lycopersicum</i>
Subtítulo	

#### Autor(es)

Apellidos y Nombres	Código CVLAC / e-mail	
<b>Ramírez S. Enmary J.</b>	CVLAC	<b>14124875</b>
	e-mail	<b>enmaryramirez@gmail.com</b>
	e-mail	
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	

Palabras o frases claves:

**Metales biodisponibles, microorganismos eficientes, suelo.**

## Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 2/6

### Líneas y sublíneas de investigación:

Área	Sub área
<b>Ciencias Básicas</b>	<b>Química</b>

### Resumen (abstract):

Aunque son conocidos los efectos beneficiosos sobre la recomposición y equilibrio químico de un suelo con la inserción de microorganismos eficientes (ME), existen escasas evidencias tangibles de esa eficacia. Es por ello por lo que se procedió a evaluar la concentración total y biodisponible de Ca, Cd, Fe, Mg, Mn, Pb y Zn en muestras de suelos inoculados con microorganismos eficientes (ME) y en plantas de tomates sembradas en dichos suelos tratados. Los ME fueron cultivados en medio líquido (ME anaeróbicos) y en compost (ME aeróbicos), inoculados en muestras de suelos a concentraciones de 0, 10, 20 y 30%, respectivamente. La biomasa cultivada en el compost se agregó una sola vez al inicio de cada tratamiento, mientras que el inóculo en el líquido se adicionó de forma interdiaria, por un periodo de 20 días de tratamiento continuo. Las variables fisicoquímicas (pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, nitrógeno y fósforo total) fueron determinadas en los suelos controles y tratados con ME, antes y después de la siembra de plantas de tomate. Las concentraciones de los metales fueron determinadas usando ICP-OES, en las muestras de suelo, antes (Fase 1) y después (Fase 2) del cultivo de las plantas de tomate, y en el tejido seco de las plantas de tomate. De acuerdo con los resultados obtenidos, los valores de pH estuvieron entre la neutralidad a ligeramente alcalinos, con un valor máximo de 8,02 obtenido en el suelo con el tratamiento anaerobio 30% de la localidad de río Brito en la Fase 1, pero estos valores disminuyeron en el suelo en la Fase 2. El suelo fue no salino, en ambas Fases. Aunque los valores de materia orgánica y nitrógeno total se incrementaron en la Fase 1, no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos; sin embargo, esta tendencia fue inversa respecto a las concentraciones de fósforo en la Fase 1. En potasio biodisponible se demostró que los ME influyen en sus niveles; los ME anaeróbicos lo disminuyen, mientras que los ME aeróbicos lo aumentan en el suelo. Los valores de cobre fueron aceptables para suelos agrícolas, Pb y Cd fueron no detectables en las muestras analizadas. Los ME incrementaron la disponibilidad de Mn en la Fase 1. Los resultados muestran que uno de los elementos mayormente correlacionado fue el Ca. La correlación positiva del pH con Cu, Ca y Mn biodisponibles indica que la basicidad del suelo, influenciada por los ME, incrementaron los valores de esos elementos. Las concentraciones de hierro, zinc, manganeso y calcio biodisponibles presentaron correlaciones positivas ( $p \leq 0,05$ ). La correlación negativa y alta entre P y pH comprueba que, a altos valores de pH, favorecidos en este estudio por los ME, reducen la disponibilidad del P. Por otra parte, las plántulas que resultaron con mayor longitud fueron de los suelos con los tratamientos con ME aeróbicos, de la localidad la Montañita, siendo el tratamiento 20% de ME aeróbicos con mayor eficiencia biológica (en

germinación de semillas y altura de las plántulas). Adicionalmente, ese tratamiento también mostró mayor potencial para adsorber azul de metileno en comparación con la muestra de suelo control, demostrando que los ME estaban en plena actividad biológica, favoreciendo el crecimiento de las plantas de tomate. Según los resultados de este estudio la utilización de ME tuvo influencia positiva en las propiedades fisicoquímicas de los suelos y en el crecimiento de las plántulas de tomate; por lo que su uso, particularmente los de preparación aerobia (en forma de compost), tienen potencial para ser utilizados como insumo en la producción agrícola sostenible, cuya aplicación podría ser un buen enfoque para la restauración sostenible de suelos degradados, por lo que se recomienda su aplicación en condiciones de campo.

## Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 3/6

### Contribuidores:

Apellidos y Nombres	ROL / Código CVLAC / e-mail	
<b>Luisa Rojas de Astudillo</b>	ROL	C <input type="checkbox"/> A <input checked="" type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> S <input type="checkbox"/> U <input type="checkbox"/>
	CVLAC	<b>4339841</b>
	e-mail	<b>lrojas40@yahoo.com</b>
	e-mail	
<b>Sheyla Aranda</b>	ROL	C <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> JU <input checked="" type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> S <input type="checkbox"/> U <input type="checkbox"/>
	CVLAC	<b>18933679</b>
	e-mail	<b>sheyla.aranda@gmail.com</b>
	e-mail	
<b>Carlos Pérez Astudillo</b>	ROL	C <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> JU <input checked="" type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> S <input type="checkbox"/> U <input type="checkbox"/>
	CVLAC	<b>8638044</b>
	e-mail	<b>cperez@uptos.edu.ve</b>
	e-mail	

Fecha de discusión y aprobación:

Año	Mes	Día
2020	11	17

Lenguaje: SPA \_\_\_\_\_

## Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 4/6

### Archivo(s):

Nombre de archivo	Tipo MIME
<b>P.G.-RamirezEnmary.doc</b>	<b>Application/word</b>

Alcance:

Espacial: (Opcional)

Temporal: (Opcional)

**Título o Grado asociado con el trabajo:**  
**Magister Scientiarum en Química**

**Nivel Asociado con el Trabajo: Magister**

**Área de Estudio: Química**

**Institución(es) que garantiza(n) el Título o grado: Universidad de Oriente**



# Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 5/6



UNIVERSIDAD DE ORIENTE  
CONSEJO UNIVERSITARIO  
RECTORADO

CUN°0975

Cumaná, 04 AGO 2009

Ciudadano  
**Prof. JESÚS MARTÍNEZ YÉPEZ**  
Vicerrector Académico  
Universidad de Oriente  
Su Despacho

Estimado Profesor Martínez:

Cumplo en notificarle que el Consejo Universitario, en Reunión Ordinaria celebrada en Centro de Convenciones de Cantaura, los días 28 y 29 de julio de 2009, conoció el punto de agenda **"SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN PARA PUBLICAR TODA LA PRODUCCIÓN INTELECTUAL DE LA UNIVERSIDAD DE ORIENTE EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UDO, SEGÚN VRAC N° 696/2009"**.

Leído el oficio SIBI – 139/2009 de fecha 09-07-2009, suscrita por el Dr. Abul K. Bashirullah, Director de Bibliotecas, este Cuerpo Colegiado decidió, por unanimidad, autorizar la publicación de toda la producción intelectual de la Universidad de Oriente en el Repositorio en cuestión.



Comunicación que hago a usted a los fines consiguientes.

Cordialmente,

**JUAN A. BOLAÑOS CUNTELE**  
Secretario



C.C: Rectora, Vicerrectora Administrativa, Decanos de los Núcleos, Coordinador General de Administración, Director de Personal, Dirección de Finanzas, Dirección de Presupuesto, Contraloría Interna, Consultoría Jurídica, Director de Bibliotecas, Dirección de Publicaciones, Dirección de Computación, Coordinación de Teleinformática, Coordinación General de Postgrado.

JABC/YGC/marija

Apartado Correos 094 / Telfs: 4008042 - 4008044 / 8008045 Telefax: 4008043 / Cumaná - Venezuela

## Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso- 6/6

Artículo 41 del REGLAMENTO DE TRABAJO DE PREGRADO (vigente a partir del II Semestre 2009, según comunicación CU-034-2009) : “los Trabajos de Grado son de la exclusiva propiedad de la Universidad de Oriente, y sólo podrán ser utilizados para otros fines con el consentimiento del Consejo de Núcleo respectivo, quien deberá participarlo previamente al Consejo Universitario para su autorización”.



---

**ENMARY RAMIREZ SOSA**  
**AUTOR**



---

**PROF: LUISA ROJAS DE ASTUDILLO**  
**ASESOR**