



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE EDAFOLOGÍA

**LAS RESERVAS ORGÁNICAS EDÁFICAS Y SU RELACIÓN
CON LA CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO DE AGUA
DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS**

ADOLFO LÓPEZ PÉREZ

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2009

La presente tesis titulada “**Las Reservas Orgánicas Edáficas y su Relación con la Capacidad de Almacenamiento de Agua de los Suelos Agrícolas**”, realizada por el alumno: **Adolfo López Pérez**, bajo la dirección del Consejo Particular que se indica abajo, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS

EDAFOLOGÍA

CONSEJO PARTICULAR

FIRMA

CONSEJERO

Dr. Arturo Galvis Spinola

ASESOR

Dra. Teresa M. Hernández Mendoza

ASESOR

M. en C. René Martínez Elizondo

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Agosto de 2009

AGRADECIMIENTOS

Al Colegio de Postgraduados que me dio la oportunidad de continuar con mi preparación académica y que sin duda será un pilar en el desarrollo de mi vida profesional.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por haberme otorgado la beca que me permitió desarrollar cada uno de mis estudios durante dos años sin problemas económicos.

Al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (COMECyT) que gracias a la beca-tesis proporcionada se logró la culminación de este documento.

A mis padres, Sr. Rodiver López Ledezma y Sra. Odilia Pérez López, porque son mi ejemplo y mi más grande motivación para salir adelante.

A mis hermanos con los cuales he crecido y disfrutado de los momentos buenos y malos de la vida y quiénes me han apoyado de manera incondicional en cada una de las etapas de mi preparación profesional.

A la Dra. Teresa M. Hernández Mendoza, por su apoyo incondicional y por todo el tiempo que dedicó a la mejora de este documento.

Al Dr. Arturo Galvis Spinola por apoyarme incondicionalmente en la elaboración de este proyecto y por los comentarios tan oportunos y acertados que sin duda hicieron de esta tesis un mejor escrito.

Al M. C. René Martínez Elizondo, por su disposición y tiempo que le dedicó a la revisión de éste documento.

DEDICATORIAS

“No tengo palabras para expresar el gran regocijo que me da poder terminar este documento en donde profesores y compañeros dejan parte de su vida, para dar vida a las ilusiones del niño que hoy en día se hacen realidad. Solo sé que este camino es el comienzo de una gran historia llena de virtudes y gracias para mí y todos mis seres queridos.”

Muchas Gracias

LAS RESERVAS ORGÁNICAS EDÁFICAS Y SU RELACIÓN CON LA CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO DE AGUA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS

López Pérez Adolfo, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2009

En el presente trabajo de investigación se evaluó el efecto de la calidad y cantidad de las reservas orgánicas edáficas sobre la capacidad de almacenamiento de agua en suelos con distintos contenidos de arcilla. Se usaron suelos colectados en el Laboratorio de Ingeniería de Riego “Tlapeaxco”, seleccionando aquellos que presentaron variabilidad contrastante en contenido de arcilla. Se analizaron 3 suelos a los que se les aplicaron dosis similares de 0, 15, 30 y 45 t/ha de residuos orgánicos de maíz y alfalfa, haciendo un total de 21 tratamientos con 2 repeticiones. Los suelos se incubaron bajo condiciones de laboratorio a temperatura y humedad constantes. Se determinaron los nitratos y amonio mediante la técnica de arrastre de vapor y se obtuvo la curva de retención de humedad para cada uno de los suelos, mediante el uso del WP4 (medidor de punto de rocío). Se encontró que la calidad y cantidad de las reservas orgánicas edáficas afecta la disponibilidad y capacidad de almacenamiento de agua en los suelos, lo cual es función del tiempo de residencia de los materiales orgánicos en los mismos y del contenido de arcilla presente. Las variables de capacidad de campo (CC) y punto de marchitamiento permanente (PMP) variaron de forma significativa, aunque fue mayor la variación en la CC, indicando que el incremento de arcilla en los suelos mejora la **adsorción de agua**, contrario a la **disponibilidad de agua** ya que a menor contenido de arcilla hay mayor disponibilidad de agua aunque por menos tiempo, debido a que los procesos de percolación, infiltración y evaporación se aceleran.

Palabras clave: reservas orgánicas edáficas, curva de retención de humedad de los suelos, punto de marchitamiento permanente, capacidad de campo.

SOIL ORGANIC POOL AND THEIR RELATIONSHIP OF WATER HOLDING CAPACITY OF AGRICULTURAL SOILS

López Pérez Adolfo, M. en C.
Colegio de Postgraduados, 2009

Presently work was evaluated the effect of the quality and quantity of the soil organic pool about the water holding capacity in soil with different clay content. We used soils collected in the Irrigation Engineering Laboratory "Tlapeaxco", selecting those that presented contrasting variability in clay content. We analyzed 3 soils were applied to similar doses of 0, 15, 30 and 45 t/ha of organic residue from corn and alfalfa separated, making a total of 21 treatments with 2 replications. The soils were incubated to temperature and optimum humidity for the appropriate activity of microbial biomass. Were determinate soil organic N by KCl 2N determination and moisture retention curve for each soil using the WP4 (dewpoint meter). It was found that quality and quantity of soil organic pool affects the availability and water holding capacity in soils, that which is function of time of residence of the organic materials in the same ones and content of present clay. Field Capacity (FC) and Permanent Wilting Point (PWP) varied significantly, although the variation was higher in FC, indicating that increases in clay soils improves the **adsorption water**, contrary to **availability water** as a lower clay content is increased availability of water for even less time, because the process of percolation, infiltration and evaporation are accelerating.

Key words: soil organic pool, soil moisture retention curve, permanent wilting point, field capacity.

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	II
DEDICATORIAS.....	IV
TABLA DE CONTENIDO	VII
ÍNDICE DE GRÁFICAS	IX
1. INTRODUCCIÓN	11
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	13
2.1. LOS MATERIALES ORGÁNICOS: ORIGEN, COMPOSICIÓN Y BENEFICIOS	13
2.1.1. Efectos sobre la Fertilidad Física Edáfica	16
2.1.2. Efectos sobre la Fertilidad Química Edáfica.....	18
2.1.3. Efectos sobre la Fertilidad Biológica Edáfica	19
2.1.4. Beneficios de los materiales orgánicos en la agricultura.....	20
2.1.5. Experiencias del uso de los materiales orgánicos incorporados al suelo	21
2.2. IMPORTANCIA DE LOS MATERIALES ORGÁNICOS EN LOS AGROECOSISTEMAS	24
2.3. LAS RESERVAS ORGÁNICAS EDÁFICAS.....	26
2.3.1. Clasificación de las reservas orgánicas edáficas	30
2.3.2. Efectos de los residuos y abonos orgánicos sobre el suelo.....	34
2.3.3. Efecto de las reservas orgánicas edáficas sobre la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos	34
2.4. EFECTO DE LOS SISTEMAS DE LABRANZA CONVENCIONAL Y LABRANZA CERO SOBRE LA ESTRUCTURA Y EL MOVIMIENTO DE AGUA A TRAVÉS DEL PERFIL DEL SUELO.....	36
3. RESUMEN DE LA REVISIÓN DE LITERATURA	39
4. OBJETIVOS	41
5. HIPÓTESIS.....	41
6. MATERIALES Y MÉTODOS	42
6.1. SELECCIÓN DE LOS SUELOS.....	43

6.2. DESCOMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS	43
6.3. TRATAMIENTOS	44
6.4. DISEÑO EXPERIMENTAL.....	45
6.5. PROCEDIMIENTO DE INCUBACIÓN	46
6.6. DETERMINACIÓN DE NITRATOS Y AMONIO POR LA TÉCNICA DE ARRASTRE DE VAPOR.....	46
6.6.1. Reactivos.....	47
6.6.2. Procedimiento.....	48
6.7. OBTENCIÓN DE LA CURVA CARACTERÍSTICA DE HUMEDAD DE LOS SUELOS CON EL MEDIDOR DE PUNTO DE ROCÍO (WP4).....	50
6.7.1. Medición del potencial de agua	51
6.7.2. Calibración del equipo	51
6.7.3. Efectos de la temperatura sobre el potencial de agua	53
6.7.4. Estimación del potencial hídrico de los suelos después de incubados.....	54
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	55
7.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS ANALIZADOS	55
7.2. CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO DE AGUA (CAA) DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS APLICADOS.....	56
7.3. EFECTO DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS SOBRE LA HUMEDAD APROVECHABLE EN FUNCIÓN DEL TIPO DE SUELO	60
7.4. EFECTO DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS SOBRE LOS NIVELES CARACTERÍSTICOS DE HUMEDAD DE LOS SUELOS	86
8. CONCLUSIONES	95
9. LITERATURA CITADA	96

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica 7.1.	Curva de característica de retención de humedad de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa	58
Gráfica 7.2.	Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 29% de arcilla	61
Gráfica 7.3.	Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 29% de arcilla	63
Gráfica 7.4.	Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 29% de arcilla	65
Gráfica 7.5.	Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 29% de arcilla	67
Gráfica 7.6.	Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 42% de arcilla	71
Gráfica 7.7.	Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 42% de arcilla	73
Gráfica 7.8.	Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 42% de arcilla	74
Gráfica 7.9.	Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 42% de arcilla	75
Gráfica 7.10.	Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 64% de arcilla	76
Gráfica 7.11.	Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 64% de arcilla	77
Gráfica 7.12.	Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 64% de arcilla	78
Gráfica 7.13.	Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 64% de arcilla	79
Gráfica 7.14.	Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 29% de arcilla por tiempo de incubación	81
Gráfica 7.15.	Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 42% de arcilla por tiempo de incubación	82
Gráfica 7.16.	Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 64% de arcilla, por tiempo de incubación	83
Gráfica 7.17.	Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 29% de arcilla por dosis de residuos incorporados	84
Gráfica 7.18.	Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 42% de arcilla, por dosis de residuos incorporados	85
Gráfica 7.19.	Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 64% de arcilla, por dosis de residuos incorporados	86
Gráfica 7.20.	Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de maíz en el suelo 29% de arcilla	87

Gráfica 7.21. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de alfalfa en el suelo con 29% de arcilla	87
Gráfica 7.22. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de maíz en el suelo con 42% de arcilla	88
Gráfica 7.23. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de alfalfa en el suelo con 42% de arcilla	89
Gráfica 7.24. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de maíz en el suelo 64% de arcilla	90
Gráfica 7.25. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de alfalfa en el suelo con 64% de arcilla	90
Gráfica 7.26. Variación de la capacidad de campo (CC) en función del residuo orgánico incorporado y del porcentaje de arcilla presente en los suelos	92
Gráfica 7.27. Variación del punto de marchitamiento permanente (PMP) en función del residuo orgánico incorporado y del porcentaje de arcilla presente en los suelos	93

1. INTRODUCCIÓN

El aprovechamiento de los residuos orgánicos cobra cada día mayor importancia como medio para mejorar la producción, reducir la dependencia de insumos externos de alto costo económico y ambiental, mejorar y hacer más sostenible la productividad del suelo, utilizar los recursos locales disponibles para el productor, responder a la creciente demanda internacional de productos libres de agroquímicos y de hacer más eficiente el reciclaje de nutrientes en la biósfera.

En las zonas agrícolas donde la escasez de agua para los cultivos es un problema que afecta la producción, es necesaria la generación y aplicación de técnicas que permitan mantener el agua disponible en los suelos por tiempos prolongados; esto puede lograrse aplicando una de las técnicas milenarias que actualmente ha cobrado auge, debido a los beneficios que genera al momento de ser utilizada y esta es: **la incorporación de residuos orgánicos.**

Los cultivos intensivos, que tienden a ser los predominantes en la actualidad, unido al necesario aumento de las cosechas para satisfacer las demandas de la población y el uso inadecuado de fertilizantes minerales, está provocando un notable desequilibrio en los suelos agrícolas; ante esto, la incorporación de residuos orgánicos combinada con un manejo agronómico del cultivo, proporciona alternativas para la obtención de un incremento en la producción, a los agricultores que logran usarla en forma adecuada, ya que la incorporación de residuos orgánicos a los suelos mejora la fertilidad física, química y biológica de los mismos.

A su vez se debe contemplar que el abandono de áreas cultivadas desequilibradas y la escasa cubierta vegetal existente en numerosas zonas favorecen la acción de los procesos erosivos. Todos estos factores nos obligan a plantear como objetivo

fundamental el estudio de los residuos orgánicos con fines a su aplicación en la agricultura y en la recuperación de suelos desequilibrados o degradados.

Esto involucra un conjunto de investigaciones que tengan como objetivo aportar los conocimientos necesarios para lograr un plan adecuado para la incorporación y manejo de los residuos orgánicos en la agricultura; debido a esto, en esta investigación se evaluó el efecto de la calidad y cantidad de las reservas orgánicas edáficas sobre la capacidad de almacenamiento de agua en los suelos agrícolas, mediante la aplicación de residuos orgánicos de maíz y alfalfa en dosis variadas, ya que son cultivos que durante la cosecha, se deja parte de ellos sobre la superficie del suelo, pudiendo ser incorporados como reservas orgánicas.

Se hicieron las determinaciones de nitratos y amonio y la curva característica de humedad de los suelos con la finalidad de obtener el comportamiento de los niveles característicos de humedad (capacidad de campo y punto de marchitamiento permanente), así como la variación del nitrógeno inorgánico total; con estos análisis se busca obtener resultados que permitan conocer el comportamiento de la capacidad de agua disponible en los suelos, en función del contenido de arcilla presente y del tipo, calidad y cantidad de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa incorporados.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. LOS MATERIALES ORGÁNICOS: ORIGEN, COMPOSICIÓN Y BENEFICIOS

Durante 150 años los fisiólogos mantuvieron la teoría húmica, que consideraba que las plantas se nutrían directamente del humus del suelo y la presencia de este material marcaba su fertilidad (Navarro *et al.*, 1995). Sin embargo, la revolución agrícola promovida en el siglo XIX por Justus von Liebig (1843) demostró que las plantas precisan de agua y sustancias inorgánicas para su nutrición y puso en duda que el humus fuera el principio nutritivo de las plantas. Además, fomentó el desarrollo de los fertilizantes inorgánicos, que son de 20 a 100 veces más concentrados en elementos básicos como N, P, K, que los abonos orgánicos (Arens, 1983), lo que supuso un indudable efecto positivo en la agricultura, aumentando los rendimientos y provocando el abandono de muchas técnicas antiguas de cultivo, una de las cuales fue el uso de residuos orgánicos como abono de los cultivos (Navarro *et al.*, 1995). A partir de esto, el uso de los residuos orgánicos aplicados al suelo disminuyó de forma considerable, sin embargo, durante los últimos años dado el auge de la agricultura orgánica se ha reimpulsado el manejo de la fracción orgánica, tema que por muchos años era un tópico poco cuantificado y sistematizado dentro de los sistemas productivos, ya que aunque se conocían sus efectos benéficos era difícil su comprensión y separación de otras fases del suelo, dado su alto grado de complejidad (Meléndez, 2003).

El suelo recibe una gran cantidad de restos orgánicos de distinto origen, entre estos, restos de las plantas superiores que llegan al suelo de dos maneras: se depositan en la superficie (hojas, ramas, flores, frutos) o quedan directamente en la masa del suelo (raíces al morir) (Labrador, 1996).

Los materiales orgánicos del suelo contienen cerca del 5% de N total, pero también incluyen otros elementos esenciales para las plantas, tales como fósforo, magnesio, calcio, azufre y micronutrientes (Graetz, 1997). Durante la evolución de los materiales orgánicos en el suelo se distinguen dos fases: la humidificación y la mineralización (Gros y Domínguez, 1992). La humidificación es una fase bastante rápida, durante la cual los microorganismos del suelo actúan sobre los materiales orgánicos desde el momento en que se incorporan.

Basándose en lo anterior, se considera a los residuos orgánicos como un continuo de compuestos heterogéneos con base de carbono simples y complejos, compuestos nitrogenados, lípidos, ácidos orgánicos (cítrico, fumárico, málico, malónico y succínico), polímeros y compuestos fenólicos (ligninas, taninos, etc.) y elementos minerales, que están formados por la acumulación de materiales de origen animal y vegetal parcial o completamente descompuestos en continuo estado de descomposición, de sustancias sintetizadas microbiológicamente y/o químicamente, del conjunto de microorganismos vivos y muertos y de animales pequeños que aún faltan descomponer (Meléndez, 2003).

Inmediatamente después de la caída de los materiales al suelo y muchas veces antes, comienza un rápido proceso de transformación por parte de los macro y microorganismos que utilizan los residuos orgánicos como fuente de energía (Meléndez, 2003).

Una fracción pequeña de los materiales orgánicos está constituida por carbohidratos, aminoácidos, ácidos alifáticos, proteínas, grasas, etc., y en su mayor parte están formadas por las llamadas sustancias húmicas, que son una serie de compuestos de alto peso molecular. Estas sustancias húmicas han sido divididas en grupos de acuerdo a su solubilidad en soluciones ácidas y básicas concentradas: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, huminas (Meléndez, 2003).

Primero se forma el humus joven, de evolución rápida, que a su vez da paso al humus estable. Ambos productos forman la llamada materia orgánica total del suelo. Al humus joven también se le llama “lábil” o “libre”, porque aún no está fijado o ligado a las partículas del suelo, sino simplemente mezclado con ellas, tiene una relación C/N superior a 15, es sede de una intensa actividad microbiana y se le puede considerar como un elemento fundamental de la fertilidad del suelo, se estima que en promedio es del 20 – 25% del humus total (Julca *et al.*, 2006). El humus “estable” o “estabilizado” es la materia orgánica ligada al suelo, es decir, solamente fijada a los agregados de color oscuro. Su composición es muy compleja (humina, ácidos húmicos y fúlvicos) y tiene una relación C/N constante entre 9 y 10, y representa en promedio el 75 – 80 % del humus total. La fase de mineralización es muy lenta, y en ella el humus estable recibe la acción de otros microorganismos que lo destruyen progresivamente (1 al 2% al año), liberando así los minerales que luego absorberán las plantas. Esta fase presenta dos etapas: amonificación (paso del N orgánico a amonio) y la nitrificación (paso del amonio a nitrato) (Navarro *et al.*, 1995).

No existe una definición de humus con la que todos los especialistas estén de acuerdo; pero, en general, el término humus designa a las “sustancias orgánicas variadas, de color pardo y negruzco, que resultan de la descomposición de materiales orgánicos de origen exclusivamente vegetal”. Contiene aproximadamente un 5% de nitrógeno, por lo que su valor en el suelo se puede calcular multiplicando por 20 su contenido en nitrógeno total (Gros y Domínguez, 1992).

El humus tiene efecto sobre la **fertilidad física edáfica**, formando agregados y dando estabilidad estructural, uniéndose a las arcillas y formando el complejo de intercambio, favoreciendo la penetración del agua y su retención, disminuyendo la erosión y mejorando el intercambio gaseoso. Cuando se refiere al efecto sobre la **fertilidad química edáfica**, aumenta la capacidad de cambio del suelo, la reserva de nutrientes para la vida vegetal y la capacidad amortiguadora del suelo beneficia la acción de los abonos minerales y facilita su absorción a través de la membrana

celular de las raicillas. Y en cuanto a su efecto sobre la fertilidad biológica, favorece los procesos de mineralización, el desarrollo de la cubierta vegetal, sirve de alimento a una multitud de microorganismos y estimula el crecimiento de la planta en un sistema ecológico equilibrado (Navarro *et al.*, 1995; Graetz, 1997; Julca *et al.*, 2006).

Para Jhonstom (1991), la cantidad de humus en el suelo depende de muchos factores, tales como la incorporación de nuevos residuos orgánicos al suelo y su velocidad de oxidación química y biológica, la velocidad de descomposición de los materiales orgánicos ya existente en el suelo, la textura, la aireación, humedad y los factores climáticos. Las prácticas de manejo del cultivo también pueden tener un efecto sobre éste parámetro, por ejemplo, el empleo de abonos minerales acelera la descomposición de los materiales orgánicos en el suelo. Esto es una manifestación del crecimiento de la actividad biológica, que se traduce en la práctica en una mejora de la fertilidad, y por tanto, de los rendimientos (Gros y Domínguez, 1992).

2.1.1. Efectos sobre la Fertilidad Física Edáfica

Clásicamente, se ha señalado que los principales beneficios de la materia orgánica sobre el suelo son de tipo físico. Aunque no exista sobre ella una cuantificación sistemática ni abundante que permita efectuar predicciones precisas de dichos efectos, podría decirse que la bondad de la materia orgánica sobre la fertilidad física edáfica es un criterio mundialmente aceptado. Lo que se reconoce paralelamente es que este impacto ocurre en el mediano-largo plazo, nunca en tiempos demasiado cortos (Labrador, 1996).

En primer lugar, por el efecto floculante (formación de agregados) y cementante de la materia orgánica propicia el mejoramiento de la estructura mediante su unión a las arcillas y formando el complejo de intercambio, y por ende, la disminución de la densidad aparente que puede ocasionarse a un suelo ante el uso abundante y

continuo de los materiales orgánicos. Al disminuir la densidad, en realidad lo que se está incrementando es el espacio poroso. Esta situación, además de constituir una ventaja netamente física, para el sistema, ofrece una serie de efectos nutricionales que se ven reflejados en una mayor penetración radical y en el mejor movimiento de aire, penetración del agua, su retención y nutrimentos, disminución de la erosión y el intercambio gaseoso (Graetz, 1997).

Datos que documenten la disminución en densidad aparente y el aumento en espacio poroso se encuentran cada vez con más facilidad en la literatura, aunque por lo general, están asociados a experimentos que contemplan períodos prolongados de aplicación y evaluación. En estudios de corto plazo es difícil percibir estos efectos y, si los datos provienen de estudios de menos de un año de estudio, lo que se reporta es que la materia orgánica *“no mostraron efectos significativos sobre las propiedades físicas”*.

En síntesis, se puede resumir que los efectos de la materia orgánica sobre la fertilidad física edáfica van dirigidos hacia dos objetivos concretos:

- **el mejoramiento de la estabilidad estructural** (disminución de la densidad aparente, formación de agregados, aumento del espacio poroso, aumento de la friabilidad de suelos arcillosos) y
- **la regulación del balance hídrico del suelo** (aumento de la capacidad de adsorción de agua, reducción de la evaporación, mejoramiento de la permeabilidad, facilidad del drenaje).

No obstante, cualquiera de estos efectos sólo es perceptible en el tiempo y se asocian a productos altamente estabilizados que conduzcan a enriquecer la fracción húmica del sistema suelo.

2.1.2. Efectos sobre la Fertilidad Química Edáfica

Químicamente, tanto en la literatura universal como bajo condiciones locales, día a día hay más ejemplos que cuantifican los efectos que la materia orgánica tiene en primera instancia sobre los rendimientos y también, sobre el aumento en la retención y suplemento de nutrimentos, y el mejoramiento integral del sistema coloidal. Hay además evidencias de la formación de quelatos, la regulación del pH y los aumentos en el poder amortiguador de los suelos (Labrador, 1996).

Para la mejor comprensión de los efectos químicos resulta conveniente dividirlos en dos, aquellos que tienen características de enmienda (esto es, una mejora integral del sistema) y los que sencillamente actúan como complemento en el suplemento nutricional (Tan, 1998).

Como enmienda, sobre el pH está bastante demostrado el efecto amortiguador de la adición de materiales orgánicos de pH altos sobre sistemas muy ácidos, abundantes en Fe y Al (Tan, 1998).

Otro efecto de enmienda indudable e interesante es el aumento de la CIC; esto aumenta la potencialidad para la adsorción e intercambio iónico del suelo. Como consecuencia, el poder de retención de macronutrientes como Ca, Mg, Na, K, NH₄, etc. aumenta, con el considerable efecto beneficioso que esto supone para la fertilidad global de los suelos agrícolas (Labrador, 1996).

Todos los compuestos orgánicos tienen superficies específicas grandes lo que conlleva al fortalecimiento del sistema de retención de nutrimentos. También aumenta la reserva de nutrientes para la vida vegetal y la capacidad amortiguadora del suelo favorece la acción de los abonos minerales y facilita su absorción a través de la membrana celular de las raicillas (Julca *et al.*, 2006).

2.1.3. Efectos sobre la Fertilidad Biológica Edáfica

Finalmente, también a los efectos biológicos, con el avance en la investigación, se les ha ido dando su lugar.

Este tipo de efectos a pesar de ser, probablemente, los que en la dinámica cotidiana de los suelos son los que van a tener una mayor repercusión en los sistemas cuando se usa materia orgánica por su acción sutil dentro del mismo, son quizá los menos establecidos y los poco cuantificados (Meléndez, 2003).

Como ejemplos, es bastante predecible que la presencia de un volumen importante de materia orgánica estimule la capacidad amortiguadora de la rizósfera, modifique la dinámica de los nutrimentos al retenerlos en formas orgánicas, y participe en la supresión de patógenos al favorecer la proliferación de microorganismos antagonistas (Meléndez, 2003).

En forma específica se menciona que la materia orgánica puede favorecer el crecimiento radicular, estimular la germinación de las semillas, favorecer el estado sanitario de órganos subterráneos, regular la actividad microbiana, constituir fuentes particulares de energía para microorganismos, contrarrestar el efecto de algunas toxinas, modificar la actividad enzimática, activar la rizogénesis, etc (Meléndez, 2003).

Cabe destacar aquí la indiscutible necesidad de incrementar la comprensión de la rizósfera, esa zona del sistema suelo en la que la vinculación suelo-raíz es tan fuerte que realmente se constituye en un ambiente particular. En esta zona, tanto la actividad química como la biológica, producto de la interacción de fases, adquieren dimensiones mayores que deberán irse considerando y cuantificando en forma independiente al resto del grueso del suelo (Meléndez, 2003).

2.1.4. Beneficios de los materiales orgánicos en la agricultura

Los científicos agrícolas han reconocido los beneficios de los materiales orgánicos incorporados al suelo para mejorar la productividad de los cultivos. Esos beneficios han sido sujeto de controversia por mucho tiempo y algunos se mantienen actualmente (Meléndez, 2003).

Muchos de estos beneficios de la MO han sido bien documentados, pero algunos efectos están íntimamente asociados con otros factores del suelo que es difícil atribuirle solo a la materia orgánica. Otro de los inconvenientes está ligado a la falta de precisiones para definir específicamente las varias fracciones dentro de la MO (Meléndez, 2003).

El efecto benéfico de los materiales orgánicos sobre la fertilidad de los suelos especialmente sobre aquellos altamente meteorizados es de una importancia dramática con relación a sus contenidos, pues está demostrado que incrementos mínimos benefician simultáneamente las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Aunque la interacción de estas tres propiedades dificulta la cuantificación del efecto benéfico de la MO, para complicar aún más la situación es muy factible que los distintos componentes de la MO estén afectando simultáneamente y en forma distinta la dinámica y la fertilidad física, química y biológica de los suelos (Julca *et al.*, 2006).

Aunque no se conoce a ciencia cierta la naturaleza de los procesos implicados ni las fracciones de MO que afectan las propiedades del suelo, es claro que presenta efectos benéficos como las que menciona Meléndez (2003):

- Es fuente importante de micro y macronutrientes especialmente N, P, y S, siendo particularmente importante el P orgánico en los suelos ácidos.
- Ayuda a la estabilización de la acidez del suelo.
- Actúa como agente quelatante del aluminio.
- Actúa como quelatante de micronutrientes previniendo su lixiviación y evita la toxicidad de los mismos.
- Regula los fenómenos de adsorción especialmente la inactivación de plaguicidas.
- Mejora la capacidad de intercambio del suelo.
- Mejora la cohesión y estabilidad de los agregados del suelo.
- Disminuye la densidad aparente.
- Aumenta la capacidad del suelo para adsorber agua.
- Es fuente energética de los microorganismos especialmente por sus compuestos de carbono.
- Estimula el desarrollo radicular y la actividad de los organismos del suelo.

2.1.5. Experiencias del uso de los materiales orgánicos incorporados al suelo

Abad (1993) citado por Julca *et al* (2006) señala que los ácidos húmicos y fúlvicos tienen un efecto positivo sobre muchas funciones de las plantas, a nivel de células y órganos; por su parte Kononova (1970) señala el efecto estimulante de los ácidos húmicos y fulvoácidos en la formación de raíces al acelerar la diferenciación del punto de crecimiento. Warman (1998) encontró que los suelos fertilizados convencionalmente son generalmente altos en P y K, mientras que los suelos fertilizados con compost tienen un mayor contenido de C, Ca, Mg, Mn, Cu y Zn.

También se ha evaluado el efecto de la materia orgánica o de productos derivados de ésta, sobre el crecimiento de la planta o la producción de los cultivos. Businelli *et al.*, (1990) citado por Julca *et al* (2006), encontraron un aumento de peso y altura de la planta, longitud de mazorca y rendimiento de grano en maíz, cuando aplicaron 100, 300 y 900 kg/ha de residuos sólidos urbanos (RSU) compostados, junto con aplicaciones complementarias de NPK.

Chung (1997) citado por Julca *et al* (2006) evaluó el efecto del compost de mazorca de maíz con limo en un suelo rojo, ácido (pH=4.05), sobre el crecimiento de tres especies de raíces (lechuga, guisante y maíz), las cuales fueron seleccionadas por su tolerancia variable a la acidez del suelo. Las enmiendas aplicadas al suelos fueron: 1, 2 y 4 cmol de carbonato cálcico/kg de suelo; 5, 10 y 20 g de compost de mazorca de maíz/kg de suelo. Los resultados mostraron un mayor contenido de manganeso que de aluminio en los brotes de todas las plantas evaluadas, al margen de su tolerancia a la acidez o del tratamiento. También observó que el limo fue más efectivo, en comparación al compost, para reducir el contenido de manganeso en los brotes. Sin embargo, el contenido de fósforo en los brotes se incrementó con el compost, a partir de un aumento en el contenido de materia orgánica. Igualmente, el compost incrementó significativamente el peso seco de los brotes; por encima de los valores obtenidos con limo.

En Italia, Pinamonti (1998), usando compost como mulch en viñedos, encontró un incremento del contenido de materia orgánica, de fósforo disponible y del potasio de cambio en suelo; también mejoró la porosidad y la capacidad de adsorción del agua. Las plantas de vid mostraron un aumento en la concentración del K en hojas, pero una disminución en el nivel de P, Ca y Mg. El contenido de N, Fe y Mn no cambió significativamente durante el experimento. El crecimiento de las plantas mejoró durante el primer año, pero decreció con el tiempo y la producción de uva sólo fue significativamente mayor el primer año de evaluación (Julca *et al*, 2006).

En un ensayo similar al anterior en viñedos jóvenes en Australia, Buckerfield y Webster (1998) encontraron que el diámetro del tronco y la longitud de los brotes fueron mayores cuando había mulch de compost. También la producción de uva se incrementó considerablemente.

Una variante interesante sobre el uso de la materia orgánica ocurre en Almería, al sureste de España, en los invernaderos para la producción de hortalizas, donde se usa como sustrato un sistema llamado “enarenado” que considera una capa de materia orgánica que se ubica entre suelo agrícola y una capa de arena. Este sistema permite una mayor retención de la humedad y una lenta infiltración del agua la que estará más disponible para la planta (Julca *et al.*, 2006).

Los resultados favorables que se obtienen cuando se aplican materiales orgánicos sobre las plantas han sugerido la necesidad de intentar explicar mejor las razones de este efecto (Julca *et al.*, 2006). Young (1997) señaló que se ha demostrado que los ácidos húmicos contienen muchos tipos de compuestos nitrogenados. Además, aisló a partir del suelo y de sustancias húmicas de diversas procedencias las poliaminas, que son compuestos que funcionan como reguladores de crecimiento de las plantas, por lo que sugirió que su presencia en las sustancias húmicas podría explicar la actividad parecida a las hormonas de dichas sustancias.

Sin embargo, a pesar de la información favorable al empleo de los materiales orgánicos, estos deben ser usados con prudencia y teniendo en cuenta todas las consideraciones pertinentes, ya que por ejemplo, Cegarra *et al.*, (1983) señalan que los residuos vegetales, cuando son añadidos a los suelos, pueden requerir de aporte suplementario de N para que los procesos de mineralización se desarrollen adecuadamente. Esto sucede como consecuencia de la elevada relación C/N que posee el residuo. Por ello, un riesgo que se puede plantear es la demandar inicial de

nutrientes para activar los procesos biológicos que actúan sobre los restos de cosecha adicionados.

Al fenómeno descrito en el párrafo anterior se le denomina inmovilización y ocurre lo contrario a la nitrificación, es decir, el nitrógeno inorgánico pasa a orgánico, debido a que numerosos microorganismos utilizan el nitrógeno mineral del suelo para la síntesis de sus propias macromoléculas, compitiendo directamente con las plantas cultivadas (Gros y Domínguez, 1992).

2.2. IMPORTANCIA DE LOS MATERIALES ORGÁNICOS EN LOS AGROECOSISTEMAS

La productividad agrícola es función de la compleja interacción que se presenta entre el cultivo y los diversos factores edáficos, climáticos y agronómicos que conforman al agroecosistema, el cual está delimitado dentro de un ámbito socioeconómico específico (Dreschel y Gyiele, 1999). Los factores **edáficos** (fases físicas y químicas, pendiente, profundidad del suelo, grado de compactación, mineralogía, etc.), **climáticos** (heladas, precipitación, vientos, granizo, temperatura, humedad relativa, etc.), **agronómicos** (rotación de cultivos, variedades, control fitosanitario, tipo, frecuencia e intensidad de la labranza, aplicación de abonos orgánicos e inorgánicos, etc.) y **socioeconómicos** (capacitación técnica, crédito, mercado, tenencia de la tierra, superficie de la unidad de producción, idiosincrasia del agricultor, política agrícola gubernamental, etc.) modifican positiva o negativamente el rendimiento que se pudiera alcanzar, así como el riesgo potencial y actual de la presión del medio sobre la estabilidad de los ecosistemas (Galvis, 1998).

El mantenimiento de la materia orgánica del suelo es un proceso clave relacionado con la sostenibilidad y productividad de los sistemas agrícolas, especialmente para

los que están en suelos frágiles y manejados por agricultores de pocos recursos (Sánchez *et al.*, 1989). Como se mencionó anteriormente, la importancia de la materia orgánica descansa en su contribución a la capacidad de intercambio catiónico del suelo y, por ende, en la retención de los nutrientes, su función como una fuente importante de nitrógeno y fósforo, y su rol en el mantenimiento de la agregación, estructura física, y adsorción del agua en el suelo (Allison, 1973).

Cambios en el medio ambiente del suelo pueden resultar en una disminución rápida de la materia orgánica, resultando especialmente en suelos meteorizados una disminución de la productividad. Además, su pérdida contribuye al enriquecimiento atmosférico del carbono y al efecto invernadero asociado con la conversión de los bosques tropicales a otras formas de uso (Houghton *et al.*, 1987; Dale *et al.*, 1993). Puesto que los agricultores pobres tienen poco acceso a los insumos químicos que se requieren para mantener la productividad de su terreno, el manejo adecuado de la materia orgánica adquiere suma importancia para la viabilidad continua de tales sistemas. Sin embargo, el conocimiento sobre cómo se pueden mantener o renovar los niveles de materia orgánica del suelo a través de la adición de insumos orgánicos es incompleto (Sánchez *et al.*, 1989).

Durante las últimas dos décadas, muchas investigaciones han intentado desarrollar tecnologías simples en base del uso de la vegetación e insumos orgánicos para mejorar la productividad y sostenibilidad de los agroecosistemas. Estas tecnologías incluyeron el manejo de los residuos de los cultivos, abonos verdes, coberturas de leguminosas, barbechos y forrajes mejorados, compost, etc. Se piensa que, en éste u otros sistemas que usan residuos orgánicos, muchos de los beneficios derivados del uso de estos materiales son debido a su habilidad de mantener la materia orgánica y estructura física del suelo y promover el reciclaje de nutrientes, sin embargo, estas tecnologías no han sido evaluadas adecuadamente debido en gran medida a la falta de indicadores y metodologías apropiadas para cuantificar la dinámica de la materia orgánica (Stevenson y Elliot, 1989).

2.3. LAS RESERVAS ORGÁNICAS EDÁFICAS

El uso y aplicación de residuos orgánicos o materia orgánica en la agricultura es milenaria y su valor ha sido reconocido desde siempre; paulatinamente esta actividad fue experimentando un decrecimiento considerable, probablemente debido al auge de la tecnificación agrícola, impulsada durante la revolución verde y por ende la introducción de los fertilizantes químicos; sin embargo, durante los últimos años dado el auge de la agricultura orgánica se ha reimpulsado el manejo de la fracción orgánica, tema que por muchos años era un tópico poco cuantificado y sistematizado dentro de los sistemas productivos, ya que aunque se conocían sus efectos benéficos era difícil su comprensión y separación de otras fases del suelo, dado su alto grado de complejidad (Terralia, 1998).

En la mayoría de los suelos tropicales la fracción orgánica es un componente menor de la fase sólida del suelo; sin embargo, esta juega un papel crucial en la fertilidad de los suelos ya que sus relaciones con la fase mineral y con los elementos de la solución del suelo, hacen que controle en gran medida la disponibilidad de nutrimentos para las plantas (Salcedo, 2005).

Aunque las múltiples bondades de la fracción orgánica han sido reconocidas desde siglos y el rol importante que tiene en la fertilidad de los suelos, es determinante conocer el papel que desempeña cada uno de sus componentes (Meléndez, 2003).

Los materiales orgánicos constituyen una importante propiedad del ecosistema, regulando el suministro de nutrimentos a plantas y microorganismos, normaliza la humedad edáfica y es un almacén a largo plazo de C; es una sustancia heterogénea y dinámica, con distinto contenido de C y N, estructura molecular, tasa y tiempo de

descomposición diverso (Oades, 1988); está constituida por los compuestos de origen biológico, principalmente, restos animales y vegetales, sometidos constantemente a procesos de descomposición y transformación (Labrador, 1996); hasta los componentes elementales de las proteínas, carbohidratos y otros originados en el proceso de mineralización (Fassbender, 1986).

La MO desempeña un papel importante en la agricultura a través de su contribución al ciclo de nutrientes y a la estabilización de la estructura del suelo, su manejo tiene un efecto preponderante en los niveles de MO (Angers *et al.*, 1993).

El contenido total de MO suele escogerse con frecuencia como indicador tanto de la capacidad que tiene un suelo para sostener una determinada productividad (fertilidad física), como el potencial que tiene un suelo para aportar nutrimentos disponibles para los cultivos (fertilidad química), principalmente N. Sin embargo, como la MO está constituida por materiales orgánicos de muy diversa índole y estado de descomposición variados, no es conveniente generalizar su influencia sobre la fertilidad física y química del suelo, ya que varía en función de la cantidad y tipo de constituyentes que la forman. A estos componentes se les denomina reservas orgánicas activas (ROAC), las cuales participan de distinta manera en duración e intensidad en los procesos que le confieren al suelo las propiedades requeridas para mantener un ambiente adecuado de producción y su capacidad de aporte potencial nutrimental; ya que éstas no forman compartimentos definidos y agrupados por sus origen y constitución, sino mas bien se ubican en unidades discretas mezcladas con la fracción mineral y diseminadas en la capa arable, cuyo material orgánico que las conforma es de diferente susceptibilidad al ataque de la biomasa microbiana (Galvis, 1998).

La biomasa microbiana es tanto una forma de nutrientes lábiles como un agente para la transformación y ciclo de la MO y nutrientes del suelo para las plantas y ha sido

sugerida como un indicador directo de los cambios inducidos por el manejo en el estado biológico del suelo y la calidad de la MO; sin embargo, poco se sabe de los efectos de este tipo de sistema de manejo sobre fracciones lábiles de la MO tales como los carbohidratos; estos están particularmente involucrados en la función y estabilización de la estructura del suelo (Angers *et al.*, 1993).

La MO puede estar estabilizada en los suelos de forma química o física (Christensen, 1992). La estabilización química consiste en la adsorción de la MO por la superficie de las partículas minerales (Kaiser and Guggenberger, 2000), mientras que la captura de la MO dentro de los agregados del suelo provee una protección física y evita su descomposición (Beare *et al.*, 1994). Para identificar ambos procesos es necesario distinguir entre la MO localizada en la superficie de los minerales y la que se encuentra dentro de las partículas del suelo. Las prácticas de labranza convencionales rompen los agregados del suelo, exponiendo la MO al ataque de la biomasa microbiana (Beare *et al.*, 1994).

Los minerales de carga variable presentan gran influencia en la estabilidad de los agregados tanto de las partículas de la MO, así como de los minerales asociados a ella en los suelos tropicales y subtropicales. La protección de la MO está parcialmente conferida debido a la inmovilización de los microorganismos y sus enzimas (Killham *et al.*, 1993). En partículas de limo de suelos tropicales, del 23 al 26% de la MO total se consideró protegida de la descomposición biológica debido a su incorporación dentro de los microagregados (Shang and Tiessen, 1998; Skjemstad *et al.*, 1993).

Los macro agregados se mejoran bajo sistemas de cultivo sin labranza, los cuales incrementan la protección física de la MO (Beare *et al.*, 1994). De acuerdo con Tisdall y Oades (1982), los microagregados no se afectan con sistemas de labranza, especialmente en suelos secos, debido a su fuerte unión entre las partículas

primarias y los óxidos de hierro y aluminio. Sin embargo, en estudios recientes sobre la protección física de la MO, Beare *et al.* (1994) y Six *et al.* (1998) señalaron que la labranza sí afecta la MO presente en los microagregados del suelo.

Dejar sobre el suelo los residuos orgánicos del ciclo anterior es una estrategia importante para mantener o incrementar la MO en las regiones agrícolas de clima tropical y subtropical (Lal *et al.*, 1999). La rotación de cultivos genera grandes entradas de residuos de cosecha que contribuye a incrementar las reservas de MO en los suelos en regiones tropicales subhúmedas, donde las pérdidas son elevadas debido a la degradación biológica y erosión (Bayer *et al.*, 2000). Tanto la fracción orgánica lábil como la estabilizada son afectadas por el tipo de manejo de conservación. Sin embargo, para mejorar el conocimiento actual acerca de la dinámica de la MO, es necesario evaluar la magnitud de estos cambios.

El carbono capturado por las partículas de la MO, constituidas por residuos de cosechas y de raíces parcialmente descompuestas representa alrededor del 20% (Cambardella and Elliot, 1992; Six *et al.*, 1999) al 50% (Chan, 1997; Franzluebbers and Arshad, 1997) del carbono total presente en las regiones frías y áridas, donde la fracción lábil es la más sensible a los cambios en el manejo de suelos (Wander *et al.*, 1998). Bajo condiciones favorables para la descomposición biológica y humificación, como ocurre en las regiones tropicales y subtropicales con climas calurosos y húmedos, las partículas de MO representan una porción muy pequeña (10 – 20%) del total de las reservas orgánicas edáficas comparadas con las que se encuentran en climas fríos o semiáridos (Bayer *et al.*, 2001; Vanlauwe *et al.*, 1999).

La labranza del suelo puede afectar su calidad. El uso de métodos químicos convencionales y técnicas de espectroscopia no destructivas, incluyendo la resonancia magnética nuclear y la resonancia de *spin* de electrón, han elucidado algunos aspectos relacionados con la estructura química, funciones y reacción de la

MO (Rivero *et al.*, 1998). Recientemente, la MO ha sido físicamente clasificada por su densidad o tamaño de partícula mediante la dispersión del suelo por ultrasonido (Christensen, 1992). La principal ventaja de usar un procedimiento físico seguido por análisis de espectroscopia, es que reduce la posibilidad de alterar los componentes de la MO (Bayer *et al.*, 2000; Christensen, 1992).

2.3.1. Clasificación de las reservas orgánicas edáficas

Los materiales orgánicos se han dividido conceptualmente en reservas orgánicas edáficas de acuerdo al origen y tipo de constituyentes orgánicos edáficos (Jenkinson y Rayner, 1977); aunque no se encuentren físicamente en el suelo como compartimentos discretos bien delimitados de acuerdo con su constitución bioquímica (Stockdale *et al.*, 1997). Las reservas orgánicas edáficas están diseminadas principalmente dentro de la capa arable, y pueden estar distribuidas en combinación con distintos tamaños de la fracción mineral formando agregados órgano-minerales (Duxbury y Nkambule, 1994). Físicamente pueden estar recubriendo a los minerales o encontrarse en el interior de la matriz arcillosa del suelo (Hassink y Whitmore, 1997).

Las reservas orgánicas edáficas se definen como la materia orgánica contenida en el suelo en sus diferentes estados de mineralización que contribuye a mejorar la fertilidad física y química del suelo. La **fertilidad física** se refiere a las propiedades físicas del suelo tales como la agregación, aireación, contenido de humedad, la resistencia a la erosión; que en su conjunto proporcionan el soporte físico para el establecimiento de los cultivos, por otro lado, la **fertilidad química** se refiere a las propiedades químicas del suelo como pueden ser el pH, el aporte de nutrientes principalmente de N, P y S y otros elementos menores para la nutrición de cultivos, principalmente (Schomberg, 1998).

McLauchlan y Hobbie (2004) mencionan que el número de reservas orgánicas edáficas en que se divide conceptualmente a los materiales orgánicos y el nombre que se les asigna difiere de acuerdo al autor que los propone, aunque la mayoría coincide en agruparlos de acuerdo al tamaño que representa su reserva y a la susceptibilidad de ser atacados por la biomasa microbiana. En ambos modelos Krull *et al.*, (2003), hace referencia a la reserva más pequeña y más rápidamente reciclada, como “**lábil**”, ya que es fácil y rápidamente atacada por la biomasa microbiana y a la reserva más grande y lenta en su reciclaje la define como “**recalcitrante**”, característica conferida por el alto peso molecular, estructura irregular y/o presencia de estructuras aromáticas.

Al respecto Galvis (1998) las agrupa de la siguiente manera:

- a) **Reservas orgánicas activas lábiles (ROAL):** constituidas de materiales orgánicos de reciente depósito o incorporación (residuos de cosecha, hojarasca, estiércol, etc.), que se mineralizan en menos de un año en condiciones de campo, como son azúcares, aminoácidos, hemicelulosas, celulosas, etc.
- b) **Reservas orgánicas activas estabilizadas (ROAE):** formadas por compuestos no humificados de mineralización más lenta que las ROAL, ya sea por su propia constitución como es el caso de compuestos lignificados, o por estar protegidos físicamente en el interior de la matriz arcillosa del suelo contra la acción de la biomasa microbiana.
- c) **Reservas orgánicas pasivas (ROP):** denominadas pasivas por no contribuir en el corto plazo a la nutrición de los cultivos, ya que son materiales humificados (como es el caso de los ácidos húmicos y fúlvicos) que por su constitución bioquímica se mineralizan muy lentamente, ya que en

condiciones óptimas de humedad y temperatura, aportan menos de 3 kg N·ha⁻¹·año; de tal manera que se debe considerar su aporte sólo al simular la dinámica del carbono y nitrógeno en períodos mayores que 20 años.

Desde un enfoque de sistemas, cualquier aporte de material orgánico (i.e. abonos orgánicos) a un agroecosistema, enriquece la fracción orgánica del suelo y por lo tanto, si el propósito es caracterizar materiales orgánicos y valorar su repercusión, es importante también caracterizar y entender el papel que juega esta fracción orgánica dentro del sistema (Meléndez, 2003).

Además de Galvis (1998), anteriormente se han venido desarrollando modelos conceptuales y matemáticos para describir la dinámica de los componentes del suelo. La materia orgánica fue objeto de muchos modelos para describir los procesos de formación y las tasas de reciclaje de las diferentes clases de la MO, entre los que se pueden citar, los trabajos de Smith (1979), Theng *et al.*, (1986), Parton *et al.*, (1987), entre otros.

Estos avances conceptuales y metodológicos han abierto líneas nuevas y promisorias de investigación relacionadas con el manejo de insumos orgánicos y la materia orgánica del suelo (Coleman *et al.*, 1989). Un concepto clave relacionado a estos avances es qué tipos o fracciones diferentes de materia orgánica existen en el suelo y que se pueden manejar estas fracciones a través del manipuleo de las cantidades, tipos, y el ambiente físico de los insumos orgánicos adicionados al sistema (Duxbury *et al.*, 1989). Bajo este concepto, no toda la materia orgánica es la misma y si se quiere manejar, es necesario que se preste más atención a la dinámica de las fracciones más lábiles (Galvis, 1998; Meléndez, 2003).

De acuerdo con el modelo de Theng *et al.*, (1986), se reconocen dos tipos de componentes funcionando en forma integrada: 1) La fase viva propiamente dicha, conformada por los organismos presentes (macro y micro) y raíces vivas de plantas;

2) La fase no viva, formada por residuos o compuestos en proceso de descomposición, sujeta a la actividad biológica y asociada a los macroagregados del suelo, que puede atribuirse a la macromateria orgánica y por otro lado el componente húmico más o menos estabilizado en el sistema, con poca actividad biológica, pero con importantes repercusiones químicas y físicas sobre el sistema.

En otros modelos conceptuales la materia orgánica se divide en tres fracciones: activa, lenta y pasiva con tasas de reciclaje de < 1 año, 5 – 25 años, y 1000 años, respectivamente. La fracción activa cuenta alrededor de 5 – 10%, la lenta de 20 – 40%, y la pasiva de 40 – 70% de la materia orgánica total del suelo (Parton *et al.*, 1987; Duxbury *et al.*, 1989). Teóricamente, las diferencias en las tasas de reciclaje entre estas fracciones son debido a la naturaleza química de los compuestos orgánicos y su asociación con las partículas del suelo.

Teóricamente, las diferencias en las tasas de reciclaje entre estas fracciones son debido a la naturaleza química de los compuestos orgánicos y su asociación con las partículas del suelo (Meléndez, 2003). La **fracción activa** incluye la biomasa microbiana y las sustancias fácilmente descompuestas (como exudados) que provienen de las plantas y microbios; la **fracción lenta** incluye residuos orgánicos químicamente complejos o medio descompuestos que se encuentran disponibles a los microorganismos (usualmente existen entre los macroagregados del suelo) y que aún no es considerada como humus; y la **fracción pasiva** incluye los compuestos químicos complejos que son difícilmente descompuestos y/o existen dentro de los microagregados y consecuentemente no son físicamente disponibles a los microorganismos (Duxbury *et al.*, 1989).

2.3.2. Efectos de los residuos y abonos orgánicos sobre el suelo

Algunos de los impactos grandes y generales de esta fracción orgánica y por ende de los abonos orgánicos sobre el funcionamiento del sistema suelo, han sido reconocidos desde siempre.

La mayoría de los cultivos de ciclos largos alteran la estructura del suelo e incrementan las pérdidas de MO. Además del tipo de suelo y de las variables climáticas, la magnitud de estos efectos depende de la intensidad con que se cultivan los suelos, en particular, del tipo y la frecuencia con que se laborea el suelo y la cantidad y calidad de los fertilizantes y residuos orgánicos que se aportan al suelo (Beare *et al.*, 1994). Varios estudios han demostrado que reduciendo las prácticas de labranza, propicia que la MO forme agregados y eleve sus reservas orgánicas en el suelo, pero esto no ocurre así cuando los residuos son quemados.

2.3.3. Efecto de las reservas orgánicas edáficas sobre la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos

El régimen de agua en los suelos está influenciado por los materiales orgánicos de varias formas. Primero, incrementa la disponibilidad de agua para las plantas, definida como la diferencia entre el contenido de agua a capacidad de campo (CC) y la retenida a punto de marchitamiento permanente (PMP); a su vez, mejora la adsorción directa de agua y la formación y estabilización de agregados generando más espacios porosos y por lo tanto un incremento en el almacenamiento de agua y su retención bajo tensiones moderadas. Sin embargo, también es importante la capacidad del suelo para retener y mantenerla disponible para las plantas, ya sea agua de lluvia o de riego (Weil y Magdoff, 2004).

En las tierras de cultivo, el manejo de residuos provee una de las más grandes oportunidades para influenciar positivamente la velocidad de infiltración y la conductividad hidráulica y por lo tanto incrementar la cantidad de agua que ingresa al suelo para su almacenamiento y su posterior uso por las plantas. Cuando se incorporan los residuos de cultivo a los suelos, se observa un marcado incremento de entrada y almacenamiento de agua comparado con los niveles observados donde los residuos son quemados o removidos (Weil y Magdoff, 2004).

Los materiales orgánicos edáficos y la superficie de los minerales están íntimamente relacionadas, influyendo sobre su propia dinámica y sobre su interacción con numerosas sustancias ambientales importantes (Huang, 2004; Liebig *et al.*, 2004), entre las que destaca el agua. Los complejos órgano-minerales son almacenes de agua, debido a que las moléculas de agua son puentes de unión entre los minerales y los materiales orgánicos. Es evidente que el agua es crucial en la vida de las plantas y de los microorganismos del suelo, y que frecuentemente constituye el primer factor limitante en la producción de cultivos, a partir de lo cual han surgido una serie de cuestionamientos a lo largo de la historia que se han resuelto con los sistemas de riego presurizados modernos y que hacen un uso más eficiente y eficaz del agua (Hillel, 1998).

El suelo retiene agua de dos maneras, a) como una película que cubre la superficie de sus partículas y b) la que está presente en el espacio poroso entre ellas. La fuerza capilar o la tensión con la cual el agua es retenida en el suelo es fundamental para el crecimiento de los cultivos, debido a que las plantas pueden extraer agua más fácilmente cuando la tensión es pequeña (Pachepsky y Rawls, 1999). Hay varias causas que originan la variación de la tensión del agua en el suelo; poros más pequeños retienen el agua con mayor tensión (presión negativa) en comparación con los poros grandes, a medida que la película de agua que rodea las partículas o agregados se va haciendo más delgada, la tensión del agua se incrementa; mientras que si el suelo se seca, la tensión aumenta (Pachepsky *et al.*, 2001).

Or y Ghezzehei (2002), señalan que la estructura del suelo después de ser laboreada tiende a colapsarse durante el riego o la lluvia, y esta dinámica estructural altera considerablemente las propiedades hidráulicas del suelo. Un factor para lograr la mayor eficiencia para incrementar las tasas de infiltración de la superficie del suelo y lograr evitar la pérdida de agua a través de la erosión, es el manejo de las prácticas de cultivo para evitar la formación de costras superficiales (Gicheru *et al.*, 2004).

El laboreo juega un papel importante no sólo como herramienta para manejar el suelo, en mejorar el ambiente radical del cultivo; sino también como factor que impacta sobre el ciclo hidrológico, incluyendo la infiltración, la evaporación superficial, el drenaje del subsuelo y la recarga de mantos acuíferos, sobre todo en las zonas con carencia de dichos recursos o por los problemas que enfrenta por el agotamiento de las reservas (Benjamín, 1993). En este sentido, diversos autores mencionan que en ausencia de sistemas de riego, los cultivos en zonas semiáridas presentan bajos rendimientos, lo cual podrá ser mejorado a partir del manejo adecuado del laboreo y la aplicación de residuos orgánicos, ya que de esa manera es posible modificar favorablemente la estructura edáfica (Francis y Knight, 1993; Kribaa *et al.*, 2001; Moroizumi y Horino, 2004).

2.4. EFECTO DE LOS SISTEMAS DE LABRANZA CONVENCIONAL Y LABRANZA CERO SOBRE LA ESTRUCTURA Y EL MOVIMIENTO DE AGUA A TRAVÉS DEL PERFIL DEL SUELO

La labranza del suelo induce cambios a diferentes escalas (Balesdent *et al.*, 2000), que se originan como resultado de la compactación (por el paso de la maquinaria pesada sobre el suelo), aglomeración de los agregados (por el efecto de la compactación, el clima y/o la fauna), fragmentación (por efecto del clima, fauna y/o laboreo) y desplazamiento (por laboreo) del suelo (Roger-Estrade *et al.*, 2000). En regiones con clima templado, las heladas sólo afectan la estructura del suelo que se encuentra cerca de la superficie. En los sistemas de labranza convencional, la

estructura del suelo se genera mediante las operaciones de labranza, mientras que en los sistemas de labranza cero, los procesos biológicos y el clima son las principales causas del desarrollo estructural (Foy, 2003). El grado de fragmentación y compactación de la capa arable depende en gran parte de las condiciones de humedad del suelo durante la cosecha y las operaciones de labranza (Roger-Estrade, 2004).

La mayoría de los autores (Roth *et al.*, 1988; Wu *et al.*, 1992; Hubbard *et al.*, 1994; Tebrügge and Düring, 1999) reportan un incremento significativo en la densidad de los suelos sin labranza comparado con los suelos arados en la profundidad de la capa arable. Sin embargo, algunos autores no observaron diferencia significativa (Dao, 1993; Lal, 1999; Anken *et al.*, 2004; Blanco-Canqui *et al.*, 2004) o diferencia sistemática (Kitur *et al.*, 1993). De hecho, los centímetros sobre la superficie en los suelos sin labranza presentan una densidad más baja que los suelos laboreados debido a su elevado contenido de materia orgánica y a la actividad de los microorganismos del suelo (Tebrügge and Düring, 1999; Shukla, 2003). En la labranza convencional, después de que el suelo ha sido laboreado, la densidad se incrementa por la compactación y las gotas de agua de lluvia que intervienen en los ciclos de secado y humedecimiento (Kitur *et al.*, 1993; Hubbard *et al.*, 1994; Tebrügge and Düring, 1999).

La labranza de los suelos tiene efecto sobre la porosidad estructural pero no sobre la textural (Guérif *et al.*, 2001). La porosidad estructural es resultado del arreglo de terrones y agregados mientras que la porosidad textural es determinada principalmente por la textura del suelo. La porosidad total es más pequeña en suelos no labrados debido a que presentan una alta densidad en comparación con los suelos arados (Roth *et al.*, 1988; Shipitalo *et al.*, 2000). El área total de macroporos puede ser grande (Wu *et al.*, 1992), pequeña (Roth *et al.*, 1988) o similar en ambos sistemas (Anken *et al.*, 2004). Sin embargo, generalmente se acepta que los suelos no labrados presentan una elevada cantidad de macroporos verticales continuos (Wu

et al., 1992; Shipitalo *et al.*, 2000; Anken *et al.*, 2004). Las operaciones periódicas de labranza destruyen la continuidad de estos macroporos (canales de raíces, bioporos y grietas) y la tasa de formación de bioporos es alta en los suelos no labrados. Esta elevada cantidad de macroporos continuos verticales propicia preferentemente un flujo adecuado de agua en los suelos sin labranza que en los suelos arados (Elliot and Coleman, 1988; Shipitalo *et al.*, 2000; Anken *et al.*, 2004).

Algunos autores (Wu *et al.*, 1992; Benjamín, 1993; Hubbard *et al.*, 1994; Lal, 1999; Blanco-Canqui *et al.*, 2004; Fuentes *et al.*, 2004) reportan la ausencia de estudios consistentes que indiquen diferencias en la retención de agua entre los sistemas sin labranza y los sistemas con labranza convencional. Sin embargo Shukla (2003) encontró más agua en una capa de 0 – 10cm de espesor en un suelo sin arar que en un suelo arado. Las diferencias entre la labranza convencional y la labranza cero son principalmente resultado de las modificaciones en la concentración de materia orgánica y la densidad ya que la textura del suelo no se afecta por el arado. Los residuos de cosecha incorporados al suelo propician que se incremente la retención de agua en la capa de los 0 a 5 cm de profundidad y por lo tanto su contenido de humedad debido a la baja presión que se genera. Cuando existe una presión alta, ocurre la pérdida de agua (De Vleeschauwer *et al.*, 1980). Además, una densidad alta ocasiona una baja retención de agua debido a la baja presión y una alta retención de agua se genera debido a las altas presiones (Reicosky *et al.*, 1981).

3. RESUMEN DE LA REVISIÓN DE LITERATURA

En los últimos años se han desarrollado diversos estudios relacionados con los agroecosistemas con la finalidad de mejorar la productividad y mantenimiento de los sistemas de producción. Algunas técnicas incluyeron el manejo de los residuos de los cultivos, abonos verdes, coberturas de leguminosas, barbechos y forrajes mejorados, compost, etc. con los cuales se obtuvieron beneficios como la conservación de la estructura física del suelo y el reciclaje de nutrientes, pero estas tecnologías no han sido evaluadas adecuadamente debido a la falta de indicadores y metodologías apropiadas para cuantificar la dinámica de la materia orgánica.

La aplicación de los residuos orgánicos a los suelos mejora la capacidad de intercambio catiónico y por ende, la retención de los nutrientes, además reduce la compactación y agrietamiento e incrementa el drenaje y la capacidad de adsorción de agua. También funciona como un reservorio de nutrientes para las plantas debido a que se reduce la aplicación de fertilizantes químicos; por lo tanto para los agricultores que tienen poco acceso a estos insumos químicos necesarios para mantener una alta productividad, el manejo adecuado de los residuos orgánicos adquiere suma importancia para la viabilidad de sus sistemas de producción. Sin embargo, el conocimiento sobre el manejo de estos residuos orgánicos y su comportamiento en los distintos tipos de suelos es aún incompleto, lo que lleva a convertirla en una práctica poco cotidiana.

En este trabajo de investigación se busca evaluar el efecto que tiene la calidad y cantidad de los residuos orgánicos sobre la capacidad que presentan los suelos para mantener el agua en suficiente cantidad y disponibilidad para las plantas, mediante la aplicación de metodologías claramente definidas que permiten conocer la dinámica y transformación de cada uno de los residuos orgánicos aplicados a los suelos en estudio.

Es importante mencionar que este trabajo está enfocado hacia la obtención de la variación de los valores que adquiere la curva de retención de humedad de los suelos en función de los porcentajes de arcilla para cada uno y explicar el porqué de éstos; además se considera que los residuos orgánicos aplicados fueron obtenidos en etapa de cosecha, con lo que se logra una relación C/N elevada para cada uno, aunque en rangos distintos.

En base a lo descrito anteriormente, se tiene que los residuos orgánicos tendrán efectos distintos sobre la curva de retención de humedad en función de la etapa en la que se encuentren al momento de ser cosechados y del porcentaje de arcilla de los suelos, por lo tanto, al obtener la curva con residuos orgánicos provenientes de cultivos cercanos a la cosecha, se asegura que la cantidad de carbono es mayor en esta etapa que en las anteriores del desarrollo del cultivo, permitiendo entonces obtener valores distintos para la curva de humedad de los suelos.

La aplicación de este trabajo de investigación se enfoca en las zonas donde los problemas de escasez de agua para la agricultura son inminentes, haciéndose necesaria la intervención y aplicación de técnicas sencillas que logren suplir o complementar la insuficiencia de este recurso, es por eso que se propone el **uso y manejo de los residuos orgánicos** ya que mediante su aplicación a los suelos y un manejo agronómico adecuado se logra una mayor disponibilidad de agua para las plantas al evitar o reducir el impacto de los fenómenos de percolación, infiltración y evaporación, principalmente; es decir, esta técnica es ideal para las zonas con régimen de secano, donde la agricultura es afectada por la falta de agua.

Las variables determinadas están relacionadas directamente con los fenómenos que ocurren en los suelos. Se determinó el contenido de nitratos y amonio para observar los procesos de mineralización o inmovilización según fuera el caso. La determinación de la curva de retención de humedad de los suelos fue el principal indicador del efecto de los residuos orgánicos sobre la capacidad de los suelos para tener agua disponible para las plantas.

4. OBJETIVOS

Evaluar el efecto de la calidad y cantidad de las reservas orgánicas edáficas sobre la capacidad de almacenamiento de agua en distintos tipos de suelos.

5. HIPÓTESIS

La calidad y cantidad de las reservas orgánicas edáficas afectan la disponibilidad y capacidad de almacenamiento de agua de los suelos, lo cual es función del tiempo de residencia de los materiales orgánicos y el porcentaje de arcilla en los mismos.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

Muchos estudios han demostrado cambios significativos en los contenidos de las fracciones de la MO a través del tiempo, como una función del tiempo o de la rotación de los cultivos, el manejo de los residuos, labranza, prácticas de fertilización y otros factores agronómicos. La cultivación de los suelos nativos usualmente disminuye la cantidad de adiciones orgánicas, cambia el microclima del suelo y aumenta el acceso de los microorganismos a los materiales orgánicos, por lo tanto se reducen las reservas orgánicas edáficas y la disponibilidad de los nutrimentos y la estabilidad estructural del suelo a largo plazo. Debido a esto es evidente que la cantidad y calidad de los residuos orgánicos producidos y el ambiente biofísico que regula los procesos de descomposición, afectan directamente la capacidad de almacenamiento de agua en los suelos y demás propiedades.

Debido a esta problemática surge la necesidad de elaborar técnicas que permitan identificar y explicar los fenómenos que ocurren en los suelos con la finalidad de obtener variables que proporcionen enmiendas a los cambios originados en los suelos.

Para la realización de cada uno de los experimentos presentados en esta sección, se procedió a manejar los tipos de reactivos y material de laboratorio de manera cuidadosa para evitar accidentes físicos y también para obtener resultados confiables para el análisis de los mismos y así poder discutirlos. Cada técnica usada se ensayó en repetidas ocasiones antes de realizar las mediciones requeridas por la investigación, con esto se aseguró un adecuado manejo de la técnica y a su vez se minimizaron los errores de medición.

Además se contó con la asesoría de los laboratoristas que con su amplia experiencia fueron fundamentales en la ejecución de cada una de las metodologías.

6.1. SELECCIÓN DE LOS SUELOS

Se seleccionaron tres suelos con base a su manejo, procurando que presentaran contenidos de arcilla distintos. Se recolectó información adicional de campo como: rotación de cultivos, manejo de los residuos, tipo de labranza, prácticas de fertilización y otros factores agronómicos. Los suelos fueron identificados como M2, M11 y M18, respetando la nomenclatura establecida por García (2005), quien obtuvo los suelos mediante el trazo de lotes en red de los terrenos del Laboratorio de Ingeniería de Riego Tlapeaxco, de la Universidad Autónoma Chapingo (tabla 6.1). No obstante, el nombre de cada uno de los suelos no dice nada sobre el contenido de arcilla, por lo tanto se definió utilizar directamente el porcentaje de arcilla presente en cada uno de ellos, de tal forma, que el suelo M2 quedó como 29% de arcilla, el suelo M11 = 42 % de arcilla y el M18 = 64 % de arcilla.

Tabla 6.1. Resultados de los análisis químicos de los suelos en estudio

Leyenda	pH	CE (dS·m ⁻¹)	Textura (%)			K (cmol·g ⁻¹)	P (ppm)
			Arcilla	Limo	Arena		
M2	7.12	89.10	29.00	19.00	52.00	0.26	8.16
M11	6.84	85.60	42.00	24.00	34.00	0.21	13.22
M18	6.85	102.3	64.00	9.00	27.00	0.46	12.13

Fuente: García (2005)

6.2. DESCOMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS

Los residuos que se utilizaron fueron alfalfa (*Medicago sativa*) de calidad lábil (relación C/N de 13) y Maíz (*Zea mays L.*) de calidad estabilizada (relación C/N de 77). Estos residuos se secaron previamente a una temperatura de 65°C por 72 horas, se molieron y se almacenaron en frascos de plástico con capacidad de 500 g. Las muestras de plantas para la obtención de los residuos se colectaron en etapa de cosecha, ya que en esta etapa el contenido de lignina es mayor, lo que implica cadenas carbonadas más largas.

Se aplicaron cantidades de cada residuo orgánico de 0.0, 0.075, 0.15 y 0.225 g/10 g de suelo, equivalente a una incorporación de 0, 15, 30 y 45 t/ha de materiales orgánicos.

6.3. TRATAMIENTOS

La preparación de las muestras de suelo se realizó de la siguiente manera:

Se pesaron 15 g de cada suelo y se les adicionó residuos de maíz y alfalfa en cantidades equivalentes a 0 (testigo), 15, 30 y 45 ton/ha, obteniendo mediante esta combinación un total de 21 tratamientos.

En el cuadro 6.2 se muestra la distribución de cada uno de los tratamientos, indicando el porcentaje de arcilla de cada suelo y la cantidad de residuo orgánico aplicado a cada uno, es importante señalar que en cada suelo se agregó un testigo para poder obtener las variaciones en cuanto a los comportamientos de cada uno de los tratamientos, este sólo consistió en la aplicación de agua desionizada para mantener húmedo el suelo sin la aplicación de ningún tipo de residuo orgánico.

Para cada suelo, se agregó un testigo que funcionó para ambos residuos al contener sólo agua, se hicieron 3 tratamientos por residuo de alfalfa y 3 para el residuo de maíz, haciendo un total de 7 tratamientos por tipo de suelo (o contenido de arcilla).

Cuadro 6.2. Número de tratamientos y dosis establecidas

<i>Tratamiento</i>	<i>% de arcilla</i>	<i>Residuo</i>	
		<i>Tipo</i>	<i>Dosis (ton/ha)</i>
1	29	Testigo	0
2	29	Maíz	15
3	29	Maíz	30
4	29	Maíz	45
5	29	Alfalfa	15
6	29	Alfalfa	30
7	29	Alfalfa	45
8	42	Testigo	0
9	42	Maíz	15
10	42	Maíz	30
11	42	Maíz	45
12	42	Alfalfa	15
13	42	Alfalfa	30
14	42	Alfalfa	45
15	64	Testigo	0
16	64	Maíz	15
17	64	Maíz	30
18	64	Maíz	45
19	64	Alfalfa	15
20	64	Alfalfa	30
21	64	Alfalfa	45

6.4. DISEÑO EXPERIMENTAL

Se aplicó un diseño experimental completamente al azar con dos repeticiones; el desarrollo del experimento se presenta a continuación.

6.5. PROCEDIMIENTO DE INCUBACIÓN

Para acelerar el proceso de mineralización de los residuos orgánicos y así poder evaluar su efecto sobre la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos, se procedió a incubar cada uno de los tratamientos por 0, 3, 15, 30 y 45 días de la siguiente manera:

- Se pesaron 15 g por suelo para cada uno de los tratamientos y se colocaron en frascos de plásticos, en total se hicieron 42 contenedores, que se dividieron en tres tantos de 14 para cada 2 semanas.
- Se adicionó agua desionizada para llevar a capacidad de campo los suelos y se incubaron a 30°C, condiciones a las cuales se presenta un desempeño adecuado de la actividad de la biomasa microbiana.
- Se incubaron al mismo tiempo todas las muestras y se retiraron conforme cumplían su tiempo de incubación, extrayendo los distintos tratamientos.
- Se monitoreó el contenido de humedad de cada uno de los frascos y se adicionó la humedad perdida cada 24 horas.

Al término de cada período de incubación se procedió a la separación en 5 g de suelo de cada una de las submuestras para las determinaciones de nitratos y amonio, y la curva de retención de humedad de los suelos, respectivamente.

6.6. DETERMINACIÓN DE NITRATOS Y AMONIO POR LA TÉCNICA DE ARRASTRE DE VAPOR

6.6.1. Reactivos

Solución de Cloruro de Potasio 2N. Se disuelven 149.11 g de KCl en 800 mL de agua desionizada, y se diluye a 1 L.

Óxido de Magnesio. Se seca el MgO a 700 °C durante 2 horas.

Agua libre de CO₂. Se hierve el agua necesaria en un matraz Erlenmeyer durante 15 minutos, se tapa con un vaso de precipitados y se enfría.

Ácido sulfúrico 0.05N. Se diluyen 1.4 mL de H₂SO₄; (si ρ = 1.84 g/cm³ y 95 % de pureza) en agua y se enrasa a 1 L.

Ácido sulfúrico 0.005N. Se diluyen 500 mL de H₂SO₄ 0.05N a 5 L con agua. Para estandarizar el ácido se seca THAM por una hora en horno con aire forzado a 105 °C. Se colocan 0.1000 g de THAM en un matraz aforado de 50 mL, se disuelve con agua libre de CO₂ y se afora a 50 mL con agua. Se titulan 3 alícuotas de 10 mL de esta solución, con el ácido, adicionando dos o tres gotas de rojo de alizarina y verde de bromocresol como indicador (vire de azul a amarillo). Se calcula la normalidad mediante la fórmula siguiente:

$$N_{H_2SO_4} = \frac{\text{peso}_{\text{Tham}} \text{ (g)}}{\text{peso equivalente}_{\text{Tham}_3} \times \text{Vol. ácido (L)}}$$

Peso Tham = 0.10 g en 50 mL, en una alícuota de 10 mL serán 0.02 g peso equivalente Tham = 121.14.

Mezcla de indicadores para estandarizar el ácido. Pesar 0.1 g de rojo de alizarina y 0.1 g de verde de bromocresol disolver en 100 mL de agua desionizada libre de CO₂ (antes del agua agregar 1.45 mL de NaOH 0.1N).

Solución de ácido bórico como indicador. Se disuelven 20 g de H₃BO₃ puro en 700 mL de agua caliente. Se enfría la solución y se trasvasa a un matraz volumétrico de 1 L que contenga 200 mL de etanol (96 %) y 20 mL de la mezcla de indicadores, se mezcla y se agregan gotas de NaOH 0.05N hasta que el color cambie de rosado a verde cuando a 1 mL de la solución se adiciona 1 mL de agua, se afora a 1 L.

Mezcla de indicadores. Se mezclan 0.330 g de verde de bromocresol y 0.165 g de rojo de metilo (C₁₅H₁₅N₃O₂) en 500 mL de etanol al 96 %.

Aleación Devardas Alloy (Al:Zn = 10:91). En este caso necesario moler en mortero o molino de bolas hasta que el 75 % pase un tamiz de 30 mallas.

Ácido sulfámico al 2 %. Se disuelven 2 g de (H₃NO₃S) en 100 mL de agua.

Solución estándar de NH₄⁺, NO₃⁻ y NO₂⁻. Se disuelven 0.2360 g de (NH₄⁺)₂SO₄, 0.123 g de NaNO₃ y 0.361 g de KNO₃ en agua y se afora la mezcla a 1 L (secar las sales a x grados centígrados). Esta solución contiene 50 ppm de N(NH₄⁺), 25 ppm de N(NO₂) y 50 ppm de N(NO₃⁻). Se conserva el estándar en refrigeración.

6.6.2. Procedimiento

Se agitan 5 g de suelo tamizado a 2 mm con 50 mL de KCl 2N en tubos de polipropileno de 100 mL durante una hora, a 180 OPM y se deja reposar por

aproximadamente 60 minutos, si el análisis no se va a realizar inmediatamente, se filtra la solución y se guarda en el refrigerador; puede almacenarse por varios meses.

Cuantificación de NH_4^+ y $NO_2^- + NO_3^-$ separadamente. Se añaden 10mL de la mezcla H_3BO_3 -indicador a un matraz Erlenmeyer de 125mL, se coloca el matraz debajo del tubo de salida del condensador del aparato de destilación de manera que haya una distancia de 4 cm, entre este tubo de salida y la superficie del líquido en el frasco Erlenmeyer. Se pipetea una alícuota de 10mL (menor o mayor en suelos con alto o bajo contenido de nitrógeno inorgánico) del extracto a un matraz de destilación y se agrega 0.2g de MgO calcinado. Se conecta el aparato de destilación y se recogen aproximadamente 50 mL, en esta primera fase se destila el NH_4^+ .

Para determinar $NO_2^- + NO_3^-$ se adiciona al frasco de destilación que contiene el residuo de destilación de NH_4^+ , 0.2g de aleación Devarda y se destila recibiendo el destilado en otro matraz Erlenmeyer de 125mL que contenga 10mL de la mezcla H_3BO_3 -indicador, hasta obtener 50mL de destilado, esto constituye la segunda fase. Se titulan ambos destilados con ácido sulfúrico 0.005N. En ambos procedimientos, se incluyen blancos y estándares cada diez muestras y se determina el porcentaje de recuperación. La ecuación para determinar los contenidos tanto de NH_4^+ y $NO_2^- + NO_3^-$ es la siguiente:

$$NH_4^+, N-NO_3^- + N-NO_2^- (ppm) = \frac{(V_m - V_b) \times 14 \times N_{ac} \times V_{ext} \times 1000}{g \text{ muestra} \times \text{alícuota}}$$

Donde:

NH_4^+ = nitrógeno amoniacal, ppm

$NO_2^- + NO_3^-$ = nitrógeno nítrico, ppm

V_m = mL gastados de H_2SO_4 en la muestra

V_b = mL gastados de H_2SO_4 en el blanco

14 = Peso molecular del N

N = normalidad del H₂SO₄ utilizado

1000 = factor para conversión a ppm

g muestra = gramos utilizados de muestra

V_{ext} = mL del extractante (KCl 2N)

Alícuota = mL de extracto usado

$$\text{Recuperación}(\%) = \frac{C_{\text{obt}} \times 100}{C_{\text{estandar}}}$$

Donde:

C_{obt} = concentración obtenida al destilar el estándar en ppm

C_{estandar} = concentración a la que se preparó el estándar en ppm

6.7. OBTENCIÓN DE LA CURVA CARACTERÍSTICA DE HUMEDAD DE LOS SUELOS CON EL MEDIDOR DE PUNTO DE ROCÍO (WP4)

El potencial de agua total de una muestra de suelo es la suma de los cuatro potenciales: gravitacional, matricial, osmótico y de presión. El potencial gravitacional depende de la posición del agua en el campo gravitacional. El potencial matricial depende de los puentes de absorción de agua de la matriz del suelo. El potencial osmótico depende de la concentración de sustancias disueltas en el agua. El potencial de presión depende de la presión hidrostática del agua.

El WP4 calcula el potencial hídrico de la muestra de suelo en base a la determinación de la humedad relativa (hr) en la cámara de equilibrio junto con la medida de la temperatura de la muestra. El valor de hr se calcula enfriando un espejo hasta que el vapor se condensa y se alcanza, de este modo, el punto de rocío. En este momento se mide la temperatura del espejo (T_{block}) mediante un termistor. La temperatura de la muestra se mide con un termómetro de infrarrojos.

Las mediciones del WP4 son la suma del potencial osmótico y matricial en la muestra. Frecuentemente, uno u otro de los potenciales es el factor dominante para determinar el potencial total. Por ejemplo, las soluciones de KCl que se usan para la calibración estándar sólo tienen el componente osmótico. Las partículas de agua se encuentran retenidas en el suelo mediante las fuerzas matriciales, por lo tanto tienen como componente principal al potencial matricial (sin embargo, los suelos afectados por sales pueden tener una cantidad significativa del componente osmótico).

6.7.1. Medición del potencial de agua

El potencial de agua de una muestra sólida o líquida se puede encontrar determinando la presión de vapor del aire que está en equilibrio con la muestra. La relación entre el potencial de agua (Ψ) de la muestra y la presión de vapor del aire es:

$$\Psi = \frac{RT}{M} \cdot \ln \frac{p}{p_o}$$

Donde p es la presión de vapor del aire, p_o es la presión de vapor a saturación a la temperatura de la muestra, R es la constante de los gases ($8.31\text{J}\cdot\text{mol}^{-1}\text{K}$), T es la temperatura de la muestra en grados Kelvin, y M es la masa molecular del agua. La presión de vapor del aire se puede medir usando una cámara de equilibrio, y p_o se calcula a partir de la temperatura de la muestra.

6.7.2. Calibración del equipo

Las verificaciones estándar son soluciones salinas que presentan una molalidad y un potencial hídrico específicos. La calibración con solución de KCl se realiza de forma rápida y fácil.

Para que el equipo quede calibrado se coloca una ampollita de la solución KCl en una de las cápsulas de plástico y se inserta en el contenedor que posteriormente será cerrado, se selecciona la opción de calibración y se toma la medición una vez que ha sido registrada la lectura, se ajusta a los valores que corresponden al potencial hídrico de la solución de KCl que son -2.19MPa a una temperatura de 20°C o de -2.22 a 25°C . Si esta en unidades de pF , el valor de la calibración debe ser de 4.35pF a ambas temperaturas. El procedimiento se hace repetidas veces hasta que se obtiene el valor ya calibrado, una vez realizado esto se procede a colocar las muestras de suelo para tomar lecturas de potencial hídrico.

El WP4 realiza las mediciones del potencial de agua equilibrando la fase líquida de la muestra con la fase de vapor contenida en la cámara cerrada, donde se determina la presión de vapor. En el WP4, la muestra se coloca en el contenedor el cual se lleva dentro la caja donde está el sensor; dentro de esta caja se encuentra un ventilador, un sensor de punto de rocío, un sensor de temperatura y un termómetro de infrarrojo. El sensor de punto de rocío mide la temperatura de punto de rocío del aire y el termómetro infrarrojo mide la temperatura de la muestra. La finalidad del ventilador es mantener constante la velocidad y controlar la capa límite de conductancia del sensor de punto de rocío.

A partir de estas mediciones, se calcula la presión de vapor del aire dentro de la cámara así como la presión de vapor a saturación a la temperatura de punto de rocío. Cuando el potencial de agua de la muestra y el aire dentro de la cámara están en equilibrio, la medición de la presión de vapor de la cámara y la temperatura de la muestra (a partir de la cual se calcula la presión de vapor a saturación) dan el potencial de agua de la muestra.

Además del equilibrio entre la fase líquida de la muestra y la fase de vapor, también es importante el equilibrio interno de la muestra. Si un sistema no está en equilibrio

interno, podría registrarse un valor de presión de vapor continua (mediciones fuera de los límites) lo cual no sería un dato real de potencial de agua para el sistema.

6.7.3. Efectos de la temperatura sobre el potencial de agua

La temperatura juega un papel crítico en las determinaciones del potencial de agua. La determinación más complicada es la medición de la diferencia entre la temperatura de la muestra y la del punto de rocío. Si la diferencia de temperatura presentara un error de 1°C, la lectura del potencial de agua se vería afectada por -8 MPa aproximadamente. Además para que las mediciones de potencial de agua sean precisas y presenten errores cerca de -0.1MPa, la diferencia de temperaturas debe ser de 0.005°C.

El termómetro infrarrojo del WP4 mide la diferencia de temperatura entre la muestra y la cámara. Esta es cuidadosamente calibrada para minimizar los errores de temperatura, pero es difícil cuando las diferencias de temperaturas son grandes ya que el valor de 0.005°C se supera con facilidad. La mejor medición se obtiene cuando la temperatura de la muestra está muy cerca de la temperatura de la cámara.

Otro efecto de la temperatura sobre el potencial de agua ocurre con las muestras que están cerca del potencial a saturación (como las muestras de suelo). Una muestra que está cerca de los 0.00MPa y está ligeramente más caliente que el sensor, condensará el agua dentro de la cámara. Esto ocasionará errores de medición en las muestras subsecuentes hasta que desaparezca la condensación. La función $T_s - T_b$ ayuda a que la muestra no se condense dentro de la cámara y así no

afecte al sensor. Para esto es necesario activar la función $T_s - T_b$, en el WP4 con la finalidad de que se mantenga en equilibrio.

6.7.4. Estimación del potencial hídrico de los suelos después de incubados

Se aplicaron cantidades de cada residuo de 0.0, 0.075, 0.15 y $0.225\text{g}\cdot 10\text{g}^{-1}$ de suelo, equivalente a una aplicación de 0, 15, 30 y $450\text{t}\cdot\text{ha}$ de materia seca. Se incubaron a una temperatura de 30°C y a 55% de humedad por una semana y posteriormente se determinó su contenido de humedad cada 20 minutos con el WP4. Debido al comportamiento histerético de la curva de humedad de los suelos, se optó por llevar a saturación el suelo y luego se le aplicó temperatura constante para disminuir la cantidad de agua poco a poco y poder tomar lecturas con el WP4.

Para la toma de las lecturas, las muestras de suelos se colocaron en capsulas de plástico siguiendo un orden lógico de los tratamientos con la finalidad de no mezclar los datos. Una vez colocada la muestra dentro del WP4, se esperó a que el aparato diera la lectura y posteriormente se extrajo la muestra y se colocó en la secadora para disminuir el contenido de humedad. Las muestras calientes no se colocaron directamente en el contenedor del WP4, sino que se colocaron en la zona de equilibrio del aparato para posteriormente introducir las para tomar la lectura; con esto se aseguró la homogeneidad en cada una de las muestras.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el análisis del comportamiento de las variables de interés obtenidas a partir de los experimentos desarrollados, se realizaron distintas metodologías de cálculo de las cuales se seleccionó la que explicó cada una de las evoluciones de las variables.

A continuación se presentan los resultados obtenidos en los que se detallan y discuten las variaciones a través del tiempo de cada una de las mismas.

7.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS ANALIZADOS

Los suelos seleccionados fueron estudiados previamente por García (2005), que durante el proceso de su investigación obtuvo los valores de las variables que se muestran en la tabla 7.1. Lo que permitió realizar una adecuada selección de los suelos, contrastando en el porcentaje de arcillas.

Tabla 7.1. Resultados de los análisis químicos de los suelos en estudio

% de arcilla	pH	CE (dSm ⁻¹)	Textura (%)		K (meq/100 g)	P (ppm)
			Limo	Arena		
29.00	7.12	89.10	19.00	52.00	0.26	8.16
42.00	6.84	85.60	24.00	34.00	0.21	13.22
64.00	6.85	102.3	9.00	27.00	0.46	12.13

Fuente: García (2005).

Con variaciones en los valores del porcentaje de arcilla se asegura tener distintos comportamientos de la adsorción de agua en cada uno de los suelos, aunque no es el factor principal que defina dicha variabilidad.

7.2. CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO DE AGUA (CAA) DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS APLICADOS

Muchos estudios han determinado una relación positiva entre la materia orgánica y la capacidad de agua disponible en los suelos; una mayoría ha usado modelos de regresión para observar la estrecha relación entre estas variables. Otros hacen estimaciones a partir de los cambios que presenta la curva característica de retención de humedad de suelos específicos con distintos tipos de manejo del suelo, fertilización y grado de erosión (Huntington, 2006). A pesar de esto, todas las investigaciones realizadas sólo contribuyen a una parte del sistema agua-suelo-planta.

Para esta investigación los residuos orgánicos fueron seleccionados en base a su relación C/N, ya que mediante esta variable se determina la facilidad con la que puede ser degradado por los microorganismos en función del tiempo de incubación, así, la alfalfa será la que se degrade rápidamente al tener una relación C/N menor que el maíz.

En la gráfica 7.1 se observa la variación de la curva característica de retención de humedad de los residuos de maíz y alfalfa; es importante identificar la tendencia que siguen cada uno de los valores obtenidos, lo que permitió aplicar el modelo adecuado (en este caso un modelo potencial) para explicar el fenómeno. Cabe mencionar que para el residuo de alfalfa se pesó 1 g de suelo y para maíz 1.5 g, estas cantidades variaron ya que para 1 g residuo de maíz, el WP4 no registró valores, lo que obligó al incrementar el peso del residuo.

Cuadro 7.1. Valores del contenido de humedad para los residuos analizados

Residuo	Humedad a -1.5 MPa (%)	Humedad a -0.03 MPa (%)	R ²	Modelo
Maíz	656.40	583.72	0.89	$y = 590.86x - 0.03$

Alfalfa	559.79	425.69	0.97	$y = 437.95x - 0.07$
---------	--------	--------	------	----------------------

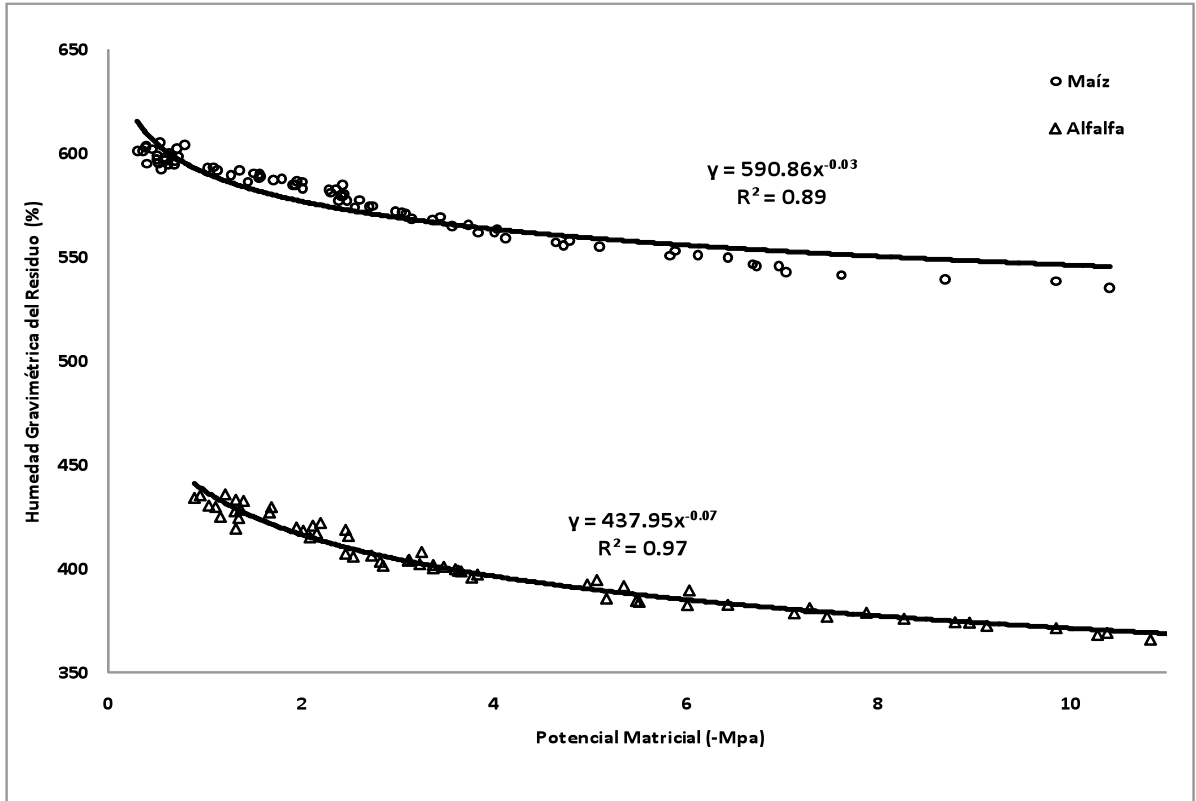
Donde: x = representa el potencial matricial, en –Mpa.

y = representa el contenido de humedad gravimétrica, en %.

Para obtener las curvas características de retención de humedad de los residuos, se consideraron los valores a los cuales se obtienen los niveles característicos de humedad en los suelos (capacidad de campo y punto de marchitamiento permanente), que aunque no son variables de medición del contenido de humedad para los residuos orgánicos, se usaron ya que éstos últimos se incorporaron a los suelos de la presente investigación en las dosis mencionadas en el apartado de Materiales y Métodos.

Ambos residuos presentaron una tendencia similar como se observa en la curva de ajuste de la gráfica 7.1; sin embargo, la adsorción de agua por el residuo de maíz fue superior a la de alfalfa debido a la cantidad de residuo pesado para cada uno, esto no indica que el residuo de maíz presente una mayor disponibilidad de agua en el suelo ni que es más fácil de degradar, como lo muestran las gráficas siguientes, lo que indica es que a mayor cantidad de residuo orgánico que exista en el suelo, la adsorción se incrementa debido a la exposición de cargas con las cuales interaccionan las moléculas de agua.

En la gráfica 7.1 se muestra el comportamiento de la humedad en cada uno de los residuos orgánicos, obtenido mediante el mismo procedimiento con el cual se obtuvo la curva característica de retención de humedad de los suelos, se determinó un rango amplio de potencial matricial para cada residuo con la finalidad de graficar la tendencia; aunque se sabe que para los suelos agrícolas, el rango en el cual es necesario conocer los valores del potencial matricial lo definen los niveles característicos de humedad (capacidad de campo, CC y punto de marchitamiento permanente, PMP).



Gráfica 7.1. Curva característica de retención de humedad de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa

La relación C/N permitió determinar la calidad de cada uno de los residuos orgánicos a utilizar y junto con el porcentaje de arcilla presente en cada uno de los suelos, facilitó la creación de los tratamientos que se establecieron. La relación C/N varía en función de la etapa de desarrollo en la que se encuentre el cultivo; entre más próxima a la cosecha, la relación C/N aumenta, disminuyendo la degradación por parte de la biomasa microbiana al ser incorporada al suelo como residuo orgánico, minimizando la exposición de cargas y por lo tanto, facilitando la protección física de los residuos, lo que repercute en la adsorción y disponibilidad de agua en los suelos.

Un fenómeno que no se analizó en esta investigación, fue la **histéresis** de los suelos, que sucede cuando se obtiene la curva característica de humedad de los suelos mediante dos metodologías, ya sea si el suelo está en vía de **humectación** o de **deseccación**, debido a este fenómeno, para un cierto valor de potencial

matricial del suelo (-MPa) le corresponden 2 valores de humedad gravimétrica (%), es decir, se sabe que en los suelos existen distintas formas y tamaños de poros, por lo tanto el contenido de agua en cada uno de ellos varía de acuerdo a su tamaño y a la fuerza de tensión que ejerzan sobre las moléculas de agua, por lo tanto, cuando un suelo está completamente humedecido y es capaz de drenar agua, se dice está **saturado**, con esto se sabe que todos los macro y mesoporos están ocupados por agua, sin embargo al momento de iniciar la desecación, los macroporos serán los que se deshidratarán primero debido a la débil fuerza de tensión que tienen sobre las moléculas de agua, sin embargo, según se vaya eliminando el agua contenida en los mesoporos, la tensión va a ser mayor, propiciando valores altos de tensión; por otro lado, cuando un suelo esta seco y se humedece de forma gradual para formar la curva característica de retención de humedad de los suelos, interviene entonces la tensión superficial de las moléculas de agua evitando su entrada a los meso y microporos, lo cual propicia valores distintos en la curva, ya que los que se llenan de agua primero serán los macroporos, los cuales ejercen poca tensión sobre las moléculas de agua. Por lo tanto, su forma de determinación es importante y en las investigaciones se debe de explicar el procedimiento por el cual se obtuvieron los valores de tensión para la generación de la curva característica de humedad de cada uno de los suelos analizados.

En la literatura se menciona que los valores de un suelo en vía de desecación son mayores que los obtenidos con un suelo al que se le agrega agua en forma gradual; sin embargo, los valores de CC y PMP no varían en ambas metodologías, ya que la variación sólo existe en el rango entre estos dos niveles característicos de humedad.

Para los suelos analizados en esta investigación, se uso la vía de desecación, es decir, se llevaron a saturación los suelos y se fue eliminando agua conforme se tomaban las mediciones del potencial matricial, mediante el uso de una estufa para el secado de muestras a la cual se le ajustó una temperatura constante para todos los tratamientos.

Las mediciones se realizaron en el rango de 0.0 a -3.0 MPa debido a que la disponibilidad de agua en los suelos agrícolas, se encuentra entre los valores de potencial matricial de -0.03 MPa para la CC y de -1.5 MPa para el PMP donde la diferencia entre ellos, es conocida como capacidad de almacenamiento de agua de los suelos para suministro de los cultivos y de forma general, **rango agronómico de disponibilidad de agua para los cultivos.**

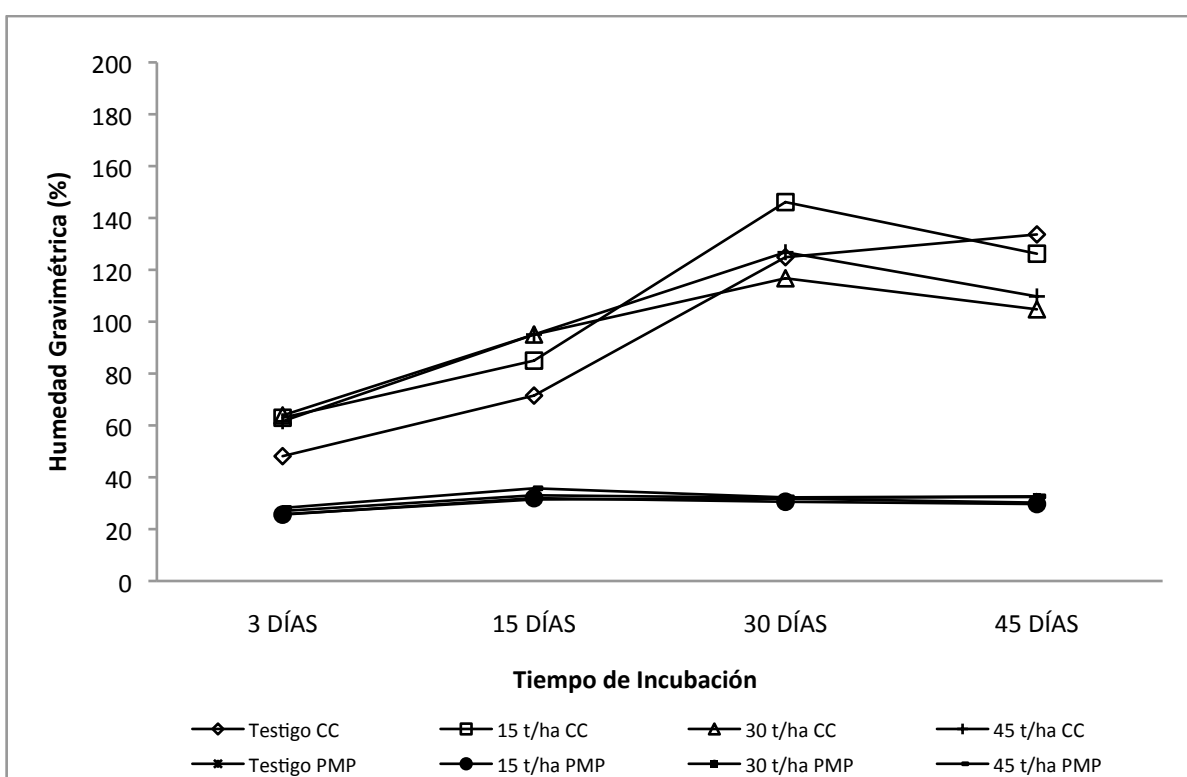
7.3. EFECTO DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS SOBRE LA HUMEDAD APROVECHABLE EN FUNCIÓN DEL TIPO DE SUELO

Se acepta de manera general que la MO, es la clave de la agricultura sostenible; favoreciendo la fertilidad física edáfica, influyendo sobre la formación de agregados, fomentando la formación de poros y aumentando la capacidad para almacenar agua (Unger, 1994). Es reconocido que la dinámica de la MO y la naturaleza del complejo órgano-mineral influyen de manera positiva sobre diversas propiedades del suelo, modificando las características físicas y químicas (Christensen, 1992), lo que determina su función como hábitat de microorganismos, influyendo sobre el mantenimiento de la fertilidad física, química y biológica del suelo y la funcionalidad de los otros sistemas (Labrador, 1996; Huang, 2004).

Los suelos analizados en esta investigación presentaron comportamientos distintos en función del porcentaje de arcilla y también por el tipo, cantidad y calidad de los residuos orgánicos incorporados.

Los estudios de fraccionamiento físico de la MO muestran que la mayor parte del C está asociado a las partículas de arcilla y limo, y que suelos arenosos poseen una concentración de C hasta siete veces en sus partículas de arcilla y limo que suelos arcillosos (Christensen, 1992; Matus, 1994). Una hipótesis simple para explicar estos resultados la propuso Hassink *et al.*, (1997) que menciona que las fracciones de

arcilla y limo en suelos arenosos se encuentran libres, mientras que en suelos arcillosos forman densos paquetes de agregados. Por lo tanto, la superficie específica disponible para retener los residuos orgánicos incorporados es mayor en suelos arenosos que en suelos arcillosos. De este modo, la disponibilidad de humedad en estos suelos (arenosos) es mayor que en los arcillosos, aunque se pierde fácilmente debido a la débil tensión que ejercen las partículas del suelo sobre las moléculas de agua. La diferencia radica en que en los suelos arcillosos los procesos de pérdida de agua no son tan intensos como en los arenosos.



Gráfica 7.2. Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 29% de arcilla

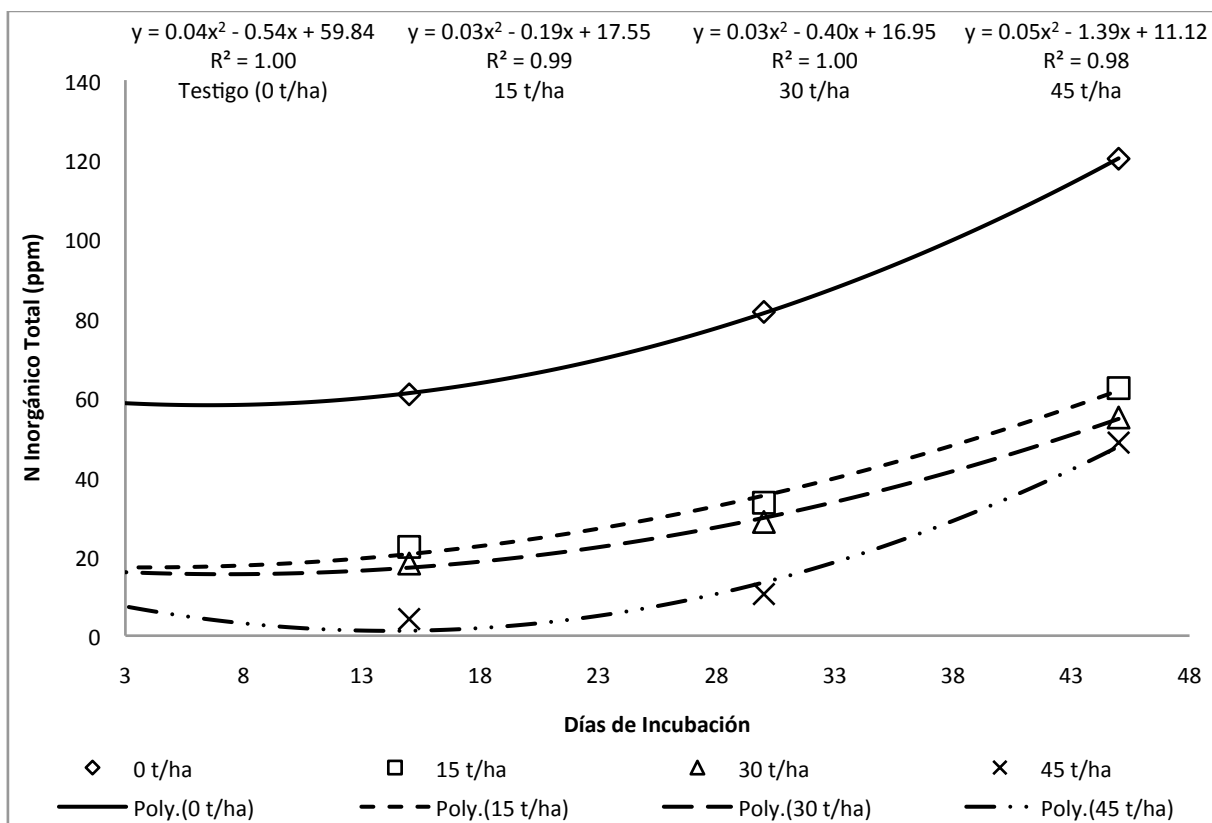
El suelo con 29% de arcilla y 52% de arena (tabla 7.1), presentó un rango mayor de disponibilidad de agua en comparación con los demás suelos con la incorporación de ambos residuos; para el residuo de maíz hubo variación en cada uno de los tratamientos de este suelo para los valores de CC alcanzando su máximo valor de 146% a los 30 días con una dosis de 15 t/ha, mientras que el PMP no varió en más

del 5% en el mismo suelo; por otro lado, para el residuo de alfalfa el tratamiento de 45 t/ha fue superior a todos los demás y llegó a 198% de humedad gravimétrica (gráfica 7.4).

Dos de los procesos que participan en la dinámica de las reservas orgánicas edáficas son la mineralización y la inmovilización, y de ellos dependerá la variación del contenido de las reservas orgánicas edáficas activas o pasivas presentes en los suelos; estos procesos, combinados con el contenido de arcilla son los que definen la cantidad de agua disponible para la plantas. Al momento de incorporar el residuo de alfalfa en el suelo con 29% de arcilla, se inician los procesos de protección física y de la actividad de la biomasa microbiana, donde, éste último se alimenta del nitrógeno inorgánico presente inicialmente para realizar posteriormente la degradación de los materiales orgánicos; este proceso es tardado debido a la escasa cantidad de microorganismos en este suelo. Hassink *et al.*, (1997) menciona que se ha encontrado que en los suelos arenosos, los contenidos de C orgánico son menores que en los suelos arcillosos, debido a que en éstos últimos la protección física es predominante sobre la degradación de los materiales orgánicos, aunque la biomasa microbiana también se incrementa.

Para el residuo orgánico de maíz (gráfica 7.2), todos los tratamientos presentaron valores superiores al testigo en los primeros 28 días; a partir de los 30 días, los tratamientos de 15, 30 y 45 ton/ha sufrieron una disminución en la disponibilidad de agua en los suelos, producto del inicio de la protección física ejercida por las partículas de arcilla. Puede verse que esta descripción se apoya con la variación de N inorgánico total (gráfica 7.3), ya que la disminución de esta variable se debe a la calidad del residuo orgánico, implicando que no es de fácil degradación como lo refuerza su relación C/N; este descenso en los valores de nitrógeno inorgánico se deben principalmente al empaquetamiento de los residuos dentro de los micro-agregados evitando su degradación por la biomasa microbiana y al uso del mismo para consumo de los microorganismos para que puedan iniciar con los procesos de degradación; aunque las variaciones entre residuos es distinta ya que la relación C/N

es variable para ambos, lo que ocasiona distintos comportamientos y formas de intervención de la protección física y la degradación.



Gráfica 7.3. Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 29% de arcilla

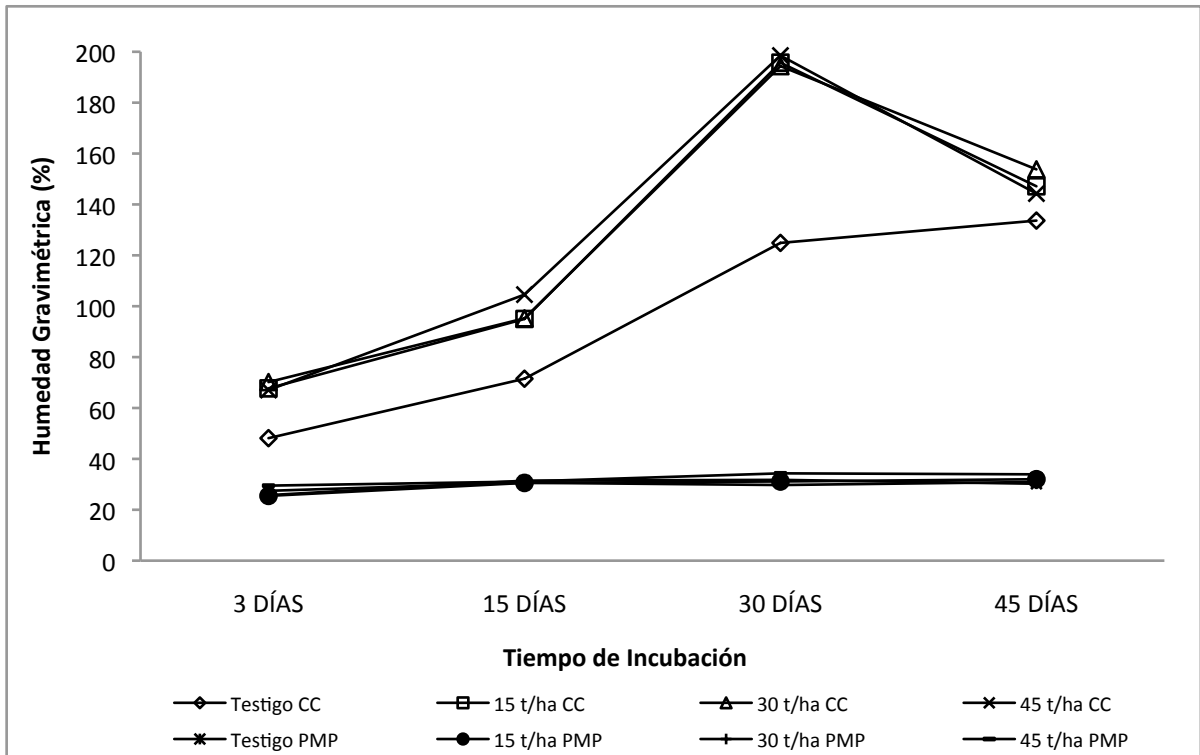
Es sabido que los suelos arcillosos adsorben mayor cantidad de MO que los suelos arenosos, a pesar de haber sido sometidos al mismo aporte de materiales orgánicos (Jenkinson, 1988; Amato y Ladd, 1992; Hassink, 1994). Estas diferencias resultan de la mayor protección de la MO contra la biodegradación (Van Veen y Kuikman, 1990). La protección ocurre cuando la MO es adsorbida sobre la superficie de las partículas de arcilla y limo, o cuando es "incrustada" o recubierta por los minerales de arcilla (Tisdall y Oades, 1982; Golchin *et al.*, 1994) o cuando se localiza dentro de los micro-agregados, fuera del alcance de los microorganismos (Elliott y Coleman, 1988). Todos estos mecanismos afectan negativamente la capacidad de los suelos

para retener agua entre sus partículas (Ladd *et al.*, 1981, 1985; Amato y Ladd, 1992; Juma, 1993; Ladd *et al.*, 1993; Skjemstad *et al.*, 1993).

Feustal y Bayes (1936) realizaron uno de los experimentos más citados en la literatura que consistió en la agregación de materia orgánica a los suelos minerales. Agregaron varias cantidades de peat moss a suelos arenosos y arcillosos; estos tratamientos incrementaron la capacidad de agua disponible del suelo arenoso pero no discernió el efecto en la arcilla. De la misma manera se observa un efecto similar en los suelos analizados, ya que en el suelo con 29% de arcilla, fue superior el incremento en la disponibilidad de agua con la aplicación de ambos residuos que en los suelos con 42 y 64%, que presentaron un contenido mayor de arcillas, aunque en estos también se presentó un incremento significativo de la disponibilidad de agua.

La disponibilidad de agua en el suelo con 29% de arcilla en función del tipo de residuo fue variable como se observa en las gráficas 7.2 y 7.4, esto se debe a los procesos que se presentan al momento de incorporar los residuos orgánicos; como se menciona anteriormente, debido a la diferencia en la relación C/N, el residuo de alfalfa contiene mayor cantidad de reservas orgánicas activas lábiles que el residuo orgánico de maíz, lo que repercute en los procesos de mineralización e inmovilización, respectivamente.

Hassink (1993b), estableció que el mecanismo dominante de la protección física difiere en los suelos de texturas finas y gruesas; en los suelos de arcillosos la protección de los materiales orgánicos se debe a su localización en los poros pequeños mientras que en los suelos arenosos esta protección puede estar asociada con las partículas de arcilla libres, ocasionando una mayor superficie expuesta. Debido a esto, la tasa de mineralización e inmovilización fueron distintas en ambos residuos.



Gráfica 7.4. Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 29% de arcilla

Según Koekkoek y Booltink, (1999), la textura es el indicador de la cantidad de agua que un suelo puede retener y por lo tanto, el exceso (agua gravitacional) se moverá fuera de la zona de raíces y se dirigirá hacia los mantos freáticos, arrastrando con ella sustancias disueltas hacia el agua subterránea (Cornelis *et al.*, 2001). En los suelos estudiados, el porcentaje de arcilla presente, fue el factor que permitió diferenciar los valores de agua disponible para las plantas, y la variabilidad de ésta por efecto del tipo, calidad y cantidad de los residuos orgánicos incorporados, aunque estos últimos sólo influyen en los suelos de 29 y 64% de arcilla.

Los materiales orgánicos tienen efecto sobre las propiedades físicas del suelo, formando agregados y dando estabilidad estructural, uniéndose a las arcillas y formando el complejo de intercambio, favoreciendo la penetración del agua y su retención, disminuyendo la erosión y favoreciendo el intercambio gaseoso; cuando se refiere al efecto sobre las propiedades químicas, aumenta la capacidad de cambio

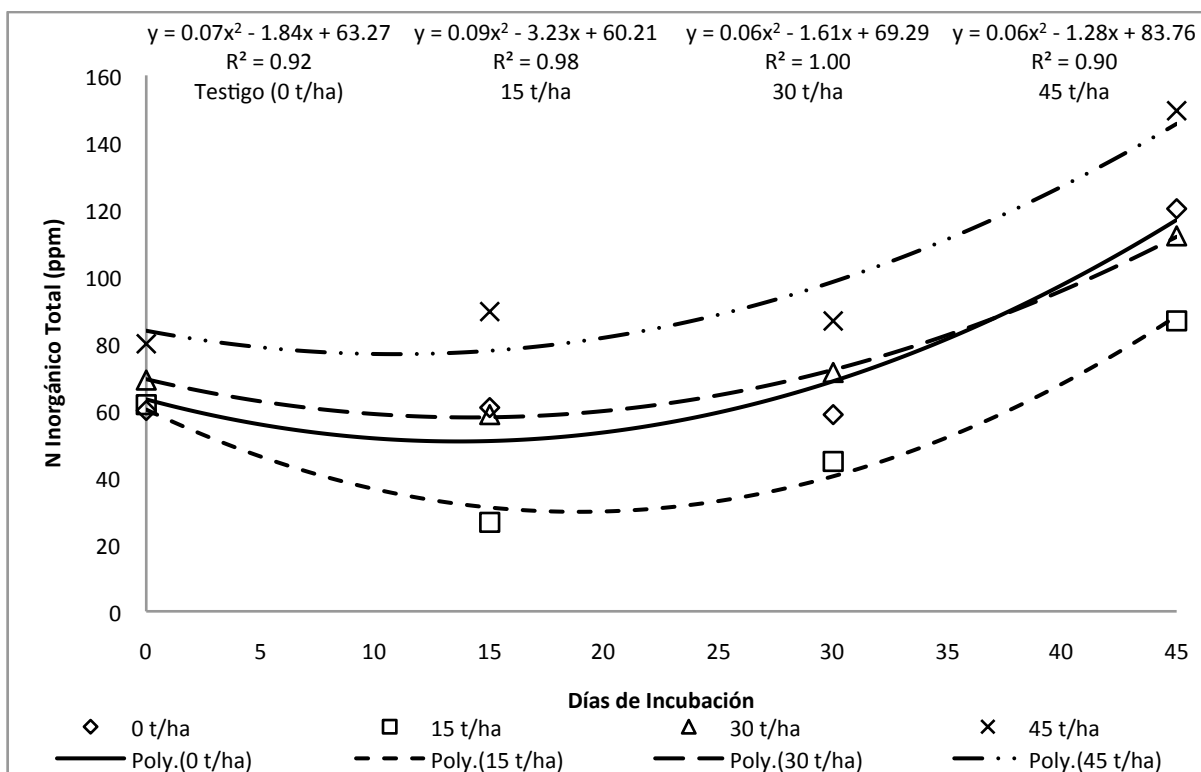
del suelo, la reserva de nutrientes para la vida vegetal y la capacidad amortiguadora de los suelos favorece la acción de los abonos minerales y facilita su absorción a través de la membrana celular de las raicillas; y en cuanto a su efecto sobre las propiedades biológicas, favorece los procesos de mineralización, el desarrollo de la cubierta vegetal, sirve de alimento a una multitud de microorganismos y estimula el crecimiento de la planta en un sistema ecológico equilibrado (Graetz, 1997; Julca *et al.*, 2006).

En el suelo con 29% de arcilla, el residuo de maíz con una aplicación de 15 ton/ha fue el que incrementó la disponibilidad de agua a partir de los 15 días de incubación en comparación con el testigo, después de los 30 días de incubación se presentó una disminución de la disponibilidad de agua en todos los tratamientos debido a la protección física que ejercen los agregados de suelo sobre los materiales orgánicos. Al mismo tiempo que se inicia la protección física que sufren los residuos orgánicos, se presenta la facilidad con la que la biomasa microbiana actúa para degradar los residuos orgánicos, interviniendo la relación C/N, que para el maíz se estima en 77, implicando una lenta degradación. Esto no sucedió en el testigo ya que a este no se le agregaron residuos orgánicos y por lo tanto se mantiene su tendencia (gráfica 7.2), aunque en cierto tiempo se mantiene estable y después inicia una disminución debido a la degradación de los materiales orgánicos iniciales.

Los residuos orgánicos de maíz y alfalfa incorporados al suelo con 29% de arcilla permitieron observar la variación por efecto del tipo de residuo en la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos, ya que la alfalfa presentó un rango de disponibilidad mayor que el que se observa en el maíz (gráficas 7.2 y 7.4); esto se debe principalmente a las diferencias en cuanto a su relación C/N ya que para el residuo de alfalfa se observa que el proceso de mineralización fue mayor debido a la cantidad de reservas orgánicas edáficas activas lábiles, que son las que intervienen en el mejoramiento de la fertilidad química al exponer los nutrientes que brindan los residuos orgánicos y que son requeridos para las plantas; mientras que las reservas

orgánicas activas estabilizadas son aquellas que intervienen en el mejoramiento de la fertilidad física, mediante la formación de agregados estables, formación de mesoporos y por ende el incremento de la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos agrícolas.

Por otro lado, en la incorporación del residuo de maíz en el mismo suelo, se observa una disminución en la tasa de mineralización del nitrógeno inorgánico total, lo cual es resultado del proceso de inmovilización acompañado de la protección física de las partículas de arcilla sobre los residuos orgánicos, influyendo en la disminución de la acción de la biomasa microbiana al estar protegidos en la matriz arcillosa del suelo; es por esto, que la tendencia de la disminución en el proceso de mineralización para el residuo del maíz (gráfica 7.3) es menor en cantidad de nitrógeno mineralizado que en la alfalfa, indicando la rápida actuación del proceso de inmovilización.



Gráfica 7.5. Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 29% de arcilla

En la gráfica 7.3 y 7.5, se puede apreciar la diferencia entre los tipos de residuos orgánicos, implicada la calidad de los mismos, ya que los valores del residuo orgánico de maíz presentan una disminución en la formación de N inorgánico (gráfica 7.3), mientras que para el residuo de alfalfa el modelo muestra un incremento visible en la producción del mismo (gráfica 7.5), lo cual es promovido por la facilidad con que este residuo es degradado por la acción de la biomasa microbiana; esto se debe a la relación C/N que es variable para cada uno ya que un valor mayor de esta, representa cadenas carbonadas más largas lo que implica mayor contenido de lignina en cada uno de los residuos orgánicos; influye también la forma en cómo se incorporan al suelo los residuos orgánicos, es decir, si son dejados sobre la superficie o son incorporados mediante labranza; por ejemplo, muchos estudios (Rice *et al.*, 1986; Carter and Rennie, 1982; Sainju *et al.*, 2002) citados por Oorts (2006) han mostrado que el N potencialmente mineralizable, medido bajo condiciones de humedad y temperatura controladas, es mayor en la capa superficial de los suelos con labranza cero que en los suelos con algún tipo de labranza.

El proceso mineralización del nitrógeno orgánico en ambos residuos para el suelo con 29% de arcilla presentó una tendencia similar, aunque las cantidades mineralizadas variaron, esto lo explica la facilidad con la que cada uno de ellos es degradado (relación C/N), lo que repercute en la disponibilidad de agua en los suelos.

La protección física evita la rápida descomposición de los materiales orgánicos y por lo tanto reduce la facilidad para presentar un mayor número de cargas provocando una disminución en la disponibilidad de agua, este fenómeno se encarga de empaquetar las partículas de MO en forma de agregados evitando su exposición al ataque de la biomasa microbiana; el laboreo del suelo es una de las principales prácticas de manejo que permite la ruptura de estos agregados exponiendo nuevamente los residuos orgánicos a los microorganismos, repercutiendo en la mineralización de los residuos y por ende afectando la disponibilidad de agua (Oorts, 2006).

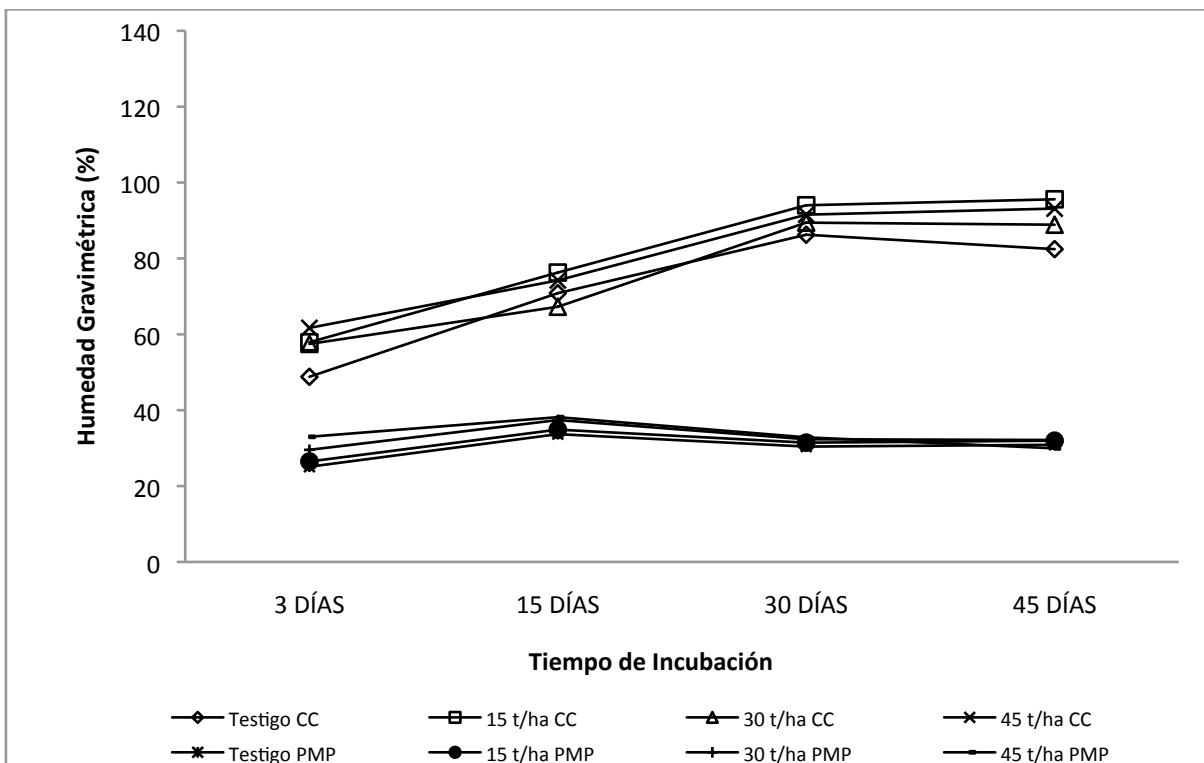
La mineralización de los residuos orgánicos estuvo en función del porcentaje de arcilla presente en cada uno de los suelos, además de la actividad de la biomasa microbiana, siendo esta última, superior en el residuo de alfalfa y se incrementó conforme era mayor el porcentaje de arcilla; mientras que para el residuo de maíz, se presentó una disminución de la mineralización en función del tiempo de incubación, producto de la intervención de la biomasa microbiana, que inicialmente utilizó el N inorgánico total para su alimentación, proceso conocido como inmovilización (Galvis, 1998) y posteriormente inició la degradación de los residuos, y la protección física dentro de la matriz arcillosa, lo que ocasionó una disminución como lo muestran las gráficas 7.3, 7.7 y 7.11.

Se ha sugerido que la MO puede formar diferentes capas alrededor de las partículas de arcilla, limo y los agregados del suelo. Theng *et al.*, (1986) observaron que la MO puede ser incorporada en el espacio interlaminar de la capas de arcilla. La acumulación de MO no sólo depende del contenido y tipo de arcilla y de la naturaleza del material que se incorpora (Matus *et al.*, 1998), sino también de la cantidad y frecuencia de los aportes al suelo. Es bien conocido que en suelos con un mismo aporte de residuos orgánicos (constante en calidad y cantidad), la MO se acumula hasta alcanzar un equilibrio. El equilibrio se logra cuando la tasa de mineralización iguala a la tasa de incorporación (Jenkinson, 1988; Matus y Rodríguez, 1994), en este lapso se genera una elevada disponibilidad de agua para las plantas favoreciendo su desarrollo y propiciando también una disponibilidad de nutrientes.

Los poros pequeños en los microagregados del suelo favorecen una elevada retención de agua. De esta manera, las condiciones de humedecimiento y secado del suelo debido a la dinámica del agua y actividad microbiana, repercute en la densidad del suelo y por lo tanto generando alteraciones en la capacidad de agua disponible (Zhuang *et al.*, 2008).

El residuo de alfalfa presentó valores mayores de agua disponible en los suelos con 29 y 42% de arcilla (gráficas 7.4 y 7.8), mientras que en el suelo con 64% de arcilla (gráfica 7.12) no mostró cambios significativos entre residuos; esto se debe principalmente a la facilidad con la que la biomasa microbiana puede degradar los residuos de alfalfa, por lo tanto inicialmente hay una fuerte exposición de cargas, las cuales sumadas a las cargas de los suelos, atrapan las moléculas de agua, pero una vez que interviene la protección física de los residuos orgánicos se inicia el proceso de empaquetamiento de los residuos dentro de la matriz arcillosa del suelo y por lo tanto se genera una disminución de cargas y como consecuencia una disminución en la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos, esto se observa en los tratamientos del suelo con 64% de arcilla para ambos residuos donde el contenido de arcilla es superior a los otros suelos.

En el suelo con 29% de arcilla y debido a la alta cantidad de arenas y de poros grandes, es difícil la generación de agregados, por lo que las cargas se encuentran libres y al no predominar la protección física, existe más superficie expuesta, lo que se refleja en una elevada capacidad de almacenamiento de agua, aunque esto no implica mayor disponibilidad ya que las moléculas así como son fácilmente adheridas a las partículas del suelo, también son fácilmente drenadas o quitadas de esa ubicación debido a la débil tensión que ejercen los macroporos, disminuyendo su tiempo de residencia en estos suelos. Aquí es donde se observa la importancia del tiempo de residencia del agua en cada uno de los suelos, lo que repercute en la disponibilidad de agua para la plantas.



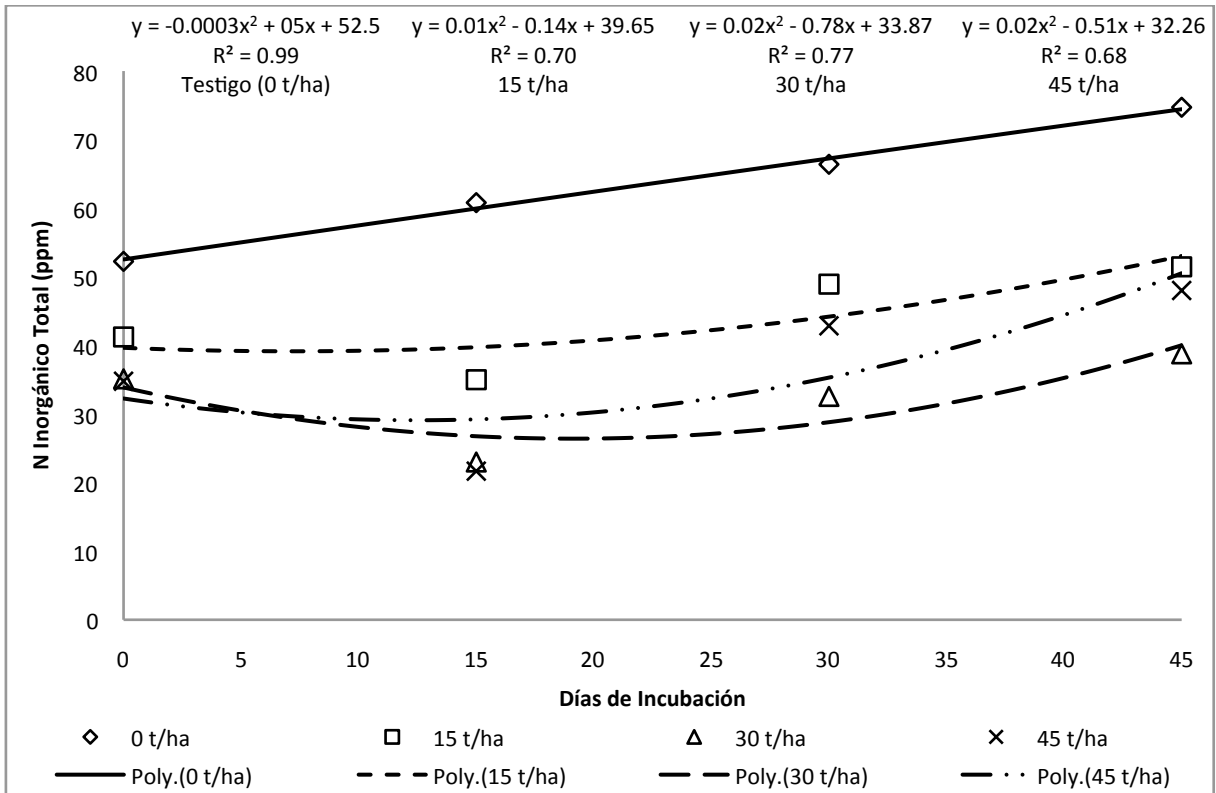
Gráfica 7.6. Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 42% de arcilla

En el suelo con 42% de arcilla, la tendencia de los tratamientos mantuvo un incremento en la disponibilidad de agua durante los 45 días de incubación (gráficas 7.6 y 7.8); para el residuo de maíz el valor de capacidad de campo a los 3 días de incubación fue de 48.81% para el testigo, mientras que los tratamientos de 15 y 30 ton/ha se mantuvieron sin diferencia con valores 57.91% y 57.46%, respectivamente, por otro lado, en el tratamiento de 45 ton/ha, la CC se manifestó hasta el 61.69%. Esto indica que no necesariamente a mayor contenido de MO en los suelos va a existir una mayor disponibilidad de agua, ya que como se muestra en la gráfica 7.6, a partir de los 30 días algunos tratamientos presentan una pendiente menor. La disponibilidad de agua en los suelos no es función sólo de la cantidad de materia orgánica presente en los suelos; también influyen factores como la calidad y la cantidad de los residuos orgánicos aplicados, además de la forma en cómo son incorporados al suelo, y de la facilidad con la que son degradados. Por ejemplo, se observa que el residuo de alfalfa en el suelo con 42% de arcilla presentó diferencias

entre los tratamientos a los 3 días de incubación con valores de 48.81% para el testigo y 76.50% para el tratamiento de 45 ton/ha; sin embargo estas diferencias se hicieron menores conforme se incrementaban los días de incubación, el rango de variación de la CC fue menor que el inicial. Nuevamente, indicando que la cantidad de MO no necesariamente es proporcional al contenido de agua en los suelos, aunque siempre la incrementa sin importar el tipo de residuo y suelo, ya que altera las propiedades de los suelos favoreciendo en este caso, la adsorción de agua.

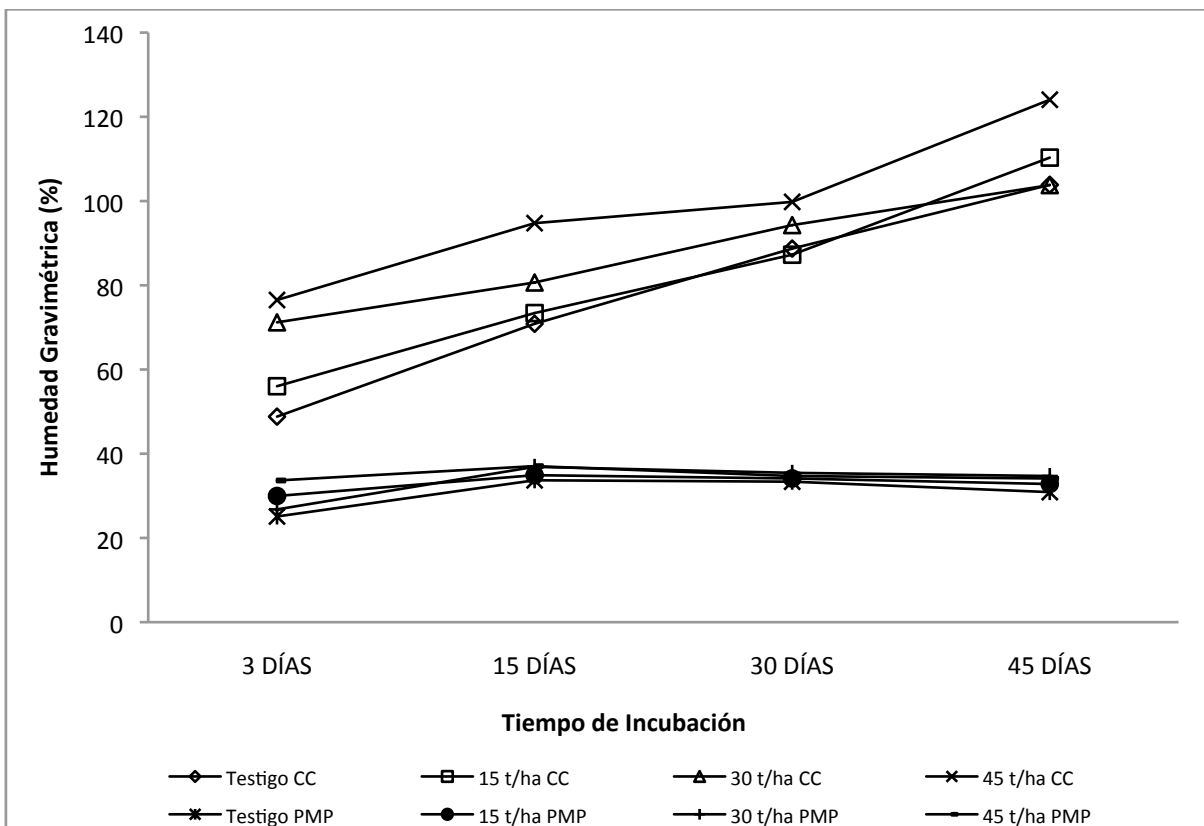
En la gráfica 7.8, los tratamientos de 15, 30 y 45 ton/ha de residuo orgánico de alfalfa se mantuvieron por encima del testigo hasta los 30 días de incubación, mientras que en el suelo con 29% de arcilla, todos los tratamientos se mantuvieron por encima del testigo hasta los 45 días (gráfica 7.4), esto implica que la tasa de descomposición del residuo orgánico de alfalfa está en función del porcentaje de arcilla, es decir, a mayor contenido de arcilla en los suelos, se incrementa la actividad de la biomasa microbiana y por lo tanto no permite que el efecto de la protección física de las partículas logre actuar. Esto se puede apreciarse también en la gráfica 7.12 donde el porcentaje de arcilla en el suelo es de 64% y el testigo fue superior que todos después de los 25 días de incubación.

El laboreo también juega un papel importante no sólo como herramienta para manejar al suelo, y mejorar el ambiente radical del cultivo; sino también como factor que impacta sobre el ciclo hidrológico, incluyendo la infiltración, la evaporación superficial, el drenaje del subsuelo y la recarga de mantos acuíferos, sobre todo en las zonas con carencia de dicho recurso o por los problemas que se enfrentan por el agotamiento de las reservas (Benjamín, 1993). En este sentido, diversos autores mencionan que en ausencia de sistemas de riego, los cultivos en zonas semiáridas presenta bajos rendimientos, lo cual podrá ser mejorado a partir del manejo adecuado del laboreo y la aplicación de residuos orgánicos, ya que de esa manera es posible modificar favorablemente la estructura edáfica (Francis y Knight, 1993; Kribaa *et al.*, 2001; Moroizumi y Horino, 2004).



Gráfica 7.7. Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 42% de arcilla

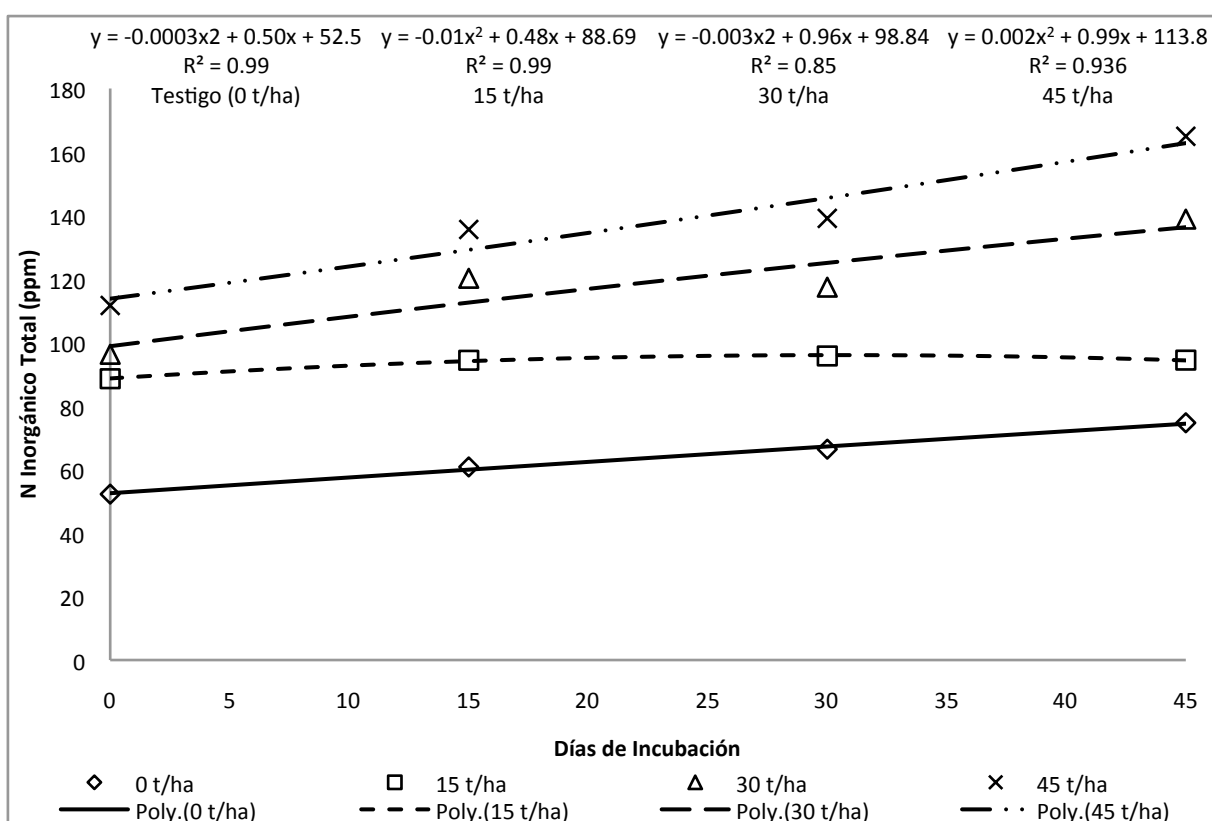
En todos los suelos analizados, los valores de N inorgánico presentaron una tendencia similar por tipo de residuo, dosis y calidad del mismo; para el residuo de maíz, las tendencias de cada uno de los tratamientos indican la baja producción de N inorgánico debido a la resistencia de este residuo al ataque de la biomasa microbiana, generando una interacción con los microagregados de los suelos y evitando su exposición al ataque de los microorganismos. Mientras que en el residuo de alfalfa también son claras las variaciones por calidad y tipo de residuo ya que las cantidades de mineralización de nitrógeno inorgánico son mayores al existir una rápida degradación de los residuos por parte de los microorganismos, lo que repercute en una disminución de la disponibilidad de agua en los suelos, que de acuerdo a los valores obtenidos, esta disminuye conforme se incrementa el porcentaje de arcilla en los suelos; esto implica que el contenido de arcilla y el manejo de cada uno de los suelos es imprescindible para mantener disponible el agua en los suelos por tiempos prolongados.



Gráfica 7.8. Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 42% de arcilla

En el suelo con 42% de arcilla es notable la presencia de los fenómenos que impactan la dinámica de las reservas orgánicas edáficas (mineralización e inmovilización); como se observa en la gráficas 7.6 y 7.8 de nitrógeno inorgánico total y de los niveles característicos de humedad (CC y PMP) para el residuo de alfalfa, respectivamente, la variación de la capacidad de almacenamiento de agua para este suelo se ve beneficiada por los efectos en la fertilidad química por la fracción lábil y por la fertilidad física por la fracción estabilizada; ya que las gráficas 7.6 y 7.8 sugieren la continuidad de la actividad de la biomasa microbiana para la degradación de la reservas activas lábiles y el inicio de degradación de las reservas activas estabilizadas, lo que no sucede en maíz donde las tendencias establecen la finalización de la actividad de la biomasa microbiana y el inicio del proceso de protección física.

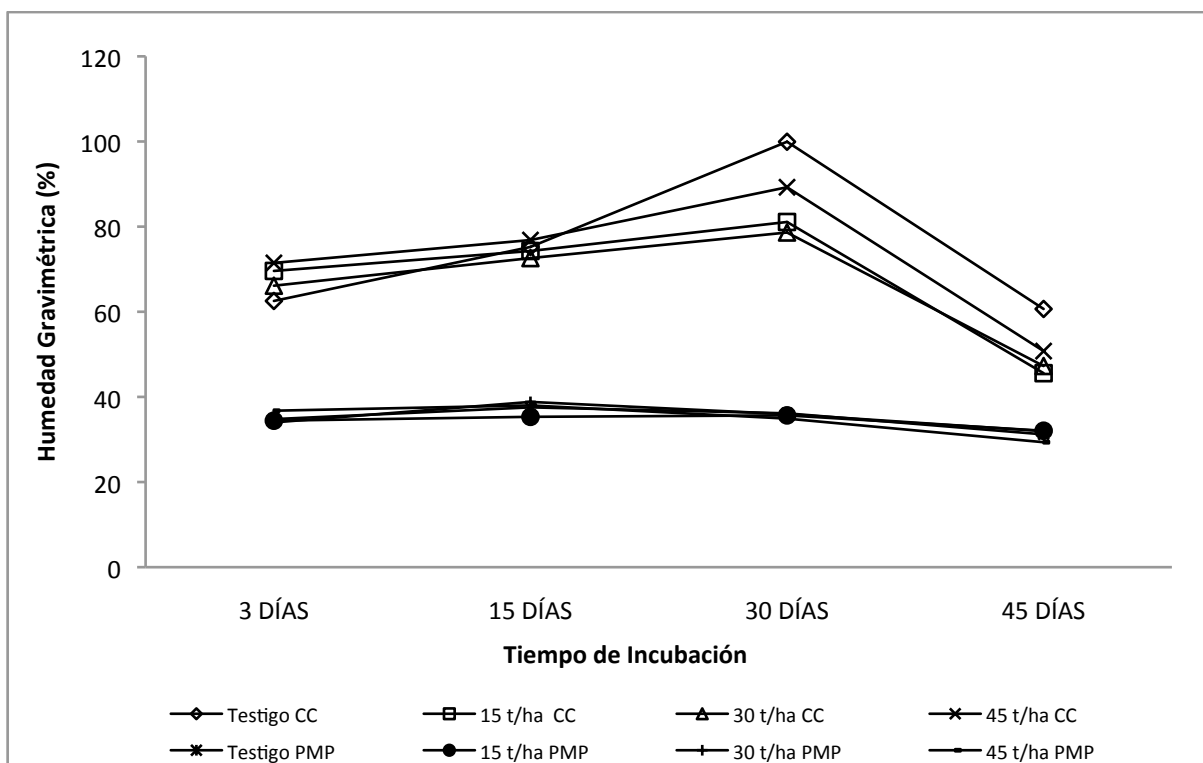
Esto puede ser resultado de la velocidad de degradación de los materiales orgánicos, indicando que los suelos con un porcentaje de arcilla de 42%, manejado con la incorporación de residuo de alfalfa es capaz de mantener por un tiempo prolongado el rango de disponibilidad de agua en los suelos, implicando en una baja pérdida de agua por procesos de evaporación, percolación e infiltración; no obstante, es necesario realizar aplicaciones del residuo para mantener el rango de humedad ya que con esto se asegura una reserva de materiales orgánicos en el suelo para lograr capturar las moléculas de agua y así estar disponibles para las plantas.



Gráfica 7.9. Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 42% de arcilla

En el suelo con 64% se observa la variación de la capacidad de almacenamiento de agua en los suelos, ya que como se muestra en las gráficas 7.10 y 7.12 se presentaron variaciones de la CC en todos los tratamientos; en el residuo de maíz la máxima capacidad de agua disponible se presentó a los 30 días de incubación con

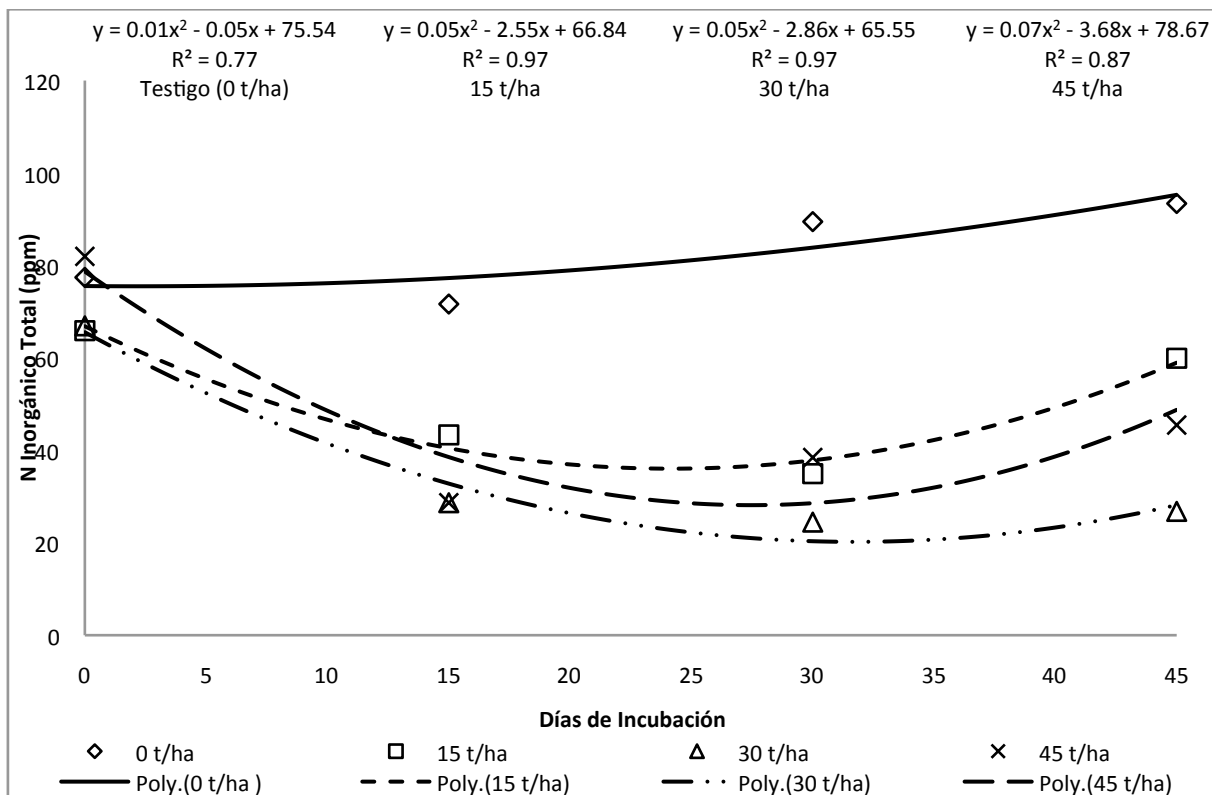
valores de 99.94, 81.09, 78.62 y 89.25% para los tratamientos de 0, 15, 30 y 45 ton/ha, respectivamente. Pero a partir de este punto, todos los tratamientos disminuyeron la disponibilidad de agua hasta valores por debajo del valor inicial de los suelos, a excepción del testigo que solo varió de 62.54% a 60.66%, mientras que el tratamiento de 45 ton/ha tuvo una disminución de 71.48% a los 3 días de incubación hasta 50.76% en los 45 días. Estos valores indican el inicio de la mineralización de las fracciones más resistentes al ataque de la biomasa microbiana, teniendo como resultado la disminución de la retención de humedad en los suelos.



Gráfica 7.10. Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 64% de arcilla

Esta disminución se debe al uso de los suelos insaturados con materia orgánica, lo que implica que al momento de realizar la incorporación de los residuos, el proceso que inicia no es la degradación de los materiales orgánicos, sino la acción de la protección física; por lo tanto la adición de los residuos orgánicos ayuda a la formación de agregados, evitando el ataque de la biomasa microbiana y por

consecuencia la disminución de la mineralización; en ausencia de la materia orgánica expuesta, se reduce el número de cargas para la adsorción de moléculas de agua, por lo tanto se presenta una reducción en la misma, como se muestra en la gráfica 7.10 y 7.12 para ambos residuos, donde al final del experimento se muestra una disminución de la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos en ambos residuos, debido a la intervención de la protección física. Galvis (1998), menciona que el N inorgánico extraído en las primeras cinco semanas de incubación proviene de la mineralización de las fracciones orgánicas más susceptibles de ser atacadas por la biomasa microbiana (N lábil), mientras que después de estas cinco semanas se inicia la mineralización de las fracciones más resistentes (N estabilizado).

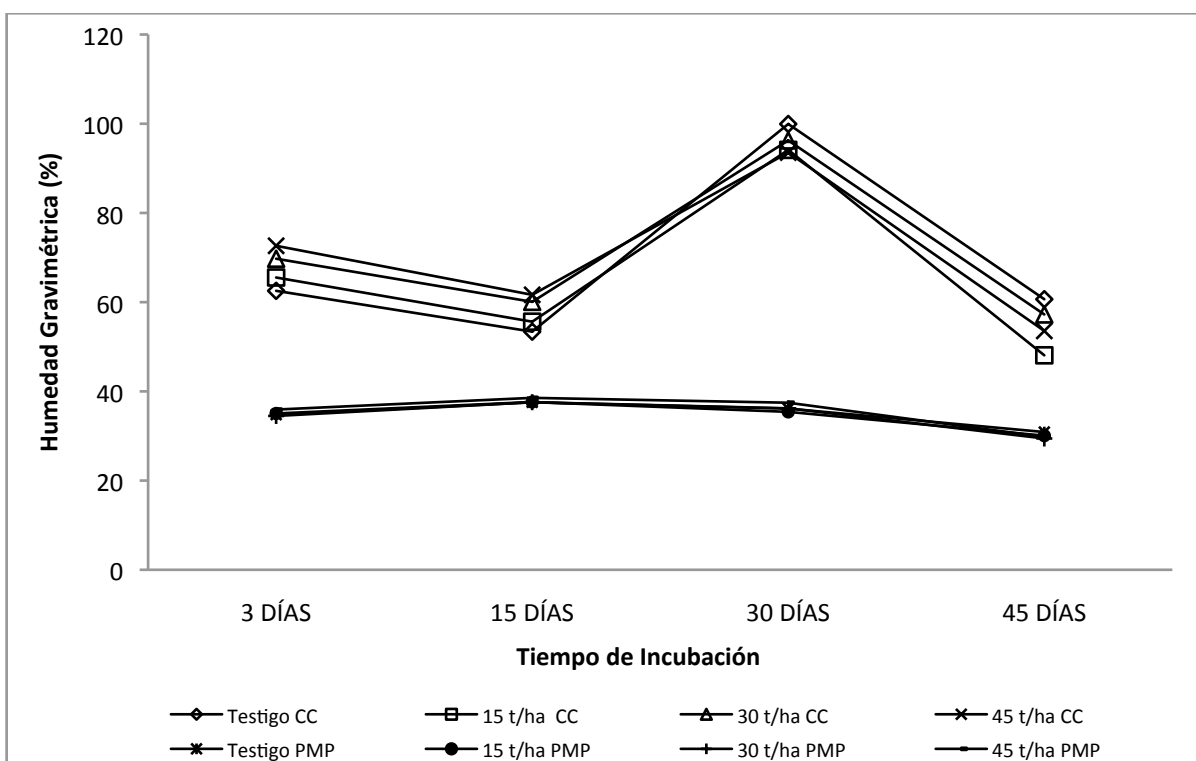


Gráfica 7.11. Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de maíz agregado al suelo con 64% de arcilla

En el residuo de alfalfa, se observa la intervención de la biomasa microbiana para la descomposición del residuo ocasionando una disminución en la exposición de

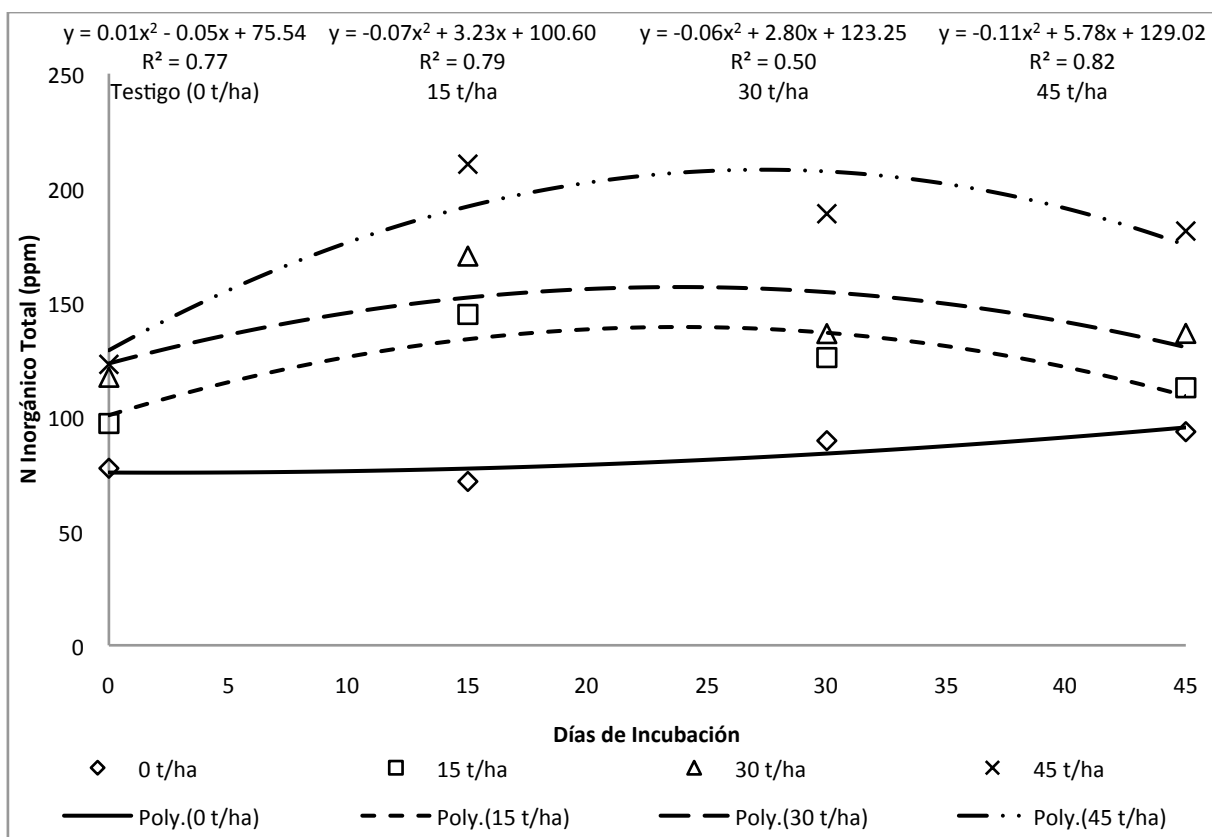
cargas, una vez degradados los residuos se presenta un incremento por la liberación de los residuos ocasionando que se presenten los valores máximos, mientras se inicia la protección física de las partículas de los residuos degradados evitando la exposición hacia la biomasa microbiana y por lo tanto disminuyendo la CC, que finalmente repercute en una disminución de la disponibilidad de agua (gráfica 7.12).

En el suelo con 64% de arcilla y residuo de alfalfa sucede el mismo fenómeno que se genera en el residuo de maíz, la diferencia es la pérdida de disponibilidad de agua ya que ésta es mayor en el residuo de alfalfa debido a que los microorganismos tienen ventaja por la baja relación C/N que presenta, ocasionando menor exposición de cargas, que finalmente tendrá efecto en la adsorción de agua. Esta disminución de la disponibilidad de agua es resultado de la elevada tasa de mineralización del residuo de alfalfa como lo muestra la gráfica 7.13.



Gráfica 7.12. Valores de CC y PMP en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 64% de arcilla

Algunas investigaciones mencionan que el incremento en la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos es mínima, ya que al incrementar el rango de la CC, también se incrementa el rango de PMP; sin embargo en los suelos analizados se observa que hubo un incremento en los valores de CC, mientras que en los valores de PMP se mantuvieron constantes, indicando entonces que la MO y específicamente las reservas orgánicas edáficas, tienen efecto sobre la retención y adsorción de agua en los suelos y que no afecta el PMP, de este modo la disponibilidad de agua siempre será beneficiada por la adición de residuos orgánicos; también es importante mencionar que el contenido de arcilla presente en los suelos es una característica que influye en la disponibilidad de la misma.



Gráfica 7.13. Valores de N inorgánico total en función de la cantidad de residuo orgánico de alfalfa agregado al suelo con 64% de arcilla

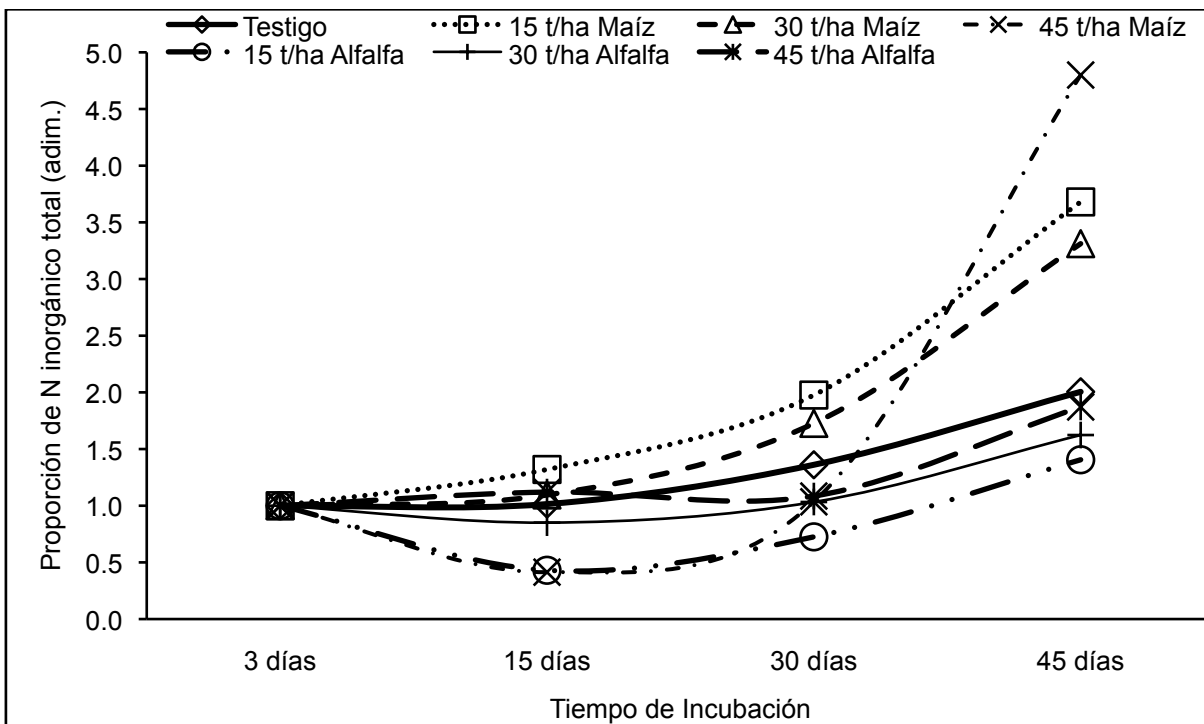
La **adsorción** de humedad en los suelos fue de la siguiente manera 64%>42%>29%, indicando que un suelo con mayor contenido de arcilla adsorbe

mayor cantidad de agua que un suelo arenoso, pero en este último la disponibilidad es mayor que los arcillosos, ya que presenta poros más grandes y las cantidades de arcilla y limo son menores permitiendo un mayor exposición de superficie de contacto y reduciendo la protección física. En cuanto a la **disponibilidad** de humedad en los suelos, el comportamiento para los suelos fue 29%>42%>64%; pero se observa la intervención del tiempo de residencia del agua en los suelos, el cual va a depender de la tensión que ejercen las partículas de los suelos hacia las moléculas de agua y estará en función del tamaño y forma de los poros, por lo tanto, como en los suelos arenosos el tamaño de los poros es mayor que en los suelos arcillosos, se facilita la pérdida de agua por los procesos de evaporación e infiltración, no ocurriendo lo mismo en los suelos con mayor porcentaje de arcilla ya que debido a su fuerza de adsorción, el agua permanece adherida a sus partículas por más tiempo que en los suelos arenosos, ocasionando que el agua se mantenga en los suelos por tiempos prolongados.

El proceso de mineralización fue mayor en el residuo de alfalfa para todos los suelos, mientras que el proceso de inmovilización fue superior en el residuo de maíz; esto era de esperarse ya que el residuo de alfalfa es lábil, lo que permite una fácil degradación por parte de la biomasa microbiana, siempre y cuando las condiciones de humedad y temperatura sean las adecuadas para la actividad de los microorganismos; por otro lado, en el maíz la relación C/N favorece a los procesos de protección y de inmovilización lo que se reflejó en los rangos de humedad menores comparados con el residuo de alfalfa.

En función del tipo de suelo, se puede ver que el contenido de arcilla fue un factor que permitió registrar diferencias en cuanto al comportamiento de las variables de adsorción y disponibilidad de agua, ya que a mayor contenido de arcilla, la presencia de microorganismos es mayor y por lo tanto la degradación se incrementa en los residuos de calidad lábil en pocas semanas de incubación, mientras que los residuos de calidad estabilizadas, como el maíz, el incremento es muy pequeño comparado con los valores de mineralización del residuo de alfalfa. Como resultado, se presentan variaciones en el contenido de humedad siendo factores de esta

variabilidad el contenido de arcilla, el tiempo de incubación, la relación C/N, la actividad de la biomasa microbiana, el tipo de residuo, así como la calidad y cantidad de los mismos. Esto se puede observar en las gráficas anteriores donde son notorias las variaciones por dosis de aplicación de residuos.

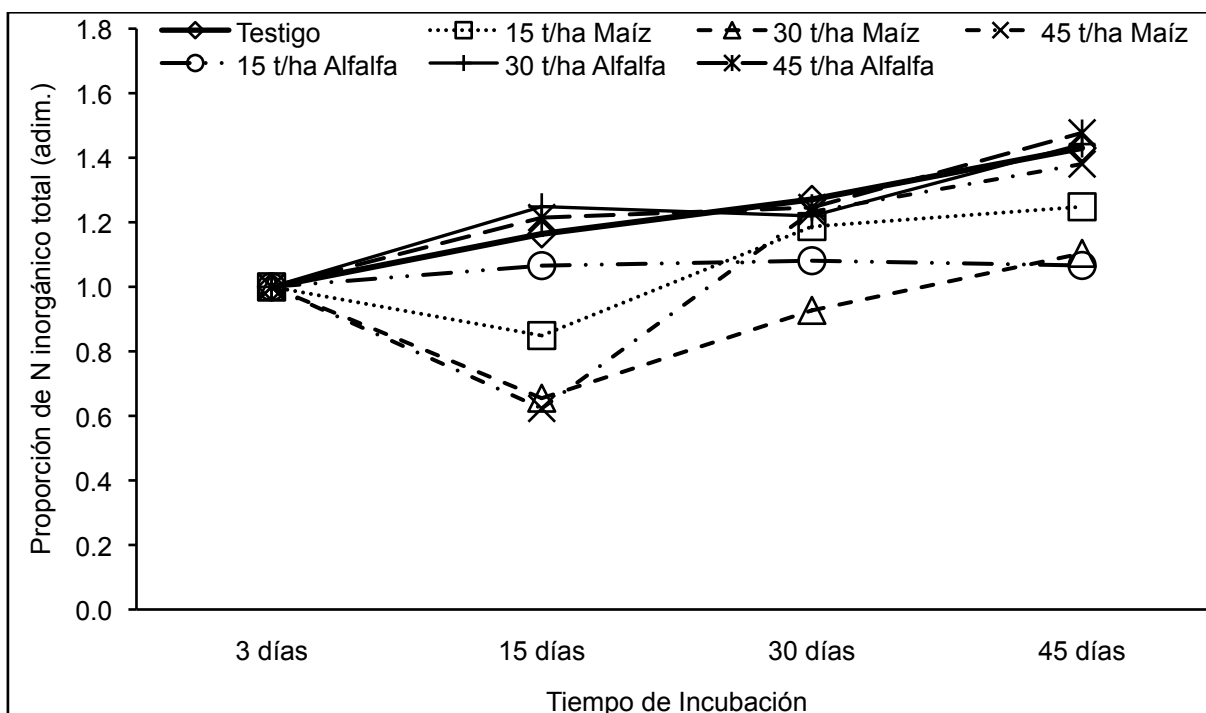


Gráfica 7.14. Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 29% de arcilla por tiempo de incubación

Los procesos de mineralización, inmovilización y la protección física de los suelos sobre los residuos orgánicos difieren en tiempo y cantidad. Las gráficas 7.14 a 7.19 reflejan estos procesos en cada uno de los suelos en función de las dosis de aplicación de los residuos incorporados y del tiempo de incubación para cada suelo.

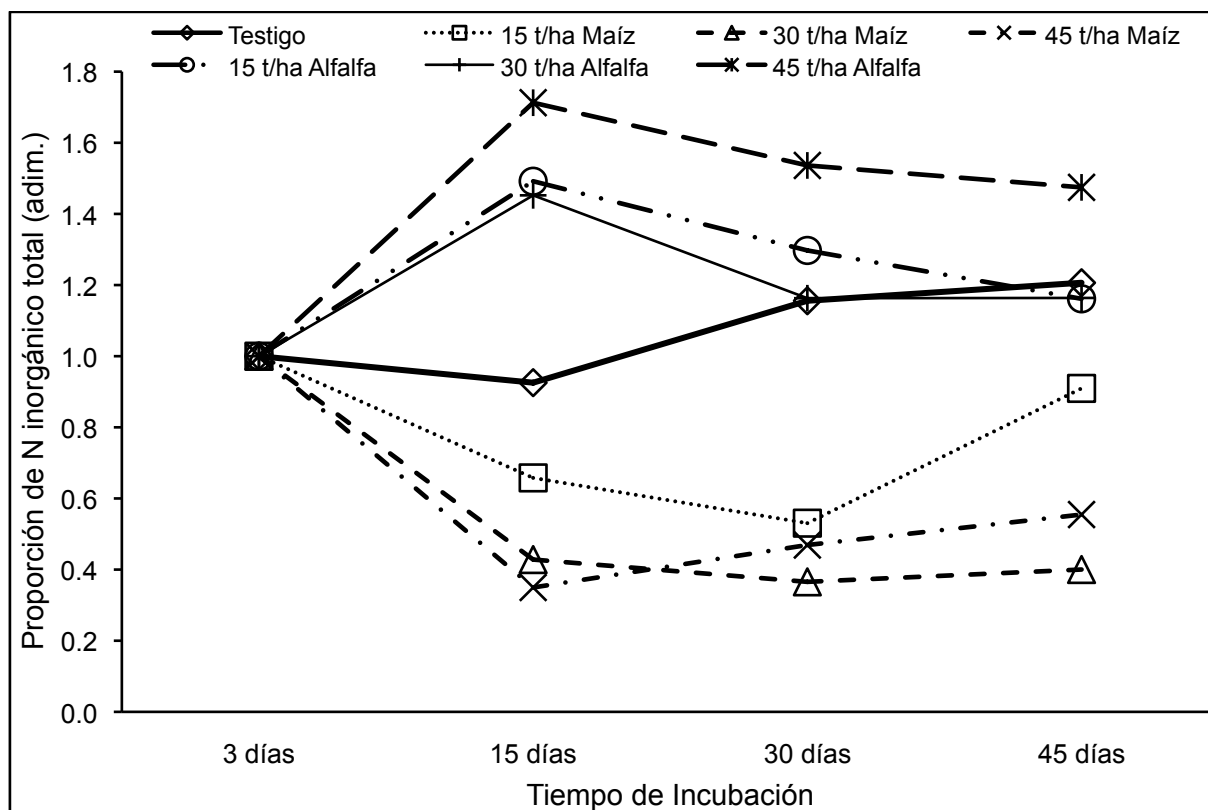
El valor de proporción de Nitrógeno inorgánico total se obtuvo mediante la división del valor inicial de cada dosis y la cantidad de nitrógeno mineralizado a los 15, 30 y 45 días; puede verse en las gráficas de nitrógeno inorgánico acumulado que el testigo usado para el suelo con 29% de arcilla en el residuo de maíz muestra valores

de mineralización mayores que los tratamientos aplicados, por lo tanto al momento de realizar los cálculos para la obtención de las proporciones, se observan proporciones de hasta 4.8 veces, esto se explica ya que los valores iniciales de mineralización para el residuo de maíz con una dosis de 45 t/ha fue de 10.14 ppm y a los 45 días fue de 48.65 ppm, por lo tanto al momento de hacer la división resulta una proporción de 4.80; sin embargo, los procesos de mineralización fueron menores en el maíz que en la alfalfa, como lo muestran las gráficas 7.3 y 7.5, a su vez, en los tratamientos con residuos orgánicos incorporados se presenta el proceso de inmovilización por parte de la biomasa microbiana que ocupa el N inorgánico inicial como alimento para detonar el proceso de degradación de los residuos orgánicos, a diferencia del testigo donde no hay necesidad de inmovilizar el nitrógeno debido a la ausencia de residuos orgánicos para degradar. Por lo tanto la variación de los procesos de mineralización e inmovilización no son notorios cuando se analizan los valores en función de las proporciones de cada uno de los tratamientos.



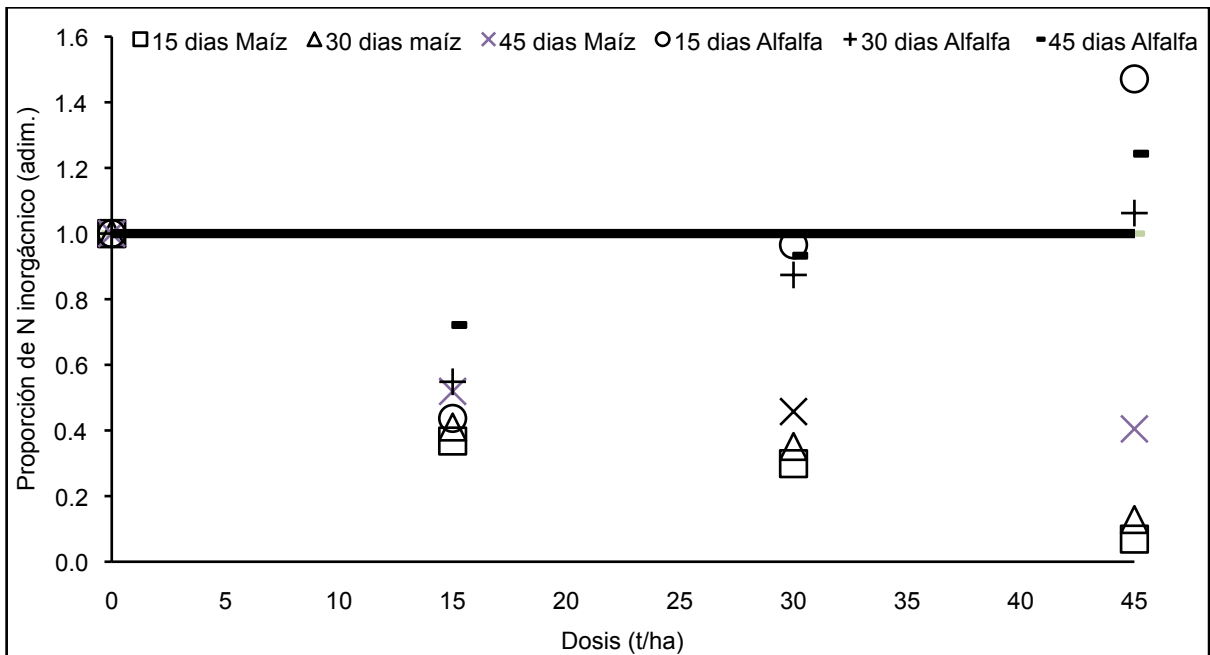
Gráfica 7.15. Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 42% de arcilla por tiempo de incubación

En los suelos con 42 y 64% de arcilla (gráficas 7.15 y 7.16), la presencia de estos procesos es variable en cuanto a la intensidad en cada uno de ellos, ya que para el suelo con 42% de arcilla, el proceso de mineralización e inmovilización tanto para el residuo de alfalfa como para el maíz, se logran distinguir claramente. El testigo (representado por la línea continua) permitió representar los efectos en las variaciones, ya que entre más alejados de la tendencia del testigo, implica un incremento en los procesos de mineralización, inmovilización y protección física.



Gráfica 7.16. Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 64% de arcilla, por tiempo de incubación

Se observa que en el suelo con 42% de arcilla fue mayor el proceso de inmovilización y protección física, al existir un mayor contenido de arcilla, sucediendo lo mismo con el suelo con 64% de arcilla; aunque el proceso fundamental en éste último es la protección física de los residuos orgánicos dentro de la matriz arcillosa del suelo.

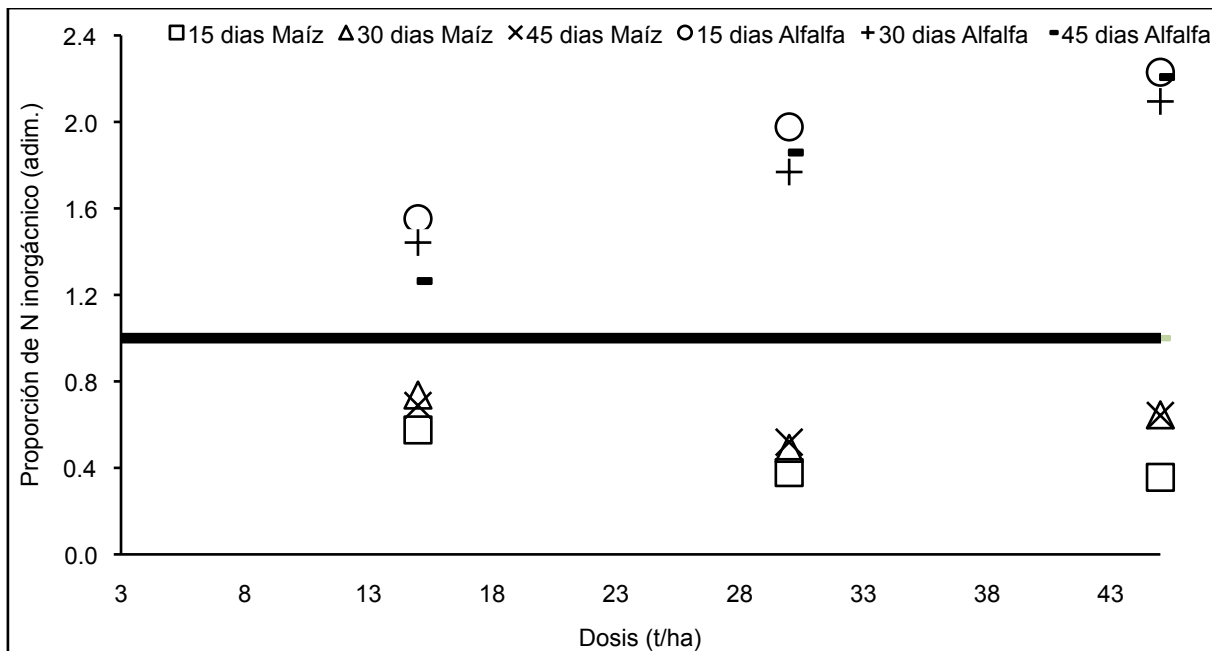


Gráfica 7.17. Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 29% de arcilla por dosis de residuos incorporados

En función de los residuos orgánicos aplicados, son notorias las diferencias como lo muestran las gráficas 7.17, 7.18 y 7.19, donde se observa que a mayor contenido de arcilla en los suelos se intensifica la actividad de la biomasa microbiana y por ende los procesos de mineralización, inmovilización y la protección física.

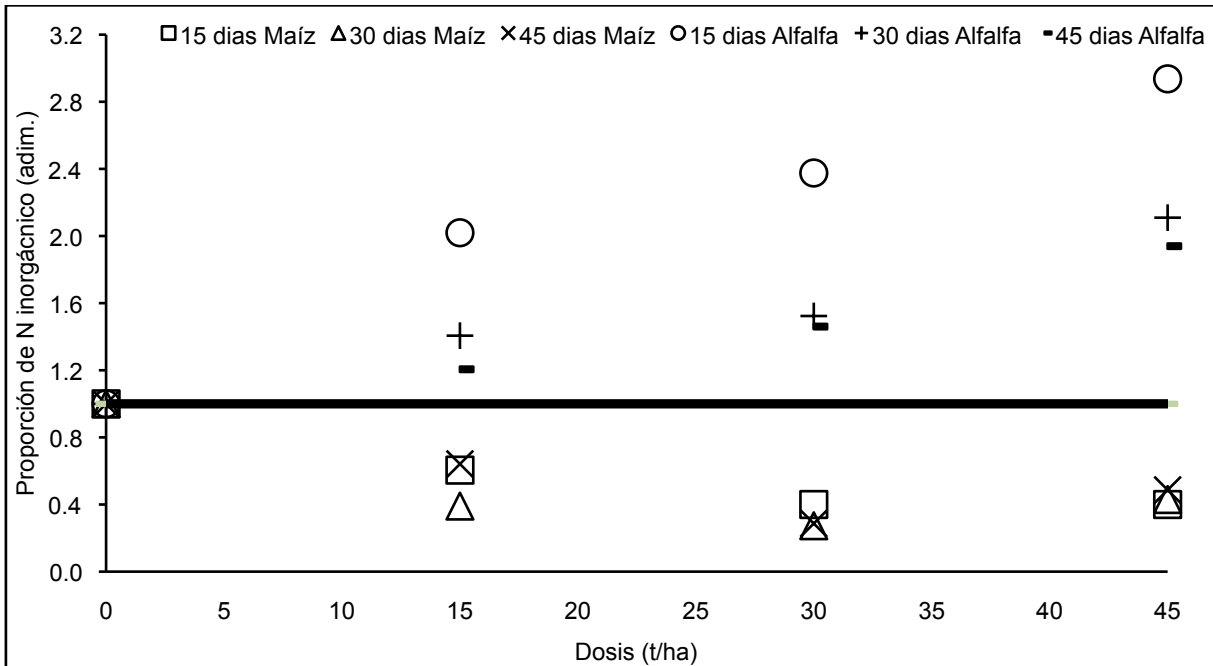
En la gráfica 7.17 se muestra que en el suelo con 29% de arcilla fue mayor el proceso de inmovilización que el de mineralización, debido a que la biomasa microbiana consume el nitrógeno que existe para poder iniciar los procesos de degradación, a su vez la protección física de los residuos orgánicos participa debido a las cargas expuestas de los materiales orgánicos en este suelo. Puede verse que el residuo de alfalfa logró una tasa de mineralización mayor que la tasa de inmovilización, sucediendo lo contrario para el residuo de maíz; para el suelo con 42% (gráfica 7.18) las variaciones se observan desde el inicio de la incorporación de los residuos, indicando que a mayor contenido de arcilla, los procesos de mineralización se intensifican debido a la mayor cantidad de microorganismos; esto

se puede corroborar con la gráfica 7.19 para el suelo con 64% de arcilla, donde las tasas de mineralización son mayores que en el suelo con 42% para el residuo de alfalfa.



Gráfica 7.18. Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 42% de arcilla, por dosis de residuos incorporados

Todos estos procesos afectan de distintas formas los valores del rango de variación de la capacidad de almacenamiento de agua en los suelos, por ejemplo la mineralización y la protección física no permiten la adsorción de las moléculas de agua por las partículas orgánicas en los suelos, ya que disminuyen la exposición de cargas, ocasionando pérdidas por infiltración en suelos saturados, principalmente.

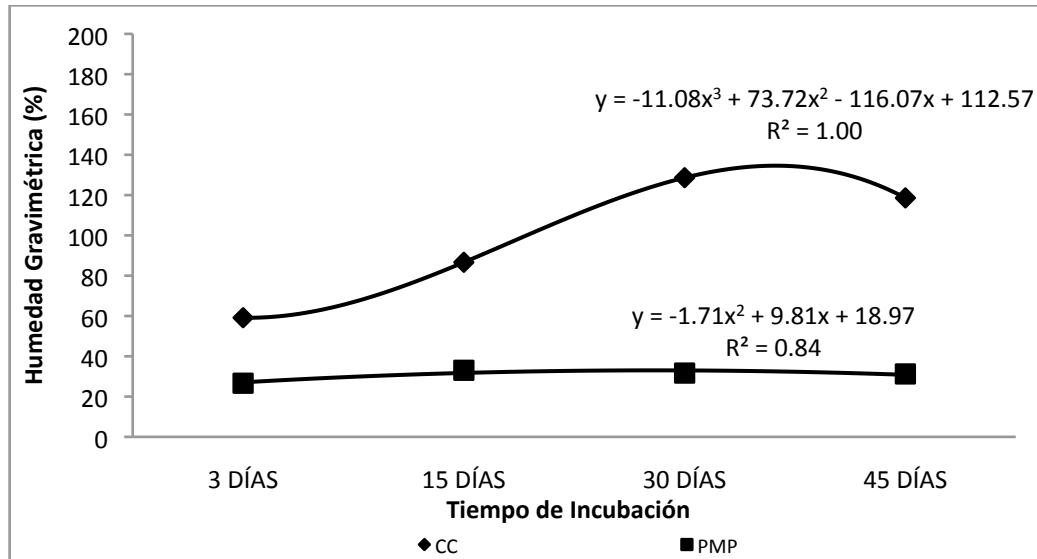


Gráfica 7.19. Tendencias de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa para los procesos de mineralización e inmovilización en el suelo con 64% de arcilla, por dosis de residuos incorporados

7.4. EFECTO DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS SOBRE LOS NIVELES CARACTERÍSTICOS DE HUMEDAD DE LOS SUELOS

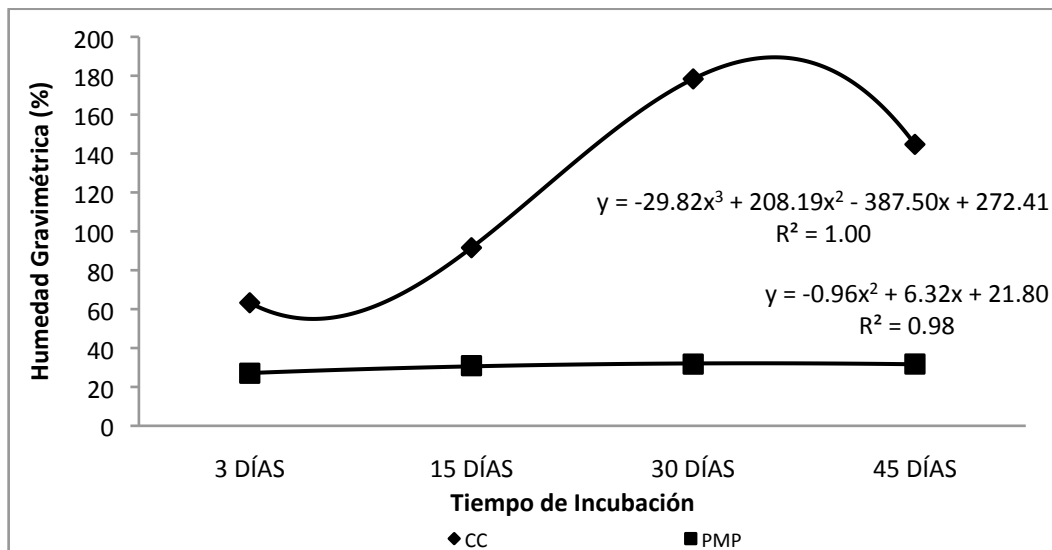
Los niveles característicos de humedad de PMP y CC fueron ajustados a los modelos lineal y polinomial de tercer grado, respectivamente, ya que permitieron explicar las tendencias de los datos obtenidos.

Son notorias las diferencias de disponibilidad de agua por tipo de residuo y suelo ya que en las gráficas siguientes, los rangos de humedad presentan fuertes variaciones entre suelos y entre residuos a diferencia del suelo con 64 % de arcilla, donde la variación se hace menos significativa entre residuos conforme se incrementa el contenido de arcilla; se observa también que este rango de disponibilidad de agua fue disminuyendo conforme se incrementó el contenido de arcilla.



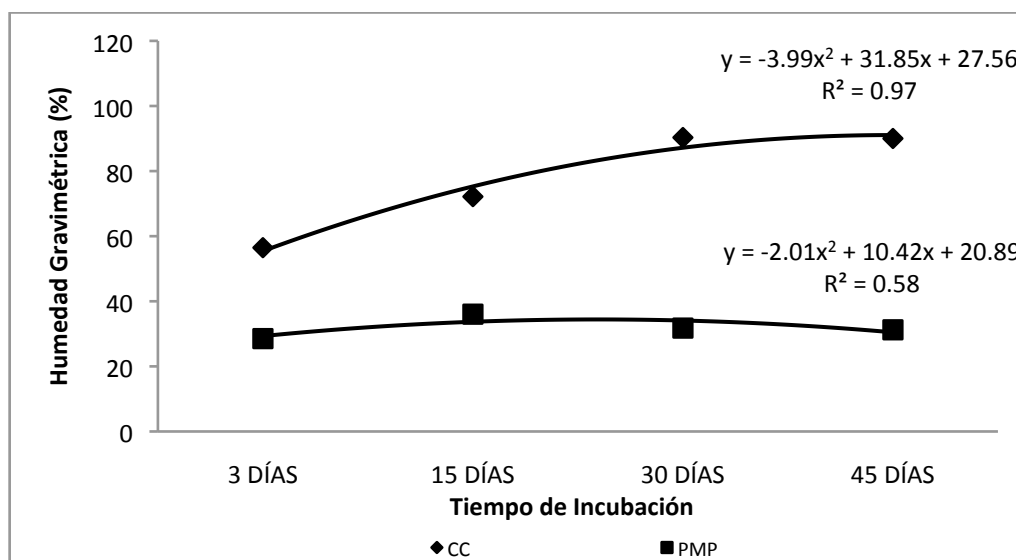
Gráfica 7.20. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de maíz en el suelo 29% de arcilla

La disponibilidad de agua en los suelos con distintos contenidos de arcilla varía en función el tipo, calidad y cantidad de los residuos orgánicos incorporados al mismo, además de la forma en cómo son incorporados; por lo tanto el conocimiento de estas variaciones en los agrosistemas es imprescindible para una adecuada planeación en los sistemas de producción, ya que maximizan los beneficios que se obtengan.



Gráfica 7.21. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de alfalfa en el suelo con 29% de arcilla

Otro aspecto que se muestra en todos los tratamientos fue la baja variabilidad del punto de marchitamiento permanente (PMP); como puede verse, en todas las gráficas no varió en más del 5% lo que viene a reforzar el efecto de las reservas orgánicas edáficas sobre los suelos. La literatura menciona que los efectos de los residuos orgánicos sobre los niveles característicos de humedad no modifican el rango de humedad disponible ya que incrementan de forma proporcional la CC y el PMP; en esta investigación se encontró que la aplicación de los residuos orgánicos de maíz y alfalfa incrementan los valores de CC y no tienen efecto sobre el PMP, siendo mayor el rango de humedad disponible en los suelos con residuos de alfalfa, implicando que la calidad, cantidad, tipo de residuo y porcentaje de arcilla influyen directamente sobre la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos agrícolas.

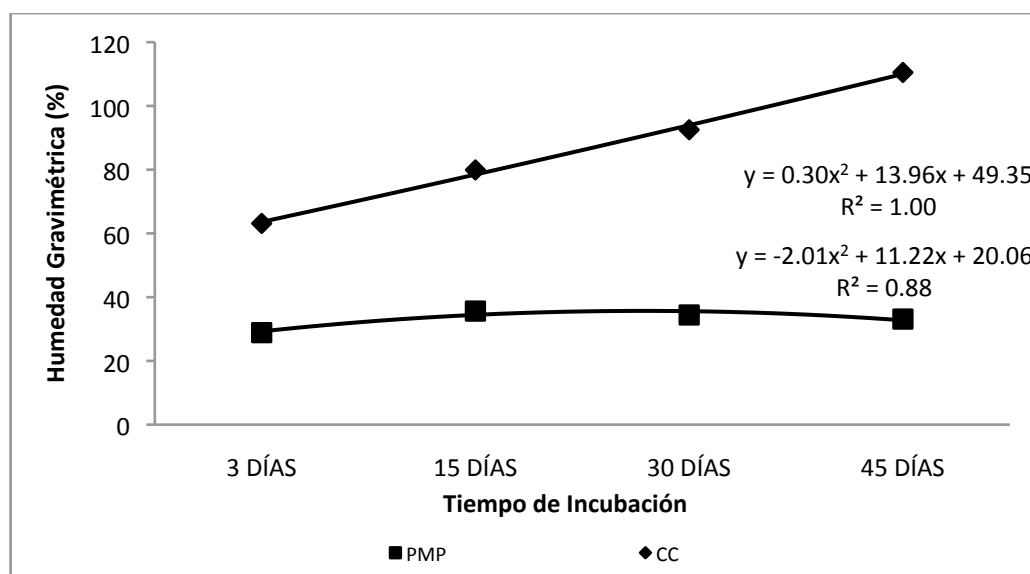


Gráfica 7.22. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de maíz en el suelo con 42% de arcilla

Las gráficas de este capítulo comprueban la diferencia existente entre los valores de CC y PMP en suelos con distinto contenido residuos orgánicos y porcentaje de arcilla, además se observa la tendencia de la disponibilidad de agua en función del tiempo de incubación. También es notoria la adsorción de agua en los suelos arcillosos, donde la pendiente para la CC es negativa en los últimos días debido a la

rápida mineralización del residuo de alfalfa y a la protección física de los microagregados sobre el residuo de maíz.

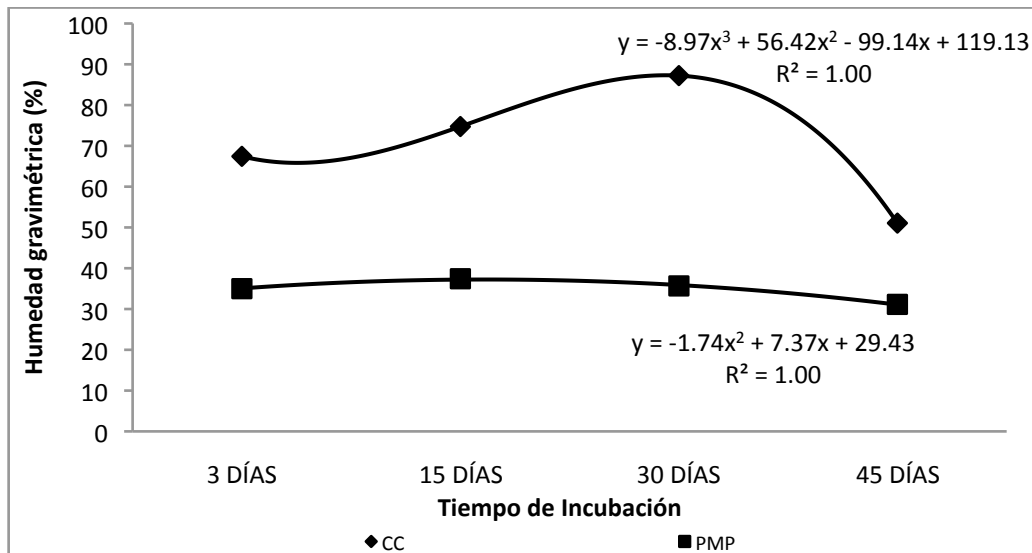
También se observa la función que desempeñan los agregados en los suelos arcillosos ya que para el suelo con 64% de arcilla, la variación del rango de humedad disponible disminuyó en función del tiempo de incubación, indicando que la intensidad de la biomasa microbiana en los suelos y la protección física son mayores que en suelos con texturas gruesas, lo que repercute en la mineralización del residuo de alfalfa y la protección física en el residuo de maíz. Estos procesos ocasionan la necesidad de realizar aportes de materiales orgánicos al suelo buscando un equilibrio entre el aporte de materiales orgánicos y la tasa de mineralización, con lo cual, se mantenga la humedad en los suelos por tiempo prolongados.



Gráfica 7.23. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de alfalfa en el suelo con 42% de arcilla

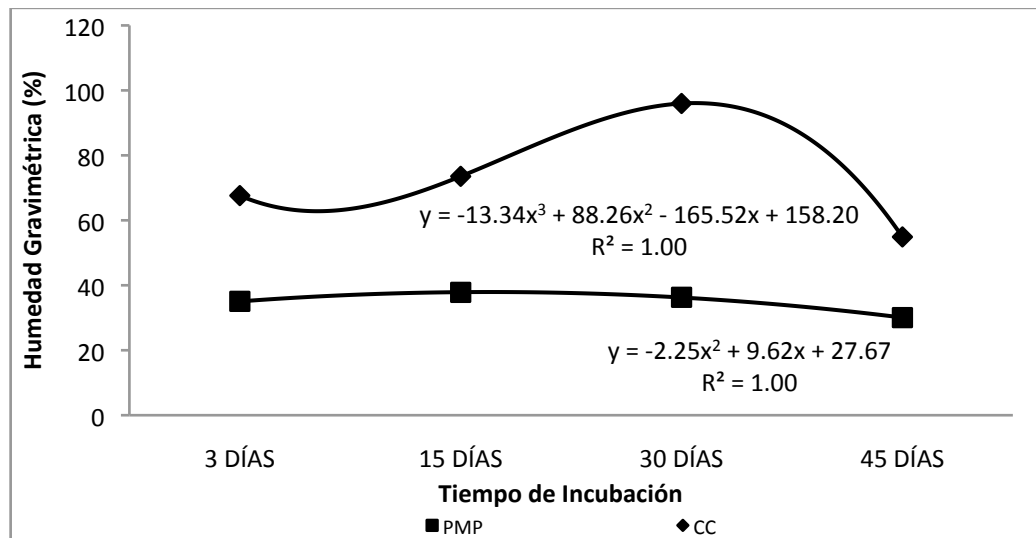
En el suelo con 64% de arcilla se observa que el rango de humedad disponible es menor que los suelos con 42 y 29% de arcilla, implicando una mayor actividad tanto de la biomasa microbiana, como de los procesos de protección física e inmovilización. Como que estos procesos se intensifican a mayor contenido de arcilla, la humedad presente en los suelos no es adsorbida debido a la escasez de cargas por parte de las reservas orgánicas edáficas generando una pérdida

mediante filtración o evaporación que son los fenómenos principales para la pérdida de agua de los suelos.



Gráfica 7.24. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de maíz en el suelo 64% de arcilla

En función de la calidad, cantidad, tipo de residuo y contenido de arcilla presente, serán los efectos que se tendrán en cada uno de los suelos, por lo que es necesario mantener los niveles equilibrados de las reservas orgánicas edáficas en los suelos.



Gráfica 7.25. Valores de los niveles característicos de humedad para el residuo orgánico de alfalfa en el suelo con 64% de arcilla

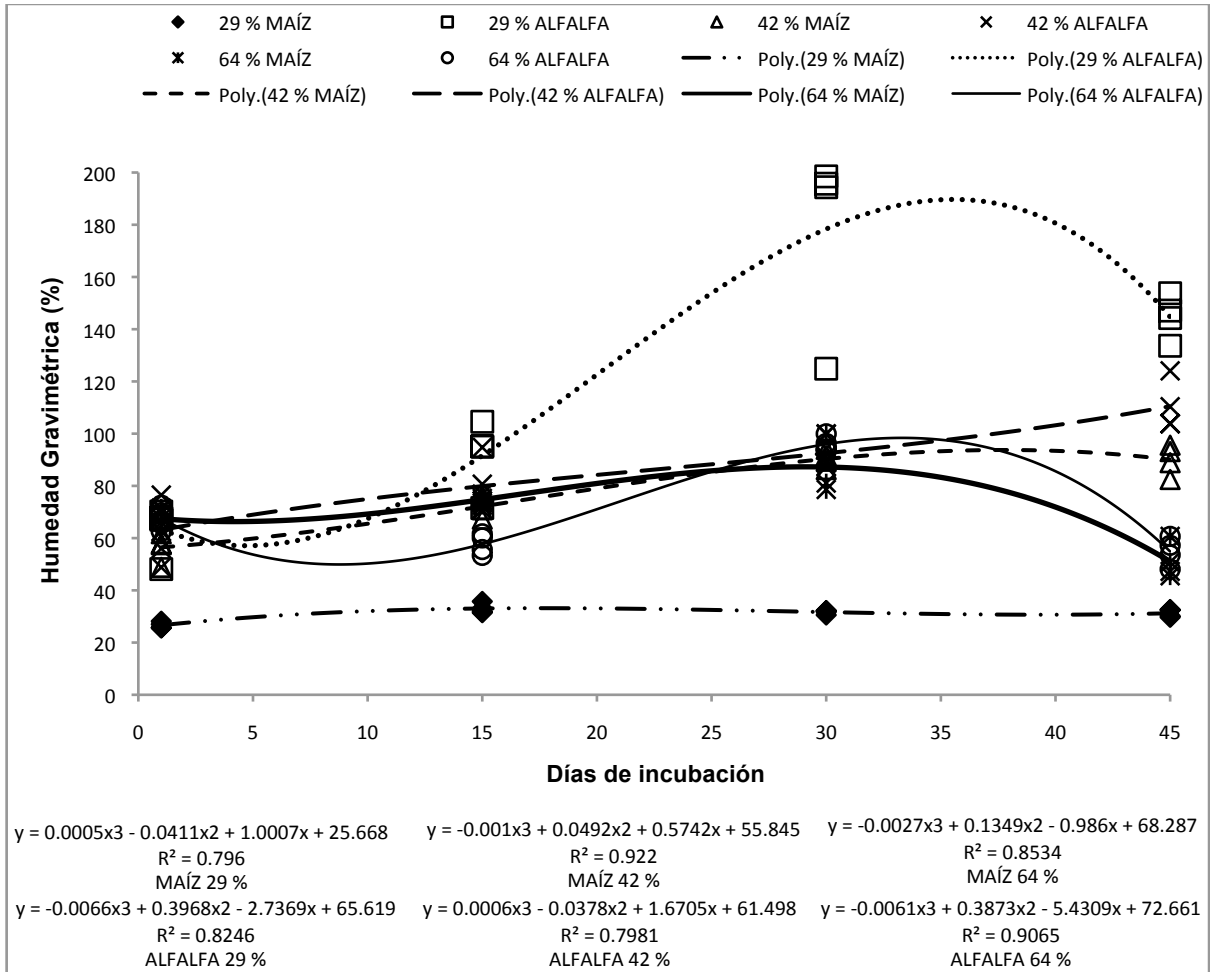
Las variaciones en los valores de la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos con distintos contenidos de arcilla, fueron ocasionadas por la acción de la biomasa microbiana en el residuo de alfalfa y por los procesos de protección física e inmovilización en el residuo de maíz, principalmente. Además, las variaciones del contenido de arcilla presente en cada uno de los suelos, propiciaron las tasas de cambio de cada uno de los procesos, repercutiendo en la mejora de la fertilidad química y física edáfica.

Los valores de CC de campo se incrementaron en función de la cantidad, calidad y contenido de arcilla en los suelos, presentándose un rango más amplio en el residuo de alfalfa, como puede verse en la gráfica 7.26. La variabilidad fue distinta en cada uno de los suelos por efecto de los residuos y dosis; el rango de adsorción de agua para el suelo con 29% de arcilla estuvo entre 65% y 27% al inicio de las mediciones de CC y PMP, respectivamente, y llegó hasta valores de 152% y 29% para las mismas variables, teniendo un máximo la CC en el tratamiento con alfalfa a los 30 días de incubación con 185%.

De manera general se observan las variaciones en los niveles característicos de humedad; como lo muestran las gráficas de los valores de CC y PMP, se logran apreciar las fases de incremento, permanencia y disminución de la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos agrícolas y cada una de ellas está en función de los procesos que se dan en el suelo como la inmovilización, mineralización y protección física y por las características de los cultivos como calidad, cantidad y tipo de residuos orgánicos incorporados a los suelos.

Es importante considerar que la aplicación de los residuos orgánicos a los suelos, beneficia la fertilidad química, física y biológica a mediano y largo plazo, donde, en conjunto con el manejo y los ciclos de incorporación de los residuos orgánicos logran establecer un equilibrio entre la parte que se mineraliza y la parte incorporada,

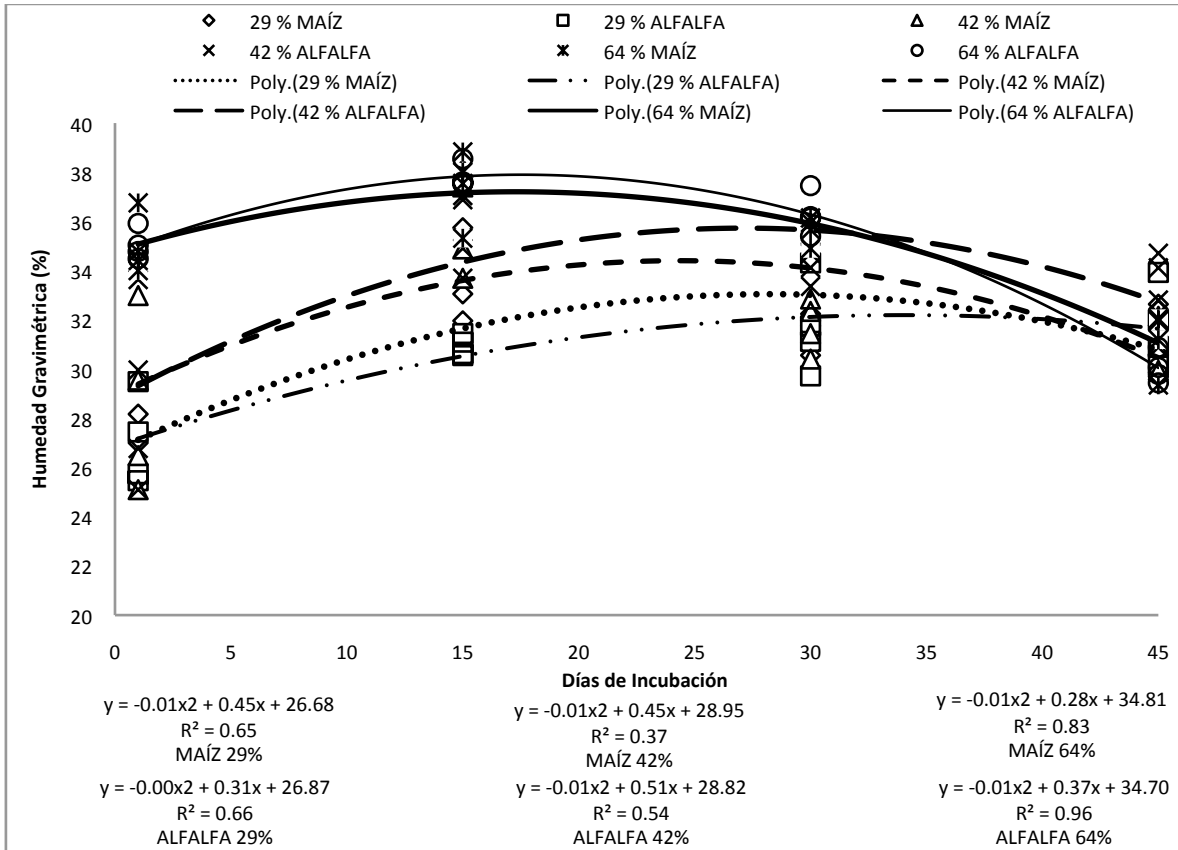
propiciando un incremento en la capacidad de almacenamiento de agua en los suelos agrícolas.



Gráfica 7.26. Variación de la capacidad de campo (CC) en función del residuo orgánico incorporado y del porcentaje de arcilla presente en los suelos

Los valores del punto de marchitamiento permanente no presentaron variaciones mayores al 5%, implicando que esta variable está en función del material parental que origina al suelo y no de la cantidad y calidad de los residuos orgánicos. La variación de la capacidad de campo fue de 140% aproximadamente, lo que implica que la incorporación de los residuos orgánicos tiene efectos positivos sobre esta variable, tal y como lo corrobora Hudson (1994) quien encontró que los volúmenes

de agua para la capacidad de campo y punto de marchitamiento permanente fueron de 3.6 y 0.76 veces el inicial, respectivamente.



Gráfica 7.27. Variación del punto de marchitamiento permanente (PMP) en función del residuo orgánico incorporado y del porcentaje de arcilla presente en los suelos

Muchos investigadores han realizado diversos tipos de experimentos sobre la capacidad de almacenamiento de agua en los suelos y el efecto de la materia orgánica sobre ella, llegando a distintos enfoques o conclusiones en los cuales mencionan que la MO no tiene efecto alguno sobre la variación de la capacidad de almacenamiento, o que existen variaciones bajo ciertas condiciones. No obstante y a pesar de que la literatura confirma que los experimentos fueron diseñados considerando las condiciones “óptimas”, existen diversos factores los cuales van a definir los resultados finales.

Son muchas las variables que intervienen en el comportamiento de la disponibilidad y adsorción de humedad en los suelos; desde el contenido de arcilla, residuos y su forma de incorporación, tipo de análisis, tratamiento de las muestras y las condiciones de campo y laboratorio en las cuales se desarrollaron los experimentos, etc. debido a esto es necesario hacer énfasis en los factores que más influyen sobre la disponibilidad de agua y establecer metodologías que permitan discutir los resultados obtenidos.

Es importante la obtención de procedimientos que estén acordes a los objetivos que se buscan al momento de querer conocer el comportamiento del agua en los suelos, ya que las mediciones mediante distintas técnicas e instrumentos proporcionan valores desiguales de una misma variable, propiciando una sobreestimación o subestimación de los valores reales según sea el caso.

8. CONCLUSIONES

La capacidad de almacenamiento de agua de los suelos es función la calidad, cantidad y tipo de residuo orgánico incorporado, así como del porcentaje de arcilla presente en los suelos.

Los residuos orgánicos no afectan el punto de marchitamiento permanente, implicando que esta variable es función del material parental. Pero tienen efecto sobre la capacidad de campo, ya que ésta última es función del tipo, calidad y cantidad de los residuos orgánicos incorporados al suelo, así como el porcentaje de arcilla.

La capacidad de campo es el nivel característico de humedad que define el rango de la humedad disponible en los suelos, ya que es alterada por la adición de los residuos orgánicos.

En los suelos con mayor contenido de arcilla y sin materiales orgánicos, los procesos de protección física e inmovilización se intensifican y dependen del tipo de residuo incorporado.

La protección física de las partículas de arcilla influye de manera directa en la disponibilidad de agua en los suelos y es función del contenido de arcilla y de la cantidad y calidad de residuo.

El proceso de mineralización de los residuos orgánicos afecta la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos, mediante la participación de la biomasa microbiana, al reducir las reservas orgánicas edáficas.

9. LITERATURA CITADA

Angers, D. A., N. Samson and A. Légère. 1993. Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can. J. Soil Sci.* 75: 51 – 59.

Anken, T.; P. Weiskopf; U. Zihlmann; H. Forrer; J. Jansa and K. Perhakova. 2004. Long-term tillage system effects under moist cool conditions in Switzerland. *Soil & Till. Res.* 78: 171 – 183.

Arens P., L. 1983. La importancia actual del reciclaje de los residuos orgánicos para la agricultura. En: *El reciclaje de materias orgánicas en la agricultura de América Latina*. FAO. Roma, Italia.

Baldocchi, D. D. and T. P. Meyers. 1991. Trace gas exchange above the floor of a deciduous forest 1. Evaporation and CO₂ efflux. *J. Geophys. Res.* 96: 7271 – 7285.

Balesdent, J.; C. Chenu and M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research.* 53: 215 – 230.

Bayer, C; L. Martín-Neto; J. Mielniczuk and C. A. Serreta. 2000. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. *Soil Till. Res.* 53: 95 – 104.

Bayer, C; L. Martín-Neto; J. Mielniczuk, C. N. Pilon and L. Sangoi. 2001. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1473 – 1478.

Beare, M. H., M. L. Cabrera, P. F. Hendrix and D. C. Coleman. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 787 – 795.

Beltran M., F. A.; Garcia H., J. L.; Valdes C., R. D.; Murillo A., B.; Troyo D., E.; Larrinaga M., J. A. y Beltran M., L. F. 2006. Efecto de sistemas de labranza e incorporación de abono verde (*Lablab purpureus* L.) sobre la respiración edáfica de un yermosol háplico. *Interciencia*, 31(3): 226-230.

Benjamin, J. G. 1993. Tillage effects on near-surface soil hydraulic properties. *Soil & Tillage Research*. 26: 277 – 288.

Bernhardt, E. S.; Barber, J. J.; Phippen, J. S.; Taneva, L.; Andrews, J. A. and Schlesinger, W. H. 2006. Long-term effects of free air CO₂ enrichment (FACE) on soil respiration. *Biogeochemistry* 77: 91-116.

Blanco-Canqui, H., Gantzer, C.J., Anderson, S.H., Alberts, E.E., 2004. Tillage and crop influences on physical properties for an Epiaqualf. *Soil Science Society of America Journal* 68, 567-576.

Bouma, T. J.; K. L. Nielsen; D. M. Eissenstat and J. P. Lynch. 1997. Estimating respiration of roots in soil: Interactions with soil CO₂, soil temperature and soil water content. *Plant and Soil* 195: 221 – 232.

Bremner, J. M. 1965. Inorganic forms of nitrogen. In *Methods of soil analysis* (C. A. Black, Ed.), pp. 1179 – 1237. Am. Soc. Of Agron., Madison, Wisconsin.

Cambardella C. A. and E. T. Elliot. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 56: 777 – 783.

Chan, K. Y. 1997. Consequences of changes in particulate organic carbon in vertisols under pasture and cropping. *Soil Sci. Soc Amer. J.* 61: 1376 – 1382.

Christensen, B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.* 20: 1 – 90.

Conant, R. T.; Klopatek, J. M. and Klopatek, C. C. 2000. Environmental factors controlling soil respiration in three semiarid ecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 383-390.

Davidson, E. A.; Verchot, L. V.; Cattânio J. H.; Ackerman, I. L. and Carvalho, J. E. M. 2000. Effects of soil water content on soil respiration in forest and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry* 48: 53-69.

Dao, T.H. 1993. Tillage and winter wheat residue management effects on water infiltration storage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1586–1595.

De Vleeschauwer, D., Lal, R., Malafa, R., 1980. Effects of amounts of surface mulch on physical and chemical properties of an Alfisol from Nigeria. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 31, 730-738.

Duxbury, J.M. and S.V. Nkambule. 1994. Assessment and significance of biologically active soil organic matter. In: Doran, J.W.; D.C. Coleman; D.F. Bezdicek and B.A. Stewart. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Sci. Soc. Am. Special Publication, Madison, WI, USA.

Elliot, E. T. and D. C. Coleman. 1988. Let the soil work for us. *Ecol. Bull.* 39: 23 – 32.

Euskirchen, E. S.; Chen, J.; Gustafson, E. J. and Ma, S. 2003. Soil respiration at dominant patch types within a Managed Northern Wisconsin Landscape. *Ecosystems* 6: 595-607.

Franzluebbers, A. J. and M. A. Arshad. 1997. Particulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 61: 1382 – 1386.

Fortuna, A.; Harwood, R. R. and Paul, E. A. 2003. The effects of compost and crop rotations on carbon turnover and the particulate organic matter fraction. *Soil Science* 168(6): 434-444.

Fuentes, J.P., Flury, M., Bezdicsek, D.F., 2004. Hydraulic properties in a silt loam soil under natural prairie, conventional till, and no-till. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1679-1688.

Galvis, E. A. 1998. Diagnóstico y simulación del suministro de nitrógeno edáfico para cultivos anuales. Tesis. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 327 pp.

García R., C. 2005. Levantamiento nutrimental edáfico para la optimización del fertirriego. Estudio de caso: Laboratorio de Ingeniería de Riego "Tlapeaxco", UACH. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma Chapingo. Pp 43.

Giardina, C. P. and Ryan M. G. 2000. Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature* 404: 853-861.

Gicheru, P.; C. Gachene; J. Mbuvi and E. Mare. 2004. Effects of soil management practices and tillage systems on surface soil water conservation and crust formation on a sandy loam in semi-arid Kenya. *Soil & Tillage Research*. 75: 173 – 184.

Graetz, H. A. 1997. Suelos y Fertilización. Traducido por: F. Luna Orozco. Trillas. México. Pp. 80.

Grant, R. F.; Juma, N. G. and McGill, W. B. 1993a. Simulation of carbon and nitrogen transformations in soil: mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 25(10): 1317-1329.

Grant, R. F.; Juma, N. G. and McGill, W. B. 1993b. Simulation of carbon and nitrogen transformations in soil: microbial biomass and metabolic products. *Soil Biol. Biochem.* 25(10): 1331-1338.

Gros, A. y Domínguez, A. 1992. Abonos guía práctica de la fertilización. 8va. Edición. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 450 p.

Guérif, J., Richard, G., Dürr, C., Machet, J.M., Recous, S., Roger-Estrade, J., 2001. A review of tillage effects on crop residue management, seedbed conditions and seedling establishment. *Soil & Tillage Research* 61, 13-32.

Hassink, J.; A. P. Whitmore. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 131 – 139.

Hillel, D. 1998. *Environmental soil physics*. Academic Press. USA.

Howard, D. M. and Howard, P. J. A. 1993. Relationships between CO₂, moisture content and temperature for a range for soil types. *Soil Biol. Biochem.* 25 (11): 1537–1546.

Hubbard, R.K., Hargrove, W.L., Lowrance, R.R., Williams, R.G., Mullinix, B.G., 1994. Physical properties of a clayey coastal plain soil as affected by tillage. *Journal of Soil and Water Conservation* 49, 276-283.

Janssens, I. A.; Kowalski, A. S. Longdoz, B. and Ceulemans, R. 2000. Assessing forest soil CO₂ efflux: an in situ comparison of four techniques. *Tree Physiology* 20:23-32.

Jenkinson, D. S. and J. H. Rayner. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Sci.* 123: 298 – 305.

Jhonstom, A. E. 1991. Soil fertility and soil organic matter. In: *Advances in soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment*. Ed. The Royal Society of Chemistry. Cambridge. UK. Pp. 299 – 314.

Julca, O. A.; Meneses, F. L.; Blas, S. R.; Bello, A. S. 2006. La materia orgánica, importancia y experiencias de su uso en la agricultura. *IDESIA (Chile)* 24(1): 49 – 61.

Kaiser, K. and G. Guggenberger. 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Org. Geochem.* 31: 711 – 725.

Killham, K.; M. Amato and J. N. Ladd. 1993. Effect of substrate location in soil and soil pore-water regime on carbon turnover. *Soil Biol. Biochem.* 25: 57 – 62.

Kitur, B.K., Olson, K.R., Siemens, J.C., Philips, S.R., 1993. Tillage effects on selected physical properties of Grantsburg silt loam. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 24, 1509-1527.

Labrador, M. J. 1996. La material orgánica en los agrosistemas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. Pp. 174.

Laird, D. A.; D. A. Martens and W. L. Kingery. 2001. Nature of clay humic complexes in agricultural soil. I. Chemical, biochemical and spectroscopic analyses. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1413 – 1418.

Lal, R., 1999. Soil compaction and tillage effects on soil physical properties of a Mollic Ochraqualf in northwest Ohio. *Journal of Sustainable Agriculture* 14, 53-65.

Lal, R.; R. F. Follet; J. Kimble and C. V. Cole. 1999. Managing U. S. cropland to sequester carbon in soil. *J. Soil Wat. Conserv.* 5: 374 – 381.

Meléndez, G. 2003. Abonos orgánicos: principios, aplicaciones e impacto en la agricultura. Centro de Investigaciones Agronómicas. Facultad de Ciencias Agroalimentarias. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica.

Mora G., M.; Ordaz Ch., V.; Castellanos, J. Z.; Aguilar, S., A.; Gavi, F. y Volke H., V. 2001. Sistemas de labranza y sus efectos en algunas propiedades físicas en un vertisol, después de cuatro años de manejo. *Terra* 19(1): 67-74.

Moroizumi, T and H. Horino. 2004. Tillage effects on subsurface drainage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1138 – 1144.

Navarro P., J; Moral H.; Gómez, L. y Mataix, B. 1995. Residuos orgánicos y agricultura. Universidad de Alicante. Servicio de Publicaciones. Alicante, España. 108 pp.

Parton, W. J.; D. S. Schimel; C. V. Cole and D. S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1173 – 1179.

Raich, J. W. and Potter, Ch. S. 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochemical Cycles* 9(1): 23-36.

Reichstein, M.; Kätterer, T.; Andrén, O.; Ciais, P.; Schulze, E. D.; Cramer, W.; Papale, D. and Valentini, R. 2005. Does the temperature sensitivity of decomposition vary with soil organic matter quality?. *Biogeosciences Discussions* 2: 737-747.

Ribon C., M. A.; Salgado G., S.; Palma L., D. J. y Lagunes E., L. C. 2003. Propiedades químicas y físicas de un vertisol cultivado con caña de azúcar. *Interciencia*, 28(3): 154-159.

Rivero, C.; N. Senesi; J. Paolini and V. D. Orazio. 1998. Characteristics of humic acids of some Venezuela soils. *Geoderma* 81: 227 – 239.

Roger-Estrade, J., Richard, G., Caneill, J., Boizard, H., Coquet, Y., Defosse, P., Manichon, H., 2004. Morphological characterisation of soil structure in tilled fields: from a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. *Soil & Tillage Research* 79, 33-49.

Roger-Estrade, J., Richard, G., Manichon, H., 2000. A compartmental model to simulate temporal changes in soil structure under two cropping systems with annual mouldboard ploughing in a silt loam. *Soil & Tillage Research* 54, 41-53.

Roth, C.H., Meyer, B., Frede, H.-G., Derpsch, R., 1988. Effect of mulch rates and tillage systems on infiltrability and other soil physical properties of an Oxisol in Parana, Brazil. *Soil & Tillage Research* 11, 81-91.

Sanchez H., R.; Ordaz Ch., V. M.; Benedicto V., G. S.; Hidalgo M., C. I. y Palma L., D. J. 2005. Cambios en las propiedades físicas de un suelo arcilloso por aportes de lombricompost de cachaza y estiércol. *Interciencia*, 30(12): 775-779.

SEMARNAT. 2003. Disposición final de residuos sólidos urbanos en México. <http://www.semarnat.gob.mx/slp/mexicolimpio.shtml>. Consultado: Febrero 2006.

Shang, C. and H. Tiessen. 1998. Organic matter stabilization in two semiarid tropical soils, size, density and magnetic separations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1247 – 1257.

Shipitalo, M.J., Dick, W.A., Edwards, W.M., 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil & Tillage Research* 53, 167-183.

Shukla, M.K., 2003. Tillage effects on physical and hydrological properties of a Typic Argiaquoll in Central Ohio. *Soil Science* 168, 802-811.

Six, J.; E. T. Elliot and J. Paustian and J. W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 62: 1367 – 1377.

Six, J.; E. T. Elliot and K. Paustian. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 63: 1350 – 1358.

Skjemstad, J. O.; L. J. Janik; M. J. Heads and S. G. McClure. 1993. High energy ultraviolet photo-oxidation, a novel technique for studying physically protected organic matter in clay and silt-sized aggregates. *J. Soil Sci.* 44: 485 – 499.

Stevenson, F.J.; E.T. Elliott; C. Vernon; J. Ingram; J.M. Oades; C. Preston and P.J. Sollins. 1989. Methodologies for assessing the Quantity and quality of soil organic matter. pp. 173 – 245. In D.C. Coleman et al. (ed.). *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems*. University of Hawaii Press, Honolulu.

Tan, K. H. 1994. *Environmental Soil Science*. Marcel Dekker. EEUU. 305 pp.

Tebrügge, F., Düring, R.-A., 1999. Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. *Soil & Tillage Research* 53, 15-28.

Tisdall, J. M. and J. M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soil. *J. Soil Sci.* 33: 141 – 163.

Vanlauwe, B.; S. Aman; K. Aihou; B. K. Tossah; V. Adebisi, N. Sanginga; O. Lyasse; L. Diels and R. Merckx. 1999. Alley cropping in the moist savanna of West-Africa III. Soil organic matter fractionation and soil productivity. *Agrof. Systems* 42: 245 – 264.

Velasco V., J; Ferrera C., R. y Almaraz S., J. J. 2001. Vermicomposta, micorriza arbuscular y *Azospirillum brasilense* en tomate de cáscara. *Terra* 19(3): 241-248.

Vose, J. M.; Elliott, K. J.; Jhonson, D. W.; Walker, R, F,; Jhonson, M. G. and Tingey D. T. 1995. Effects of elevated CO₂ and N fertilization on soil respiration from ponderosa pine (*Pinus ponderosa*) in open-top chambers. *Can. J. For. Res.* 25: 1243-1251.

Wander, M. M.; M. G. Bidart and S. Aref. 1998. Tillage impacts on depth distribution of total and particulate organic matter in three Illinois soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 62: 1704 – 1711.

Weil, R. R. and F. Magdoff. 2004. Significance of Soil Organic Matter to Soil Quality and Health. Pp. 15 – 18. In F. Magdoff and R. R. Weil. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL.

Wani, S. P.; W. B. McGill and J. A. Robertson. 1991. Soil N dynamics and N yield of barley grown on Breton loam using N from biological fixation on fertilizer. *Biology & Fertility of Soil.* 12: 10 – 18.

Wu, L.; J. B. Swan; W. H. Paulson; and G. W. Randall. 1992. Tillage effects on measured soil hydraulic properties. *Soil Tillage Res.* 25: 17–33.