



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
POSGRADO DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA  
INGENIERÍA AMBIENTAL – RESIDUOS SÓLIDOS

TRANSFORMACIONES DE NITRÓGENO PARA EVALUAR EL USO POTENCIAL DE UN DIGESTATO  
PROVENIENTE DE RESIDUOS ORGÁNICOS MUNICIPALES COMO FERTILIZANTE

TESIS  
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:  
IQ. JAZMÍN CHÁVEZ MARTÍNEZ

TUTOR PRINCIPAL:  
DR. OSCAR GONZÁLEZ BARCELÓ-INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR:  
DRA. IDANIA VALDÉZ VÁZQUEZ-INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM  
DR. EDSON BALTAZAR ESTRADA ARRIAGA-INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA  
DEL AGUA

CIUDAD DE MÉXICO, FEBRERO 2023



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

**JURADO ASIGNADO:**

Presidente: Dra. Ana Elisa Silva Martínez  
Secretario: Dra. Idania Valdez Vázquez  
Vocal 1: Dra. Marisela Bernal González  
Vocal 2: Dr. Edson Baltazar Estrada Arriaga  
Vocal 3: Dr. Oscar González Barceló

TUTOR DE TESIS:

DR. OSCAR GONZÁLEZ BARCELÓ



---

FIRMA

El trabajo experimental fue realizado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM que cuenta con certificado de conformidad otorgado por el organismo acreditado Certificación Mexicana, S.C., por haber implementado y mantener un Sistema de Gestión de la Calidad de conformidad con los requisitos de la norma internacional ISO 9001:2015

No. de Certificado CMX C SGC 155 2017, válido en el período del  
09 de noviembre de 2017 al 09 de noviembre de 2020

## *Dedicatoria*

*A todos, amigos y familiares que en me han acompañado en el recorrer de la vida, que me han extendido la mano, me han brindado sonrisas, motivación, consejos y mucha alegría.*

*Agradezco de manera especial a mis padres, con mucho cariño a la señora Modesta Martínez por su apoyo incondicional, por sus consejos, la felicidad, por estar con nosotros, gracias mamita. A ti papá Miguel Chávez Fuentes (†), por el cariño y las enseñanzas que, a tu manera supiste entregarnos, porque siempre estuvimos en tu pensamiento.*

*Con amor a Enrique Javier Valladolid Rojas, mi compañero por siempre, gracias por toda la felicidad, dicha y armonía, por estar conmigo, en las buenas y en las malas, en situaciones fáciles y difíciles y aún en las más difíciles. Gracias a mis suegros, los señores Maria Cruz Rojas e Isabel Pérez. A Luis Jesús, Bere, Héctor y Miguel.*

*Con infinito cariño a ustedes personitas en evolución que han llenado mi vida de alegría, felicidad y orgullo. A Enrique Fernando, Luis Daniel y Melissa Xareni por su fuerza, perseverancia, inteligencia, amor. Con cariño a todos sus primos Zuri, Sebas, Mari, Vale y Fercita, a Javi, Gabri, a Uri y Dammy. Gracias por su emanación de alegría que ha contagiado a la familia.*

*A Miguel Ángel, Jorge Ulises y Efraín, mis hermanos que han llenado de felicidad a mi vida siendo pilares en la familia.*

*Agradezco a la señora Mati y a Juanita que, con especial familiaridad han cuidado de mis niños, agradecimientos sinceros.*

## **Reconocimientos**

*Tesis realizada gracias al proyecto del Área Estratégica 2 del Clúster de Biocombustibles gaseosos SENER-CONACYT 247006 - Sustentabilidad energética (CEMIE Bioenergía). Convocatoria S0019-2014-05.*

*Tesis realizada gracias al Programa de apoyo a proyectos de investigación e innovación tecnológica UNAM-PAPIIT- IT101320 - Biorrefinería para producción de ácidos grasos volátiles, biogás y digestato a partir de residuos sólidos orgánicos urbanos.*

*Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT por la beca otorgada para el sostenimiento de mis estudios en estos dos años de realización del presente trabajo.*

*Agradezco de manera muy especial al Dr. Oscar Gonzáles Barceló, por su dedicación y consejos en este trabajo de tesis, por sus mensajes de aliento que me hacían el día en este tiempo de confinamiento.*

# Índice

<b>1</b>	<b>Introducción</b>	<b>1</b>
1.1	Objetivo general	2
1.2	Objetivos específicos	2
1.3	Alcances	2
<b>2</b>	<b>Antecedentes</b>	<b>3</b>
2.1	Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU)	3
2.1.1	La composición de la FORSU	4
2.2	El papel de los fertilizantes	4
2.3	Los fertilizantes orgánicos	5
2.4	El nitrógeno	6
2.5	Transformaciones de nitrógeno en el suelo	7
2.5.1	Amonificación	8
2.5.2	Nitrificación	9
2.5.3	Desnitrificación	11
2.6	Mecanismos de pérdidas de nitrógeno en el suelo	12
2.6.1	Volatilización	13
2.6.2	Emisiones de nitrógeno diatómico N <sub>2</sub> y formas oxidadas de nitrógeno NO y N <sub>2</sub> O	14
2.6.3	Lixiviación	14
2.7	Especies de nitrógeno y su efecto en el ambiente	14
2.8	Procesos de estabilización	15
2.9	El compostaje	16
2.9.1	Fases del compostaje	17
2.9.1.1	Fase mesofílica	17
2.9.1.2	Fase termofílica	17
2.9.1.3	Fase de enfriamiento	17
2.9.1.4	Fase de maduración	17
2.9.2	La composta y sus características	18
2.10	La digestión anaerobia	18
2.10.1	Fases de la digestión anaerobia	19
2.10.1.1	Hidrólisis	19
2.10.1.2	Acidogénesis	19
2.10.1.3	Acetogénesis	19
2.10.1.4	Metanogénesis	19
2.10.2	El digestato y sus características	20
2.10.3	Procesamiento de digestato	22
2.10.3.1	Razones de tratamiento	22
2.10.3.2	Procesamiento parcial	22
2.10.3.3	Distribución de nutrientes con la separación sólido-líquido	23
2.10.3.4	Procesamiento completo	24
2.10.3.5	Procesamiento de la fracción sólida	24
2.10.3.6	Procesamiento de la fracción líquida	24
2.10.4	Otros usos y disposición de digestatos	25
2.10.4.1	Digestato como generador de energía	25
2.10.4.2	Carbón activado a partir de digestato	26
2.11	Experimentos de incubación	26
<b>3</b>	<b>Metodología</b>	<b>27</b>

3.1	Etapas experimentales .....	27
3.1.1	Etapa I. Adquisición del suelo y los materiales a evaluar como fertilizantes .....	28
3.1.1.1	Recolección del suelo .....	28
3.1.1.2	Recolección de la FORSU.....	29
3.1.1.3	Recolección de la composta.....	30
3.1.1.4	Preparación del digestato .....	31
3.1.1.5	Separación del digestato en sus fracciones sólida y líquida.....	34
3.1.2	Etapa II. Caracterización del suelo y los materiales a evaluar como fertilizantes .....	35
3.1.2.1	Técnicas Analíticas .....	36
3.1.3	Etapa III. Incubación de los materiales a evaluar como fertilizantes en suelo .....	37
3.1.3.1	Colocación de los contenedores a evaluar.....	37
3.1.3.2	Variación de pH y nitrógeno amoniacal en el tiempo .....	38
3.1.3.3	Procedimiento para la determinación del pH y nitrógeno mineral en el suelo .....	38
3.1.3.4	Construcción del perfil de concentraciones de amonio y nitratos.....	38
3.1.3.5	Ecuaciones para la determinación del Porcentaje de Mineralización Neto %NMT y el Porcentaje de nitrificación %Nit.....	39
<b>4</b>	<b>Análisis y discusión de resultados.....</b>	<b>40</b>
4.1	Composición del nitrógeno antes y después del proceso de digestión anaerobia .....	40
4.2	Características del suelo y los materiales a evaluar como fertilizantes .....	41
4.2.1	Contenido de agua y sólidos de los materiales a evaluar .....	41
4.2.2	Sólidos y nitrógeno en suelo de cultivo .....	41
4.2.3	Nitrógeno en los materiales a evaluar como fertilizantes.....	42
4.3	Resultados obtenidos en la etapa III: Incubación de los materiales a evaluar como fertilizantes en suelo .....	43
4.3.1	Concentraciones iniciales de nitrógeno en sus diferentes especies en los sistemas de referencia .....	43
4.3.2	Concentraciones iniciales de nitrógeno en sus diferentes formas en los sistemas con digestato .....	44
4.3.3	Transformaciones de nitrógeno y cambio en el pH del suelo durante la incubación en los sistemas de referencia .....	44
4.3.3.1	El Sistema Suelo .....	44
4.3.3.2	El Sistema Suelo y FORSU.....	46
4.3.3.3	Sistema Suelo y Composta.....	49
4.3.4	Transformaciones de nitrógeno y cambio en el pH del suelo durante la incubación para los sistemas con digestato.....	51
4.3.4.1	El Sistema Suelo y Digestato .....	52
4.3.4.2	El sistema Suelo y Fracción Sólida del Digestato.....	55
4.3.4.3	El Sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato .....	59
<b>5</b>	<b>Conclusiones .....</b>	<b>63</b>
<b>6</b>	<b>Referencias.....</b>	<b>64</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>.....</b>	<b>70</b>
A1.	Sólidos totales.....	70
A2.	Sólidos volátiles .....	71
A3.	pH en suelo .....	72
A4.	Nitrógeno amoniacal, TAN.....	73
A.5	Nitrógeno Total Kjeldahl, NTK.....	75
A.6	Nitratos .....	76
A.7	Potencial Bioquímico de metano .....	77

## Lista de tablas

Tabla 2.1 Contenido de Humedad, sólidos volátiles y sólidos fijos para cada componente de la FORSU, adaptada de los datos de (Figuroa, 2018).....	4
Tabla 2.2. Especies químicas del nitrógeno en el suelo, estado de oxidación y forma en que se encuentra en el suelo, construida a partir de (Robertson y Groffman, 2015; Poffenbarger et al., 2018; Erisman et al., 2011).....	8
Tabla 2.3 Características de un digestato (Tambone et al., 2017).....	21
Tabla 3.1 Caracterización de inóculo y FORSU para el proceso de digestión anaerobia.....	31
Tabla 3.2 Semanas de operación del reactor anaerobio para obtención de digestato de FORSU33	
Tabla 3.3 Valores de composición del biogás en el reactor comparados con el trabajo de (Kapoor et al., 2020) .....	34
Tabla 3.4 Técnicas analíticas .....	36
Tabla 3.5 Cantidad agregada de suelo y material a evaluar .....	37
Tabla 4.1 Contenido de nitrógeno orgánico y amoniacal en el inóculo, la FORSU y el digestato .	40
Tabla 4.2 Características físicas de los materiales a evaluar y comparar .....	41
Tabla 4.3 Características del suelo agrícola utilizado.....	42
Tabla 4.4 Nitrógeno amoniacal y total Kjeldahl en el digestato y sus fracciones comparados con datos de (Riva et al., 2016).....	42
Tabla 4.5 Concentración y forma de nitrógeno en los sistemas de referencia.....	43
Tabla 4.6 Concentraciones de nitrógeno en sus diferentes formas para los sistemas con digestato .....	44
Tabla 4.7 Composición porcentual de las concentraciones de amoniaco y amonio según el pH de la solución.....	52
Tabla 4.8 Diferencias experimentales en la incubación del sistema Suelo y Digestato.....	54
Tabla 4.9 Diferencias experimentales en los experimentos de incubación para el sistema Suelo y FSD.....	58

## Lista de Figuras

Figura 2.1 Transformaciones del nitrógeno y migración a los diferentes medios aire, suelo y agua, construido a partir de (Poffenbarger et al., 2018).....	12
Figura 2.2. Distribución de los constituyentes principales después de la separación de las fracciones sólida y líquida del digestato (Drosg et al., 2015).....	23
Figura 2.3. Diferentes opciones para el procesamiento del digestato y sus fracciones (Drosg et al., 2015).....	25
Figura 3.1 Etapas de experimentación.....	27
Figura 3.2 Suelo tamizado.....	28
Figura 3.3 Camión depositando residuos orgánicos en la Estación de Transferencia de Coyoacán	29
Figura 3.4 Residuos divididos en 4 partes como lo indica el Método de Cuarteo.....	30
Figura 3.5 FORSU en bolsa de polietileno.....	30
Figura 3.6. Licuadora marca Internacional.....	31
Figura 3.7 Sólidos fijos del inóculo en color café y FORSU en color gris.....	32
Figura 3.8 Digestor anaerobio y FORSU para alimentarlo.....	33
Figura 3.9 Digestato completo.....	35
Figura 3.10 Fracción líquida del digestato en la probeta.....	35
Figura 3.11 Contenedores y materiales agregados al suelo en el experimento de incubación.....	37
Figura 4.1 Comportamiento del nitrógeno amoniacal y el pH en el sistema suelo.....	45
Figura 4.2 Concentración de las diferentes especies de nitrógeno en el Sistema Suelo en el día 0 y después de 60 días de incubación.....	45
Figura 4.3 Perfil de contenido específico de nitrógeno mineral en el sistema Suelo.....	46
Figura 4.4 Variación de la concentración de nitrógeno amoniacal y el pH en el sistema Suelo y FORSU.....	47
Figura 4.5 Diferencia de contenidos específicos en el sistema Suelo y FORSU para las distintas especies de nitrógeno en el tiempo 0 y después de 60 días de incubación.....	47
Figura 4.6 Perfil de concentraciones de nitrógeno amoniacal y nitratos para el sistema Suelo y FORSU.....	48
Figura 4.7 Seguimiento de las concentraciones de TAN, nitratos y pH en el segundo experimento de incubación para FORSU.....	49
Figura 4.8 Variación de la concentración de nitrógeno amoniacal y el pH en el tiempo de incubación para el sistema Suelo y Composta.....	49
Figura 4.9 Concentración de las especies de nitrógeno en el tiempo 0 y después de 60 días de incubación.....	50
Figura 4.10 Perfil de concentraciones de las especies minerales de nitrógeno para el sistema Suelo y Composta.....	51
Figura 4.11 Concentración de nitrógeno amoniacal y el pH con respecto al tiempo de incubación para el sistema suelo y digestato.....	52
Figura 4.12 Concentraciones de las especies de nitrógeno en el día 0 y el día 60 de incubación para el sistema Suelo y Digestato.....	53
Figura 4.13 Perfil de concentraciones de TAN y nitratos para el sistema Suelo y Digestato.....	54
Figura 4.14 Evolución de las concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal para el sistema Suelo y Digestato.....	55

Figura 4.15 Concentración de nitrógeno amoniacal y pH en el tiempo de incubación para el sistema suelo y fracción sólida del digestato.....	56
Figura 4.16 Concentración de las diferentes especies de nitrógeno al inicio y al final del experimento para el Sistema Suelo y FSD.....	57
Figura 4.17 Perfil de concentraciones de nitrógeno mineral para el sistema Suelo y FSD.....	58
Figura 4.18 Evolución de las concentraciones de las especies de nitrógeno mineral y pH en el tiempo de incubación para el sistema Suelo y FSD .....	60
Figura 4.19 Evolución de las concentraciones de nitrógeno mineral y el pH en el tiempo para el sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato.....	60
Figura 4.20 Concentración de las diferentes especies de nitrógeno en el sistema Suelo y FLD en el tiempo 0 y a los 60 días experimentales .....	60
Figura 4.21 Perfil de concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal para el sistema Suelo y FLD .....	61
Figura 4.22 Evolución de las concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal y el pH para el sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato.....	62

## Resumen

Los objetivos de este trabajo se centraron en evaluar a un digestato proveniente de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) y sus fracciones sólida y líquida como fertilizantes, determinando por medio de un experimento de incubación en suelo, la concentración de nitrógeno mineral que es la suma de las concentraciones de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ); ya que son las especies de nitrógeno que pueden asimilar las plantas, y cuantificando las pérdidas de nitrógeno total (suma de las concentraciones de nitrógeno mineral más nitrógeno orgánico) en el sistema. Se comparó su desempeño con las aplicaciones de composta, que es un material estabilizado aeróbicamente y que ha sido utilizado y probado agronómicamente, además de FORSU, material residual que no ha sido tratado.

Se obtuvo FORSU por medio de un muestreo en una estación de transferencia de residuos en la Ciudad de México. Se preparó en el laboratorio digestato a partir de FORSU a través de digestión anaerobia mesofílica a  $35^\circ\text{C}$ . Una parte del digestato resultante se separó en sus fracciones sólida y líquida y la otra se conservó como digestato completo. Una vez preparados los materiales a evaluar que fueron: FORSU, digestato, fracción sólida del digestato (FSD), fracción líquida del digestato (FLD) y composta, se montaron experimentos de incubación en donde se mezcló cada material con suelo, además se colocó un sistema usando sólo suelo. Los sistemas que se colocaron fueron seis, tres sistemas de referencia: 1) Suelo, 2) Suelo y FORSU y 3) Suelo y composta y tres sistemas a evaluar que tenían digestato: 4) Suelo y digestato, 5) Suelo y FSD y 6) Suelo y FLD. Cada semana se determinó en cada sistema la concentración de nitrógeno mineral, además del pH por el método de extracción. Después de 60 días de incubación a  $20^\circ\text{C}$ , se determinaron las formas y concentraciones de las especies de nitrógeno, amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y nitrógeno orgánico como la diferencia de nitrógeno total Kjeldahl (TKN) menos el nitrógeno amoniacal, en cada sistema; además se construyó el perfil de concentraciones de nitrógeno mineral para cada sistema midiendo la concentración de nitrógeno mineral cada 2 cm de profundidad.

Durante el experimento de incubación se presentaron pérdidas de nitrógeno orgánico y mineral en todos los sistemas con digestato. El sistema Suelo y FSD, fue el que presentó el más bajo desempeño, no solo tuvo las mayores pérdidas que alcanzaron el 50 % sino que su índice de nitrificación % Nit fue sólo del 8.2 %. El sistema Suelo y FLD tuvo un desempeño mejor para los sistemas evaluados, las pérdidas de nitrógeno orgánico que presentó fueron menores e iguales a 20 %, además su índice de nitrificación % Nit fue mayor e igual al 27%, que es más alto incluso que el de la composta con un valor de 18.9%.

El pH de los sistemas con digestato presentó una disminución, comienza con un pH básico y vira a ácido a medida que avanza el experimento de incubación, esto se atribuye a los fenómenos de volatilización del amoníaco y nitrificación, ya que se liberan radicales hidronio durante estos fenómenos.

**Palabras clave:** FORSU, digestato, fertilizante, nitrógeno orgánico, nitrógeno mineral, amonio, amoníaco y nitrato.

# 1 Introducción

La digestión anaerobia se implementa cada vez más a nivel mundial para la estabilización de la FORSU, pues se reducen los impactos ambientales producidos por esta corriente de residuos durante su degradación permitiendo producir biometano aprovechable energéticamente, sin embargo, la gestión del digestato ha tenido menor interés a pesar de ser el producto mayoritario en masa de dicho proceso. La implementación industrial del proceso de digestión anaerobia está ligada a toneladas de producción de digestato cuyo contenido abundante de nutrientes como son calcio (Ca), fósforo (P), y potasio (K), incluyendo una cantidad importante de nitrógeno (N) en forma disponible para las plantas, lo han hecho un material agrónomicamente viable para su uso como fertilizante, además de cumplir con los propósitos de economía circular al regresar los nutrientes al suelo para su aprovechamiento en la producción de alimento.

El nitrógeno es de los elementos más importantes que integran las estructuras de las plantas, por lo que generalmente se encuentra de forma deficiente en los campos de cultivo y es necesario su suministro con fertilizantes naturales o sintéticos. El nitrógeno mineral conformado por la suma de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) son las especies que pueden asimilar las plantas. Cuando la materia orgánica es agregada al suelo, ocurren una serie de conversiones bioquímicas: La amonificación libera amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) que puede tomar diferentes rutas: ser asimilado por plantas y la microbiota del suelo, perderse por volatilización de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), o ser nitrificado para formar nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). El nitrato se desnitrifica, el producto terminal de este proceso es el nitrógeno diatómico ( $\text{N}_2$ ) y como productos intermedios se tienen monóxido de nitrógeno (NO), dióxido de nitrógeno ( $\text{NO}_2$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), que también son productos intermedios de la nitrificación y la forma en que se pierde el nitrógeno por medio de estos procesos.

En la FORSU, el nitrógeno se encuentra de forma orgánica conformando sus estructuras. Durante la digestión anaerobia se desintegran parte de estas estructuras, por lo que el nitrógeno en el digestato se encuentra de forma orgánica pero enriquecido en nitrógeno amoniacal liberado por la degradación de la materia orgánica. Durante la separación del digestato, la FLD se enriquece en nitrógeno amoniacal, mientras que a la FSD migra la materia orgánica aún sin degradar, disminuyendo su proporción en nitrógeno amoniacal.

En este trabajo, se colocaron 6 contenedores en incubación a 20 °C por 60 días, tres sirvieron como sistemas de referencia uno contenía sólo suelo y los otros dos, suelo con composta y el otro con FORSU. En los tres sistemas a evaluar se colocó suelo mezclado con digestato completo, el otro con la FSD y el último con la FLD. La finalidad de este experimento fue evaluar al digestato proveniente de FORSU y sus fracciones sólida y líquida como fertilizante.

## **1.1 Objetivo general**

Determinar la viabilidad de utilizar un digestato proveniente de FORSU y sus fracciones sólida y líquida como fertilizante en un suelo franco-arenoso.

## **1.2 Objetivos específicos**

Determinar las especies y concentración de nitrógeno en un digestato y sus fracciones sólida y líquida producto de la digestión anaerobia de FORSU.

Cuantificar las pérdidas de nitrógeno total y relacionarlas con efectos ambientales causadas por emisiones de compuestos nitrogenados cuando se aplica digestato de FORSU y sus fracciones sólida y líquida en suelo franco arenoso.

Evaluar el Porcentaje de Mineralización Neta cuando se aplica en un suelo franco-arenoso digestato de FORSU y sus fracciones sólida y líquida.

Obtener el perfil e índice de nitrificación cuando se aplica digestato de FORSU y sus fracciones sólida y líquida comparando con la aplicación de composta y FORSU.

Evaluar el efecto de aplicar digestato proveniente de FORSU y sus fracciones sólida y líquida en el pH del suelo.

## **1.3 Alcances**

El digestato se preparó en un reactor anaerobio semicontinuo a escala laboratorio, proveniente de FORSU de una estación de transferencia de residuos de la Ciudad de México.

Sólo se evaluaron las reacciones del nitrógeno en el suelo para obtener el uso del digestato como fertilizante, no se evaluó otro nutriente.

No se evaluaron propiedades de mejorador de suelos para el digestato y sus fracciones.

Para el experimento de incubación en el suelo, se realizaron estudios a 20 °C en un suelo franco-arenoso recolectado de una parcela de Xochimilco en la Ciudad de México.

## 2 Antecedentes

### 2.1 Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU)

En este trabajo se considera la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, FORSU, como sustrato de la digestión anaerobia. La FORSU integra aproximadamente el 46 % de los residuos sólidos municipales; a nivel mundial se espera para el año 2025 una producción de 1012 millones de toneladas anuales. La FORSU integra una corriente residual de composición heterogénea cuya producción y composición, dependen de la zona geográfica, condiciones sociales, actividades económicas, hábitos de consumo, estacionalidad y sistema de recolección. Aunque la definición de la FORSU varía regional y nacionalmente, los componentes que la integran son desechos de alimentos, jardinería y parques derivados de zonas urbanas (Campuzano y González-Martínez, 2016). Estos desechos se caracterizan por un alto contenido de humedad y una alta biodegradabilidad (Peng y Pivato, 2017), además de un contenido importante de nutrientes como lo son nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K); importantes elementos para la agricultura. Los contenidos de nitrógeno (N) y fósforo P son típicamente de 1 kg y de 0.25 kg, respectivamente, en una tonelada de desechos de alimentos (Bolzonella et al., 2018), por lo que este residuo se caracteriza por tener un alto valor agronómico debido a la disponibilidad de nutrientes y la baja carga de metales pesados (Tampio et al., 2016).

En un enfoque tradicional, la FORSU se dispone en rellenos sanitarios, cuyos principales problemas son los costos de transporte y disposición, la falta de espacios adecuados para su disposición, pero sobre todo la contaminación del medio por efecto de los lixiviados que se producen y las emisiones de compuestos tóxicos y gases de efecto invernadero (Ren et al., 2018). Una tonelada de FORSU puede generar hasta 110 m<sup>3</sup> de bióxido de carbono y hasta 140 m<sup>3</sup> de metano, importantes gases de efecto invernadero (Sisto et al., 2017); además, flujos importantes de nitrógeno que se liberan después de su degradación y que en la actualidad no se consideran de manera importante.

Dentro de un enfoque de economía circular, en donde los residuos son valorados y tratados con la intención de obtener productos valiosos, evitar flujos residuales y reincorporar los materiales en la cadena de valor cerrando el ciclo de los materiales biológicos; se consideran plausibles para el tratamiento y gestión de la FORSU el composteo y la digestión anaerobia. Formas de estabilización de la materia orgánica que permiten regresarla al suelo, recuperando los nutrientes contenidos en la FORSU, reduciendo la cantidad de residuos que se envían a rellenos sanitarios y disminuyendo la necesidad de producción o extracción de esos nutrientes (ECN, 2016). El composteo es muy utilizado a nivel mundial debido principalmente a los bajos costos de inversión requeridos. La digestión anaerobia se reconoce como la forma más sostenible de tratar esta corriente de residuos sobre todo por la producción de biogás, importante compuesto energético, y digestato que potencialmente se puede utilizar como fertilizante (Lin et al., 2018).

### 2.1.1 La composición de la FORSU

Las características de la FORSU varían nacional y regionalmente además con la estacionalidad, el mismo término de Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos varía entre naciones. En México se consideran los residuos de poda y jardinería como parte de FORSU, así como otros residuos ricos en fibra. Por lo que la clasificación que obtiene (Figueroa, 2018) de FORSU de la Ciudad de México es adecuada para este trabajo. En su trabajo separa los componentes de la FORSU obtenida por un muestreo, aplicando el método de cuarteo y obtiene como resultados la composición porcentual siguiente: residuos de fruta 36, otros vegetales 16, de origen animal 8, poda fresca 6, papel 2, hojas secas y ramas 11, sin clasificar 20 y contaminante el 1 %. El contenido de humedad, sólidos volátiles y sólidos fijos se muestra en la Tabla 2.1 para cada categoría.

**Tabla 2.1 Contenido de Humedad, sólidos volátiles y sólidos fijos para cada componente de la FORSU, adaptada de los datos de (Figueroa, 2018)**

<b>Componente</b>	<b>Humedad</b>	<b>Sólidos volátiles</b>	<b>Sólidos fijos</b>
	%	g/kg	g/kg
<b>Fruta</b>	77	206	24
<b>Otros vegetales</b>	78	192	37
<b>De origen animal</b>	55	320	137
<b>Poda Fresca</b>	72	227	52
<b>Papel</b>	69	265	43
<b>Hojas Secas y Ramas</b>	57	365	64
<b>Sin clasificar</b>	66	252	91

Como se puede apreciar el componente mayoritario de la FORSU es agua, dato que también se corrobora en el trabajo de (Campuzano, 2015), que determina un contenido de humedad del 70 % y una cantidad de sólidos totales de 279 g/kg. En su mayoría estos sólidos corresponden a sólidos volátiles con 223 g/kg, lo que representa un 75 % de materia orgánica.

## 2.2 El papel de los fertilizantes

La fertilización es una de las actividades fundamentales en la actividad agraria. Un fertilizante es cualquier sustancia sólida, líquida o gaseosa que contiene uno o más nutrientes para las plantas. El propósito de los fertilizantes es complementar el suministro natural de nutrientes del suelo, aumentar la fertilidad del suelo para satisfacer las demandas de la cosecha, todo para mantener el suelo en condiciones óptimas para los cultivos (IFA, 2016). Por su origen se dividen en fertilizantes químicos que son los fabricados o modificados en una planta de producción de fertilizantes; o bien son orgánicos que son materiales de origen natural obtenidos a partir de minerales o subproductos de animales o vegetales (Barker, 2019).

Son 17 los elementos esenciales para las plantas, carbono (C), hidrógeno (H), oxígeno (O), nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S), magnesio (Mg), calcio (Ca), hierro (Fe), manganeso (Mn), zinc

(Zn), cobre (Cu), boro (B), molibdeno (Mo), cloro (Cl) y níquel (Ni). Además de ellos, para algunas plantas son esenciales algunos elementos como el sodio (Na) y el cobalto (Co). Las plantas obtienen hidrógeno, oxígeno y carbono de la atmósfera y el agua. Los demás nutrientes son minerales que las plantas requieren para crecer. Cada uno de los nutrientes son elementales para que las plantas continúen su ciclo de vida (IFA, 2002; IFA, 2020).

Los nutrientes se dividen en macronutrientes primarios, nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), que son los que generalmente se encuentran de forma deficiente en los campos de cultivo y se encuentran formando la mayoría de los fertilizantes ya sea naturales o sintéticos. Los macronutrientes secundarios, calcio (Ca), magnesio (Mg) y azufre (S), son requeridos por las plantas en grandes cantidades, mientras que los micronutrientes, hierro (Fe), cobre (Cu), manganeso (Mg), zinc (Zn), boro (B), molibdeno (Mo), níquel (Ni) y cloro (Cl), son requeridos en proporciones relativamente más pequeñas (IFA, 2016; Barker, 2019). Los nutrientes son extraídos del campo cuando se cosechan los cultivos, además se pierden con la erosión del suelo causada por agentes del medio. Para mantener la fertilidad del suelo y la calidad sostenible de los cultivos, los nutrientes deben ser suministrados por fertilizantes minerales u orgánicos. La cantidad de nutrientes removidos en cada cosecha es específica para cada tipo de cultivo (García-Serrano et al., 2010; IFA, 2016).

Una fertilización insuficiente acarrea no solo una reducción en el rendimiento de los cultivos sino también una pérdida de la fertilidad del suelo, mientras que una fertilización excesiva puede provocar problemas ambientales severos además de gastos innecesarios (ECN, 2015; Barker, 2019).

## **2.3 Los fertilizantes orgánicos**

Los fertilizantes orgánicos son aquellos que se obtienen por medios naturales, sin embargo, no todos están reconocidos legalmente por organismos reguladores para la agricultura orgánica, que utiliza prácticas de gestión orientadas a mantener ecosistemas de productividad sostenible. Entre los fertilizantes orgánicos tenemos la composta proveniente de residuos vegetales (Bernal et al., 2009); los estiércoles que son muy utilizados, entre ellos los provenientes de aves de corral también llamado gallinaza, de conejo o conejaza, o bien de reses, el estiércol y la orina (IFA, 2016).

Los efectos de regresar la materia orgánica al suelo son el mejoramiento de las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos con lo que se mejora su estructura, aumentando su capacidad de almacenar agua y aportando nutrientes. La materia orgánica contribuye a mantener la fertilidad del suelo, garantizando su conservación y protección contra factores externos de perturbación y contaminación. El suelo se encuentra en un estado de equilibrio dinámico caracterizado por la actividad biológica. La adición de materia orgánica tiene efectos inmediatos de modificación de los equilibrios fisicoquímicos y procesos microbianos que hay envueltos (Senesi, 1989). La aplicación de materia orgánica estabilizada tiene efectos favorables al suelo, mientras que la aplicación de materia orgánica sin estabilizar puede resultar en alteraciones del pH del suelo, con beneficios o no, dependiendo de la naturaleza del suelo (ECN, 2020).

## 2.4 El nitrógeno

De los nutrientes esenciales, el nitrógeno es un elemento crítico; es abundante en el planeta, sin embargo, cerca del 80 % se encuentra en forma no reactiva, como nitrógeno gaseoso atmosférico ( $N_2$ ); sus moléculas se encuentran unidas por un triple enlace muy fuerte que lo hace muy estable y químicamente no reactivo, ya que la ruptura de este enlace requiere de 946 kJ/mol, por lo que no puede ser asimilado por la mayoría de los organismos (Poffenbarger et al., 2018). A las demás especies de nitrógeno, se les llama especies o nitrógeno reactivos o fijado y se representa como  $N_r$  (Erisman et al., 2011). El nitrógeno reactivo incluye formas oxidadas, representadas por los compuestos monóxido de nitrógeno (NO), dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ) y nitratos ( $NO_3^-$ ) y formas reducidas, representados por amonio ( $NH_4^+$ ), amoniaco ( $NH_3$ ); además de nitrógeno orgánico con diferentes estados de oxidación (Sutton et al., 2011).

La disponibilidad de las formas básicas de nitrógeno determina la productividad de los cultivos. El efecto dependiente del crecimiento de las plantas se debe a que el nitrógeno se encuentra constituyendo proteínas, ácidos nucleicos, clorofila entre otras macromoléculas y metabolitos secundarios.

El suministro de nitrógeno afecta la síntesis de las fitohormonas citoquininas que tienen funciones de promotoras del crecimiento y la formación de órganos vegetales, la cantidad de citoquininas en las plantas tienen relación directa con el contenido de nitrógeno en el suelo, cuando las cantidades son elevadas también se incrementa el perfil de citoquininas en las plantas, por lo que el suministro de nitrógeno tiene una influencia directa con el peso seco de las plantas. (Wen B., et al 2020) Expresan que la citoquinina son fitohormonas que promueven la división y diferenciación celular e influye en todas las etapas de crecimiento y desarrollo de las plantas.

En la síntesis de clorofila está estrechamente relacionada con el contenido de nitrógeno, especialmente de nitratos. La clorofila se encuentra principalmente en la membrana tilacoide de los cloroplastos, por lo que su síntesis se bloquea si se dañan los cloroplastos. Con la deficiencia de nitrógeno se tiene la disminución de la proteína tilacoidal, la destrucción de la membrana del cloroplasto lo que conduce directamente a la disminución del contenido de clorofila. El nitrógeno proporciona una gran cantidad de proteínas para las reacciones enzimáticas de captura de energía luminosa, transferencia de electrones y asimilación de carbono durante la fotosíntesis, la disponibilidad de complejos proteicos depende del suministro de nitrógeno externo y la intensidad de la luz (Wen B., et al 2020).

Además, el suministro de nitrógeno tiene una profunda influencia en el contenido de gran número de macromoléculas y metabolitos secundarios en las plantas importantes porque se relacionan con la calidad cuando las plantas tienen funciones de alimento, piensos, fibras y bioenergía. Como ejemplo tenemos que altas tasas de aplicación de nitrógeno en los cultivos está relacionado con un aumento de proteína en los granos de los cereales debido a una mayor síntesis de esta y consiguiente acumulación en el grano (Stoumann L., et al 2011).

Naturalmente el nitrógeno atmosférico es fijado biológicamente o bien por erupciones volcánicas y relámpagos (Erisman et al., 2011; Poffenbarger et al., 2018). Sin embargo, la cantidad que es fijada de forma natural dotaría de alimento suficiente solo a menos de la mitad de la población humana. Es evidente que la forma de fijación industrial, constituida por el proceso Haber–Bosch, ha sido

fundamental para el abasto de alimento a nivel mundial. En este proceso, el nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ) es transformado en nitrógeno reactivo en forma de amoníaco ( $NH_3$ ). El proceso Haber–Bosch es mundialmente famoso, considerado una de las invenciones más importante del siglo XX, cuyos autores, Fritz Haber y Carl Bosch ganaron el premio nobel de química. Hoy en día se considera uno de los impactos geológicos más grandes causados por acción humana, ya que ha provocado alteraciones en el ciclo del nitrógeno y traído consecuencias tanto positivas como negativas para el medio ambiente y la humanidad (Erisman et al., 2008; Estupiñan y Quesada, 2010).

La materia orgánica de alta calidad es aquella con una baja relación C:N, con suficiente nitrógeno mineral para sostener el crecimiento de microbios y cultivos. De esta forma la adición de fertilizantes orgánicos ricos en nitrógeno podría mejorar la calidad de la materia orgánica del suelo. Sin embargo, el uso de fertilizantes orgánicos puede resultar más complicado que utilizar fertilizantes sintéticos con concentraciones de nutrientes conocidos y donde se sabe cuánto de este fertilizante se liberará al suelo y estará disponible para los cultivos (Habai et al., 2016).

## 2.5 Transformaciones de nitrógeno en el suelo

Una de las desventajas que presentan los materiales orgánicos frente a los fertilizantes sintéticos, es el desconocimiento de las transformaciones de nitrógeno que estos tienen después de su aplicación, el análisis de estas transformaciones evitaría aplicaciones excesivas reduciendo los flujos de nitrógeno al medio ambiente y se optimizaría el uso del fertilizante para maximizar la producción de los cultivos, reduciendo los insumos y reciclando nutrientes (Habai et al., 2016).

Debido a su estructura atómica y configuración electrónica, el nitrógeno tiene la propiedad de adquirir diferentes estados de oxidación que van desde 5+ hasta 3-, dependiendo del medio en que se encuentre. Las transformaciones bioquímicas en el suelo son regidas por estos cambios en el estado de oxidación del nitrógeno y entre las especies orgánicas e inorgánicas (Erisman et al., 2011). El nitrógeno en su forma oxidada es un aceptor de electrones, lo que es importante para el metabolismo aerobio; mientras que el nitrógeno en sus formas reducidas es importante para el metabolismo anaerobio (Poffenbarger et al., 2018).

En el suelo, el nitrógeno adopta ocho formas químicas inorgánicas, cada una con propiedades diferentes, dependiendo su estado de oxidación, estas especies de nitrógeno se muestran en la Tabla 2.2. Las formas solubles inorgánicas del nitrógeno son Nitrato ( $NO_3^-$ ), Nitrito ( $NO_2^-$ ) y Amonio ( $NH_4^+$ ). Las formas inorgánicas gaseosas son el Nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ), Amoníaco ( $NH_3$ ), Óxido Nitroso ( $N_2O$ ), Monóxido de Nitrógeno ( $NO$ ) y Dióxido de Nitrógeno ( $NO_2$ ). Además de las formas inorgánicas, el nitrógeno orgánico puede estar constituyendo numerosas y complejas moléculas, aminoácidos, amino azúcares, péptidos, enzimas, fosfolípidos, vitaminas, entre otros compuestos en donde adopta diferentes estados de oxidación (Erisman et al., 2011; Poffenbarger, 2018).

Las vías de transformación biológica del nitrógeno se pueden agrupar en 5. La primera es la fijación del nitrógeno, es un proceso de reducción del nitrógeno atmosférico a amoníaco llevado a cabo por arqueas y bacterias eucariotas, la segunda vía es la amonificación, como tercera vía tenemos a la nitrificación, y para terminar el ciclo del nitrógeno la cuarta vía de conversión es la desnitrificación que permite que el nitrógeno regrese a la atmósfera en forma de nitrógeno molecular ( $N_2$ ), la quinta

vía de conversión es la absorción o asimilación del nitrógeno por la microbiota y las plantas, (Robertson y Groffman, 2015; Poffenbarger et al., 2018).

**Tabla 2.2. Especies químicas del nitrógeno en el suelo, estado de oxidación y forma en que se encuentra en el suelo, construida a partir de** (Robertson y Groffman, 2015; Poffenbarger et al., 2018; Erisman et al., 2011)

Nombre	Formula	Estado de Oxidación	Forma natural
<b>Nitrato</b>	$\text{NO}_3^-$	5+	En solución
<b>Dióxido de Nitrógeno</b>	$\text{NO}_2$	4+	Gaseosa
<b>Nitrito</b>	$\text{NO}_2^-$	3+	En solución
<b>Monóxido de Nitrógeno</b>	$\text{NO}$	2+	Gaseosa
<b>Óxido Nitroso</b>	$\text{N}_2\text{O}$	1+	Gaseosa
<b>Nitrógeno</b>	$\text{N}_2$	0	Gaseosa
<b>Amoniaco</b>	$\text{NH}_3$	3-	Gaseosa
<b>Amonio</b>	$\text{NH}_4^+$	3-	En solución
<b>Nitrógeno Orgánico</b>	$\text{RNH}_3$	--	Constituyendo enlaces de los organismos vivos.

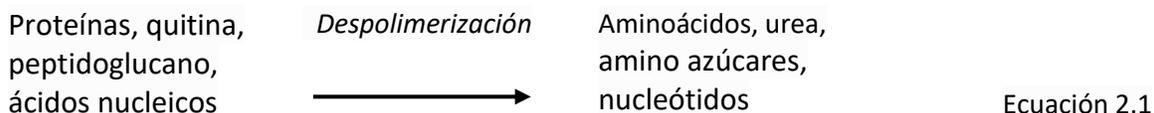
### 2.5.1 Amonificación

La materia orgánica del suelo constituye una de las grandes reservas de nitrógeno, cerca del 98 % del nitrógeno total del suelo se encuentra formando parte de los organismos vivos y no puede ser asimilado por las plantas. El nitrógeno amoniacal es una de las especies que conforman al nitrógeno mineral, estas son formas que pueden ser asimiladas por las plantas y representa aproximadamente el 2 % del nitrógeno en el suelo. Es necesario que se lleven a cabo procesos de mineralización para que los residuos orgánicos, una vez transformados en nutrientes (mineralizados) puedan ser aprovechables por las plantas (Moretti et al., 2020). La mineralización es un proceso biológico que depende de la composición y naturaleza de la materia orgánica aplicada en el suelo (Hernández-Rodríguez et al., 2013).

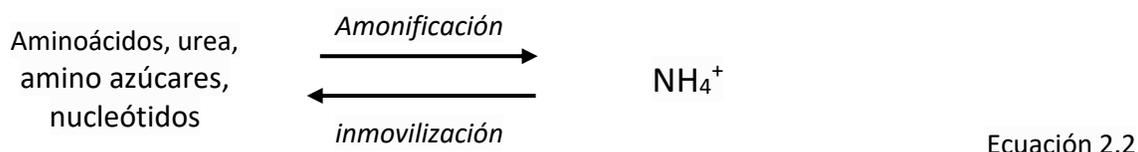
El término mineralización describe los fenómenos relativos a la transformación del nitrógeno orgánico a nitrógeno mineral, que son formas simples y solubles aprovechables por las plantas. Antiguamente, la mineralización se denominaba amonificación, recientemente, el hecho de que las plantas pueden absorber formas orgánicas simples, ha llevado a reconocer que el nitrógeno mineral es cualquier sustancia simple y soluble de nitrógeno que puedan absorber las plantas (Habai et al., 2016).

La transformación de nitrógeno orgánico a amonio involucra dos etapas, la primera se le conoce como despolimerización y la segunda de amonificación (Romillac, 2018).

La etapa de despolimerización comprende la ruptura de moléculas orgánicas complejas en aminoácidos, amino azúcares, urea y nucleótidos, estas son moléculas orgánicas solubles y de bajo peso molecular que contienen al grupo amino o amida (con fórmula general R-NH<sub>2</sub>) y conforman el nitrógeno orgánico disuelto DON (por sus siglas en inglés) en el suelo del que también son parte moléculas orgánicas cuya estructura no está bien identificada y que pueden ser ya sea lábiles o recalcitrantes.



La segunda etapa es la amonificación. De los compuestos que integran el DON, sólo los de bajo peso molecular pueden ser sustratos para la amonificación que es realizada por bacterias, hongos heterótrofos y un grupo de eucariotas fotosintéticos unicelulares. Los aminoácidos son los más estudiados y se consideran modelos para la amonificación, una de sus características más importantes es la solubilidad en agua, por lo que integran la solución de suelo siendo una fuente de fácil acceso de nitrógeno y carbono para los microorganismos (Romillac, 2018).



Después de su liberación, el amonio puede tomar varios caminos:

- a) puede ser utilizado por los microorganismos heterótrofos para descomponer más residuos orgánicos, lo que se conoce con el término de asimilación, b) puede ser absorbido y utilizado por las plantas superiores, c) puede ser convertido a (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) por nitrificación, d) puede ser fijado por materiales arcillosos y e) puede ser liberado a la atmósfera (Robertson y Groffman, 2015).

## 2.5.2 Nitrificación

Por medio de la nitrificación se produce la otra especie de nitrógeno mineral importante en el suelo, los nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). La nitrificación, es el proceso bioquímico en donde la forma reducida de nitrógeno, amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), se oxida a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) en la primera etapa y en la segunda, a nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (Habai et al., 2016). Los nitrificadores son aerobios obligados, cuya principal vía en suelos agrícolas es la autótrofa realizada por bacterias y arqueas quimiolitotróficas. La nitrificación es muy

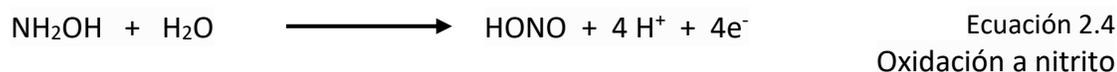
importante en los sistemas agrícolas, donde determina la disponibilidad de nitrógeno para las plantas (Poffenbarger et al., 2018).

La nitrificación se lleva a cabo en dos etapas importantes: la primera es la oxidación del amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) a hidroxilamina ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) y después a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ). Durante la segunda etapa el nitrito se oxida a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ).

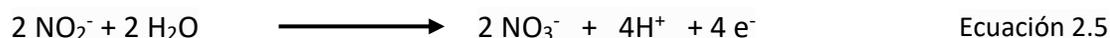
La etapa de oxidación de amonio es llevada a cabo principalmente por bacterias oxidantes de amoníaco (AOB) por sus siglas en inglés, como lo son *Nitrosomonas* y *Nitrosococcus* además de arqueas oxidantes de amoníaco (AOA). En un primer paso el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), se oxida a hidroxilamina ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ), la reacción está catalizada por la enzima amoníaco monooxigenasa (Jeannotte, 2014; Thangarajan et al., 2013).



En un segundo paso, la hidroxilamina se oxida a nitrito, la reacción está catalizada por la enzima hidroxilamina oxidorreductasa.



En la segunda etapa, el nitrito resultante es oxidado a nitrato, esta etapa es llevada a cabo por bacterias oxidantes de nitrito del tipo *Nitrobacter*, estas bacterias son quimioautótrofos obligados que usan el nitrito como su poder reductor para la fijación de ( $\text{CO}_2$ ) y producción de energía (Jeannotte, 2014). Esta etapa es suficientemente rápida, por lo que difícilmente hay acumulación de nitritos en el suelo (Poffenbarger et al., 2018). La reacción es catalizada por la enzima nitrito oxidorreductasa.



La nitrificación es una fuente de acidez en los suelos debido a la liberación de radicales hidronio ( $\text{H}^+$ ), lo que puede tener múltiples efectos en la salud de los suelos, incluida la pérdida hidrológica de cationes básicos que son remplazados por los iones hidronio (Robertson y Groffman, 2015).

Entre los factores ambientales que afectan a la nitrificación tenemos en primer lugar a la disponibilidad de amonio en la solución de suelo que va a estar determinada por la rapidez de amonificación, es decir la rapidez de degradación de residuos para liberar el amonio y la absorción de amonio por las plantas además de la microbiota del suelo. Otro de los factores importantes es la disponibilidad de oxígeno, ya que los nitrificantes son aerobios obligados por lo que la nitrificación es muy lenta o inhibida en suelos sumergidos y con baja disponibilidad de oxígeno. Los nitrificantes han demostrado adaptarse a diferentes regímenes de temperatura y humedad. Los nitrificantes

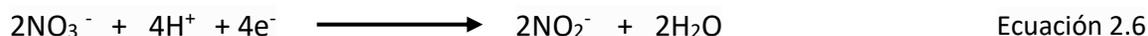
exhiben un pH óptimo de 7 a 8, por lo que es común elevar el pH del suelo con carbonatos de calcio o magnesio con el fin de optimizar la nitrificación (Robertson y Groffman, 2015).

### 2.5.3 Desnitrificación

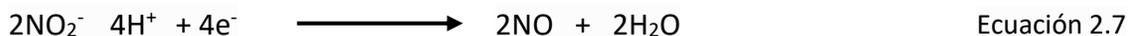
La desnitrificación, es el último proceso del ciclo del nitrógeno en el suelo, es un proceso de múltiples etapas de reducción bioquímica, mediante el cual, el nitrógeno en forma de nitratos es devuelto a la atmósfera en forma de los gases de nitrógeno: nitrógeno gaseoso (N<sub>2</sub>), cuando la desnitrificación es completa y monóxido de nitrógeno (NO) además de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) cuando el proceso es incompleto (Robertson y Groffman, 2015).

El proceso se lleva a cabo por un grupo diverso de bacterias, hongos y arqueas, en su mayoría facultativos que usan nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) en lugar de oxígeno (O<sub>2</sub>), como aceptor de electrones. La mayoría de los desnitrificantes del suelo son anaerobios facultativos, se pueden dividir en cuatro géneros: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Alcaligenes* y *Flavobacterium* (Thangarajan et al., 2013).

Jeannotte (2014) Describe al proceso de desnitrificación como una secuencia de reacciones que se pueden llevar a cabo total o parcialmente y comienza con la reducción del nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) donde el nitrógeno pasa del estado de oxidación 5+ a 3+, la reacción es catalizada por la enzima nitrato reductasa (NAR):



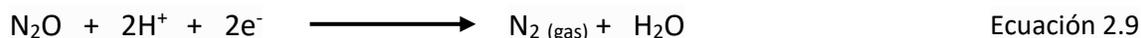
La siguiente reacción es la reducción de nitrito a monóxido de nitrógeno, donde el nitrógeno pasa del estado de oxidación 3+ a 2+, la reacción está catalizada por la enzima nitrito reductasa (NIR).



En la siguiente reacción, el monóxido de nitrógeno se reduce a óxido nitroso, pasando el nitrógeno del estado de oxidación 2+ a 1+.



Finalmente, cuando el proceso es completo, la última reacción es la reducción del óxido nitroso a nitrógeno gaseoso, el nitrógeno pasa del estado de oxidación 1+ a 0.



Debido a que el nitrato es un aceptor de electrones más débil que el oxígeno, la mayoría de los desnitrificadores, emprenden la desnitrificación sólo cuando el oxígeno no está presente, esto puede ser después de las lluvias o el riego cuando los poros del suelo se saturan de agua por lo que hay muy baja difusión de oxígeno (Robertson y Groffman, 2015).

## 2.6 Mecanismos de pérdidas de nitrógeno en el suelo

Las transformaciones de nitrógeno producen productos intermedios como el óxido nitroso ( $N_2O$ ) y el monóxido de nitrógeno ( $NO$ ) y productos finales como nitratos ( $NO_3^-$ ) y nitrógeno diatómico ( $N_2$ ). De acuerdo con sus características físicas, estas especies van a perderse en el ambiente por medio de difusión gaseosa o por lixiviación (Robertson y Groffman, 2015). La Figura 2.1 ilustra estas transformaciones del nitrógeno y su migración a los diferentes medios aire, suelo y agua.

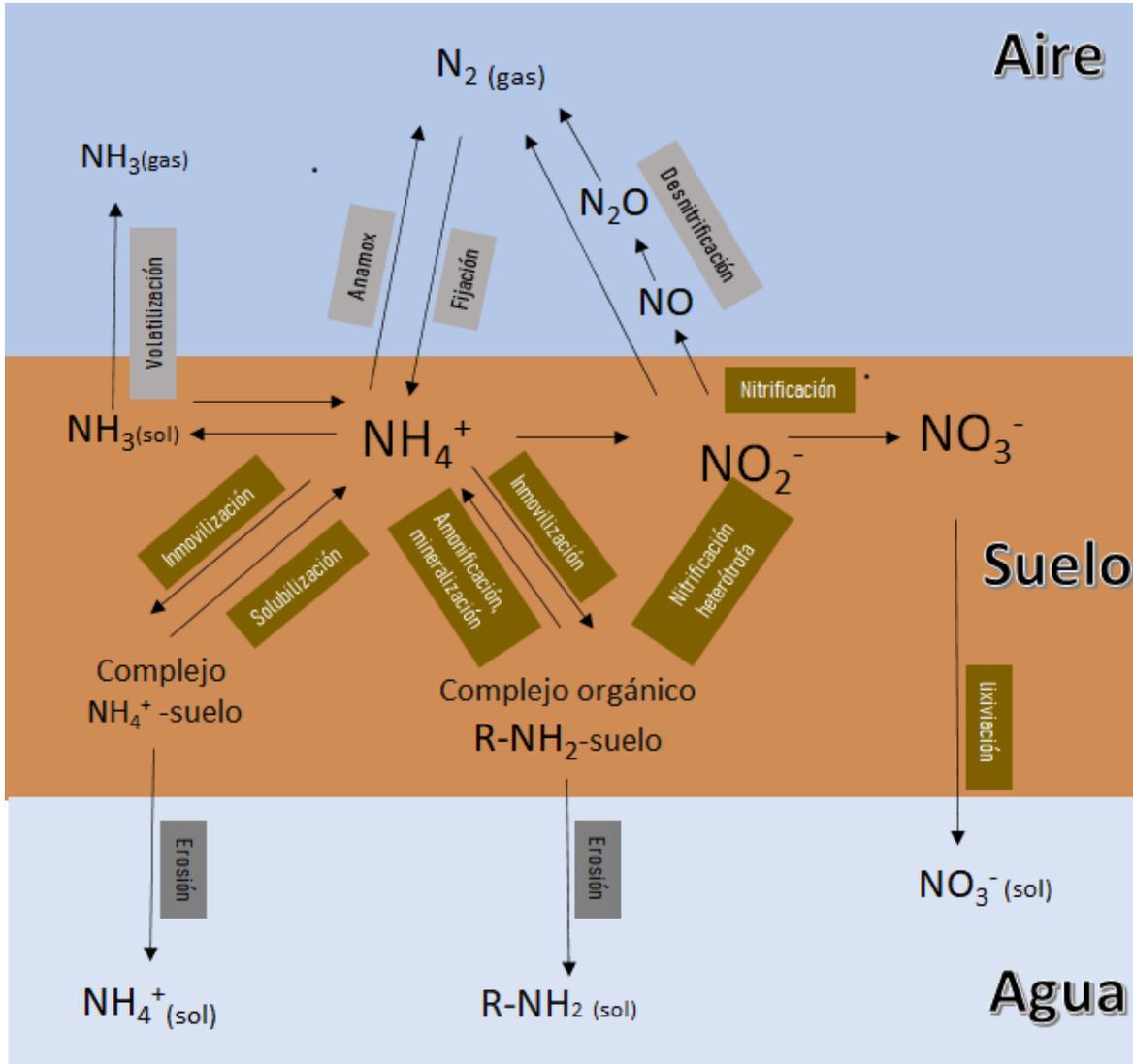
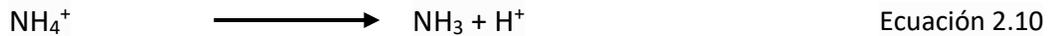


Figura 2.1 Transformaciones del nitrógeno y migración a los diferentes medios aire, suelo y agua, construido a partir de (Poffenbarger et al., 2018)

## 2.6.1 Volatilización

La volatilización es una de las formas en que el nitrógeno vuelve a la atmósfera en forma de amoníaco gaseoso. El amonio en solución ( $\text{NH}_4^+$ )<sub>sol</sub>, pasa a formar amoníaco disuelto ( $\text{NH}_3$ )<sub>sol</sub> (Kissel y Cabrera, 2004; Poffenbarger et al., 2018).



La constante de acidez para esta reacción es de  $5.5 \times 10^{-10}$ , siendo el pKa de 9.259.

$$\frac{[\text{NH}_3][\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]} = 10^{-9.259}$$

Ecuación 2.11

De la Ecuación 2.11, se puede derivar la ecuación de Henderson para el equilibrio amonio – amoníaco.

$$\log \frac{[\text{NH}_3]}{[\text{NH}_4^+]} = -9.259 + \text{pH}$$

Ecuación 2.12

La Ecuación 2.12 muestra el efecto del pH en la solución, indicando que para pH ácido la relación amonio/ amoníaco tendrá un valor muy bajo, lo que indica que el nitrógeno se encontrará en forma de amonio. Por el contrario, a pH básico, el nitrógeno se encontrará en forma de amoníaco y tenderá a volatilizarse.

Las variables que afectan la volatilización del amoníaco son:

El **pH**: La tasa de volatilización de amoníaco en solución está relacionada directamente con el pH de la solución y la concentración. Un aumento en el pH en el suelo tiende a aumentar las pérdidas de nitrógeno, al volatilizarse el amoníaco se liberan radicales hidronio,  $\text{H}^+$ , lo que genera un descenso del pH, disminuyendo el efecto de este fenómeno (Kissel y Cabrera, 2004).

La **temperatura**: Un aumento en la temperatura tiende a incrementar las pérdidas, ya que aumenta la constante de equilibrio, por lo tanto, la difusión de amoníaco en solución a amoníaco en la fase gaseosa.

La **concentración de amonio ( $\text{NH}_4^+$ )**: A medida que la concentración de amonio sea mayor, se tendrán mayores pérdidas por volatilización.

La **velocidad del viento**: Esta variable es muy importante en la superficie del suelo pues disminuye la concentración de amoníaco en la interfaz del suelo lo que provoca un aumento en la volatilización.

Las **características del suelo**: Determinado por la capacidad del suelo de retener los nutrientes, está dado por la capacidad de intercambio catiónico del suelo y es diferente para cada tipo de suelo.

El **modo de aplicación**: Cuando el fertilizante se aplica sobre la superficie o bien si queda cubierto protegido por una capa de suelo (Poffenbarger et al., 2018).

## 2.6.2 Emisiones de nitrógeno diatómico $N_2$ y formas oxidadas de nitrógeno NO y $N_2O$

El nitrógeno diatómico ( $N_2$ ) es el producto final cuando la desnitrificación se lleva a cabo de manera completa, sin embargo, las formas oxidadas de nitrógeno óxido nitroso ( $N_2O$ ), monóxido de nitrógeno (NO) y dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ) se emiten durante la desnitrificación, así como durante la nitrificación incompleta como productos intermedios. Estos gases son la forma en que el nitrógeno regresa a la atmósfera nuevamente (Thangarajan et al., 2013; Poffenbarger et al., 2018).

## 2.6.3 Lixiviación

El nitrógeno en forma de nitratos ( $NO_3^-$ ), es la otra especie de nitrógeno mineral. Este componente es muy soluble en agua, por lo que su movilidad provocada por las escorrentías del riego y la lluvia es muy alta y puede no ser retenido por el suelo y ser arrastrado hacia los horizontes inferiores. Los lixiviados que se generan pueden implicar un riesgo de contaminación de agua subterránea. Debido a que el nitrato es un anión con carga -3, es más soluble y móvil que el amonio cuya carga es +1 (Robertson y Groffman, 2015; Sutton et al., 2011).

## 2.7 Especies de nitrógeno y su efecto en el ambiente

La deficiencia de nitrógeno mineral en la producción agrícola es el efecto inherente de la pérdida de ese elemento en el suelo y como consecuencia la baja productividad en las cosechas; sin embargo, los efectos en el medio ambiente y la salud humana provocados por los flujos nitrogenados, son fenómenos complejos cuyos efectos son inmediatos y a largo plazo, pero aún poco considerados y estudiados teniendo menor atención que otros problemas ambientales (DeVries y Bobbink, 2017).

El amoníaco proveniente de la volatilización de los sistemas agrícolas es depositado kilómetros a la redonda, en donde junto con los nitratos que son transportados por las escorrentías y flujos de óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ), proveniente de las emisiones automovilísticas e industriales, contribuyen a la pérdida de la biodiversidad. Fenómeno que se lleva a cabo por la supervivencia sólo de plantas que pueden asimilar el exceso de nitrógeno (nitrófilas) y la acidificación del suelo generada por la volatilización del amoníaco y la nitrificación, pudiendo perder su capacidad reguladora, siendo otro de los problemas preocupantes pues conlleva a la transición a fases tóxicas de los metales (DeVries y Bobbink, 2017).

La eutrofización es el aumento de la concentración de nutrientes en los cuerpos de agua, genera un crecimiento denso de algas, plantas vasculares y bacterias, como resultado se incrementan la sedimentación y la descomposición microbiana de la biomasa, consumiéndose el oxígeno en las capas inferiores del cuerpo de agua y generando condiciones de hipoxia, lo que afecta a peces, invertebrados y otros organismos acuáticos propios del cuerpo de agua, esta condición afecta tanto a cuerpos acuáticos terrestres como marinos (ECN, 2016).

El óxido nitroso ( $N_2O$ ), es un gas de efecto invernadero 300 veces más potente que el bióxido de carbono ( $CO_2$ ) además provoca la disminución del ozono estratosférico. La contribución de los fertilizantes orgánicos y sintéticos es a través de la nitrificación y la desnitrificación incompletas. La sobredosificación de nitrógeno en los fertilizantes para obtener el máximo rendimiento de cultivos aumenta las tasas potenciales de desnitrificación, si la disponibilidad de oxígeno no es suficiente, se verán favorecidas las condiciones para la desnitrificación incompleta por lo que la pérdida de nitrógeno será en la especie de óxido nitroso ( $N_2O$ ) en lugar de nitrógeno gaseoso, ( $N_2$ ) (Saggar et al., 2013). Tanto las bacterias oxidantes del amoníaco como las desnitrificantes, pueden llevar a cabo la reducción de nitrito a óxido nitroso. Este gas es también un subproducto del proceso de producción de amoníaco por el proceso Haber-Bosch (Erisman et al., 2008).

Además de estos problemas se tienen el efecto a otros ciclos biogeoquímicos, la formación de partículas principalmente de amonio en la atmósfera, perjudicial para la salud (PNUMA, 2019), el exceso de nitratos en agua potable tiene efectos negativos en la salud humana, se ha correlacionado con algunos tipos de cáncer y problemas reproductivos (ECN, 2016).

## 2.8 Procesos de estabilización

La estabilidad es un parámetro importante en el campo de la gestión de los biorresiduos (Cossu et al., 2017). Aunque no existe una definición formal de estabilidad, puede decirse que es una medida de la actividad biológica de la materia orgánica o bien la resistencia de la materia orgánica a una mayor degradación (Wojnowska-Baryła et al., 2018).

La materia orgánica no descompuesta, con alto contenido de nitrógeno amoniacal y otros compuestos puede ser fitotóxica (Busby et al., 2007).

Las razones para el control de la estabilidad biológica de los desechos orgánicos son variadas e incluyen las siguientes:

- Afecta la respuesta de las plantas tras la aplicación del producto (Lasaridi y Stentiford, 1998).
- Cuanto mayor sea la actividad biológica serán mayores las emisiones e impactos ambientales de gases de efecto invernadero y la producción de lixiviados.
- La actividad biológica de los productos demuestra la eficiencia del proceso de tratamiento.
- Las emisiones de olores están directamente relacionadas con la actividad biológica.
- El recrecimiento de las comunidades bacterianas está relacionado con la actividad biológica después del proceso de estabilización.

Los procesos de estabilización de un residuo logran que se deshidrate más fácilmente, sea más higiénico y no tenga olores desagradables e inocuo, por lo que debe ser una característica de evaluación de la calidad en los productos.

Los procesos de estabilización deben eliminar o reducir los riesgos de propagación de patógenos, parásitos y semillas de malezas viables (Bernal et al., 2009).

Dentro de los procesos de estabilización para bioresiduos, se encuentra la digestión anaerobia y el compostaje, considerados métodos plausibles de gestión de residuos orgánicos que logran la reducción de los desechos, generando productos de valor (Lin et al., 2018; Peng y Pivato, 2019).

## **2.9 El compostaje**

El compostaje es un proceso de estabilización bioquímico espontáneo en donde la materia orgánica se degrada en un ambiente aerobio. Durante el proceso se lleva a cabo la humificación de la materia orgánica que provee a la composta de la formación de ácidos húmicos y fúlvicos (Guo et al., 2019). Además, libera de sustancias fitotóxicas y patógenas al residuo, por lo que tiene un efecto sanitizante (Bernal et al., 2009).

El compostaje generalmente se lleva a cabo en condiciones abiertas, en pilas acomodadas en grandes espacios, en donde son importantes los procedimientos de volteo y riego para satisfacer y homogenizar el abastecimiento de oxígeno y agua en toda la pila. Es común utilizar agentes de carga o abultamiento como son paja, aserrín o residuos de papel. Debido a que es un proceso donde se puede prescindir de grandes tecnologías, es el más implementado a nivel mundial para el tratamiento de la FORSU.

El compostaje tiene una mayor eficiencia de degradación que la digestión anaerobia. Durante el proceso se libera dióxido de carbono y agua que traen como consecuencia la reducción de los residuos y la emisión de bióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), además de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), en cantidades que dependen en gran medida de las condiciones de operación como lo son el control de la temperatura, el contenido de humedad, la tasa de aireación y el pH durante el proceso (Lin et al., 2018).

Se reconocen cuatro etapas del compostaje, marcadas por el perfil de temperatura, las primeras tres son biooxidativas, en ellas aumenta la temperatura debido a la actividad biológica y química exotérmica, mientras la cuarta fase es de maduración, a continuación, se describe cada una.

## 2.9.1 Fases del compostaje

### 2.9.1.1 Fase mesofílica

Es la primera fase de degradación donde los compuestos de carbono orgánico simple son mineralizados y metabolizados por bacterias y hongos mesofílicos que degradan compuestos simples como azúcares, almidones y proteínas produciendo bióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), agua ( $\text{H}_2\text{O}$ ), ácidos orgánicos y calor. La acumulación de calor eleva la temperatura de la pila hasta un rango de temperaturas de 25 a 40 °C (Bernal et al., 2009).

### 2.9.1.2 Fase termofílica

Durante esta fase, la temperatura aumenta a un intervalo de operación de 40 a 65 °C por liberación de calor de las reacciones exotérmicas que se llevan a cabo. En esta fase los microorganismos termofílicos degradan grasas, celulosa, hemicelulosa y parte de la lignina. En esta fase ocurre la mayor degradación de la materia orgánica además de la destrucción de los patógenos por efecto de la temperatura que se alcanza.

### 2.9.1.3 Fase de enfriamiento

Debido al agotamiento del sustrato orgánico se reduce la temperatura de operación en 10 a 40 °C, con la disminución de la actividad microbiana. La masa de compostaje es colonizada nuevamente por microorganismos mesofílicos que degradan los azúcares restantes, la celulosa y hemicelulosa.

### 2.9.1.4 Fase de maduración

Durante la fase de maduración se produce la estabilización y humificación de la materia orgánica.

Durante las fases de degradación de la materia orgánica, la reducción del volumen se da principalmente como una pérdida de carbono orgánico que se mineraliza en emisiones de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), pero también metano ( $\text{CH}_4$ ) en cierta medida (Bernal et al., 2009). La disminución de materia fresca, así como la de carbono se encuentra entre 30 y 70 % para el proceso de composteo (Wang y Zeng, 2018).

El siguiente elemento que se ve afectado en el proceso de compostaje es el nitrógeno, cuyas emisiones de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), son considerables. Al ser la fase termofílica la de mayor degradación de materia orgánica, es donde se libera el amonio incrementando el pH de la pila, además con el aumento de temperatura se presentan las condiciones favorables para la pérdida de mayores cantidades de nitrógeno en forma de emisiones de amoníaco. La nitrificación se detecta por la formación de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), lo que ocurre cuando la temperatura se abate durante

la fase de enfriamiento y maduración, la intensidad del proceso depende de la cantidad de amonio disponible para los organismos nitrificantes (Bernal et al., 2009).

El proceso de composteo presenta altos riesgos por lixiviación dependiendo de las condiciones de operación, donde también tenemos que la tasa de aireación será muy importante para las pérdidas de nitrógeno durante el compostaje. Las pérdidas de nitrógeno se estiman entre el 10 y el 60% para este proceso (Bernal et al., 2009).

## 2.9.2 La composta y sus características

La composta es el único producto final del proceso de compostaje y se puede definir como el producto estabilizado y desinfectado del compostaje (Bernal et al., 2009), se utiliza como fertilizante orgánico. Dentro de sus componentes principales son las sustancias húmicas que pueden proporcionar diversos beneficios agronómicos como lo son la mejora del crecimiento de la planta, así como retención de agua y nutrientes (Senesi, 1989). Durante el proceso de compostaje se forman nuevos compuestos de nitrógeno que son menos susceptibles a la volatilización, la desnitrificación y la lixiviación, por lo que materiales como la composta constituyen una adecuada fuente de materia orgánica y nitrógeno para el suelo desde el punto de vista agrícola porque proporcionan una liberación lenta de nutrientes (Lin et al., 2018).

Debido a las pérdidas de nitrógeno durante el proceso de composteo, se considera a la composta con bajos niveles de nutrientes, sobre todo nitrógeno mineral, cuyos niveles llegan a ser del 1 al 2 %, por lo que se requieren grandes cantidades de composta para satisfacer la demanda de nutrientes en los campos de cultivo o en la mayoría de los casos se agregan fertilizantes sintéticos y se utiliza a la composta solo como mejorador de suelos (Thangarajan et al., 2013).

## 2.10 La digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso natural y complejo que se lleva a cabo por diversos grupos de bacterias y arqueas metanogénicas que descomponen la materia biodegradable en ausencia de oxígeno (Ren et al., 2018), es considerada una de las tecnologías más sustentables para producir bioenergía sobre todo cuando se lleva a cabo a gran escala (Törnwall et al., 2017). Este proceso ha sido ampliamente estudiado e implementado industrialmente en varias partes del mundo ya que tiene como productos renovables biogás valorado económicamente como biocombustible, y digestato que en la mayoría de las veces se ha visto como un residuo (Lin et al., 2018) y uso como fertilizante orgánico es el cuestionamiento principal en este trabajo de tesis.

Se reconoce a la digestión anaerobia como económicamente favorable a gran escala debido a los costos de inversión asociados con esta tecnología. Además, se reconoce como favorable en términos de menores emisiones de gases de efecto invernadero que se evitan en la producción y uso del biogás cuyos componentes principales son el metano y dióxido de carbono (Lin et al., 2018).

El proceso de descomposición se puede dividir en cuatro fases para su estudio, en las dos primeras, el pH tiende a descender mientras que en la última se incrementa debido a la producción de

amoníaco en el digestato (Jain et al., 2015). Las fases en que se divide la digestión anaerobia se describen a continuación.

## 2.10.1 Fases de la digestión anaerobia

### 2.10.1.1 Hidrólisis

Es la primera fase del proceso de digestión anaerobia, es a menudo la fase limitante de la velocidad en la degradación del sustrato. Consiste en la división de las macromoléculas del material orgánico en moléculas más simples y solubles, el material particulado es convertido en material disuelto por la acción de exoenzimas excretadas por bacterias fermentativas hidrolíticas. Durante esta etapa, proteínas, lípidos y carbohidratos, son hidrolizados en aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga y azúcares, respectivamente (Ren et al., 2018). La hidrólisis de polímeros ocurre despacio y el grado de hidrólisis y la rapidez dependen de muchos factores ambientales como la temperatura, el tiempo de residencia en el reactor, la composición del sustrato, el tamaño de partícula, el pH, la concentración de amonio (De Lemos, 2007).

### 2.10.1.2 Acidogénesis

Los productos solubles procedentes de la etapa de hidrólisis son metabolizados en el interior de las células de las bacterias fermentativas y convertidos en compuestos más simples. Estos compuestos producidos pueden ser ácidos grasos volátiles, alcoholes, ácido láctico, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro de hidrógeno, además de nuevas bacterias (De Lemos, 2007).

### 2.10.1.3 Acetogénesis

Las bacterias acetogénicas son las responsables de la degradación de los productos generados en la fase de acidogénesis, para lograr el sustrato apropiado para los organismos metanogénicos. Los productos generados en esta fase son ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono (Jain et al., 2015).

### 2.10.1.4 Metanogénesis

La fase final de la digestión anaerobia para la conversión de compuestos orgánicos en metano y dióxido de carbono es realizada por arqueas metanogénicas. Éstos microorganismos emplean un número reducido de sustratos, como son ácido acético, hidrógeno, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas y monóxido de carbono (Jain et al., 2015).

Los pretratamientos están enfocados a reducir el tiempo en la etapa de hidrólisis facilitando la degradación de las macromoléculas. Dentro de estos pretratamientos, el mecánico de moler o triturar la FORSU es de los más utilizados y tiene la finalidad de aumentar el área específica del sustrato proporcionando mejor contacto con los microorganismos (Ren et al., 2018).

El medio donde se lleva a cabo la digestión anaerobia es importante e influye en la cantidad de biogás obtenida, así como en las características del digestato.

La **temperatura** es de los principales parámetros de operación, ya que afecta la actividad metabólica directamente, siendo marcadas tres zonas o rangos de temperatura, la primera es psicrófila con temperaturas de operación alrededor de los 20 °C, es muy poco utilizada, la zona mesófila en un rango de temperaturas alrededor de los 35 °C y siendo las más utilizadas debido a que confiere mayor estabilidad en el reactor; la tercera es termófila con temperaturas superiores a los 55 °C es poco utilizada por los requerimientos energéticos asociados. Reportes de investigaciones indican que, a mayor temperatura, la rapidez del proceso aumentará (Jain et al., 2015). Generalmente, estas temperaturas se alcanzan y se mantienen con calentamiento externo, es importante conservar la temperatura constante dentro del reactor, ya que los procesos anaerobios son muy susceptibles a inestabilidad por variaciones en la temperatura (De Lemos, 2007).

La **disposición de nutrientes** es importante para llevar a cabo sus funciones metabólicas por parte de los microorganismos, por lo que puede ser necesario añadir los nutrientes inorgánicos para asegurarse de su disponibilidad, estos son nitrógeno, fósforo, azufre, hierro, cobalto, níquel, molibdeno y selenio (Jain et al., 2015).

El **pH** naturalmente cambia a medida que transcurre el proceso, durante las primeras etapas se encontrará por debajo de 6, en las siguientes semanas después de iniciar el proceso, el pH aumenta como consecuencia del agotamiento de los ácidos grasos volátiles y de la producción de amoníaco (Jain et al., 2015). Estos cambios conllevan inestabilidad en el proceso, por lo que para mantener constante la producción de biogás es común que el pH se mantenga por medio de soluciones reguladoras en un rango óptimo de 6.5 a 7.5, en el que los microorganismos mantienen su actividad y el proceso es eficiente (De Lemos, 2007).

Otro parámetro importante es la **cantidad de agua** que tiene el reactor, reconociéndose dos formas extremas de llevar a cabo la digestión anaerobia, la primera se conoce como digestión húmeda cuando el contenido de agua rebasa el 85 % del peso y la segunda forma se refiere a digestión seca, cuando el contenido de agua es inferior al 85 % (Rapport et al., 2008).

El **tamaño** de las partículas de sustrato influye en la rapidez de degradación de la materia orgánica, por lo que la trituración, molido o división de la FORSU es necesario para aumentar el área de contacto con los microorganismos (De Lemos, 2007).

## 2.10.2 El digestato y sus características

El digestato es el producto mayoritario en el proceso de digestión anaerobia. Es considerado un subproducto de dicho proceso, llamándose producto residual. También puede convertirse en un producto potencialmente valorizado en la industria química o la agricultura (Monfet y Avalos, 2018). El digestato se presenta como una mezcla de sólidos con diferentes grados de humedad, es un material semiestabilizado rico en materia orgánica y minerales (Riva et al., 2016), tiene características físicas, químicas y biológicas diversas determinadas por la materia de origen de la

digestión anaerobia que va a determinar sus propiedades agronómicas, ya que los macronutrientes y micronutrientes se concentran en el digestato (Barampouti et al., 2020). Las variables de operación o ambientales dentro del digestor también van a influir en las propiedades fisicoquímicas del digestato (Peng y Pivato, 2019).

Dado que el agotamiento de la materia orgánica más lábil no es fácil de llevarse a cabo sobre todo en procesos a nivel industrial, se obtiene a menudo digestato semiestabilizado, inestable, que pueden tener reacciones negativas para el suelo y el ambiente (Nkoa, 2013). Sin embargo, se obtienen productos con mayor estabilidad e higiene que los residuos no tratados, además de que el contenido de nutrientes es importante para la agronomía, como ejemplo tenemos al nitrógeno en su forma amoniacal que es abundante en el digestato (Bolzonella et al., 2018).

Al nitrógeno amoniacal, se le llama Nitrógeno Amoniacal Total (TAN), por sus siglas en inglés y está conformado por la suma de amoniaco ( $\text{NH}_3$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) (Svehla et al., 2020).

El nitrógeno orgánico contenido en los compuestos que conforman los tejidos del sustrato se transforma en nitrógeno amoniacal en el digestor. Dependiendo de la eficiencia de degradación de la materia orgánica el digestato resultante del proceso estará enriquecido en nitrógeno amoniacal, conformando del 35 al 81 % del nitrógeno que se encuentra presente en digestatos comerciales (Nkoa, 2013), el resto seguirá siendo nitrógeno orgánico. Parte de este nitrógeno amoniacal producido, lo utilizan los microorganismos en su propio crecimiento.

Dentro de las características del digestato tenemos el contenido de sólidos totales o como lo llaman algunos autores, la masa seca, este parámetro está ligado con los sólidos totales en la materia prima, la biodegradabilidad de estos sólidos y el tipo de proceso, esto es, si se lleva a cabo en digestión seca o húmeda. Los digestatos derivados de materia de fácil degradación, con alto contenido de grasas y azúcares presentan bajo contenido de sólidos totales (Barampouti et al., 2020).

Las características de un digestato proveniente de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos se puede apreciar en la Tabla 2.3.

**Tabla 2.3 Características de un digestato** (Tambone et al., 2017)

<b>Parámetro</b>	<b>Unidades</b>	<b>Valor</b>
<b>Sólidos Totales, ST</b>	g/kg MF	22.9 ± 1.5
<b>Sólidos Volátiles, SV</b>	g/kg ST	758.6 ± 21.1
<b>Nitrógeno, TKN</b>	g/kg ST	157.2 ± 9.1
<b>Amonio, TAN</b>	g/kg ST	124.0 ± 1.2
<b>TAN/TKN</b>	%	78.9
<b>pH</b>		8.7 ± 1.05

MF: masa fresca

El pH del digestato tiende a ser básico y está controlado por la concentración de las especies de amoniaco ( $\text{NH}_3$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) en equilibrio. A altas temperatura, se favorece la conversión en amoniaco gaseoso (Ren et al., 2018). Además, interfieren otras especies en sus respectivos equilibrios de ( $\text{CO}_2$ ), ( $\text{CO}_3^-$ ), ( $\text{CO}_3^{2-}$ ); y ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ), ( $\text{CH}_3\text{COO}$ ). Además, la concentración de cationes básicos, ( $\text{Ca}^{2+}$ ), ( $\text{K}^+$ ), elevan el pH del digestato. La disponibilidad de nutrientes en el

digestato lo llevan a considerarlo agrónomicamente viable, sobre todo por la disponibilidad de nitrógeno mineral en forma de nitrógeno amoniacal (Möller y Müller, 2012).

### 2.10.3 Procesamiento de digestato

Después de la extracción del digestor, es común que el digestato se utilice sin ningún tratamiento adicional como fertilizante, ya que el proceso de digestión anaerobia tiene un efecto de saneamiento capaz de inactivar la mayoría de los patógenos presentes en la materia de alimentación al digestor. Sin embargo, puede ser necesario la pasteurización o sanitización dependiendo de la calidad del sustrato. El saneamiento estricto tiene como objetivo romper las cadenas de transmisión de patógenos y enfermedades animales y vegetales. Dinamarca fue el país pionero en ésta área, implementando medidas sanitarias y normativas de seguridad veterinaria (Al Seadi y Lukehust, 2012). La normatividad de la Unión Europea dicta una sanitización que corresponde a una retención hidráulica de una hora a 70 ° C, lo que resulta en una alta demanda de energía (Törnwall et al., 2017).

#### 2.10.3.1 Razones de tratamiento

Se identifican las siguientes razones para los procesos de tratamiento para digestatos:

- Es necesario acondicionar los digestatos para disminuir el costo por el transporte y que su valor como fertilizante no se vea mermado por este rubro, así como disminuir las emisiones de contaminantes generados por los vehículos utilizados en su transporte.
- Es necesario almacenar al digestato ya que la aplicación de fertilizante se limita a la temporada de crecimiento, además de que la cantidad de nutrientes aplicados por unidad de superficie agrícola está regulada, se limita la carga anual de nitrógeno que puede aplicarse en suelo agrícola.
- La gestión de residuos que se refiere al acondicionamiento del digestato para su disposición final en rellenos sanitarios o la aplicación en el suelo y la descarga de la fracción líquida como agua tratada.
- Garantizar la calidad de los digestatos, que depende en gran medida de cómo se utilizará. Para fines agrícolas deben cuidarse características y propiedades específicas: contenido declarado de nutrientes, valor de pH, contenido de materia seca orgánica, homogeneidad. Se debe garantizar que esté libre de impurezas físicas tales como vidrio, plástico, piedras, materia no digerible; además de que esté libre de patógenos y otros contenidos biológicos no deseados (Al Seadi y Lukehust, 2012; Barampouti et al., 2020).

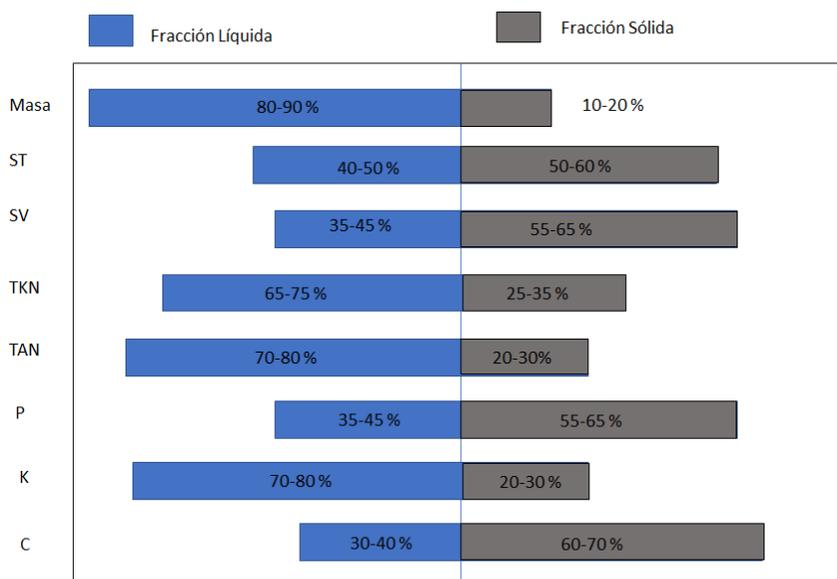
#### 2.10.3.2 Procesamiento parcial

El procesamiento del digestato puede ser parcial, generalmente dirigido a la reducción del volumen en donde el primer paso es la separación de la fase líquida de la fase sólida, en este paso se pueden

usar procesos de floculación y de precipitación, métodos mecánicos como la centrifugación y separadores de tornillos. Estos métodos están orientados a facilitar su manejo, con esto se obtiene una disminución del consumo de energía e insumos químicos, de esta manera se requerirá el uso de equipos de menor tamaño. Después de este procesamiento, el digestato puede aplicarse en el suelo, almacenarse o bien pasar a la siguiente fase de tratamiento (Fuchs y Drogg, 2013). Cada tecnología representa diferentes costos de inversión, el separador de tornillo requiere la inversión por el equipo, además del costo de la electricidad, sin embargo, es un procedimiento necesario antes de aplicar cualquier otra tecnología (Herbes et al., 2020).

### 2.10.3.3 Distribución de nutrientes con la separación sólido-líquido

Después de la separación de las fracciones sólida y líquida, las características fisicoquímicas de cada una de las fracciones serán diferentes, así como la distribución de nutrientes. La fracción líquida conserva del 40 al 50 % de los sólidos totales iniciales además del 35 al 45 % de los sólidos volátiles. En la distribución de nutrientes, también se ve favorecida la fracción líquida del digestato, hacia donde migra del 75 al 85 % del nitrógeno total y el nitrógeno amoniacal se encuentra del 70 al 80 % del nitrógeno inicial (Tambone et al., 2017). En la Figura 2.2, podemos observar una distribución típica de constituyentes de las fracciones del digestato después de su separación mecánica. El contenido de nitrógeno total es mayor para la fracción líquida, además se acentúa el valor del nitrógeno amoniacal dando lugar a una fracción líquida rica en nitrógeno amoniacal mientras que la fracción sólida tendrá un porcentaje menor (Vaneckhaute et al., 2017).



ST: Sólidos Totales; SV: S volátiles; TKN: Nitrógeno Total Kjeldahl; TAN: Nitrógeno Amoniacal Total; P: Fósforo; K: Potasio; C: Carbono

**Figura 2.2. Distribución de los constituyentes principales después de la separación de las fracciones sólida y líquida del digestato (Drogg et al., 2015)**

#### 2.10.3.4 Procesamiento completo

Para el procesamiento completo, existen y se han propuesto diferentes métodos y tecnologías que consumen y requieren energía, los costos, que incluyen además del valor de la energía, insumos como químicos flocculantes y el costo de la tecnología se elevan significativamente. Para la elección de la tecnología de tratamiento del digestato es necesario tomar en cuenta varios factores económicos y ambientales. Dependiendo de su uso previsto, se pueden aplicar procesos mecánicos, fisicoquímicos o biológicos para su tratamiento (Drosg et al., 2015). La Figura 2.3 muestra los diferentes procesos tecnológicos más usuales para el tratamiento del digestato.

Las tecnologías de los procesos fisicoquímicos y biológicos representan una inversión rentable a mediano y largo plazo ya que implica importantes costos en adquisición de la tecnología. Sin embargo, se ven compensados al disminuir los costos de operación y la cantidad de agua requerida, además de la energía y materias primas involucradas en los procesos. Los procesos fisicoquímicos son los más estudiados en la valorización del digestato y se han llevado a escalas industriales, mientras que los procesos biológicos ofrecen nuevas herramientas de tratamiento (Monfet et al., 2018).

#### 2.10.3.5 Procesamiento de la fracción sólida

En el procesamiento completo, a la fracción sólida, como se puede observar en la Figura 2.3, podemos someterla a procesos de composta con la finalidad de enriquecer sus propiedades agronómicas, y seguir reduciendo la cantidad de agua con procesos de secado térmico hasta obtener un producto terminado que se pueda almacenar o bien transportarlo para la aplicación en suelo o venta con fines agronómicos (Vaneckhaute et al., 2017).

#### 2.10.3.6 Procesamiento de la fracción líquida

En la Figura 2.3 se muestra que la fracción líquida se puede aplicar directamente en suelo como fertilizante líquido o bien se recomienda la evaporación a fin de obtener un fertilizante concentrado que se puede aplicar en la agricultura o bien comercializarlo, con la ventaja de haber disminuido cerca del 50% de su peso y volumen con lo que se reducen significativamente los costos asociados al transporte y el almacenamiento (Vaneckhaute et al., 2017).

Los métodos de ultrafiltración y ósmosis inversa son procesos de uso de membranas para el tratamiento de la fracción líquida y representan el 50% de los métodos de purificación. Tienen como objetivos obtener la calidad requerida, para que el agua se pueda descargar en un cuerpo receptor, o bien retornar al proceso como agua tratada. Los procesos biológicos no representan una opción atractiva para la purificación debido a los importantes costos de inversión y operación, pero sobre todo que no se obtiene la calidad de la descarga requerida y son necesarios procesos complementarios. Una de las prácticas comunes es que se combinan con aguas residuales municipales (Fuchs y Drosg, 2013).

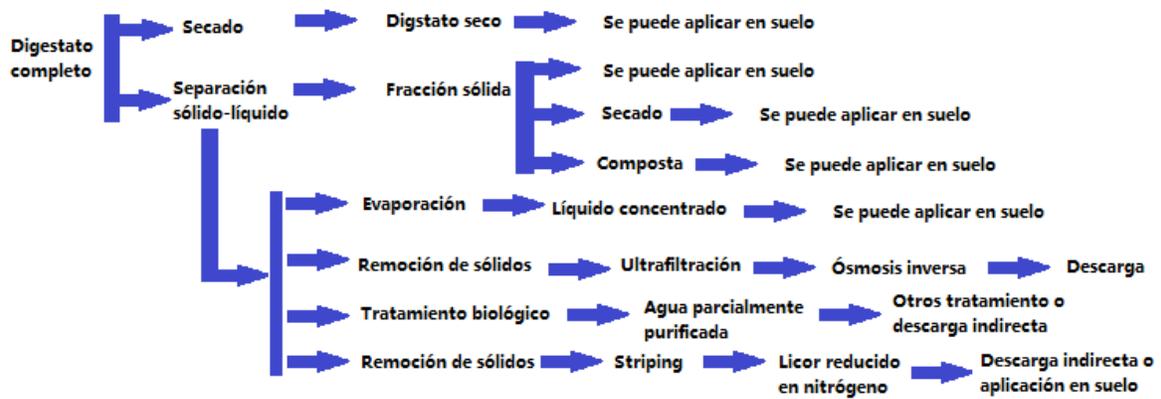


Figura 2.3. Diferentes opciones para el procesamiento del digestato y sus fracciones (Drosg et al., 2015)

## 2.10.4 Otros usos y disposición de digestatos

Debido a las altas cantidades de digestato que una planta de digestión anaerobia produce o podría producir si se tiene planeado su instalación, además de que no es posible utilizar el digestato de forma inmediata cuando la calidad del digestato no es adecuada para su uso como fertilizante, por ejemplo cuando proviene de residuos sólidos municipales sin clasificar, se tienen que valorar otros usos de este material o bien su disposición en rellenos sanitarios, el digestato es usado como material para la cobertura diaria, temporal y final en un relleno sanitario. El digestato debe ser deshidratado y estabilizado antes de utilizarlo, para garantizar que el material cumpla con las normas para relleno sanitarios. Dentro de las aplicaciones, se incluyen restauraciones y rellenos en paisaje de canteras y minas explotadas, construcción de barreras anti-ruido, construcción de caminos y campos deportivos (Peng y Pivato, 2019).

### 2.10.4.1 Digestato como generador de energía

Se puede usar el digestato para fines energéticos, como la combustión en la generación de energía. Este uso implicará un tratamiento adicional como la separación de las fibras, el secado e incluso la granulación o peletización, además se requiere el control de las emisiones (Al Seadi y Lukehurst, 2012). Con el proceso de combustión se reducen los costos de transporte y almacenamiento usando el digestato seco como combustible, ya que además se puede secar cerca de la planta de biogás utilizando el calor residual hasta un contenido de materia seca de alrededor de 80 al 90%. Después de la combustión que se lleva a cabo a temperaturas superiores a los 1200°C, los nutrientes del digestato como el fósforo, el potasio y el calcio permanecen en la ceniza. La ceniza con una composición definida y una alta concentración de nutrientes puede ser un fertilizante valioso. Sin embargo, después de la combustión, los metales pesados de la materia prima de digestato se encuentran en cenizas gruesas. Especialmente cadmio y plomo. Se recomienda llevar a cabo la combustión cuando la distancia a los campos agrícolas supera los 10 kilómetros para facilitar el transporte del fertilizante (Kratzeisen et al., 2010).

#### 2.10.4.2 Carbón activado a partir de digestato

En la búsqueda de aplicaciones de alto valor agregado a partir de digestatos se investigó la posibilidad de preparar carbón activado como derivado. Con esto se buscó satisfacer dos objetivos primordiales, el primero fue convertir al residuo de biogás en un adsorbente de valor agregado útil y el segundo resolver el problema de la demanda de carbón activado. Los carbones activados son adsorbentes conocidos por sus usos a nivel industrial en el tratamiento de aguas residuales, en la purificación y separación de muchos procesos industriales y el tratamiento de efluentes en muchos países; sin embargo, todavía se consideran materiales costosos debido al uso de materiales no renovables y costosos en su fabricación. En dicho experimento se evaluó el potencial de adsorción de los carbones activados derivados de residuos de biogás para eliminar azul de metileno en soluciones acuosas. Este compuesto se utiliza ampliamente para evaluar adsorbentes debido a que este colorante puede verse como un modelo para la contaminación visible. Los datos de equilibrio y cinéticos del proceso de adsorción se evaluaron para estudiar el mecanismo de adsorción de las moléculas de azul de metileno en los carbones activados derivados de digestatos (Yuan et al., 2010).

### 2.11 Experimentos de incubación

La aplicación de materia orgánica al suelo puede mejorar el crecimiento de los cultivos y reducir los requerimientos de fertilizantes minerales, adicionalmente con estas prácticas se puede restaurar y recuperar los suelos manteniendo la materia orgánica y la fertilidad del suelo. La materia orgánica del suelo es un depósito de elementos nutricionales para las plantas. La adición de la materia orgánica estabilizada debe enriquecer al suelo para mantener su calidad (Habai et al., 2016).

Comprender las diferentes transformaciones de nitrógeno que se llevan a cabo en el proceso de aplicación de un material orgánico es necesario para evitar aplicaciones excesivas de fertilizantes y disminuir los flujos de nitrógeno al medio, además de optimizar el manejo de residuos. El propósito principal de estos estudios es conocer la disponibilidad de nitrógeno mineral tras la aplicación de un fertilizante orgánico (Figueroa-Barrera et al., 2012).

Los estudios para evaluar las interacciones de la aplicación de materia orgánica al suelo se pueden llevar a cabo en campo o en laboratorio. Ambos tienen ventajas y desventajas. Los estudios de campo permiten someter el fertilizante a condiciones reales, mientras que los experimentos de incubación en maceta en laboratorio se llevan a cabo bajo condiciones ambientales controladas. Los métodos biológicos se clasifican de acuerdo con las condiciones de incubación. Pueden ser aerobios y anaerobios dependiendo de la disponibilidad de oxígeno. Otra clasificación distingue a los métodos dinámicos, siendo estos los que permiten lixiviación; de los estáticos que no la permiten. Entre las variables de operación que se controlan se encuentran las que afectan las transformaciones de nitrógeno, estas son: temperatura y la humedad, el tipo de suelo entre otras (Canali et al., 2011).

### 3 Metodología

#### 3.1 Etapas experimentales

El trabajo de tesis comprendió tres etapas:

La Etapa I, consistió en obtener el suelo, los materiales a evaluar y los materiales de comparación. Se recolectó el suelo, la FORSU y la composta y se preparó digestato por medio del proceso de digestión anaerobia, una parte del digestato se reservó para utilizarlo como digestato completo y otra parte se separó en sus fracciones sólida y líquida.

La Etapa II comprendió la caracterización del suelo y los diferentes materiales obtenidos, consistió en la determinación de sólidos volátiles, fijos y totales, además del análisis del Nitrógeno Total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal y nitratos.

En la Etapa III, se llevó a cabo el experimento de incubación en el suelo con microorganismos de la digestión anaerobia y del suelo, con la finalidad de evaluar las transformaciones del nitrógeno de utilidad en uso agrícola de los diferentes sistemas estudiados. Se colocaron seis contenedores, tres sistemas de referencia: 1) conteniendo solo suelo, 2) Suelo y composta, 3) Suelo y FORSU y tres sistemas a evaluar que contenían digestato: 4) Suelo y digestato, 5) Suelo y FSD y 6) Suelo y FLD.

En la Figura 3.1 podemos observar gráficamente las etapas comprendidas en este trabajo.

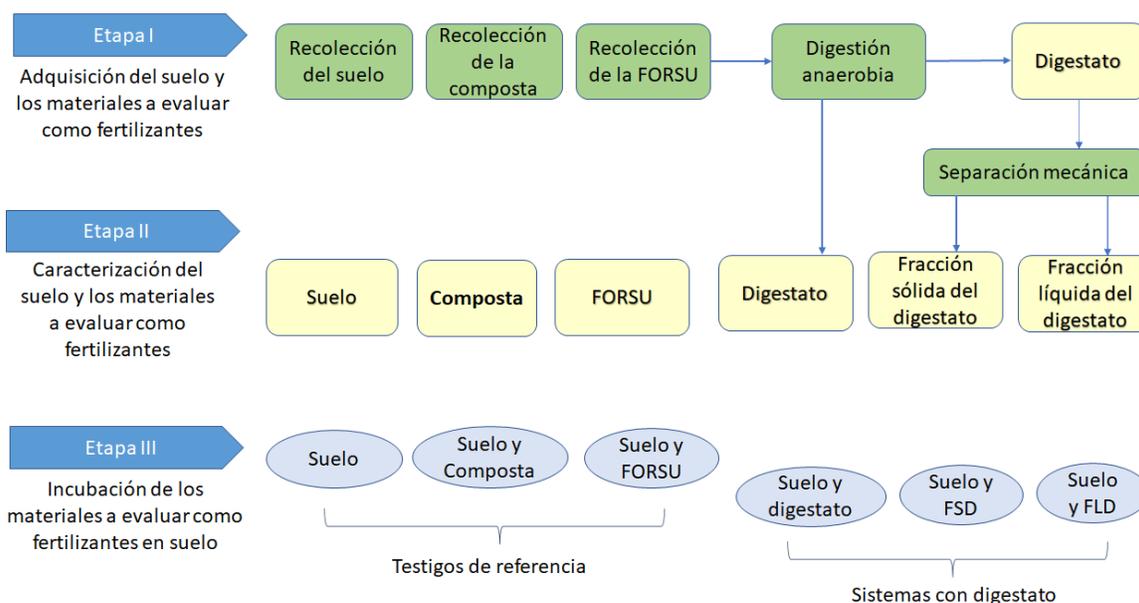


Figura 3.1 Etapas de experimentación

### 3.1.1 Etapa I. Adquisición del suelo y los materiales a evaluar como fertilizantes

#### 3.1.1.1 Recolección del suelo

El suelo se recolectó de un predio en Xochimilco que es una de las 16 alcaldías de la Ciudad de México y se sitúa al sureste de esta ciudad. La sierra de Xochitepec es una de las unidades litológicas de esta alcaldía, presenta rocas volcánicas terciarias de andesitas y basaltos, el suelo en estos sitios es predominantemente franco-arenoso (Saules, 1986). La parcela donde fue recolectado el suelo se encuentra situada al pie de esta formación geológica. El suelo franco arenoso está formado por el 65 % de arena, el limo representa el 25 % y el 10 % de arcilla según el triángulo de textura del suelo de la USDA (Ciancaglini, 2000).

Para la recolección del suelo, se hizo un orificio de aproximadamente 40 cm de profundidad, se extrajo y se tamizó con una malla de 2 mm y se mezcló manualmente con la finalidad de homogenizarlo. En la Figura 3.2 podemos observar al suelo tamizado. Se dejó secar a la intemperie por 8 días y al cabo de este tiempo se guardó a la sombra en un recipiente cerrado y se tomó una muestra con fines de caracterización.



Figura 3.2 Suelo tamizado

### 3.1.1.2 Recolección de la FORSU

El 26 de marzo del 2019 en la estación de transferencia de Coyoacán se realizó el muestreo de la FORSU. Esta estación de transferencia recibe residuos de las alcaldías Coyoacán, Xochimilco y Tlalpan. Los residuos orgánicos se reciben los martes, jueves y sábados, mientras que los residuos inorgánicos se recolectan los lunes, miércoles, viernes y domingos.

El muestreo se llevó a cabo siguiendo la metodología de la norma NMX-AA-015-1985, que refiere al método de cuarteo. Se tomó una muestra de residuos de 20 camiones seleccionados aleatoriamente, los camiones son como el que muestra la Figura 3.3. Utilizando un contenedor de 200 L, se tomaron 859 kg de FORSU en total. Aplicando el procedimiento de cuarteo, que se muestra en la Figura 3.4, se mezcló la FORSU y se dividió en 4 partes extendiendo la FORSU en el piso formando un cuadrado de 4 m de longitud aproximadamente y dividiéndolo en cuatro partes, cuidando que estas fueran equitativas. De este cuadrado, se tomaron 2 partes opuestas en diagonal y las otras dos fueron desechadas y dispuestas nuevamente por los trabajadores de la estación de transferencia. El procedimiento anterior fue repetido hasta lograr tener FORSU con un peso de 200 kg, que fue almacenada en bolsas de polietileno con 500 g cada una, cada bolsa se etiquetó con la fecha del muestreo y fueron almacenadas en un congelador a  $-19^{\circ}\text{C}$ , una bolsa de polietileno con FORSU se muestra en la Figura 3.5.



Figura 3.3 Camión depositando residuos orgánicos en la Estación de Transferencia de Coyoacán



**Figura 3.4 Residuos divididos en 4 partes como lo indica el Método de Cuarteo**



**Figura 3.5 FORSU en bolsa de polietileno**

### 3.1.1.3 Recolección de la composta

La composta fue tomada de un experimento previo, fue preparada con 6 kg de FORSU, hojarasca, 10 kg de suelo y como inóculo composta proveniente de la planta de compostaje de ciudad universitaria. Se mezclaron los componentes y se les realizó riego y volteo manual para mantener condiciones aerobias por 3 meses como lo marca la norma NADF-020-AMBT-2011.

### 3.1.1.4 Preparación del digestato

Se retiraron 4 bolsas de FORSU del congelador y se trituraron en la licuadora industrial marca Internacional que se muestra en la Figura 3.6. El tamaño y la forma de las partículas de FORSU era heterogéneo y menor o igual a 5 mm.

Se utilizó como inóculo gránulos procedentes de un reactor anaerobio tipo UASB del tratamiento de aguas residuales de la cervecería Modelo, el inóculo fue molido en una licuadora industrial marca Internacional, posteriormente fue lavado y centrifugado, este proceso se llevó a cabo 2 veces.

Fue necesario la caracterización del inóculo y la FORSU en cuanto a sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos fijos además de humedad tal como se muestra en la Figura 3.7. Los datos obtenidos se muestran en la Tabla 3.1.

**Tabla 3.1 Caracterización de inóculo y FORSU para el proceso de digestión anaerobia**

	Humedad (%)	Sólidos volátiles (%)	Sólidos fijos (%)	Sólidos totales (%)
<b>Inóculo</b>	92.31 ± 0.015	6.37 ± 0.064	1.31 ± 0.071	7.69 ± 0.015
<b>FORSU</b>	73.05 ± 1.35	21.90 ± 1.13	5.04 ± 0.335	26.95 ± 1.35



**Figura 3.6. Licuadora marca Internacional**



**Figura 3.7 Sólidos fijos del inóculo en color café y FORSU en color gris**

En el trabajo de (Campuzano y González-Martínez, 2016), se determinó que la producción de metano producido cuando la FORSU se somete a digestión anaerobia disminuye en el séptimo día, por lo que produce una curva con la pendiente menos pronunciada en la gráfica de producción de metano acumulado. Lo anterior indica que disminuye el riesgo de inhibición por ácidos grasos volátiles a los 7 días. Con base en el análisis anterior se propuso el siguiente procedimiento para la elaboración del digestato.

#### 3.1.1.4.1 Procedimiento para la elaboración del digestato

- Montar un reactor de laboratorio con un volumen de 4 L para obtener suficiente digestato.
- Las condiciones de operación son digestión húmeda y semicontinua, a condiciones mesofílicas, mismas que se consiguieron montando el reactor en el cuarto caliente a 35°C;
- Iniciar operación de forma conservadora para evitar la acidificación por sobrecarga orgánica, como referencia se utilizó la prueba de potencial bioquímico de metano que limita la relación FORSU:inóculo a 1:4, en peso de sólidos volátiles.
- Se determinó una masa de sólidos volátiles para el inóculo de 48 gSV que correspondieron a pesar 753.25 g de inóculo preparado (molido y espesado).
- Suministrar el primer día 54.8 g de FORSU que correspondía a 12 g de sólidos volátiles de ese material, para asegurar la relación 1:4 (FORSU:Inóculo) y agregar por única vez 2 mL de la solución de micronutrientes para PBM que tiene los siguientes compuestos con sus respectivas concentraciones, en mg/L:  $\text{FeCl}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , 2000;  $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , 2000;  $\text{ZnCl}_2$ , 500;  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , 30;  $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 50;  $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 50;  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , 90;  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , 50; EDTA, 1000; HCl, 1;
- Abastecer semanalmente 54.8 g de FORSU, lo que equivale a 12 g de sólidos volátiles de FORSU. En los experimentos de potencial bioquímico de metano para FORSU, al séptimo día

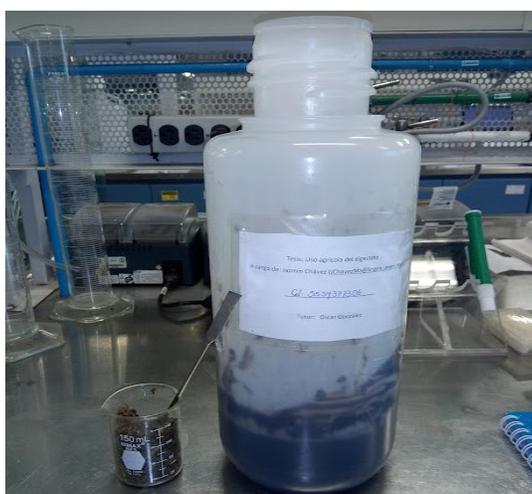
disminuye significativamente la pendiente de producción de metano y con esto disminuye riesgo de acidificación por sobrecarga. La Figura 3.8 muestra el reactor y un vaso de precipitados conteniendo la FORSU para alimentar al reactor.

- Con seis alimentaciones semanales de 54.8 g de FORSU se logró una masa fresca de 1.068 kg en el reactor, suficiente para las pruebas del experimento.
- A partir de la séptima semana no se abasteció FORSU al reactor y se mantuvieron las condiciones de operación de la digestión anaerobia, es decir se mantuvo al digestato en el cuarto caliente a 35 °C y bajo condiciones anaerobias por 21 días como se indica en el procedimiento del Potencial Bioquímico de Metano, descrito en el Anexo A7. La Tabla 3.2 describe las cantidades de inóculo y FORSU suministradas al reactor anaerobio.

**Tabla 3.2 Semanas de operación del reactor anaerobio para obtención de digestato de FORSU**

	Inóculo	SV del inóculo	FORSU	SV de FORSU
Unidades	g	g	g	g
<b>Inicio</b>	753.25	48	54.78	12
<b>Semana 1</b>	0	-	54.78	12
<b>Semana 2</b>	0	-	54.78	12
<b>Semana 3</b>	0	-	54.78	12
<b>Semana 4</b>	0	-	54.78	12
<b>Semana 5</b>	0	-	54.78	12
<b>Semana 6</b>	0	-	54.78	12
<b>Semana 7</b>	0	-	0	-
<b>Semana 8</b>	0	-	0	-
<b>Semana 9</b>	0	-	0	-
<b>Total</b>	753.25	48.00	383.46	84.00

SV: Sólidos volátiles



**Figura 3.8 Digestor anaerobio y FORSU para alimentarlo**

#### 3.1.1.4.2 Composición del biogás

Al término de la preparación del digestato, se determinó la composición del biogás manteniendo condiciones anaerobias y la temperatura a 35 °C, se hicieron 3 mediciones con el cromatógrafo de gases SRI modelo 8610C, obteniendo los resultados que se muestran en la Tabla 3.3, donde se comparan los datos obtenidos en el laboratorio con los datos del trabajo de (Kapoor et al., 2020) . Observamos que la concentración de metano está dentro del rango de los datos de dicho trabajo.

**Tabla 3.3 Valores de composición del biogás en el reactor comparados con el trabajo de (Kapoor et al., 2020)**

	<b>Unidades</b>	<b>Este trabajo</b>	<b>Kapoor et al., 2020</b>
<b>Nitrógeno, N<sub>2</sub></b>	% volumen	13.3 ± 1.5	0-5
<b>Metano, CH<sub>4</sub></b>	% volumen	67.3 ± 0.6	40-65
<b>Dióxido de Carbono, CO<sub>2</sub></b>	% volumen	19.3 ± 1.2	35-55

#### 3.1.1.5 Separación del digestato en sus fracciones sólida y líquida

El digestato resultante tenía un contenido de agua del 91.42 %, este digestato se observa en la Figura 3.9. Comercialmente, el digestato es separado en sus fracciones sólida y líquida ya que la mayoría de los procesos se llevan a cabo por digestión húmeda, es decir, el contenido de agua es mayor al 85 %, y es muy típico encontrar digestatos con contenidos de agua del 95 % (Jenkins et al., 2008), por esta razón esta proporción se escogió para hacer la separación sólido-líquido cuyo objetivo es facilitar el almacenamiento y transporte del digestato.

A 300 g del digestato preparado se adicionaron 214.8 g de agua para tener un porcentaje de sólidos del 5 %, esta mezcla se agitó por 5 min y se centrifugó a 3600 rpm. Se recuperaron 315 mL de la fracción líquida que se observa en la Figura 3.10. La mitad, equivalente a 157.5 mL, se reservó para el experimento de incubación en el suelo en la etapa III y la otra mitad se almacenó con fines de caracterización en la etapa II. De la fracción sólida se obtuvieron 199.8 g, de estos, 150 g se reservaron para experimento de incubación en suelo en Etapa III y los restantes se utilizaron con fines de caracterización en etapa II.



**Figura 3.9 Digestato completo**



**Figura 3.10 Fracción líquida del digestato en la probeta**

### 3.1.2 Etapa II. Caracterización del suelo y los materiales a evaluar como fertilizantes

Una vez que se tuvieron el suelo y los cinco materiales a evaluar como fertilizantes, FORSU, composta, digestato, fracción sólida del digestato FSD y fracción líquida del digestato FLD, se realizó la caracterización de cada uno de ellos. Las características físicas que se obtuvieron fueron sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos fijos (SF), humedad y potencial hidrógeno (pH).

Las formas de nitrógeno que se determinaron para cada uno de los materiales a evaluar y el suelo fueron: Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ); nitrógeno amoniacal total (TAN), que es la suma de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) más amoniacal ( $\text{NH}_3$ ); y nitrógeno total Kjeldahl (NTK), que es la suma de TAN más el nitrógeno orgánico.

### 3.1.2.1 Técnicas Analíticas

Las técnicas analíticas que se utilizaron fueron las que se describen en la Tabla 3.4 en donde se indica además el Anexo que describe cada técnica a detalle.

**Tabla 3.4 Técnicas analíticas**

<b>Parámetro</b>	<b>Principio</b>	<b>Anexo</b>
<b>Sólidos totales y humedad</b>	Evaporación de una muestra a 105°C hasta peso constante, la diferencia de peso representa la medición de sólidos totales (APHA 2540 B).	A.1
<b>Sólidos fijos y volátiles</b>	Incineración de los sólidos totales a 550°C. Los sólidos remanentes representan los sólidos fijos y la diferencia entre los sólidos totales y los fijos representa los sólidos volátiles (APHA 2540 E).	A.2
<b>pH en suelo</b>	Medida de la actividad electrométrica de los iones hidronio ( $\text{H}^+$ ) en solución de suelo y agua 1:2 mediante un electrodo de membrana sensitiva (NOM-021-SEMARNAT-2000).	A.3
<b>Nitrógeno amoniacal N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Reacción de amoniacal con monocloramina para formar un derivado de azul de indofenol que se determina fotométricamente (APHA 4500-BH <sub>3</sub> F).	A.4
<b>NTK</b>	Digestión de la muestra para transformación en amoniacal del nitrógeno orgánico y destilación para la determinación de amonio (APHA, 4500-NH <sub>3</sub> C y 4500-NH <sub>3</sub> E).	A.5
<b>Nitratos</b>	Formación del compuesto 2,6-dimetilfenol (DMP) en solución de ácidos sulfúrico y fosfórico. Determinación fotométrica).	A.6

### 3.1.3 Etapa III. Incubación de los materiales a evaluar como fertilizantes en suelo

#### 3.1.3.1 Colocación de los contenedores a evaluar

Se prepararon 6 contenedores conteniendo suelo y materiales a evaluar como fertilizantes indicados en la Tabla 3.5, en la que también se indica la masa agregada correspondiente a cada sistema.

**Tabla 3.5 Cantidad agregada de suelo y material a evaluar**

<b>Sistema</b>	<b>Etiqueta</b>	<b>Masa agregada de suelo</b>	<b>Masa agregada de material</b>
		kg MF	kg MF
Suelo	<b>Suelo</b>	1.110	0
Suelo y FORSU	<b>S y FORSU</b>	0.655	0.15
Suelo y composta	<b>Suelo y composta</b>	0.675	0.151
Suelo y digestato	<b>Suelo y Digestato</b>	0.700	0.152
Suelo y Fracción sólida del digestato	<b>Suelo y FSD</b>	0.637	0.153
Suelo y Fracción líquida del digestato	<b>Suelo y FLD</b>	0.713	0.154

MF: Masa Fresca

Los contenedores se metieron en incubadora y se mantuvieron a temperatura de 20 °C y abiertos a la atmósfera (destapados). Se mantuvo la humedad por riego manual cada 3 días. La Figura 3.11 muestra cómo se colocaron los contenedores en el experimento de incubación



**Figura 3.11 Contenedores y materiales agregados al suelo en el experimento de incubación**

### 3.1.3.2 Variación de pH y nitrógeno amoniacal en el tiempo

Semanalmente para cada contenedor se determinaron: Sólidos totales, humedad, pH, nitrógeno amoniacal TAN. Las determinaciones se realizaron por métodos destructivos con el siguiente procedimiento.

### 3.1.3.3 Procedimiento para la determinación del pH y nitrógeno mineral en el suelo

1. Tomar la muestra en un vaso de precipitados de 50 mL y agregar 5 mL de agua, agitar y medir el pH como se indica en el Anexo A.3.
2. Con 25 mL de agua destilada enjuagar el potenciómetro, con cuidado de no perder agua en este procedimiento para sumar en total 30 mL de agua agregada a la muestra.
3. Esta mezcla se pone en agitación por una hora, posteriormente se separa por centrifugación a 3600 rpm.
4. Del sobrenadante se toma 1 mL para la determinación de nitratos utilizando una punta para cada mezcla. El procedimiento se detalla en el Anexo A.6.
5. Determinar el contenido de amonio en el sobrenadante como se indica en el Anexo A.4.

### 3.1.3.4 Construcción del perfil de concentraciones de amonio y nitratos

Al final del experimento (60 días de incubación) se determinó un perfil de las concentraciones de amonio y nitrato en el suelo dependiendo de la profundidad. Con el suelo restante del inciso anterior, cada contenedor fue dividido midiendo cada 2 cm hasta terminar la profundidad del contenedor como se muestra en la Figura 3.12. Se tomó una muestra de suelo, primero en la capa superior, después se retiró todo el suelo perteneciente a esa capa y se tomó la siguiente muestra, repitiéndose este procedimiento hasta llegar al fondo del contenedor, a cada muestra tomada se evaluó el contenido de amonio y nitratos como se detalla en los Anexos A4 y A6, respectivamente.



Figura 3.12 Contenedores para la toma de muestra y construcción del perfil de concentraciones de amonio y nitratos

### 3.1.3.5 Ecuaciones para la determinación del Porcentaje de Mineralización Neto %NMT y el Porcentaje de nitrificación %Nit

La Ecuación 3.1, se utilizó para determinar el Porcentaje de Mineralización Neto % NMT, que se calculó como la diferencia de nitrógeno mineral (CNM) en la mezcla correspondiente (en el día 60 menos el nitrógeno mineral en el día 0) y el nitrógeno mineral en el suelo (en el día 60 menos el nitrógeno mineral en el día 0) entre el nitrógeno total añadido (CNT) y multiplicado por 100. El contenido de nitrógeno se expresa en concentración en el suelo con unidades de mg N/kg ST. Esta es la forma como se calcula el Porcentaje de Mineralización Neta en los trabajos de Albuquerque et al. (2012); y Rigby y Smith, (2013)

$$\% NMT = \frac{[(CNM_{d60} - CNM_{d0})_{Mezcla} - (CNM_{d60} - CNM_{d0})_{suelo}]}{CNT_{agregado}} \times 100 \quad \text{Ecuación 3.1}$$

Análogamente, con la Ecuación 3.2 se determinó el Porcentaje de Nitrificación Neta %Nit (conversión hacia nitratos), se calculó como la diferencia de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en la mezcla correspondiente (en el día 60 menos nitratos en el día 0) y el contenido de nitratos en el suelo (en el día 60 menos el contenido de nitratos en el día 0) entre el nitrógeno total añadido multiplicado por 100.

$$\% Nit = \frac{[(\text{CNO}_3^-_{d60} - \text{CNO}_3^-_{d0})_{Mezcla} - (\text{CNO}_3^-_{d60} - \text{CNO}_3^-_{d0})_{suelo}]}{CNT_{agregado}} \times 100 \quad \text{Ecuación 3.2}$$

## 4 Análisis y discusión de resultados

### 4.1 Composición del nitrógeno antes y después del proceso de digestión anaerobia

Además de la FORSU y el inóculo, se introdujeron al reactor 2 ml de micronutrientes por lo que la masa inicial fue de 1138.30 g. Después de las 9 semanas que el reactor estuvo en el cuarto caliente se obtuvo la masa del digestato por diferencia de peso con la masa del reactor, la masa del digestato fue de 1068.8 g. La diferencia entre el valor inicial son 69.5 g, que se perdieron como biogás y en el arrastre durante las alimentaciones. El balance de masa para el nitrógeno en el proceso de digestión anaerobia se muestra en la Tabla 4.1. La suma del nitrógeno total para el inóculo y la FORSU fue de 8695 mgN/kgMF, mientras que el contenido total de nitrógeno para el digestato fue de 7666 mgN/kg MF, la diferencia se puede explicar debido a que los datos que arroja la determinación del nitrógeno total Kjeldahl tienen una desviación estándar alta, además se presentan pérdidas de nitrógeno durante el proceso de digestión anaerobia como lo indican (Svehla P., et al, 2020) debido principalmente a volatilización al aumentar el pH en el digestor con la temperatura de operación, pérdidas que no se cuantificaron.

Antes de la digestión anaerobia, el nitrógeno amoniacal representaba el 5 y 4 % respectivamente para el inóculo y la FORSU con respecto al nitrógeno total Kjeldahl, después del proceso de digestión anaerobia, se obtiene digestato con una composición del 38 % de nitrógeno amoniacal. En la digestión anaerobia se obtiene digestato con un contenido inferior de materia orgánica o nitrógeno orgánico como consecuencia de la producción de nitrógeno amoniacal, como lo explican Möller y Müller (2012). Nkoa (2013) describe este fenómeno como el paso del nitrógeno a un estado más “suelto” o “disponible”, que se produce durante el proceso de digestión anaerobia, se produce el rompimiento de las moléculas orgánicas de la FORSU, como consecuencia el nitrógeno orgánico es liberado en su forma amoniacal. Esta propiedad es importante al momento en que el digestato se incorpora al suelo ya que esta forma de nitrógeno es soluble y disponible por lo que es más fácil que sea asimilado por las plantas y hace valorar al digestato como fertilizante.

**Tabla 4.1 Contenido de nitrógeno orgánico y amoniacal en el inóculo, la FORSU y el digestato**

<b>Parámetro</b>	<b>N-Norg</b>	<b>N-TAN</b>	<b>Masa en el reactor</b>	<b>Nitrógeno total</b>
<b>Unidades</b>	mgN/kg MF	mgN/kg MF	kg	mgN
<b>Inóculo</b>	7634.9 ± 228.7	360.15 ± 9.09	0.753	6020.3
<b>FORSU</b>	6507.7 ± 106.7	371.45 ± 12.12	0.383	2634.7
<b>Después de la digestión anaerobia</b>				
<b>Digestato</b>	4447.8 ± 376.8	2730.11 ± 15.38	1.068	7666.0

## 4.2 Características del suelo y los materiales a evaluar como fertilizantes

### 4.2.1 Contenido de agua y sólidos de los materiales a evaluar

Se determinó cantidad de agua y sólidos totales, estos se diferenciaron en sólidos fijos de los volátiles como una medida de la materia orgánica presente en cada material a evaluar, estas características se muestran en la Tabla 4.2.

Observamos que el digestato completo tiene un contenido de agua mayor al 90 %, esto es derivado del tipo de proceso que se llevó a cabo que fue digestión húmeda, la materia orgánica medida como sólidos volátiles predominó a los sólidos fijos. El contenido de agua para la FSD también fue predominante pero muy similar a la del digestato completo, lo que nos indica que la separación del líquido no fue muy eficiente, en donde la materia orgánica también tiene un valor muy parecido a la del digestato completo. Para la FLD tenemos un contenido de agua del 98.9 % y el contenido de sólido totales representa sólo el 1.1 %, sin embargo, la mayoría sigue siendo correspondientes a sólidos volátiles representando a la materia orgánica presente en el digestato en ese material.

A excepción de la composta, en el resto de los materiales, el contenido de agua predomina, lo que se acentúa en la fracción líquida del digestato, donde llega a ser del 98.9 %. Mientras que, para la composta, el contenido de agua es del 37.7 %. Además, se pudo observar que, en los distintos materiales evaluados, con excepción de la composta, el contenido de sólidos volátiles fue superior que el de sólidos fijos.

Tabla 4.2 Características físicas de los materiales a evaluar y comparar

Parámetro	Agua	Sólidos Volátiles	Sólidos Fijos	Sólidos Totales
Unidades	%	%	%	%
<b>FORSU</b>	72.0 ± 1.6	21.8 ± 0.7	6.1 ± 1.6	27.9 ± 1.6
<b>Composta</b>	37.7 ± 0.3	14.2 ± 0.1	48.0 ± 0.2	62.3 ± 0.3
<b>Digestato</b>	91.4 ± 0.2	6.0 ± 0.1	2.5 ± 0.2	8.6 ± 0.2
<b>FSD</b>	90.1 ± 0.2	6.6 ± 0.5	3.2 ± 0.4	9.9 ± 0.2
<b>FLD</b>	98.9 ± 0.1	0.6 ± 0.1	0.4 ± 0.1	1.1 ± 0.1

FSD: Fracción sólida del digestato; FLD: Fracción líquida del digestato

### 4.2.2 Sólidos y nitrógeno en suelo de cultivo

Fue importante determinar las características del suelo utilizado en el experimento de incubación y de esta forma hacer un seguimiento de los cambios en la composición y especies del nitrógeno dependiendo del material agregado. Las características que se determinaron se muestran en la

Tabla 4.3. (Tambone et al., 2017) utilizaron para experimento un suelo con 11.72 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/kg MF; 1210 mg N-Norg/kg MF; y 13.58 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/kg MF, que son semejantes a parámetros obtenidos en nuestro suelo para incubación.

**Tabla 4.3 Características del suelo agrícola utilizado**

<b>Características físicas</b>		
<b>Humedad</b>	%	7.37
<b>Sólidos volátiles</b>	%	4.49
<b>Sólidos fijos</b>	%	88.14
<b>Sólidos totales</b>	%	92.63
<b>Contenido y forma de nitrógeno</b>		
<b>Amonio</b>	mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /kg MF	7.84
<b>TKN</b>	mg N-NTK/ kg MF	1499.9
<b>Nitratos</b>	mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> / kg MF	35.01
<b>pH</b>		6.03

#### 4.2.3 Nitrógeno en los materiales a evaluar como fertilizantes

Los valores de concentración de NTK y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> para las diferentes fases del digestato se muestran en la Tabla 4.4, donde se comparan los datos obtenidos en el laboratorio con los datos de Riva et al. (2016).

**Tabla 4.4 Nitrógeno amoniacal y total Kjeldahl en el digestato y sus fracciones comparados con datos de (Riva et al., 2016)**

<b>Parámetro</b>	<b>ST</b>	<b>N-NTK</b>		<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	
	<b>Este trabajo</b>	<b>Este trabajo</b>	<b>Riva et al., 2016</b>	<b>Este trabajo</b>	<b>Riva et al., 2016</b>
<b>Unidades</b>	%	mg N/kg MF		mg N/kg MF	
<b>Digestato completo</b>	8.58 ± 0.18	7178 ± 376	3560	2730 ± 15	1800
<b>Fracción Sólida del digestato, FSD</b>	9.88 ± 0.019	8510	5540	1542	2080
<b>Fracción Líquida del digestato, FLD</b>	1.05 ± 0.03	2534	3440	1170	1590

ST: Sólidos totales; NTK: Nitrógeno Total Kjeldahl; MF: Masa fresca

Para el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), se observa en ambos trabajos una concentración mayor para la fase sólida, que es superior que el valor de la concentración del digestato completo. Lo que se

puede explicar porque las fibras aún no degradadas durante la digestión anaerobia quedan contenidas en su mayoría en la fase sólida del digestato, por lo que se tiene un incremento del porcentaje de sólidos totales pasando de 8.58 a 9.88 %, mientras que en la fase líquida se tiene un porcentaje de sólidos de tan solo 1.05 %.

Para el nitrógeno amoniacal, podemos observar, que con la separación de las fases la cantidad de amonio fue ligeramente mayor para la fracción sólida del digestato, el caso es similar a lo ocurrido con el trabajo de Riva et al., 2016.

En esta etapa, se determinaron las condiciones y características en que se encontraban los diferentes materiales antes de ser incorporados al suelo para evaluar su potencial como fertilizantes.

### 4.3 Resultados obtenidos en la etapa III: Incubación de los materiales a evaluar como fertilizantes en suelo

#### 4.3.1 Concentraciones iniciales de nitrógeno en sus diferentes especies en los sistemas de referencia

La concentración y la forma de nitrógeno para cada sistema fue calculado con base en las cantidades de suelo y fertilizante agregado utilizando los sólidos totales del suelo, su contenido y forma de nitrógeno correspondiente. Debido a que el contenido de agua varía con el riego y a través del tiempo cuando se evapora el agua, los parámetros se reportan por kilogramo de sólidos totales y se muestran en la Tabla 4.5. Estos datos fueron calculados como un promedio ponderado de las concentraciones del suelo y el material correspondiente.

**Tabla 4.5 Concentración y forma de nitrógeno en los sistemas de referencia**

<b>Sistema</b>	<b>Nitrógeno amoniacal</b>	<b>Nitrógeno orgánico</b>	<b>Nitratos</b>	<b>Nitrógeno mineral</b>	<b>Nitrógeno total</b>
<b>Unidades</b>	mg N/kg ST	mg N/kg ST	mg N/kg ST	mg N/kg ST	mg N/kg ST
<b>Suelo</b>	8	1619	32	41	1652
<b>Suelo y FORSU</b>	94	3004	30	124	3128
<b>Suelo y Composta</b>	9	2635	139	148	2784

Se puede observar que en el sistema Suelo y composta ya se contaba con 139 mg de nitrógeno por cada kilogramo de sólidos totales en forma de nitratos antes de la incubación, esto representó la mayor cantidad de nitrógeno en forma mineral para los sistemas de referencia.

El sistema Suelo y FORSU contenía la mayor cantidad de nitrógeno total, 3128 mg de nitrógeno por cada kilogramo de sólidos totales, solo que la mayor parte, 3004 mgN/kgST, se encontraba en forma orgánica.

### 4.3.2 Concentraciones iniciales de nitrógeno en sus diferentes formas en los sistemas con digestato

En la Tabla 4.6 podemos observar las concentraciones determinadas de nitrógeno en sus diferentes formas en los sistemas con digestato: sistema Suelo y Digestato, sistema Suelo y Fracción Sólida del digestato (Suelo y FSD), y sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato (Suelo y FLD).

Debido a que el contenido de agua varía con el riego y a través del tiempo cuando el suelo va perdiendo humedad, los parámetros se reportan por kilogramo de sólidos totales. Estos datos fueron calculados como un promedio ponderado de las concentraciones del suelo y el material a evaluar correspondiente.

**Tabla 4.6 Concentraciones de nitrógeno en sus diferentes formas para los sistemas con digestato**

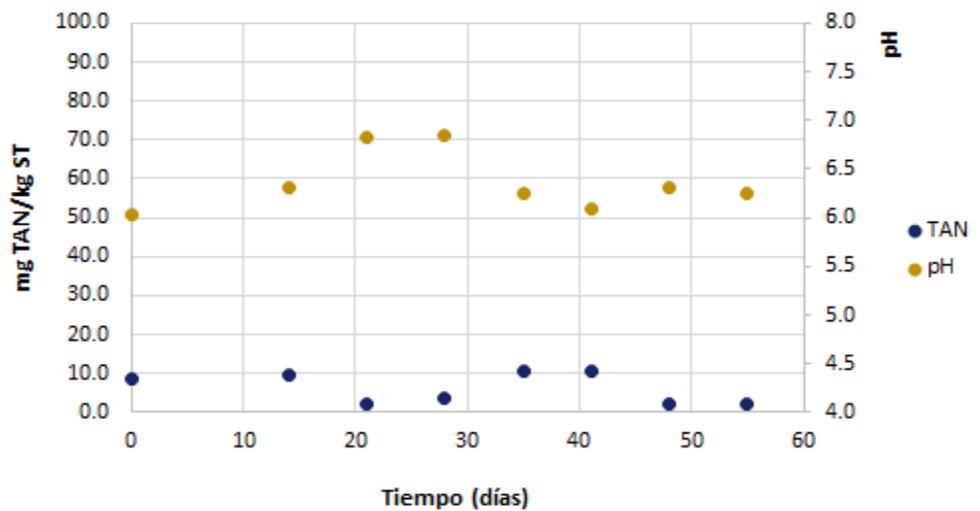
<b>Sistema</b>	<b>Nitrógeno amoniacal</b>	<b>Nitrógeno orgánico</b>	<b>Nitratos</b>	<b>Nitrógeno mineral</b>	<b>Nitrógeno total</b>
<b>Unidades</b>	mg N/kg ST	mg N/kg ST	mg N/kg ST	mg N/kg ST	mg N/kg ST
<b>Suelo y Digestato</b>	636	2737	39	675	3413
<b>Suelo y FSD</b>	403	3368	37	440	3816
<b>Suelo y FLD</b>	281	1924	37	318	2242

Para estos sistemas el nitrógeno mineral predominante se encontraba en forma de nitrógeno amoniacal, siendo mayor su contenido en el sistema Suelo y Digestato. La concentración de nitratos fue similar a la concentración del suelo sin fertilizar ya que ningún digestato aportó nitratos considerablemente. El nitrógeno total Kjeldahl se incrementó, con respecto al suelo, debido al material orgánico agregado, siendo menor el incremento para el sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato y mayor para el sistema Suelo y Fracción Sólida del Digestato, debido a la migración de los componentes orgánicos hacia la fase de fibras durante la separación del digestato.

### 4.3.3 Transformaciones de nitrógeno y cambio en el pH del suelo durante la incubación en los sistemas de referencia

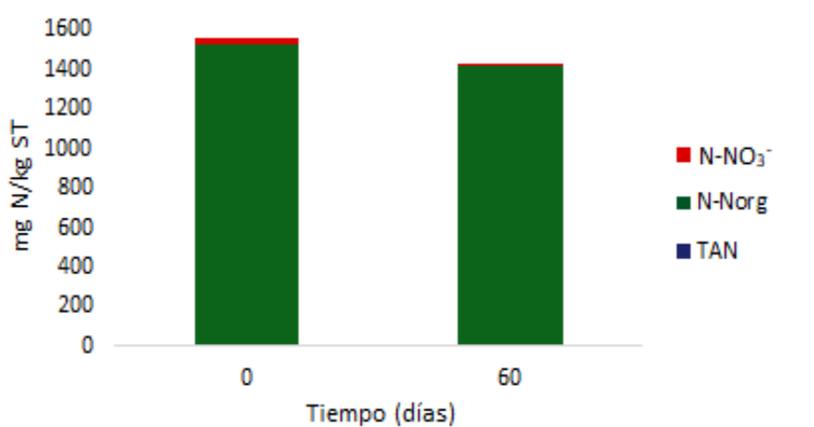
#### 4.3.3.1 El Sistema Suelo

El sistema suelo no tuvo perturbación, pues no se agregó ningún material como posible fertilizante, la concentración de nitrógeno amoniacal varió muy poco y se mantuvo bajo con un promedio de  $6.1 \pm 3.9$  mg TAN/kg ST y el pH también se mantuvo con un promedio de  $6.4 \pm 0.3$ . La Figura 4.1 muestra el comportamiento de la concentración de nitrógeno amoniacal y el pH en el Sistema Suelo.



**Figura 4.1 Comportamiento del nitrógeno amoniacal y el pH en el sistema suelo**

La Figura 4.2 muestra la diferencia de concentraciones de las especies de nitrógeno en el día 0 y después de 60 días de incubación. Observamos que debido a la exposición a la atmósfera existió actividad bioquímica, la concentración de TAN disminuyó de 8.5 a 2.7 mg TAN/kg ST de suelo, sin embargo, también la concentración de nitratos decreció, de 32.44 a 14.63 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/kg ST de suelo, por lo que se puede decir que en el suelo hay interacciones bioquímicas aún sin agregar materia orgánica o alguna otra especie, es probable que la disminución se debiera a la acción de desnitrificación. Debido al riego se tienen mayores interacciones bioquímicas que hacen que las especies de nitrógeno disminuyan, al no tener ingresos de nitrógeno orgánico ni mineral, lo que ocurre durante la erosión en los suelos, la diferencia se encuentra en que en un ambiente natural, el nitrógeno que se pierde es remplazado por la desintegración de organismos Poffenbarger et al. (2018). Robertson y Groffman (2015) indican que la desnitrificación ocurre principalmente en zonas inundadas, pero que todos los suelos contienen desnitrificadores activos.



**Figura 4.2 Concentración de las diferentes especies de nitrógeno en el Sistema Suelo en el día 0 y después de 60 días de incubación**

Al finalizar 60 días de incubación, se evaluó la concentración de nitrógeno mineral a diferentes profundidades, obteniendo el perfil del contenido específico de nitrógeno mineral que se muestra en la Figura 4.3. Las concentraciones iniciales fueron de 8 mg TAN/kg ST y 32 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/kg ST de suelo. Se puede observar que el nitrógeno amoniacal disminuye de la misma manera que se observa una disminución para la concentración de nitratos aproximadamente a la mitad del valor inicial. Nuevamente se puede observar la acción de organismos desnitrificantes en el suelo. En estas gráficas me enfoqué a la búsqueda de nitrógeno amoniacal TAN y su nitrificación, por lo que no se hicieron mediciones de nitrógeno orgánico a diferentes profundidades.

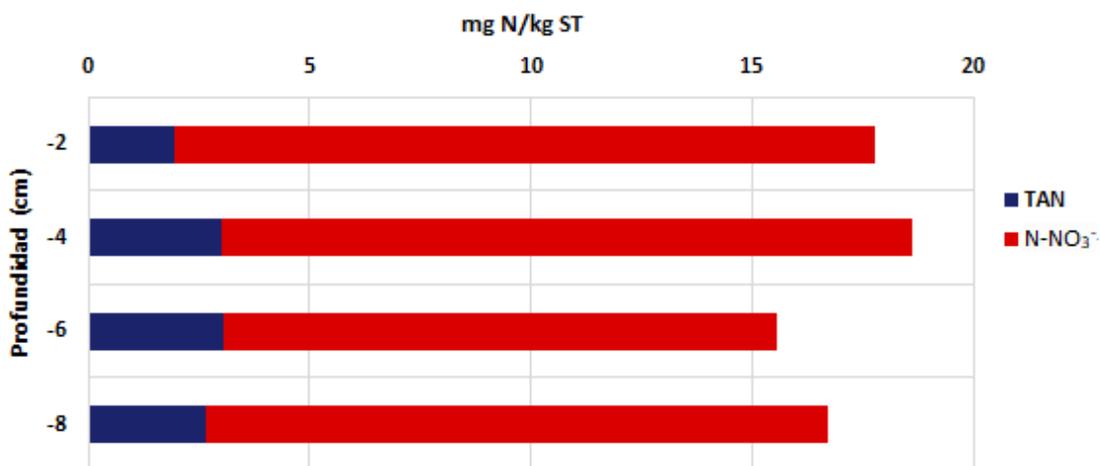


Figura 4.3 Perfil de contenido específico de nitrógeno mineral en el sistema Suelo

#### 4.3.3.2 El Sistema Suelo y FORSU

En este sistema, se tenía un contenido inicial de nitrógeno amoniacal determinado de 94 mg TAN/kg ST. En el periodo posterior al día 14, la concentración desciende a un promedio de  $7 \pm 3$ , lo que representó una disminución de 87 mg TAN/kg ST (figura 4.5).

La FORSU tenía un pH inicial ácido y al agregarla al suelo que también contaba con un pH ácido de 6, se conserva este pH al inicio del experimento. Martínez-Valdez et al. (2015) explican que la FORSU tiene un pH de 4 a 6 debido a los ácidos grasos de cadena corta, Guo et al. (2019) especifican que, durante la mineralización de los sustratos, estos ácidos grasos se descomponen, además debido a la liberación de amonio aumenta el pH del sistema. Wang y Zeng (2018) comentan que el nitrógeno se mineraliza en forma de amoniaco en solución (NH<sub>3</sub>)<sub>sol</sub> con la degradación de la FORSU, el (NH<sub>3</sub>)<sub>sol</sub> adquiere un radical hidronio (H<sup>+</sup>), para formar amonio en solución (NH<sub>3</sub>)<sub>sol</sub>, por esta razón aumenta el pH en la solución del suelo y se da la conversión a nitrógeno amoniacal.

Coincidiendo con las explicaciones anteriores, en el sistema Suelo y FORSU de este trabajo, el pH presenta un valor inicial de 5.2, para mantenerse después (días 14 a 60) entre 7.4 y 8 (Figura 4.5).

La Figura 4.4 muestra la concentración en el tiempo de nitrógeno amoniacal y el pH en el sistema Suelo y FORSU.

El porcentaje de TAN/TKN inicial fue de 5 %, valor que es inferior si se compara con el digestato cuyo porcentaje de TAN fue del 38% del total de nitrógeno. En la FORSU, la mayoría del nitrógeno se encuentra en forma orgánica (95 %). Tampio et al. (2016) reportan la caracterización de la FORSU con un pH de 4.7, un contenido de nitrógeno amoniacal de 300 mg N/kg MF y una relación TAN/TKN del 5.5 %.

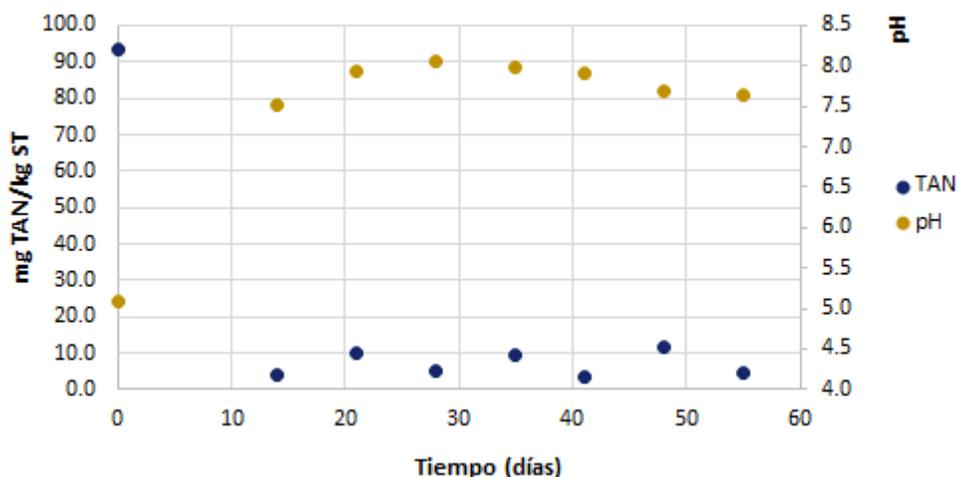


Figura 4.4 Variación de la concentración de nitrógeno amoniacal y el pH en el sistema Suelo y FORSU

En la Figura 4.5 se observa la diferencia de concentraciones de las distintas especies de nitrógeno en el día 0 y después de 60 días de incubación para el sistema Suelo y FORSU. La disminución de nitrógeno total es del 6 % para este sistema. La forma predominante del nitrógeno en la FORSU es la orgánica y se mantiene al final de la incubación. Después del tiempo de incubación, el porcentaje de mineralización neto *NMT*, es de 13.6 %, la mayoría de este nitrógeno lo representa una transformación a nitrógeno amoniacal cuyo contenido aumenta de 93.6 a 275.9 mg TAN/kg ST, lo que muestra actividad de amonificación de la FORSU. También se tiene un ligero aumento de la concentración de nitratos con un porcentaje de nitrificación (*Nit*), igual a 1.6 %.

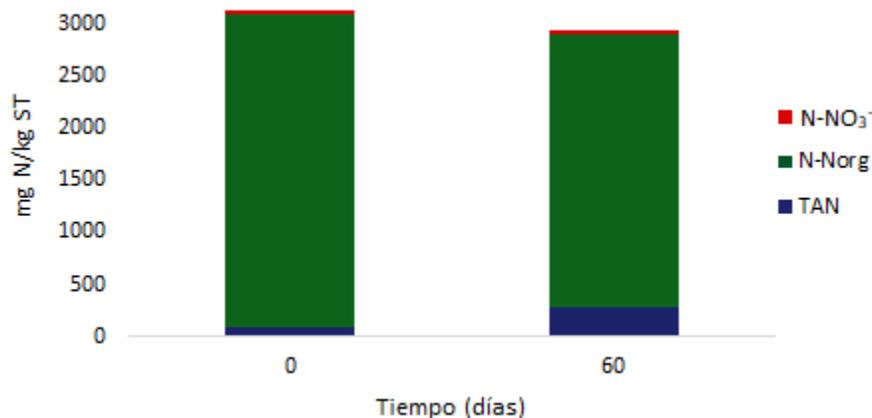
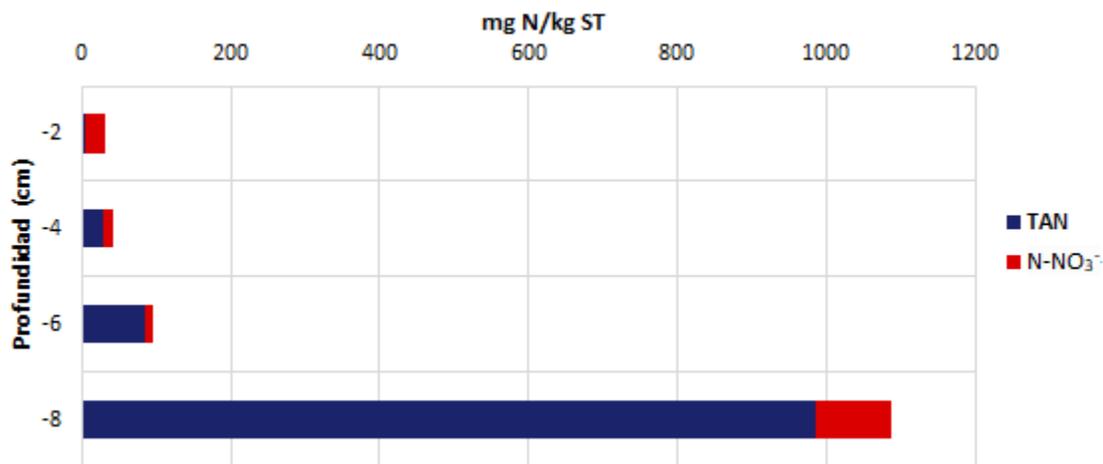


Figura 4.5 Diferencia de contenidos específicos en el sistema Suelo y FORSU para las distintas especies de nitrógeno en el tiempo 0 y después de 60 días de incubación

El perfil de concentraciones que se muestra en la Figura 4.6 se llevó a cabo a los 60 días de incubación, para el sistema Suelo y FORSU, observamos que a medida que se desciende se encuentran mayores concentraciones de nitrógeno amoniacal, no se hicieron mediciones de nitrógeno orgánico. Resultando de 980 mg TAN/kg ST la concentración medida en zona más profunda (8 cm). Con el aumento del pH se favorece la volatilización de amonio, por lo que se pierde con mayor facilidad el nitrógeno amoniacal, en especial en capas superiores. Además, se tienen pérdidas por desnitrificación, el nitrógeno mineral es asimilado por organismos del suelo o utilizado en la nitrificación.



**Figura 4.6 Perfil de concentraciones de nitrógeno amoniacal y nitratos para el sistema Suelo y FORSU**

Al hacer el experimento nuevamente, para precisar datos de transformaciones de nitrógeno orgánico y amoniacal, cuyo gráfico se observa en la Figura 4.7, podemos percatarnos que la nitrificación ocurre desde los primeros momentos del experimento. En el día 3 la concentración de nitratos había aumentado de 36 a 114 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/kg ST; sin embargo, este nitrógeno se pierde por desnitrificación a medida que pasa el tiempo y para el día 45 ya sólo se contaba con 35 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/kg ST. La concentración inicial calculada de TAN era de 88 mg TAN/kg ST, se puede afirmar que este nitrógeno dio origen a los nitratos que posteriormente se perdieron por desnitrificación a partir del día 3. Esta caída de los nitratos concuerda con el experimento de Busby et al. (2007), en donde después de 30 días de su experimento de incubación con residuos orgánicos de alimentos se encuentran concentraciones de nitratos no detectables o inferiores a las concentraciones del suelo. Es de notar que en este experimento el pH era inferior que en el primero manteniéndose en forma ácida y su valor máximo es de 7.

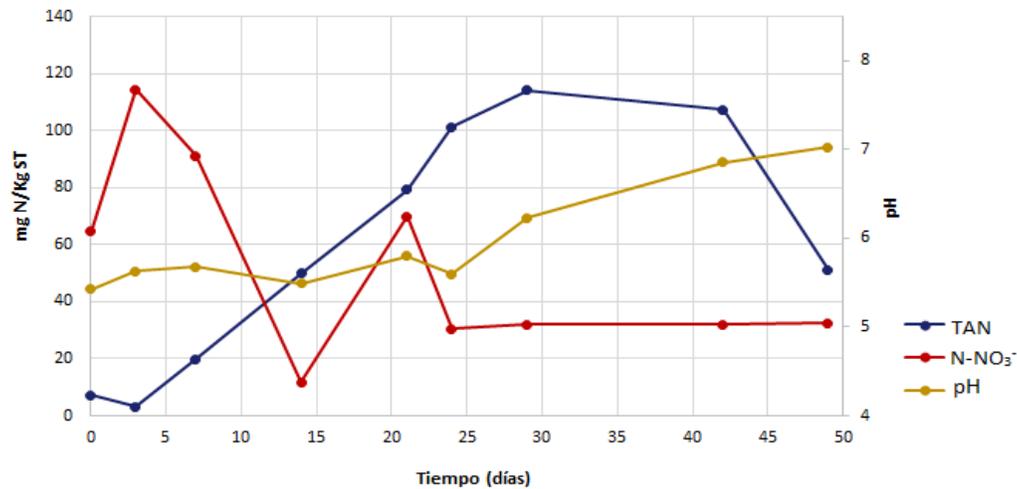


Figura 4.7 Seguimiento de las concentraciones de TAN, nitratos y pH en el segundo experimento de incubación para FORSU

#### 4.3.3.3 Sistema Suelo y Composta

En este sistema, se tiene un material para referencia como fertilizante con un contenido de nitrógeno amoniacal bajo en comparación con los demás materiales a evaluar como fertilizantes, inicialmente la concentración era inferior a 9 mg TAN/kg ST, ver Figura 4.9. Tambone et al. (2017) reportan el uso de composta con un contenido de nitrógeno amoniacal correspondiente al 13 % del Nitrógeno total Kjeldahl. Para este material, el pH se mantiene neutro de  $7.1 \pm 0.2$ . Guo et al. (2019), explican que durante el proceso de composteo se producen ácidos húmicos que amortiguan el pH debido a la presencia de grupos terminales fenólicos, enólicos y carboxílicos.

La Figura 4.8 muestra la variación de la concentración de nitrógeno amoniacal y el pH en el sistema Suelo y Composta en el tiempo de incubación.

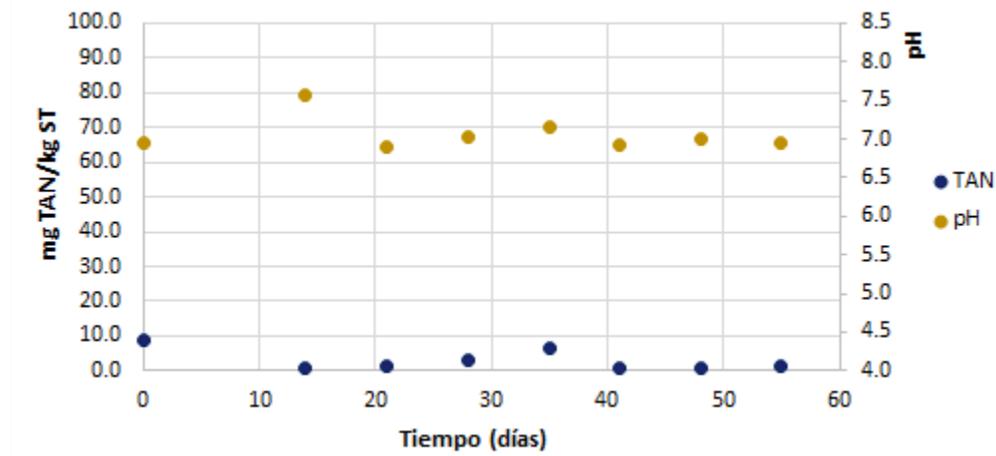
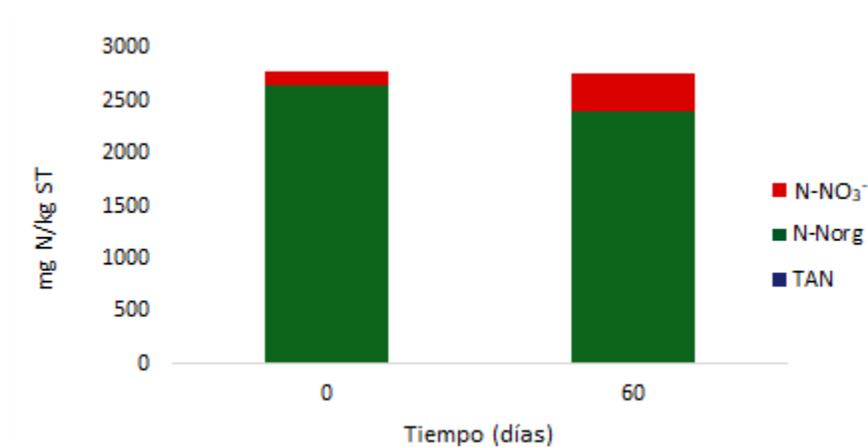


Figura 4.8 Variación de la concentración de nitrógeno amoniacal y el pH en el tiempo de incubación para el sistema Suelo y Composta

Este sistema al tener materia orgánica estabilizada es el que tuvo menor pérdida de nitrógeno total, se determinó del 1 %, esto se puede observar en la Figura 4.9. El porcentaje de mineralización NMT es del 19 %, cantidad que es igual que el porcentaje de nitrificación  $N_{it}$ , ya que el nitrógeno mineral está conformado por nitratos en este material de comparación, con un aumento de la concentración de nitratos de 138.7 a 352 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> /kg ST. Bernal et al. (2009) comentan que durante el periodo de composteo se pierde un porcentaje de nitrógeno considerable de más del 50 %, principalmente en la fase de degradación de los residuos; sin embargo, una vez que se avanza en el proceso de compostaje se forman sustancias que son resistentes a la volatilización, la lixiviación y la desnitrificación, por lo que el grado de humificación de la materia orgánica es un criterio agronómico de calidad en la composta.



**Figura 4.9 Concentración de las especies de nitrógeno en el tiempo 0 y después de 60 días de incubación**

El perfil de concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal se realizó a los 60 días de incubación. Los resultados se muestran en la Figura 4.10, se observa un aumento en la concentración de nitratos sobre todo notable en la capa superior donde la concentración pasa de 138 en el tiempo 0 a 644 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> /kg ST a los 60 días de incubación, esta cantidad corresponde a NMT del 50 %. Aunque la mineralización se dio en todos los estratos, a 10 cm de profundidad la concentración de nitratos fue de 220 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> /kg ST lo que representa un NMT del 16 %. Gutierrez et al. (2015) exponen la necesidad de sincronía entre los requerimientos de los cultivos y la aplicación de los fertilizantes orgánicos o sintéticos, lo que además de aumentar la eficiencia en el uso del nitrógeno, reduce los flujos al medio.

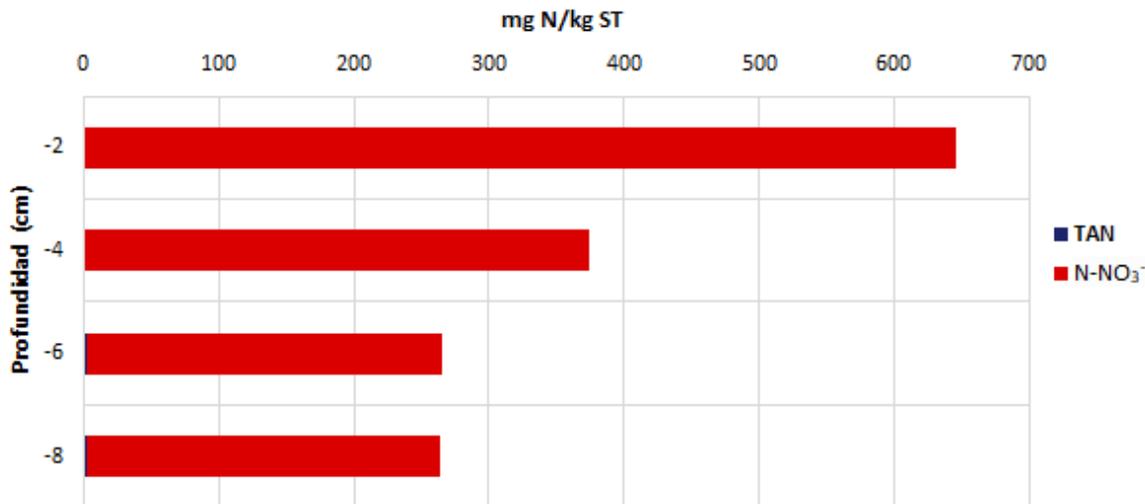


Figura 4.10 Perfil de concentraciones de las especies minerales de nitrógeno para el sistema Suelo y Composta

#### 4.3.4 Transformaciones de nitrógeno y cambio en el pH del suelo durante la incubación para los sistemas con digestato

El digestato tiene como características, una concentración de nitrógeno amoniacal TAN superior a 35 % del nitrógeno total, además de un pH básico que favorece el fenómeno de volatilización.

El pKa del equilibrio amonio - amoniaco es de 9.259, a ese pH se tiene el 50 % de TAN en forma de amoniaco y el otro 50 % como amonio; sin embargo, la conversión hacia amoniaco comienza a pH más bajo según la ecuación de 2.11.

Podemos tener amoniaco desde pH neutro como se indica en la Tabla 4.7. A pH de 7 ya se tiene un 0.5 % de amoniaco y a pH de 8.32 que es el pH más básico que se determinó en el suelo con la aplicación de digestato se tiene un 10 % de amoniaco (NH<sub>3</sub>) en solución, este compuesto pasa a la fase gaseosa como (NH<sub>3</sub>) gaseoso y por efecto del contacto con la atmósfera es desplazado de las capas superiores del suelo terminando el proceso de volatilización. Con la volatilización se libera un radical hidronio (H<sup>+</sup>) en la solución de suelo acidificando la solución y disminuyendo el pH con lo que se contribuye a que el fenómeno de volatilización disminuya.

Tabla 4.7 Composición porcentual de las concentraciones de amoniaco y amonio según el pH de la solución

pH	NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	amoniaco	amonio
		%	%
7	0.01	0.55	99.45
8	0.06	5.22	94.78
8.32	0.12	10.32	89.68
9	0.55	35.52	64.48
9.259	1.00	50.00	50.00
11	55.08	98.22	1.78

#### 4.3.4.1 El Sistema Suelo y Digestato

La Figura 4.11 muestra el comportamiento de la concentración de TAN y pH en el sistema Suelo y Digestato. En este sistema el nitrógeno amoniacal inicial, fue de 635 mg TAN/kg ST, que es el más alto para las mezclas suelo y materiales agregados a evaluar como fertilizantes. Debido a la combinación de los factores de altas concentraciones de nitrógeno amoniacal y un pH básico mayor de 8, se interpreta que parte del nitrógeno amoniacal que se pierde es por volatilización producida durante la manipulación del digestato y el volteo del suelo una vez hecha la mezcla al tratar de homogenizar la concentración del digestato en el suelo, esto da como resultado que en el día 14 ya sólo se contaba con 154 mg TAN/kg ST y el pH pasa de ser básico a ser neutro. En el experimento de Tambone et al. (2019) para digestato determinan analíticamente un valor de concentración de 54 mg TAN/kg ST, mientras que el valor calculado es de 82 mg TAN/kg ST, lo que asocian a pérdidas en la preparación de las mezclas. Después del día 14, se dan variaciones de concentración de nitrógeno amoniacal que tienden a su agotamiento terminando con una concentración de 12 mg TAN/kg ST. El pH también desciende hasta niveles de acidez, para terminar en 6.01. Los cambios de concentración de nitrógeno amoniacal y pH se asocian principalmente a la nitrificación, con lo que se da también la acidificación del suelo.

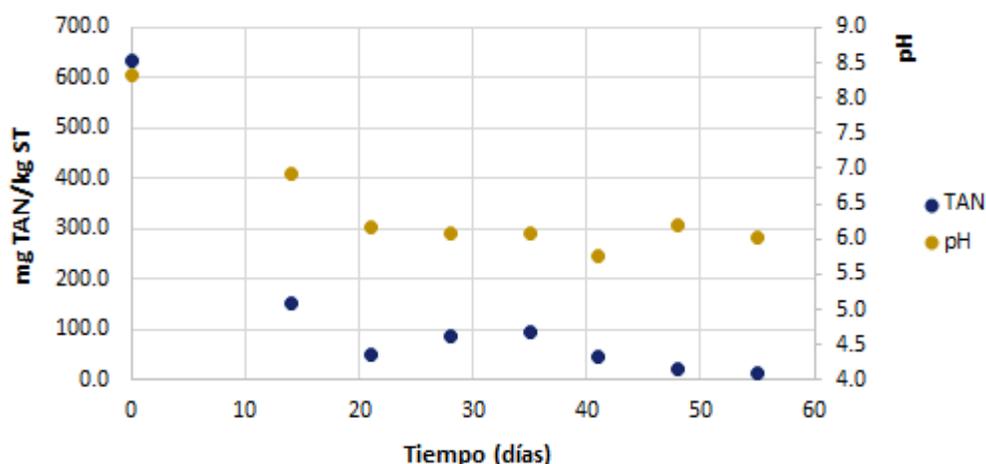
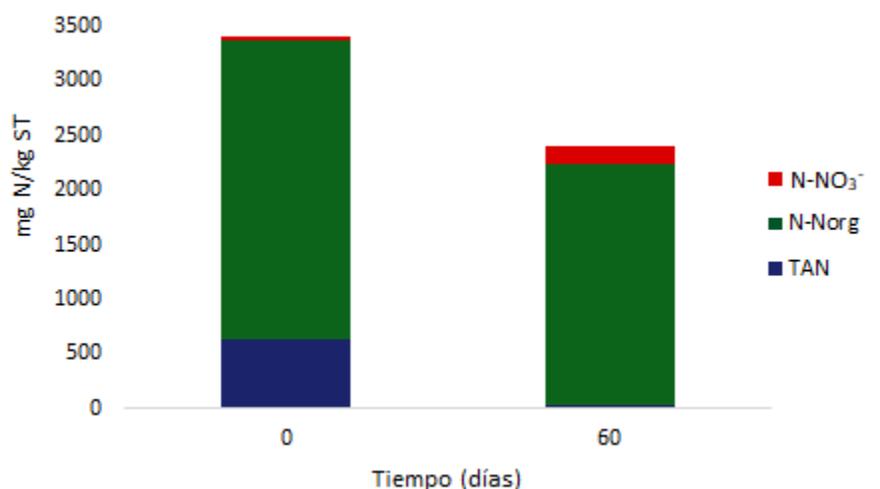


Figura 4.11 Concentración de nitrógeno amoniacal y el pH con respecto al tiempo de incubación para el sistema suelo y digestato

La Figura 4.12 muestra el nitrógeno total por cada kilogramo de suelo en el inicio del experimento y al final de este en el día 60. Las pérdidas del nitrógeno total para este sistema fueron del 30 %. Es notable la disminución de nitrógeno orgánico y el agotamiento de nitrógeno amoniacal, así como un aumento en el nitrógeno en forma de nitratos en el día 60 de incubación. El porcentaje de mineralización NMT, tiene un índice de -24 %, lo que indica que parte del nitrógeno mineral que ya se encontraba en el sistema se pierde en el medio, es nitrificado-desnitrificado, o bien es asimilado por la microbiota del suelo. Sin embargo al tener disminuciones de nitrógeno total, se infiere que el nitrógeno amoniacal se pierde por volatilización en los primeros días del experimento y después de nitrificado, se perdió por desnitrificación. El índice de nitrificación  $N_{it}$ , es del 8 %, lo que indica que la materia orgánica que se agregó se nitrificó en un 8 %.



**Figura 4.12 Concentraciones de las especies de nitrógeno en el día 0 y el el día 60 de incubación para el sistema Suelo y Digestato**

La Figura 4.13 muestra el perfil de concentraciones de las especies de nitrógeno mineral para el sistema Suelo y Digestato en el día 60 de incubación.

Inicialmente se tenían 39 mg N-NO<sub>3</sub>/kg ST y 635 mg TAN/kg ST. Podemos observar que la nitrificación ocurrió en la primera capa en donde la disposición de oxígeno fue el factor determinante, alcanzando valores mayores a 500 mg N-NO<sub>3</sub>/kg ST, la concentración de nitratos disminuyó a medida que la profundidad aumentó. Svehla et al. (2017) reportan nitrificación del 98 % en un reactor CSTR, en donde se asegura la disponibilidad de oxígeno por medio de agitación continua de la fracción líquida del digestato.

Por el contrario, la concentración de TAN aumentó a medida que se descendía en las capas de suelo, alcanzando su mayor valor de 81 mg TAN/kg ST a los 8 cm de profundidad.

Se tiene una pérdida de nitrógeno mineral en todas las capas siendo menor la pérdida en la primera, donde la suma de nitrógeno mineral es de 506 mg N/ kg ST al finalizar el experimento, en esta capa se obtuvo una nitrificación mayor lo que ayudó a evitar la pérdida de nitrógeno.

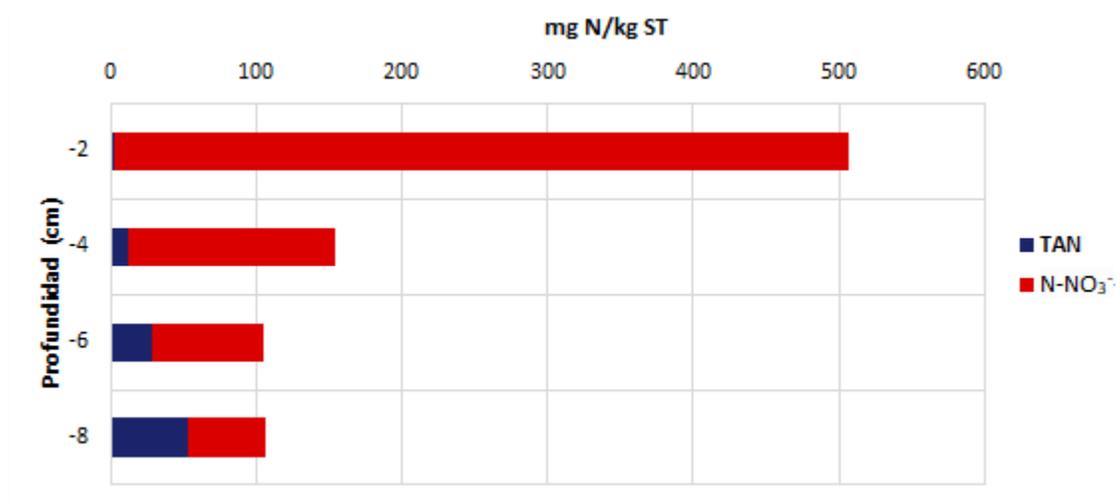


Figura 4.13 Perfil de concentraciones de TAN y nitratos para el sistema Suelo y Digestato

En el segundo experimento de incubación para el sistema Suelo y Digestato, se evaluó, además de la concentración de nitrógeno amoniacal y el pH, la concentración de nitratos en el tiempo.

Se mantuvieron las proporciones de suelo y digestato con respecto al primer experimento con relación a la masa de suelo y digestato agregado. Sin embargo, la concentración de nitrógeno amoniacal (TAN) había disminuido con respecto a la concentración que tenía cuando se extrajo del reactor, lo que se asocia a volatilización de amonio durante su almacenamiento, fenómeno común y uno de los problemas que se presentan cuando se almacena el digestato, como lo reportan Svehla et al. (2020), informan del agotamiento de nitrógeno amoniacal hasta del 96 % en la fracción líquida de digestato.

Las diferencias en ambos experimentos se muestran en la Tabla 4.8, notamos que el pH inicial en el suelo era menor que en el primer experimento.

Tabla 4.8. Diferencias experimentales en la incubación del sistema Suelo y Digestato

	Unidades	1er experimento	2º experimento
Suelo agregado	g	700	200
Digestato agregado	g	152	42.8
Profundidad	cm	15	6
pH inicial		8.33	7.66
Concentración TAN	mg N/kg MF	2730 ± 15	1876 ± 2
Volteo		Sin volteo	Volteo después del día 21 de la determinación

TAN: Nitrógeno Amoniacal Total calculado como la suma de las concentraciones de amonio NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y amoniaco NH<sub>3</sub>

Se pudo evaluar la concentración inicial de nitrógeno amoniacal y nitratos y compararla con la concentración calculada. Los resultados en el suelo para el segundo experimento de incubación se pueden observar en la Figura 4.14.

Para el nitrógeno amoniacal TAN, la concentración inicial que se calcula con la concentración del digestato y el suelo es de 433 mg TAN/kg ST, es mayor a la que se obtiene en el análisis del suelo después de la aplicación del digestato de tan solo 200 mg TAN/kg ST, lo que representa menos de la mitad de este valor; estas pérdidas iniciales se asocian con la volatilización en el manejo del digestato y las mezclas. Tambone et al. (2019) reportan pérdidas de TAN por el 35 % en su experimento de incubación para digestato por volatilización el día inicial de su experimento. Después de la aplicación del digestato se da un agotamiento del nitrógeno amoniacal que se asocia a la nitrificación, esta disminución de TAN no es tan marcada como en el primer experimento, lo que puede deberse a que las condiciones de pH inicial eran más ácidas lo que evitó pérdidas por volatilización de amoníaco. En este experimento se tiene una concentración baja de nitratos, siendo su máximo valor el día 29 del experimento con una concentración de nitratos de 66 mg N-NO<sub>3</sub>/kg ST. Después de este día se da un decaimiento de nitratos lo que se puede asociar a desnitrificación.

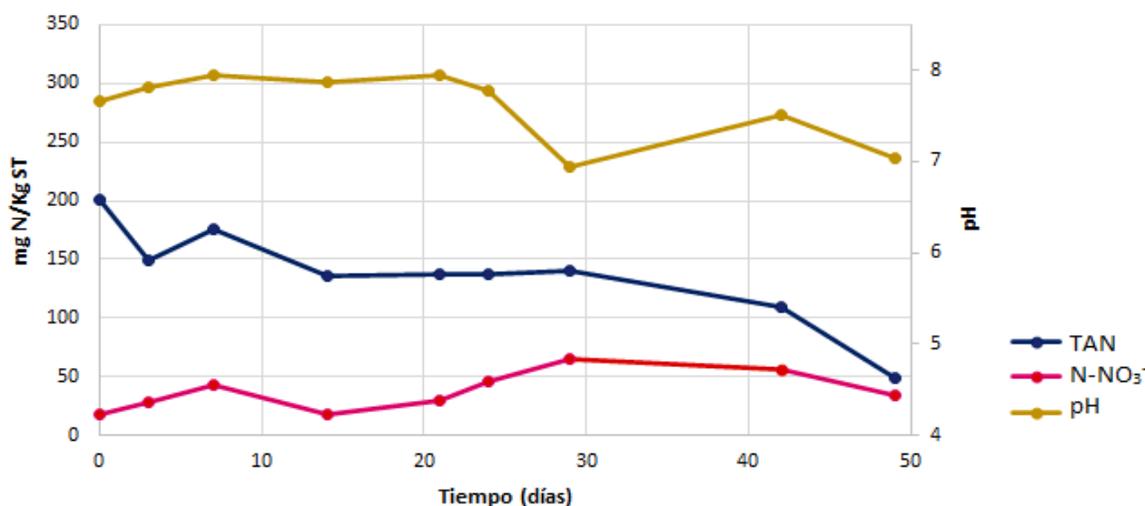


Figura 4.14 Evolución de las concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal para el sistema Suelo y Digestato

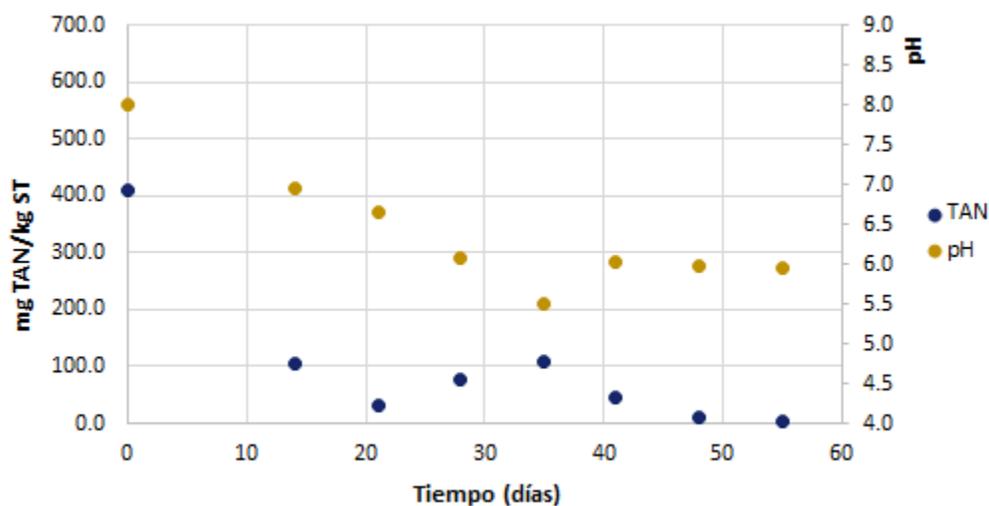
#### 4.3.4.2 El sistema Suelo y Fracción Sólida del Digestato

La fracción sólida del digestato tenía el 20 % de TAN /NTK. La caracterización de Teglia et al. (2011) muestran digestatos con contenidos de nitrógeno amoniacal del 24 al 36 % de NTK.

La concentración inicial calculada de nitrógeno amoniacal (TAN) es de 409 mg TAN/kg ST, es inferior al reportado en el caso del Sistema Suelo y Digestato. De esta cantidad se tiene una disminución en los primeros 14 días a 105 mg TAN/kg ST, ver Figura 4.16. Esta disminución se asocia con un efecto combinado de volatilización del amoníaco y nitrificación, en ambos fenómenos se liberan radicales hidronio H<sup>+</sup> en la solución de suelo dando como resultado la acidificación del suelo. La volatilización principalmente se da en el día 0 con la preparación de las mezclas ya que se combinan las propiedades de pH básico y concentraciones altas de nitrógeno amoniacal. Después de este día el valor del nitrógeno amoniacal continúa disminuyendo y al final del experimento se tiene tan solo

una concentración de 3.9 mg TAN/kg ST, lo que se asocia principalmente a nitrificación solo que esto ocurre en la primera capa como se verá más adelante.

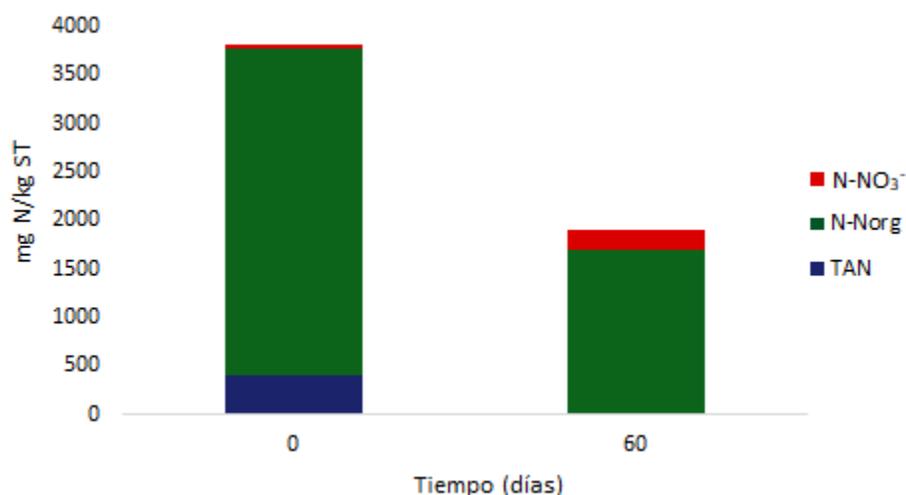
El pH pasa de ser básico a ser neutro el día 14 asociándose a la volatilización y sobre todo a la nitrificación, ambos fenómenos liberan radicales hidronios en la solución de suelo, posteriormente varía, pero tiende a acidificarse hacia el día 35 cuando tiene su valor inferior e igual a 5.5. Esta acidificación del suelo se asocia con la nitrificación. Posteriormente el pH tiende a aumentar terminando en 6.1. Las variaciones de la concentración de amonio y pH en el sistema Suelo y Fracción Sólida del Digestato se pueden observar en la Figura 4.15.



**Figura 4.15** Concentración de nitrógeno amoniacal y pH en el tiempo de incubación para el sistema suelo y fracción sólida del digestato

En la Figura 4.16, podemos observar la diferencia de concentraciones de las diferentes especies de nitrógeno en el día 0 y al final del experimento en el día 60. En el sistema Suelo y Fracción Sólida del Digestato es donde se generaron las pérdidas de nitrógeno total más grandes e igual al 50 % del nitrógeno total que se tenía en el inicio del experimento. Como hemos visto, la Fracción sólida del digestato es hacia donde migran las fibras que no se han podido degradar anaerobiamente, además contiene la materia orgánica correspondiente a microorganismos propios del digestato. Una vez mezclada en el suelo, la materia orgánica lábil en condiciones aerobias se degrada con gran facilidad (Rigby y Smith, 2013). Al respecto, Abubaker et al. (2020) concluyen que la adición de digestato en el suelo modifica las comunidades microbianas lo que tiene el efecto de acelerar la capacidad de amonificación del nitrógeno y la nitrificación. Albuquerque et al. (2012) reportan pérdidas por desnitrificación para diferentes mezclas de digestatos incubados en suelo, la desnitrificación se asocia a materia orgánica inestable y recomiendan estabilizar aún más la materia orgánica antes de incorporarla al suelo. Rigby y Smith (2013) comentan que entre mayor es la materia orgánica en el suelo mayor es la actividad microbiana y los procesos mediados por microorganismos tienden a acelerarse, perdiéndose el nitrógeno por desnitrificación, en sus experimentos con la fracción sólida del digestato de residuos sólidos urbanos, no se obtuvo nitrógeno mineral neto en alguno de los suelos estudiados.

Para el experimento se presenta el agotamiento del nitrógeno amoniacal, en contraparte a la obtención de nitratos que aumentaron de 37 a 209 mg N-NO<sub>3</sub>/kg ST-suelo. El índice de mineralización NMT es del -11 %, el valor negativo indica pérdidas de nitrógeno al medio o bien la asimilación del nitrógeno para la formación de biomasa microbiana. La nitrificación tiene un valor  $N_{it}$ , del 8 %.



**Figura 4.16** Concentración de las diferentes especies de nitrógeno al inicio y al final del experimento para el Sistema Suelo y FSD

En la Figura 4.17 se observa el perfil de concentraciones de nitrógeno mineral en el sistema Suelo y Fracción Sólida del Digestato. En este sistema tenemos la concentración de nitratos superior para la primera capa, cuya concentración es de 551 mg N-NO<sub>3</sub>/kg ST, el contacto con el oxígeno atmosférico fue determinante para la nitrificación en esta primera capa. En las siguientes capas se tiene una disminución drástica del nitrógeno mineral que disminuye a medida que se desciende, siendo su valor menor igual a 78 mg N-NO<sub>3</sub>/kg ST. Podemos observar el agotamiento de nitrógeno amoniacal con valores inferiores a 5 mg TAN/ kg ST en todas las profundidades. Este agotamiento de nitrógeno amoniacal está relacionado con la aceleración de las funciones de la microbiota del suelo cuando se agrega materia orgánica no estabilizada con el nitrógeno fácilmente disponible, como es la desnitrificación.

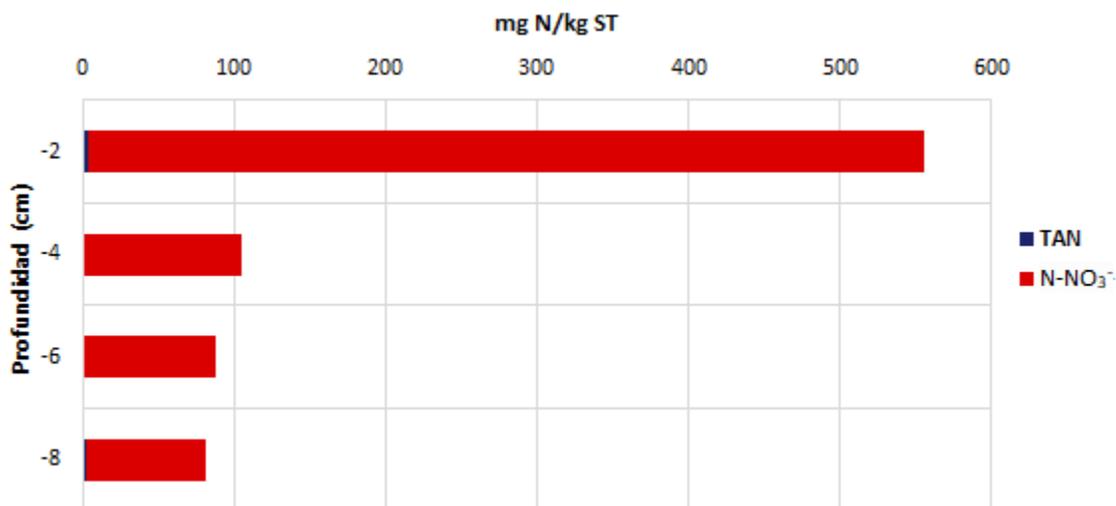


Figura 4.17 Perfil de concentraciones de nitrógeno mineral para el sistema Suelo y FSD

Se realizó un segundo experimento de incubación para el sistema Suelo y Fracción Sólida del Digestato, en éste se llevaron a cabo mediciones de nitrógeno amoniacal TAN, nitratos y pH en el tiempo. Se mantuvo la relación en cuanto a masa de fertilizante y suelo agregado; sin embargo, la concentración de nitrógeno amoniacal había disminuido durante el almacenamiento del digestato que, al separarlo, también se tuvo una concentración menor en la fracción de sólidos. Las diferencias de este experimento se pueden observar en la Tabla 4.9.

Tabla 4.9 Diferencias experimentales en los experimentos de incubación para el sistema Suelo y FSD

	Unidades	1er experimento	2º experimento
Suelo agregado	g	637	200
Digestato agregado	g	153	29
Profundidad	cm	15	6
pH inicial		8.0	7.3
Concentración TAN	mg N/kg MF	1542	1472

La Figura 4.18 muestra la evolución de las concentraciones de nitrógeno mineral y el pH en el tiempo para el sistema Suelo y Fracción Sólida del Digestato en el segundo experimento de incubación. La concentración inicial fue de 78 mg TAN/ kg ST. El pH inicial fue de 7.3, las condiciones de neutralidad evitaron pérdidas por volatilización en el inicio del experimento, hay producción de TAN, sin embargo, después del día 21 la concentración comienza a disminuir para terminar en 34 mg TAN/ kg ST el día 49.

La concentración de nitratos aumenta lentamente hasta llegar a 78 mg N-NO<sub>3</sub>/kg ST el día 24, a partir de ese día la concentración comienza a disminuir por desnitrificación para terminar en 29 mg N-NO<sub>3</sub>/kg ST el día 49 del experimento.

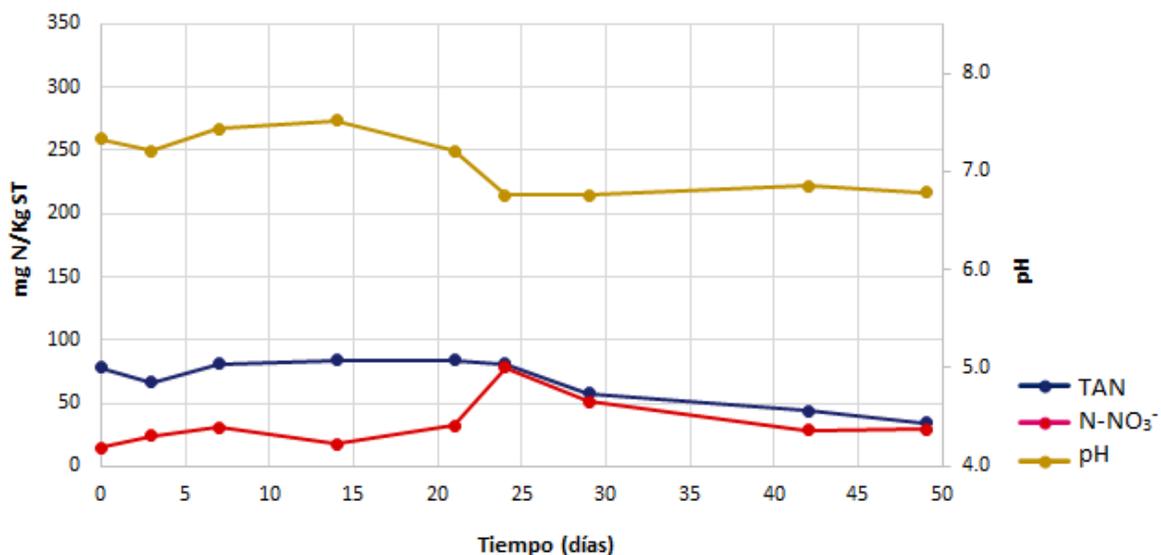


Figura 4.18 Evolución de las concentraciones de las especies de nitrógeno mineral y pH en el tiempo de incubación para el sistema Suelo y FSD

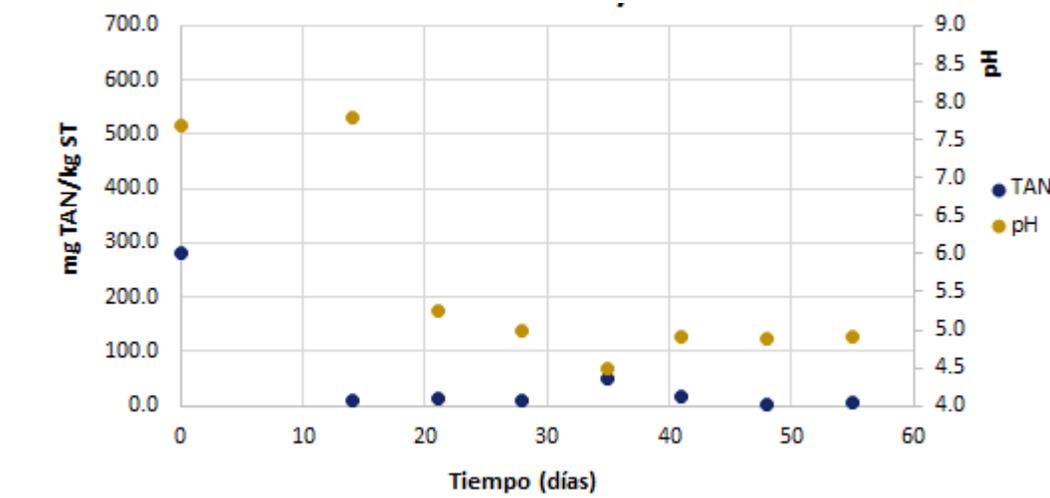
#### 4.3.4.3 El Sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato

La Fracción Líquida del Digestato ha sido poco valorada y no siempre ha tenido un fin útil, comúnmente se envía por el drenaje a plantas de tratamiento de aguas residuales sin valorar sus propiedades fertilizantes como son su contenido de nitrógeno orgánico de fácil mineralización y nitrógeno amoniacal. Tambone et al. (2019) reportan a la fracción líquida del digestato de plantas a escala real con relaciones porcentuales TAN/TKN del 39 al 70 %, además manifiestan que, tras la separación de sólidos y líquidos, el 70 % de materia orgánica migra a la fracción líquida del digestato, esta materia orgánica es de fácil degradación con nitrógeno orgánico soluble que mineraliza con facilidad.

En este trabajo las características principales de este material a evaluar como fertilizante son su contenido de agua del 99 % y una relación porcentual TAN/TKN del 46 %, que es el porcentaje más alto de nitrógeno amoniacal para los digestatos y un pH ligeramente básico.

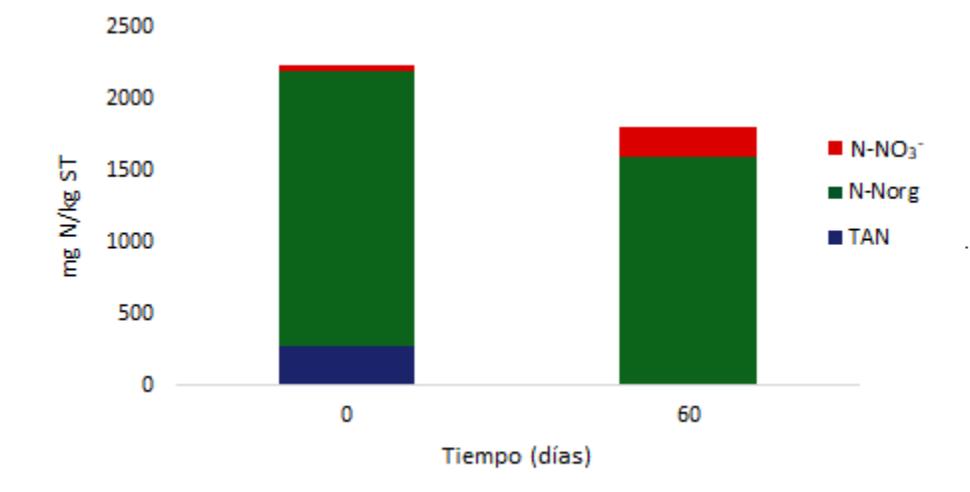
La evolución de las concentraciones de amonio y pH para el sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato se pueden apreciar en la Figura 4.19, la concentración de nitrógeno amoniacal fue alta en un inicio, se calcula en 281 mg TAN/kg ST, esta concentración decrece rápidamente, después del día 14 se tiene una media de  $15 \pm 16$  mg TAN/ kg ST, ver Figura 4.20.

El pH es ligeramente básico, pero desciende a tomar valores de acidez que llegan a 4.5. Este es el sistema en donde el pH desciende hacia valores de mayor acidez debido a la nitrificación en el sistema.



**Figura 4.19 Evolución de las concentraciones de nitrógeno mineral y el pH en el tiempo para el sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato**

La Figura 4.20 muestra que en el sistema Suelo y FLD es donde se tuvieron las menores pérdidas de nitrógeno total de los sistemas en que se evaluó como fertilizante el digestato y representan el 20 % de nitrógeno que se tenía en un inicio. Como en los sistemas anteriores con digestato, se tiene una mineralización NMT negativa del -12 %, debido al agotamiento del nitrógeno amoniacal; sin embargo, se tiene un enriquecimiento de la concentración de nitratos que pasa de 37 a 209 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/kg ST dando lugar a un índice de nitrificación  $N_{it}$  del 27 % que es el índice más alto para los sistemas con digestato e incluso superior al índice del Sistema Suelo y Composta que es del 18 %.



**Figura 4.20 Concentración de las diferentes especies de nitrógeno en el sistema Suelo y FLD en el tiempo 0 y a los 60 días experimentales**

En la Figura 4.21 se observa el perfil de concentraciones para el sistema Suelo y FLD, que se realizó a los 60 días de incubación del sistema. Encontramos como para los demás sistemas, que la concentración de nitratos fue superior para la primera capa de suelo, en donde tiene contacto con el oxígeno atmosférico, que para las capas inferiores. Se tiene un agotamiento de nitrógeno amoniacal en todos los estratos en este sistema, debido en gran parte a nitrificación.

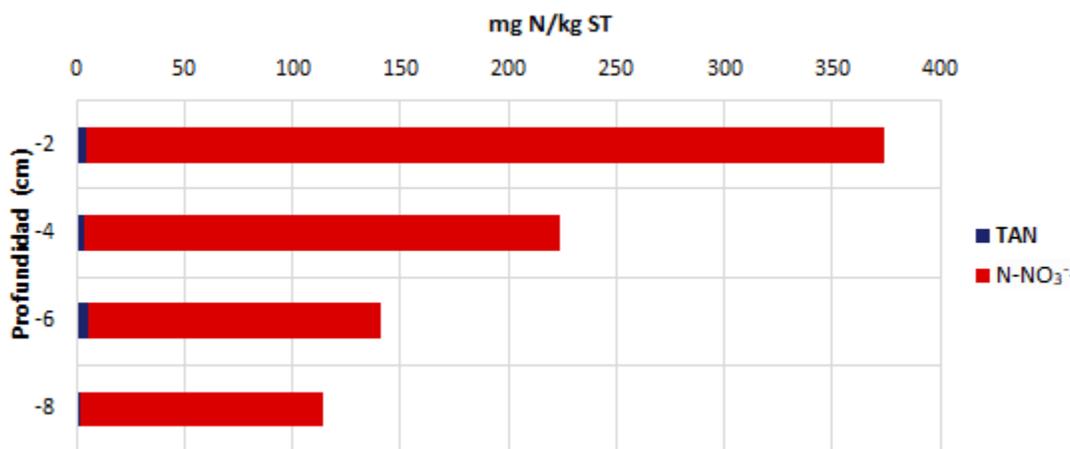


Figura 4.21 Perfil de concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal para el sistema Suelo y FLD

En el segundo experimento de incubación para el sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato, cuyo comportamiento se puede observar en la Figura 4.22. Esta figura nos muestra la evolución de la concentración de nitratos y nitrógeno amoniacal (TAN) y el pH en los 49 días que duró el segundo experimento para el sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato.

El nitrógeno amoniacal se agota con el pasar de los días, terminando con una concentración de 13 mg TAN/ kg ST. Como en el primer experimento, en este, es donde se obtiene la mayor cantidad de nitratos para los sistemas con digestato, en el día 49, la concentración alcanza los 148 mg N-NO<sub>3</sub>/kg ST.

El pH tiene un completo descenso comenzando ligeramente básico en 7.67 y siendo su valor final ácido de 5.34. Estas disminuciones en el pH se deben al efecto combinado de volatilización de amoníaco, pero sobre todo a la nitrificación que es el fenómeno que libera más radicales hidronio H<sup>+</sup>.

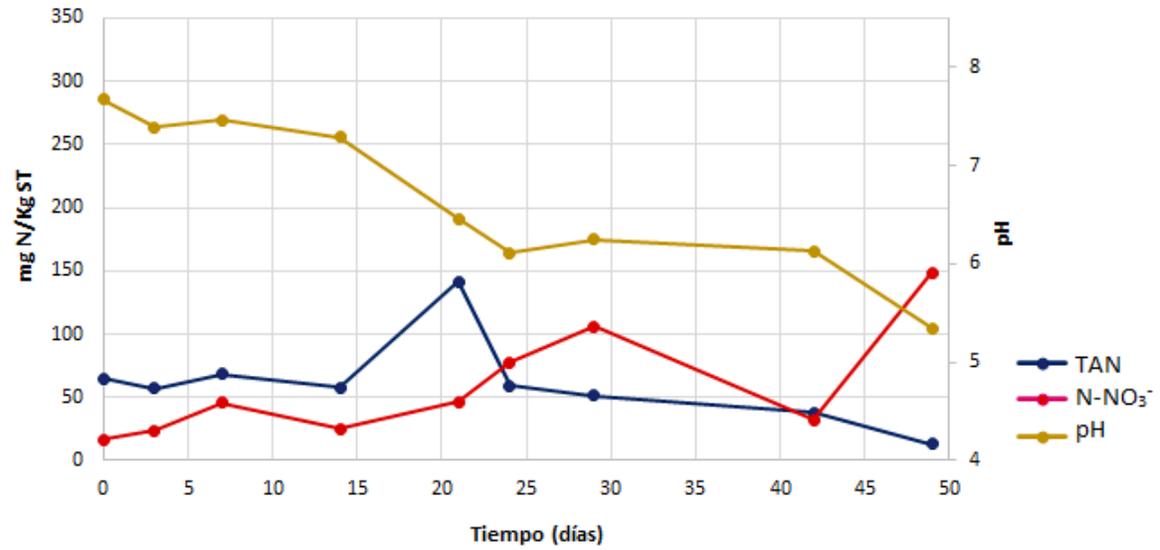


Figura 4.22 Evolución de las concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal y el pH para el sistema Suelo y Fracción Líquida del Digestato

## 5 Conclusiones

El nitrógeno, que inicialmente se encontraba en su mayoría en forma orgánica en la FORSU y el inóculo, sólo conteniendo el 5 y el 4 % de nitrógeno amoniacal (TAN), respectivamente, al final está conformado por el 38% de nitrógeno amoniacal en el digestato. Tras la separación en sus fracciones, la fracción sólida del digestato FSD concentra nitrógeno orgánico disminuyendo la relación al 14 %, mientras la FLD se enriquece en nitrógeno amoniacal alcanzando una relación del 50 %.

Durante el experimento de incubación se presentan pérdidas de nitrógeno total en todos los sistemas con digestato, siendo menores e iguales a 20 % en el sistema suelo y FLD, y presentando mayores pérdidas en el sistema que suelo y FSD con 50 %; en el sistema suelo y digestato las pérdidas fueron del 30 %. Comparando con los sistemas de referencia, en el sistema Suelo y composta la pérdida fue de 1 %, mientras que para el sistema Suelo y FORSU, del 6%. Debido a que no fue posible conocer con precisión la composición de los gases de nitrógeno que se escapaban de cada sistema, indirectamente sólo se puede concluir que las pérdidas son iguales a las emisiones de gases de nitrógeno, sin embargo, pudieron estar compuestas de nitrógeno diatómico ( $N_2$ ), monóxido de nitrógeno (NO), dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ), óxido nitroso ( $N_2O$ ) y amoniaco ( $NH_3$ ).

Para todos los sistemas en donde se agregó digestato se tuvo un Porcentaje de Mineralización Neta % MNT negativo, este fue conformado principalmente por el agotamiento de nitrógeno amoniacal que ocurrió en los primeros días del experimento o bien durante la aplicación y preparación de las mezclas. Los Porcentajes de Mineralización Neta fueron de -24, -10 y -12 % para el sistema con digestato completo, con la FSD y con la FLD, respectivamente.

Los sistemas con digestato siguieron un patrón similar al del sistema con composta en cuanto al perfil de nitrificación, se encontró que el contacto con el oxígeno atmosférico fue un factor determinante, obteniendo en la primera capa de 2 centímetros una nitrificación superior y a medida que aumentó la profundidad la concentración de nitratos disminuyó. El sistema suelo y FLD tuvo el mayor índice de nitrificación % Nit de todos los sistemas, su índice fue del 27% que es más alto incluso que el sistema con composta, de 19%. Para el sistema con digestato el % Nit fue del 7.8%, es parecido al del sistema con la FSD del 8.2 %. El sistema Suelo y FORSU tuvo el menor porcentaje de nitrificación, con 1.6 %.

El pH de los sistemas con digestato presentó una disminución, comienza con un pH básico y vira a un pH ácido a medida que avanza el experimento de incubación, esto se atribuye a los fenómenos de volatilización del amoniaco en un principio y nitrificación a medida que avanza el experimento, en estos fenómenos se liberan radicales hidronio.

El sistema Suelo y FLD fue el que tuvo las menores pérdidas de nitrógeno total y nitrógeno mineral, además su porcentaje de nitrificación superó incluso al de la composta por lo que la FLD se recomienda aplicar como fertilizante. En los sistemas con Suelo y Digestato y Suelo y FSD se presentaron las mayores pérdidas de nitrógeno total, además % Nit fue menor por lo que no se recomienda su uso como fertilizantes y se recomienda que se lleve a cabo procesos adicionales como el composteo para poderlos agregar al suelo.

## 6 Referencias

- Abubaker, J., Ibrahim, N., Alkanami, M., Alaswd, A., y El-Zeadani, H. (2020). Response of winter wheat to the application rate of raw and digested sheep manure alone and supplemented with urea in Libyan desert soil. *Scientific African*, 8, e00332. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00332>
- Al Seadi, T., y Lukehurst, C. (2012). Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser. *IEA Bioenergy*, 54(4–6), 199–202. <https://doi.org/10.5735/085.054.0601>
- Alburquerque, J. A., De la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M., y Bernal, M. P. (2012). Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass and Bioenergy*, 40, 181–189. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.02.018>
- Apha 2005 Standar methods for the examination of water and wastewater, 21 a edition, American Public Healt Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Washingtong
- Barampouti, E. M., Mai, S., Malamis, D., Moustakas, K., y Loizidou, M. (2020). Exploring technological alternatives of nutrient recovery from digestate as a secondary resource. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 134(July), 110379. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110379>
- Barker, A. V. (2019). Fertilizers. En *Encyclopedia of Analytical Science* (Vol. 3), Número September 2018, pp. 134–144). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.00142-6>
- Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., y Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bolzonella, D., Fatone, F., Gottardo, M., y Frison, N. (2018). Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste: Techno-economic assessment of full scale applications. *Journal of Environmental Management*, 216, 111–119. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.026>
- Busby, R., Torbert, H. A., y Gebhart, D. L. (2007). Carbon and nitrogen mineralization of non-composted and composted municipal solid waste in sandy soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(6), 1277–1283. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.003>
- Campuzano R., 2015, Lixiviación de Residuos Sólidos Orgánicos Urbanos para incrementar la rapidez de producción de biogás. Tesis de doctorado. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Campuzano, R., y González-Martínez, S. (2016). Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*, 54, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.016>
- Canali, S., Di Bartolomeo, E., Tittarelli, F., Montemurro, F., Verrastro, V., y Ferri, D. (2011). Comparison of different laboratory incubation procedures to evaluate nitrogen mineralization in soils amended with aerobic and anaerobic stabilized organic materials. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, 9(2), 540–546.

- Ciancaglini, N. (2000). Guía para la determinación de textura de suelos por método organoléptico. *INTA EEA San Juan*, 10. [http://www.prosap.gov.ar/Docs/INSTRUCTIVO\\_R001\\_Guía para la determinación de textura de suelos por método organoléptico.pdf](http://www.prosap.gov.ar/Docs/INSTRUCTIVO_R001_Guía para la determinación de textura de suelos por método organoléptico.pdf)
- Cossu, R., Fantinato, G., Pivato, A., y Sandon, A. (2017). Further steps in the standardization of BOD5/COD ratio as a biological stability index for MSW. *Waste Management*, 68, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.035>
- De Lemos, C. (2007). Anaerobic Reactors. En *IWA* (Vol. 6, Número 0). <https://doi.org/10.2166/9781780402116>
- DeVries, M., y Bobbink, R. (2017). Nitrogen deposition impacts on biodiversity in terrestrial ecosystems : Mechanisms and perspectives for restoration. *Biological Conservation*, 212, 387–389. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.01.017>
- Drosg, B., Linke, B., Fuchs, W., y Madsen, M. (2015). Nutrient Recovery by Biogas Digestate Processing. En *IEA Bioenergy* (Vol. 37, pp. 4–34).
- ECN. (2016). *Bio-waste: The valuable organic resource in a circular economy*.
- Erismán, J. W., Sutton, M. A., Galloway, J., Klimont, Z., y Winiwarter, W. (2008). *How a century of ammonia synthesis changed the world* (Vol. 1).
- Erismán, W. J., Van Grinsven, H., Bruna, G., Bouraoui, F., Powlson, D., Sutton, M. A., Albert, B., & Reis, S. (2011). *The European nitrogen problem in a global perspective*. 9–31.
- Estupiñán, R., y Quesada, B. (2010). *El proceso Haber-Bosch en la sociedad agroindustrial: peligro y alternativas* (Número 42).
- Figueroa-Barrera, A., Alvarez-Herrera, J., Forero, A., Salamanca, C., y Pinzón, L. (2012). Determinación del nitrógeno potencialmente mineralizable y la tasa de mineralización de nitrógeno en materiales orgánicos. *Temas Agrarios*, 17(1), 32–43. <https://doi.org/10.21897/rta.v17i1.694>
- Figueroa L., 2018, Influencia de compuestos Lignocelulósicos contenidos en residuos sólidos orgánicos municipales sobre la producción de biogás. Tesis de maestría, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Fuchs, W., y Drosg, B. (2013). Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. En *Water Science and Technology* (Vol. 67, Número 9, pp. 1984–1993). <https://doi.org/10.2166/wst.2013.075>
- Galvez, A., Sinicco, T., Cayuela, M. L., Mingorance, M. D., Fornasier, F., y Mondini, C. (2012). Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics , nutrient availability and biochemical properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.015>
- García-serrano, P., Ruano, S., Lucena, J., y Nogales, M. (2010). *Guía practica de la fertilización racional de los cultivos en España*.
- Guo, X. xia, Liu, H. tao, y Wu, S. biao. (2019). Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. *Science of the Total Environment*, 662, 501–510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.137>

- Gutierrez, M., Martín, M., Serrano, A., y Chica, A. (2015). Monitoring of pile composting process of OFMSW at full scale and evaluation of odour emission impact. *Journal of environmental management*, 151. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.034>
- Habai, R., Nwakaego, V., Deusdedit, P., Odeh, I., Singh, A., Buchan, D., y Neve, S. De. (2016). Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. *Applied Soil Ecology*, 101, 185–193. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.01.006>
- Herbes, C., Roth, U., Wulf, S., y Dahlin, J. (2020). Economic assessment of different biogas digestate processing technologies: A scenario-based analysis. *Journal of Cleaner Production*, 255, 120282. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120282>
- Hernández-Rodríguez, O., Hernández-Tecorral, A., Rivera-figueroa, C., Arras-Vota, A. M., y Ojeda-Barrios, D. (2013). Calidad nutrimental de cuatro abonos orgánicos producidos a partir de residuos vegetales y pecuarios. *Facultad de Ciencias Agrotecnológicas de la Universidad Autónoma de Chihuahua*, 35–46.
- IFA. (2002). Los fertilizantes y su uso. En FAO.
- IFA. (2016). *Nutrient Management Handbook*.
- IFA. (2020). *14 ESSENTIAL NUTRIENTS* (p. 2020).
- Jain, S., Tim, I., Lee, J., y Wah, Y. (2015). A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 142–154. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091>
- Jain, S., Jain, S., Wolf, I. T., Lee, J., y Tong, Y. W. (2015). A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 142–154. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091>
- Jeannotte, R. (2014). Metabolic Pathways: Nitrogen Metabolism. En *Encyclopedia of Food Microbiology: Second Edition* (Second Edi, Vol. 2, pp. 544–560). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384730-0.00199-3>
- Jenkins, B. M., Williams, R. B., Adams, L. S., Peace, C., Petersen, G., y Leary, M. (2008). *Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste. March*.
- Kapoor, R., Ghosh, P., Tyagi, B., Vijay, V. K., Vijay, V., Thakur, I. S., Kamyab, H., Nguyen, D. D., y Kumar, A. (2020). Advances in biogas valorization and utilization systems: A comprehensive review. *Journal of Cleaner Production*, 273, 123052. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123052>
- Kissel, D. E., y Cabrera, M. L. (2004). Ammonia. En *Encyclopedia of Soils in the Environment* (Vol. 4, pp. 56–64). <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00177-6>
- Kratzeisen, M., Starcevic, N., Martinov, M., Maurer, C., y Müller, J. (2010). Applicability of biogas digestate as solid fuel. *Fuel*, 89(9), 2544–2548. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2010.02.008>
- Lasaridi, K. E., y Stentiford, E. D. I. (1998). A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Department of Civil Engineering, University of Leeds*, 32(12), 3717–3723.

- Lin, L., Xu, F., Ge, X., y Li, Y. (2018). Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 89, 151–167. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.025>
- Martínez-valdez, F. J., Martínez-Ramírez, C., Martínez-Montiel, L., Favela-Torres, E., y Soto-Cruz, N. O. (2015). Rapid mineralisation of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste. *Bioresource Technology*, 180, 112–118. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.083>
- Möller, K., y Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth : A review. *Institute of Crop Science, Fertilisation & Soil Matter Dynamics, Universität Hohenheim, Stuttgart, Germany*, 3, 242–257. <https://doi.org/10.1002/elsc.201100085>
- Monfet, E., Aubry, G., y Avalos, A. (2018). Nutrient removal and recovery from digestate: a review of the technology. *Biofuels*, 9(2), 247–262. <https://doi.org/10.1080/17597269.2017.1336348>
- Moretti, B., Bertora, C., Grignani, C., Lerda, C., Celi, L., y Sacco, D. (2020). Conversion from mineral fertilisation to MSW compost use : Nitrogen fertiliser value in continuous maize and test on crop rotation. *Science of the Total Environment*, 705, 135308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135308>
- Nkoa, R. (2013). Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates : a review. *Agronomy for Sustainable Development, Springer Verlag*, 34, 473–492. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0196-z>
- Peng, W., y Pivato, A. (2017). Sustainable Management of Digestate from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Food Waste Under the Concepts of Back to Earth Alternatives and Circular Economy. *Waste and Biomass Valorization*, 10. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0071-2>
- Poffenbarger, H., Coyne, M. S., y Frye, W. W. (2018). Nitrogen in Soils/Cycle☆. En *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11470-8>
- Rapport, J., Zhang, R., Jenkins, B. M., Williams, R. B., y Leary, M. (2008). *Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste* (Número March).
- Ren, Y., Yu, M., Wu, C., Wang, Q., Gao, M., Huang, Q., y Liu, Y. (2018). A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresource Technology*, 247(July 2017), 1069–1076. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.109>
- Rigby, H., & Smith, S. R. (2013). Nitrogen availability and indirect measurements of greenhouse gas emissions from aerobic and anaerobic biowaste digestates applied to agricultural soils. *Waste Management*, 33(12), 2641–2652. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.005>
- Riva, C., Orzi, V., Carozzi, M., Acutis, M., Boccasile, G., Lonati, S., Tambone, F., Imporzano, G. D., y Adani, F. (2016). Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral ( N ) fertilizer : Agronomic performance , odours, and ammonia emission impacts. *Science of the Total Environment*, 547, 206–214. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.156>
- Robertson, G. P., y Groffman, P. M. (2015). Nitrogen Transformations. En *Soil Microbiology Ecology and Biochemistry* (4a ed.). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415955-6.00014-1>

- Romillac, N. (2018). Ammonification. *Encyclopedia of Ecology*, 2(3), 256–263. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10889-9>
- Sagar, S., Jha, N., Deslippe, J., Bolan, N. S., Luo, J., Giltrap, D. L., Kim, D. G., Zaman, M., y Tillman, R. W. (2013). Denitrification and N<sub>2</sub>O: N<sub>2</sub> production in temperate grasslands: Processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. *Science of the Total Environment*, 465, 173–195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.050>
- Saules, R. (1986). *Estudio de algunas características físicas y químicas del suelo, en relación al cultivo de soya inoculada con Rhizobium en Santa Cruz Alcalpixca, Xochimilco.*
- Senesi, N. (1989). Composted materials as organic fertilizers. *Science of The Total Environment*, 81–82, 521–542. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90161-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90161-7)
- Sisto, R., Sica, E., Lombardi, M., y Prospero, M. (2017). Organic fraction of municipal solid waste valorisation in southern Italy: the stakeholders' contribution to a long-term strategy definition. *Journal of Cleaner Production*, 168, 302–310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.186>
- Stoumann, L., Schjoerring, J. K., Hoek, K. W. Van Der, Poulsen, H. D., Zevenbergen, J. F., Pallière, C., Lammel, J., Brentrup, F., Jongbloed, A. W., Willems, J., Grinsven, H. Van, Jensen, L. S., y Schjoerring, J. K. (2011). *Benefits of nitrogen for food, fibre and industrial production.* 32–61.
- Sutton, M. A., Billen, G., Bleeker, A., Erismann, J. W., Grennfelt, P., Grinsven, H. Van, Grizzetti, B., Howard, C. M., y Leip, A. (2011). *Part I Nitrogen in Europe: the present position Nitrogen inheritance.*
- Sutton, M., Howard, C., y Erismann, J. (2011). The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives. *Cambridge University Press*, 612. <http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=oX3oFqAM9GkC&oi=fnd&pg=PR1&dq=The+European+nitrogen+assessment:+sources,+effects+and+policy+perspectives&ots=xjAiXF5s12&sig=8GwivyNxDYVEHjbfS6gDy6N73w>
- Svehla, P., Radechovska, H., Páček, L., Michal, P., Hanc, A., y Tlustos, P. (2017). Nitrification in a completely stirred tank reactor treating the liquid phase of digestate: The way towards rational use of nitrogen. *Waste Management*, 64, 96–106. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.041>
- Svehla, P., Vargas, L., Michal, P., y Tlustos, P. (2020). Nitrification of the liquid phase of digestate can help with the reduction of nitrogen losses. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100514. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100514>
- Tambone, F., Orzi, V., D'Imporzano, G., y Adani, F. (2017). Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. *Bioresource Technology*, 243(July), 1251–1256. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.130>
- Tambone, F., Orzi, V., Zilio, M., y Adani, F. (2019). Measuring the organic amendment properties of the liquid fraction of digestate. *Waste Management*, 88, 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.024>
- Tampio, E., Salo, T., y Rintala, J. (2016). Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. *Journal of Environmental Management*, 169, 293–302. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.041>

doi.org/10.1016 /j.jenvman.2016.01.001

- Teglia, C., Tremier, A., y Martel, J. L. (2011). Characterization of solid digestates: Part 1, review of existing indicators to assess solid digestates agricultural use. *Waste and Biomass Valorization*, 2(1), 43–58. <https://doi.org/10.1007/s12649-010-9051-5>
- Thangarajan, R., Bolan, N. S., Tian, G., Naidu, R., y Kunhikrishnan, A. (2013). Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Science of the Total Environment*, 465, 72–96. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.031>
- Törnwall, E., Pettersson, H., Thorin, E., y Schwede, S. (2017). Post-treatment of biogas digestate-An evaluation of ammonium recovery, energy use and sanitation. *Energy Procedia*, 142, 957–963. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.12.153>
- Vaneckhaute, C., Lebuf, V., Michels, E., Belia, E., Vanrolleghem, P., Tack, F. M. G., y Meers, E. (2017). Nutrient Recovery from Digestate : Systematic Technology Review and Product Classification. *Waste and Biomass Valorization*, 21–40. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9642-x>
- Wen B., Xiao W., Mu Q., Li D. y Chen X. (2020) How does nitrate regulate plant senescence? *Plant Physiology and Biochemistry*, 157, 60-69. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2020.08.041>
- Wang, S., y Zeng, Y. (2018). Ammonia emission mitigation in food waste composting: A review. *Bioresource Technology*, 248, 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.050>
- Wojnowska-Baryła, I., Bernat, K., y Sartowska, S. (2018). Biological stability of multi-component agri-food digestates and post-digestates. *Waste Management*, 77, 140–146. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.016>
- Yuan, X., Shi, X., Zeng, S., y Wei, Y. (2010). Activated carbons prepared from biogas residue: Characterization and methylene blue adsorption capacity. *Chemical Technology and Biotechnology*, 86(3), 361–366. <https://doi.org/10.1002/jctb.2524>
- Zeng, Y., De Guardia, A., Daumoin, M., y Benoit, J. C. (2012). Characterizing the transformation and transfer of nitrogen during the aerobic treatment of organic wastes and digestates. *Waste Management*, 32(12), 2239–2247. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.006>

## Anexos

### A1. Sólidos totales

#### *Procedimiento*

1. Determinar el peso de una capsula de porcelana mantenida seca a 105°C (B)
2. Agregar una muestra y determinar su peso con la cápsula de porcelana (A).
3. Colocar la cápsula con la muestra en el horno a 105°C hasta peso constante.
4. Determinar el peso de la cápsula con la muestra después del secado (C).
5. Calcular el porcentaje de solidos totales representados por el aumento de peso de la cápsula después del secado, (C-B). El porcentaje de sólidos totales se calcula como este valor entre el peso de la muestra, representado por el peso de la capsula con muestra menos la capsula vacía (A-B).
6. Calcular el porcentaje de sólidos totales de la muestra con la siguiente ecuación.

$$\%ST = \frac{(C-B)}{(A-B)} * 100$$

7. Calcular el porcentaje de humedad en la muestra inicial, representada por la diferencia de peso de la cápsula cuando se agregó la muestra y después de secada la muestra (A-C) entre el peso de la muestra, representado por el peso de la capsula con muestra menos la capsula vacía (A-B).

$$\%Humedad = \frac{(A - C)}{(A - B)} * 100$$

## A2. Sólidos volátiles

### *Procedimiento*

1. Una vez determinado y registrado el peso de la cápsula para sólidos totales, introducir la cápsula en la mufla, en donde se calcinará la muestra a 550°C hasta peso constante.
2. Los sólidos remanentes representan los sólidos totales fijos. Tomar y registrar el valor del peso de la cápsula (D), y la diferencia de peso representa el valor de los sólidos volátiles.
3. Calcular el porcentaje de sólidos fijos representado como la diferencia del peso de la cápsula vacía menos el peso de la cápsula después de que se ha calcinado la muestra a 550 °C (D-B) dividido entre el peso de la capsula con muestra menos la capsula vacía (A-B).

$$\%SF = \frac{(D - B)}{(A - B)} * 100$$

4. Los sólidos volátiles estarán representados por la diferencia de peso registrada cuándo se agregó la muestra y el peso de la cápsula después de que se ha calcinado la muestra a 550°C, (A-D).

$$\%SV = \frac{(A - D)}{(A - B)} * 100$$

### **A3. pH en suelo**

El pH es de las determinaciones más importantes dentro del análisis químico de suelos, ya que controla reacciones químicas y biológicas en el suelo y se ve afectado por constituyentes orgánicos e inorgánicos en el suelo además nos proporciona información sobre los procesos que se están llevando a cabo en el suelo.

En la norma NOM-021-SEMARNAT-2000, establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y la clasificación de los suelos, en el apartado AS-02, establece las especificaciones para la medición del pH en suelo.

#### Procedimiento

En la norma NOM-021-SEMARNAT-2000, establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y la clasificación de los suelos, en el apartado AS-02, establece las especificaciones para la medición del pH en suelo.

1. Aunque la norma indica que se debe tomar 10 g de muestra, para el experimento se tenía poco material por lo que se tomó aproximadamente 2.5 g de muestra de cada contenedor en un vaso de precipitados de 50 mL.
2. Agregar 5 mL de agua destilada para conservar la relación 1:2, y agitar por 5 minutos. Dejar reposar por 15 minutos
3. Calibrar el potenciómetro con las soluciones reguladoras de pH 4, 7 y 10.
4. Introducir el electrodo en el sobrenadante de la solución de suelo y realizar la medición esperando a que el potenciómetro indique estabilidad, registrar la medición.

#### A4. Nitrógeno amoniacal, TAN

El nitrógeno amoniacal TAN se presenta en forma de iones amonio  $\text{NH}_4^+$  y en forma de amoniaco  $\text{NH}_3$  dependiendo del pH de la muestra. En solución fuertemente alcalina, prácticamente sólo existe amoniaco, tiene lugar con un agente colorante una transformación en monocloramina, que forma con timol un derivado azul de indofenol que se determina fotométricamente.

#### Procedimiento

Se utilizar el Kit para Test Amonio  $\text{NH}_4^+$ , Spectroquant

a) Construcción de la curva de calibración.

Destapar un a ampolleta de amonio con concentración de 50 mg/L, y realizar las diluciones correspondientes para tener soluciones de amonio con concentraciones dentro del intervalo de 0.05 a 1 mg  $\text{N-NH}_4^+/\text{l}$ , (Aunque la técnica indica que el rango de valoración superior es de 3.0 mg/l, la solución se pone de color verde muy intenso para esos rangos de operación acarreado errores). Realizar los pasos que se indican en el inciso b, para el tratamiento de la muestra. Registrar los datos de las lecturas de absorbancia y realizar la curva de calibración correspondiente.

b) Tratamiento de las muestras.

1. En un vial, tomar la muestra preparada previamente como se indica en la metodología, en caso de presentar turbidez, pasar la muestra por un filtro de nitrocelulosa. La muestra debe tener una concentración de amonio dentro de 0.05 a 1 mg  $\text{N-NH}_4^+/\text{l}$ , de lo contrario diluir la muestra. En la tabla se indica las diluciones necesarias típicas y el tamaño de la muestra con 30 mL de agua.

	Muestra (g)	Dilución típica
Digestato	1	1:50
Suelo	2.5	1:2
Suelo-Composta	2.5	1:2
Suelo-FORSU	2.5	1:5
Suelo-Digetato	2.5	1:50
Suelo-FSD	2.5	1:50
Suelo-FLD	2.5	1:50

2. De la dilución resultante del inciso 1, tomar 5 mL en un vial.
3. Agregar 0.6 mL del reactivo  $\text{NH}_4^-$  1 y agitar.

4. Agregar el reactivo  $\text{NH}_4\text{-2}$  con la microcuchara que viene incluida en el kit. Agitar vigorosamente y dejar en reposo por espacio de 5 minutos en que se lleva a cabo la reacción.
5. Añadir 4 gotas del reactivo  $\text{NH}_4\text{-3}$  y mezclar, dejar en reposo nuevamente por 5 minutos en que se lleva a cabo la reacción.
6. Introducir la muestra en una celda y medir la absorbancia a 630 nm.
7. Es necesario preparar un blanco con 5 mL de agua destilada por cada juego de muestras a tratar.
8. Calcular la concentración de nitratos en el sobrenadante de acuerdo a la curva de calibración construida.

## A.5 Nitrógeno Total Kjeldahl, NTK

El nitrógeno Kjeldahl, representa la suma de valores de nitrógeno orgánico y amoniacal en una muestra. Su determinación es por medio de la digestión en medio ácido y bajo la acción de catalizadores para lograr la transformación de los compuestos nitrogenados en sulfato de amonio  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ . Después de la digestión se destila la muestra tras la elevación del pH hasta valores superiores a 9.5, para asegurarse que todo el nitrógeno se encuentra en forma de amoniaco que se recoge en una solución de ácido bórico para determinarse titulométricamente.

### *Procedimiento*

1. Tomar la muestra: 1 g de FORSU, composta o digestato o bien 2 g de suelo.
2. Vaciar el contenido en un tubo BUCHI y adicionar 5 mL de agua destilada y 15 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado.
3. Agregar 1 g de reactivo de selenio y 5 mL de solución de sulfato de cobre al 10%.
4. Agregar 3 perlas de ebullición y someter a digestión hasta que la muestra cambie su color a verde esmeralda.
5. Dejar enfriar la muestra a temperatura ambiente.
6. Adicionar 50 mL de agua destilada y 50 mL de NaOH al 50%.
7. Someter a destilación durante 5 minutos y recoger el destilado en 25 mL de solución indicadora de ácido bórico.
8. Titular la solución recogida con una solución 0.02 N de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ .
9. Registrar el volumen gastado y realizar el cálculo de la siguiente manera:

$$NTK = \frac{A * N * 14}{V}$$

Donde:

A indica el volumen gastado de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  para titular la muestra.

N es la normalidad del ácido.

V es el volumen de la muestra.

## A.6 Nitratos

En solución de ácidos sulfúrico y fosfórico 1:1, los iones nitrato forman con 2,6 –dimetilfenol (DMP) el compuesto 4-nitro-2,6 dimetilfenol que se determina fotométricamente.

### *Procedimiento*

a) Construcción de la curva de calibración.

Preparar una solución de  $\text{KNO}_3$ , y realizar las diluciones para tener una solución de 0.5, 1, 5,10,15,20,25 mg  $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$ . Realizar los pasos que se indican en el inciso b, para el tratamiento de la muestra. Registrar los datos de las lecturas de absorbancia y realizar la curva de calibración correspondiente.

b) Tratamiento de las muestras.

1. En un vial, agregar 1 mL de muestra previamente preparada como se indica en la metodología, si se presentase turbidez, pasar la muestra por un filtro de nitrocelulosa.
2. Agregar 8 mL de la solución de ácidos sulfúrico y fosfórico 1:1.
3. Agregar 1 mL de la solución de 2, 6-dimetilfenol preparada previamente.
4. Dejar reposar por 10 min, tiempo en que se lleva a cabo la reacción.
5. Vaciar el contenido en una celda e introducirla en es espectrofotómetro para medir la absorbancia a 324 nm.
6. Es necesario preparar un blanco con 1 mL de agua destilada por cada juego de muestras a tratar.
7. Calcular la concentración de nitratos en el sobrenadante de acuerdo a la curva de calibración construida.

## A.7 Potencial Bioquímico de metano

La prueba de potencial bioquímico de metano es una prueba desarrollada para determinar la producción de biogás por un sustrato orgánico durante su descomposición anaerobia. Esta técnica se utilizó para verificar si el digestato preparado en el laboratorio aún producía biogás, una vez extraído del digestor.

### *Procedimiento*

1. Colocar en un frasco para PBM 15 g de digestato, que corresponden a 1 g de SV de digestato.
2. Añadir 62.77 g de inóculo correspondientes a 4 g de SV de inóculo para tener una relación de inóculo: sustrato de 1:4.
3. Añadir 1 mL de micronutrientes con la concentración en mg/L:  $\text{FeCl}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , 2000;  $\text{MnCl} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , 2000;  $\text{ZnCl}_2$ , 500;  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , 30;  $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 50;  $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 50;  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , 90;  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , 50; EDTA, 1000; HCl, 1.
4. Añadir 100 mL de solución buffer de fosfatos 0.1M a pH de 7.
5. Completar el volumen con agua potable a 400 mL.
6. Colocar el tapón de plástico en las botellas con el motor y el agitador.
7. Bombear nitrógeno para tener condiciones anaerobias dentro del frasco.
8. Colocar en baño a 35°C por 21 días.