



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN MATERIALES AVANZADOS
DEPARTAMENTO DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

Estimación de óxido nitroso por riego en parques con agua residual tratada en la ciudad de Chihuahua.

**TESIS
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL**

Presenta:

Ing. Martín Bojórquez Carrillo

Asesor:

Dr. Eduardo Herrera Peraza

Dra. Carmen Julia Navarro Gómez

CHIHUAHUA, CHIH.

Diciembre, 2013

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES.....	III
ÍNDICE DE TABLAS.....	V
RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	2
2. MARCO TEÓRICO.....	3
2.1. NITRÓGENO	3
2.2. CICLO DEL NITRÓGENO	4
2.2.1. <i>Fijación del nitrógeno</i>	5
Fijación orgánica del nitrógeno	5
Fijación abiótica del nitrógeno gaseoso:	6
2.2.2. <i>Amonificación o aminización</i>	7
2.2.3. <i>Nitrificación</i>	8
Proceso de nitrificación	8
Reacción de la nitrificación.....	10
Factores abióticos que afectan el proceso de nitrificación:	11
2.2.4. <i>Desnitrificación</i>	13
Proceso de la desnitrificación.....	14
Reacción de la desnitrificación	15
Factores abióticos que afectan el proceso de desnitrificación:.....	16
2.3. CLASIFICACIÓN DE LAS EMISIONES DE N ₂ O	17
2.3.1. Factores próximos:	17
2.3.2. Factores distales:	18
2.4. RELACIÓN ENTRE LAS EMISIONES DE N ₂ O Y LA TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES UTILIZADA.	19
2.5. APORTACIÓN DE LA AGRICULTURA A LAS EMISIONES DE N ₂ O.....	20
2.5.1. <i>Factores de emisiones de N₂O provenientes de suelos agrícolas</i>	22
2.6. DESCRIPCIÓN DE LOS SUELOS EN MÉXICO.....	26
2.6.1. <i>Regosol</i>	26
2.6.2. <i>Litosol</i>	27
2.6.3. <i>Xerosol</i>	28
2.6.4. <i>Contenido de arcilla y capacidad de intercambio catiónico (CIC)</i>	29
2.6.5. <i>La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)</i>	30
2.6.6. <i>Acidez y alcalinidad</i>	31
2.6.7. <i>Materia orgánica</i>	32
3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	34
3.1. JUSTIFICACIÓN	34
3.2. HIPÓTESIS.....	34
3.3. OBJETIVO GENERAL	34
3.4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	35
4. METODOLOGÍA.....	35
4.1. ELABORACIÓN DE LA CURVA DE CALIBRACIÓN.	35
4.2. MEDICIÓN DE ÓXIDO NITROSO EN LISÍMETROS.....	36
4.2.1. <i>Descripción de la zona de muestreo</i>	36
4.2.2. <i>Metodología del Muestreo</i>	39

4.2.3.	<i>Análisis cromatográfico</i>	40
	Eficiencia en las mediciones	40
4.3.	IDENTIFICACIÓN, CARACTERIZACIÓN E INTEGRACIÓN DE UN SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ÁREAS VERDES QUE SON REGADAS CON AGUA RESIDUAL TRATADA.	41
5.	RESULTADOS	42
5.1.	OBTENCIÓN DE LA CURVA DE CALIBRACIÓN.	42
5.2.	ANÁLISIS DE COMPORTAMIENTO DE LAS EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN LISÍMETROS.	46
5.2.1.	<i>Relación de la emisión del óxido nitroso con el tipo de suelo y la zona de muestreo</i>	48
5.2.2.	<i>Análisis multivariante</i>	50
5.2.3.	<i>Matriz de Correlación</i>	56
5.3.	ANÁLISIS DE EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN LA CIUDAD DE CHIHUAHUA.	60
5.3.1.	<i>Análisis Edafológico del suelo de la ciudad de Chihuahua</i>	60
5.3.2.	<i>Cuantificación de áreas verdes en la ciudad de Chihuahua</i>	62
5.3.3.	<i>Calculo de emisión de N₂O en lisímetros</i>	64
5.3.4.	<i>Emisiones de N₂O en la ciudad de Chihuahua</i>	64
5.4.	COMPARACIÓN DE RESULTADOS OBTENIDOS CON TRABAJOS SIMILARES	68
	BIBLIOGRAFÍA	69
	APÉNDICE I	73

Índice de ilustraciones

Ilustración 1. Ciclo Redox del Nitrógeno.....	5
Ilustración 2. Reacciones de asimilación del amoníaco.....	7
Ilustración 3. Estado de oxidación del nitrógeno.....	9
Ilustración 4. Efecto del pH sobre el proceso de nitrificación.....	12
Ilustración 5. Efecto de la temperatura sobre la actividad de nitrificación.....	13
Ilustración 6. Trayecto de la desnitrificación.....	14
Ilustración 7. Factores próximos y distales.....	18
Ilustración 8. Modelo biogeoquímico de la descomposición por desnitrificación.....	21
Ilustración 9. a) Regesol e utrico(Re), Jalisco b) Regesol eutrico(Re).San Martin de Bolaños, Jalisco c) Regesol eutrico (Re). Tapas V. Aguascalientes.....	27
Ilustración 10. a) Paisaje de Litosoles Baja C. Norte b) Litosol (I) Baca, Yucatán.....	27
Ilustración 11. a) Xerosolhepático (Xh), Zacatecas b) Paisaje típico de Xerosoles.....	28
Ilustración 12. Carta edafológica de los principales suelos de México 1:250,000.....	29
Ilustración 13. Características geométricas, colectores de agua e instalaciones hidráulicas de los lisímetros.....	37
Ilustración 14. Zonas del suelo en lisímetros.....	37
Ilustración 15. Diagrama general del experimento.....	38
Ilustración 16. Cámaras de muestreo y profundidad de los colectores de gas.....	38
Ilustración 17. Estación meteorológica automática e inalámbrica marca DAVIS.....	39
Ilustración 18. Proceso de toma de muestra.....	40
Ilustración 19. Curva de calibración sin N ₂ O puro.....	44
Ilustración 20. Curva de calibración con N ₂ O puro.....	44
Ilustración 21. Curva de calibración de Óxido Nitroso con desviación en estándar en mg/L.....	45
Ilustración 22. Comportamiento en el tiempo de la emisión de óxido nitroso en lisímetro de ART.....	47
Ilustración 23. Análisis de ANOVA dos factorial realizado con el programa Minitab v 16.....	48
Ilustración 24. ANOVA de dos factores: [N ₂ O] vs. T_Suelo, Zona.....	49
Ilustración 25. Gráfica de sedimentación y valores atípicos.....	52
Ilustración 26. Gráfica de dispersión de T3 (CV), T4(CR), temperatura promedio diaria (Temp out) vs fecha de medición.....	53
Ilustración 27. Gráfica de dispersión de nitrógeno amoniacal, total y nitratos (N-NH ₃ , NTK, N-NO ₃ ,) vs Fecha de medición.....	54
Ilustración 28. Gráfica de dispersión de velocidad de viento (wind speed), nitritos (N-NO ₂), T3(CV) vs fecha de medición.....	54
Ilustración 29. Gráfica de dispersión de T3 (CV), T4 (CR), nitritos (N-NO ₂), nitratos (N-NO ₃) vs Fecha de medición.....	55
Ilustración 30. Gráfica de dispersión de T1 (SV), nitratos (N-NO ₃) vs fecha de medición.....	56
Ilustración 31. Gráfica de dispersión de humedad promedio diaria (hum out) presión (bar) vs fecha de medición.....	56
Ilustración 32. Dendograma.....	59
Ilustración 33. (MDS) Análisis del sistema en dos componentes.....	60

Ilustración 34. Carta edafológica 1:250,000 de la ciudad de Chihuahua.....	61
Ilustración 35. Áreas verdes de la ciudad de Chihuahua.	62
Ilustración 36. Áreas verdes regadas con agua potable en la ciudad de Chihuahua.....	63
Ilustración 37. Áreas verdes regadas con ART en la ciudad de Chihuahua.	63
Ilustración 38. Selección por atributos de la base de datos de ArcGis.....	66
Ilustración 39. Base de datos en ArcGis.....	66
Ilustración 40. Emisión de Óxido nitroso en la ciudad de Chihuahua durante el periodo de medición (Ene-Jun 2013).....	67
Ilustración 41. Distribución de las emisiones de N ₂ O en la ciudad de Chihuahua el día 15-enero-13.....	67
Ilustración 42. Distribución de las emisiones de N ₂ O en la ciudad de Chihuahua durante el periodo de medición.	75

Índice de tablas

Tabla 1. Principales tipos de suelo en México	28
Tabla 2. Tipos de suelo según valor	30
Tabla 3. Tipos de suelo según valor promedio de pH en los 100 centímetros superficiales de suelo	31
Tabla 4. tipos de suelo según valor promedio de MO en los 100 centímetros superficiales de suelo.....	33
Tabla 5. Cálculo de la curva de calibración.	43
Tabla 6. Resultados de concentración de óxido nitroso en el lisímetro de ART.....	46
Tabla 7. Concentraciones de nitrógeno provenientes del efluente de la planta de tratamiento norte. ...	48
Tabla 8. Análisis de componentes principales.	50
Tabla 9. Matriz de componentes principales.....	50
Tabla 10. Matriz de correlaciones lineales.....	57
Tabla 11. Porcentajes de limo arcilla y arena en los principales tipos de suelo de la ciudad de Chihuahua	61
Tabla 12. Trabajos relacionados a la emisión de N ₂ O utilizando cromatografía de gases.	68

Resumen

En el presente trabajo se estimó la emisión en $\text{mg N}_2\text{O-N m}^2 \text{ dia}^{-1}$ de óxido nitroso en los parques regados con agua residual tratada de la ciudad de Chihuahua durante el periodo de Enero-Junio 2013, para ello se diseñaron dos lisímetros, es decir, dos dispositivos rellenos con suelo previamente caracterizado y vegetación, uno regado con agua potable y otro con agua residual tratada proveniente de la planta de tratamiento norte de la ciudad de Chihuahua. Se identificaron dos texturas predominantes Arcillosa (C) y Arenosa (S) y en cada tipo de suelo se añadieron colectores de gas bajo la técnica de cámara cerrada, uno en la zona radicular y otro en la zona vadosa, los cuales permitían la toma de muestra para su posterior cuantificación y análisis por cromatografía de gases.

El muestreo se realizó una vez por semana para dar oportunidad a la formación del óxido nitroso cada medición se hizo por triplicado de esta manera se cuantificó la emisión de óxido nitroso durante los 6 meses del periodo de medición.

Las emisiones obtenidas en los lisímetros se extrapolaron a los parques y jardines de la ciudad de Chihuahua mediante el empleo del software ArcGis v 10, para ello se integró previamente una base de datos que incluía cantidad de parques, área, el tipo de riego y tipo de suelo, de esta manera se hicieron coincidir las condiciones de los las zonas verdes de la ciudad con las condiciones de los lisímetros lo cual permitió conocer un estimado de la emisión de óxido nitroso generado en ciudad de Chihuahua por el riego con agua residual tratada.

Se encontró que se genera una emisión promedio de $11.5 \text{ N}_2\text{O-N m}^2 \text{ dia}^{-1}$ siendo los meses fríos donde se generan las mayores emisiones y estas dependen principalmente de la cantidad de nitrógeno presente en el agua el cual favorece los procesos nitrificantes principalmente la desnitrificación. En total se emitieron 9932 kg de N_2O durante el periodo de medición y las mayores emisiones se generaron en suelos arcillosos con baja porosidad y principalmente en la zona vadosa.

1. Introducción

Durante las últimas tres décadas, ningún tema ha recibido más atención por parte de la comunidad científica como el calentamiento global y los posibles impactos que puede tener en el medio ambiente a nivel mundial (Prior et al. 2009). A partir de la revolución industrial los países industrializados han emitido a la atmósfera una gran cantidad de gases de efecto invernadero. Según indica el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC 2001), el efecto invernadero se produce en forma natural, cuando parte de la radiación solar que atraviesa la atmósfera, es absorbida por la superficie terrestre, aquí cambia su longitud de onda y se remite como radiación infrarroja, la que es absorbida en la tropósfera y devuelta a la tierra por las nubes y algunos gases, denominados genéricamente gases de efecto invernadero (GEI) (Lara González 2003).

El óxido nitroso (N_2O) tiene una gran importancia en el medio ambiente y es un potente gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global directo 170-290 veces mayor que la del dióxido de carbono (Domínguez et al. 2007). La contabilidad de rastreo para este gas es aproximadamente el 6% del efecto invernadero total y su concentración en la tropósfera está aumentando a una tasa del 2% por año (Gogoi & Baruah 2011).

Cálculos en modelos indican que las concentraciones de N_2O en la atmósfera puede alcanzar un valor que va desde 354 hasta 460 ppb para el año 2100, en comparación con la concentración actual de 316 ppb (IPCC 2001). Recientemente se ha reconocido que la migración de óxido nitroso en la estratosfera contribuye a la destrucción de la capa de ozono (Zhang et al. 2007). Este gas no se pierde en la atmósfera, su mecanismo de eliminación consiste en el transporte hacia la estratosfera, donde es fotolíticamente oxidado a óxido nítrico, el cual reacciona con el ozono estratosférico, destruyéndola (Ciampitti et al. 2005).

Los suelos agrícolas, donde se utilizan fertilizantes sintéticos y abonos; la combustión de energéticos fósiles, especialmente en vehículos; la producción de ácidos adípico y nítrico, el tratamiento de aguas residuales, la combustión de desechos y el quemado de biomasa, son las mayores fuentes antropogénicas emisoras del N_2O (Martínez et al. 2004).

El óxido nitroso está asociado principalmente con la degradación de los componentes nitrogenados de las aguas residuales, tales como nitratos, ureas y proteínas de organismos muertos. Estos componentes provienen de los residuos orgánicos de hogares e industrias que tienen como destino final las diferentes plantas de tratamiento (Doorn et al. 2006). Posteriormente los efluentes son descargados en ríos, lagos, estuarios o usados para el riego de parques y jardines, donde los procesos de nitrificación y desnitrificación pueden generar emisiones directas de N_2O , dichos procesos pueden ocurrir en la planta y en los cuerpos de agua que reciben el efluente (Doorn et al. 2006).

El balance global de nitrógeno por lo general es errático, a pesar de la identificación en las emisiones de N_2O producto de la agricultura, esto es debido a que existe una gran incertidumbre sobre las fuentes de óxido nitroso y su posterior interrelación, lo cual dificulta la determinación de un estimado acertado de la cantidad de N_2O producido en cualquier sistema. Ya que las emisiones de N_2O se producen de manera separada en tiempo y espacio, entre los sitios donde generan los aportes de nitrógeno y los sitios donde ocurren la transformación y la emisión principal (Meneses & Hernández 2004).

El conocimiento del papel que juegan las plantas en estas emisiones ayuda a mostrar la naturaleza y el alcance de las emisiones de N_2O procedentes del ecosistema agrícola, y minimizar la incertidumbre en el inventario global de N_2O . Como resultado de este interés en la actualidad existen muchas investigaciones que han evaluado el papel del cultivo de plantas en la producción de emisiones de N_2O (Zou et al. 2005). Como las emisiones generadas en cultivos de arroz, cultivos de soya, cultivos de maíz entre otras (Mejjide et al. 2007)(Paulino et al. 2010).

2. Marco Teórico

2.1. Nitrógeno

El nitrógeno es uno de los elementos más abundantes en la naturaleza, el aire que respiramos contiene 79% de nitrógeno y constituye la fuente más abundante de nitrógeno gaseoso, así mismo se calcula que por cada acre de suelo existe una columna de 32000 toneladas de nitrógeno (Tortora et al. 2007).

Su forma más estable es el nitrógeno gaseoso, a pesar de su abundancia sólo un número limitado de microorganismos conocidos como fijadores de nitrógeno (*eubacteriasfototróficas* y *heterotróficas* además de *arqueobacterias*) poseen la capacidad de utilizarlo de manera directa.

El nitrógeno molecular es el principal constituyente de nitrógeno en los organismos vivos y su disponibilidad depende del constante de reciclaje a través su ciclo biogeoquímico, mediante las transformaciones químicas en los procesos de oxidación-reducción.

La forma más abundante del nitrógeno en la naturaleza es el ion nitrato NO_3^{-2} el cual tiene dos rutas de formación en los ecosistemas:

- Mediante la transformación fotoquímica del nitrógeno del aire en amoníaco y NO_x
- por radiación rica en energía y la fijación directa de nitrógeno por bacterias (Massol Deya 1994).

El nitrógeno es un elemento biogenesico indispensable para los seres vivos ya que forma parte de los aminoácidos, ácidos nucleicos, azúcares, polímeros, de las proteínas y como consecuencia, de los ácidos RNA y DNA, así como un gran número de moléculas orgánicas, las cuales desempeñan muchas funciones vitales en las células (Seoáñez Calvo 2000).

Gracias a la acción de las bacterias, el nitrógeno orgánico es transformado a ión amonio. Como consecuencia de la actividad de los microorganismos proteolíticos, las proteínas son degradadas para formar aminoácidos, y estos a su vez degradados para formar amonio, mediante organismos amonificantes. Posteriormente el ión amonio es utilizado por las algas para la síntesis de material celular y por bacterias nitrificantes para el proceso de nitrificación cuyo producto final serán los iones nitrato (Avedaño 2011).

2.2. Ciclo del nitrógeno

La transformación química del nitrógeno se lleva a cabo mediante un ciclo continuo que involucra varios procesos: (1) fijación (reducción) de nitrógeno molecular a amoníaco, (2) asimilación de amoníaco, (3) nitrificación, (4) reducción disimilativa de nitrato (desnitrificación), (5) reducción asimilativa de nitrato y (6) amonificación.

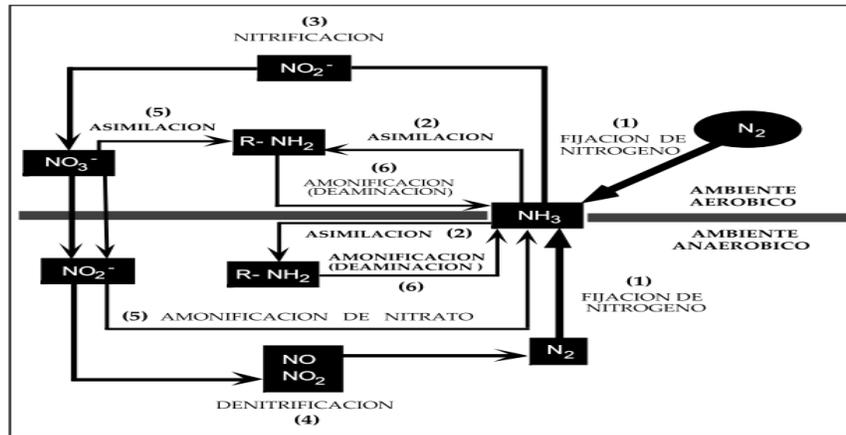


Ilustración 1. Ciclo Redox del Nitrógeno

(Massol Deya 1994)

2.2.1. Fijación del nitrógeno

Fijación orgánica del nitrógeno

La fijación de nitrógeno es la capacidad que tienen algunas plantas y animales de incorporar el nitrógeno atmosférico a sus componentes químicos empleados en los procesos metabólicos. Este proceso conlleva un alto gasto de energía.

La fijación de nitrógeno atmosférico es realizada por algunas bacterias y hongos que incorporan el contenido de nitrógeno del agua de lluvia y proteínas en descomposición de organismos vivos, el cual es reciclado por medio del suelo al ser excretado por las raíces y restos vegetales (Seoáñez Calvo 2000).

Microorganismos que fijan nitrógeno molecular:

La asimilación biológica del nitrógeno y su actividad de fijación en los seres vivos se lleva a cabo solamente por organismos procariontes. Es un proceso de reducción realizado por bacterias de dos tipos: *eubacterias* y *arqueobacterias*, dichos procesos pueden ser autótrofos o heterótrofos (Massol Deya 1994).

Estas bacterias fijadoras de nitrógeno poseen la enzima nitrogenasa, la cual se inactiva en presencia de oxígeno. Las bacterias deben de alguna forma aislar la enzima de su contacto.

Algunas estrategias utilizadas por las bacterias para aislarse del oxígeno son: vivir debajo de las capas de moco que cubren a las raíces de ciertas plantas, o bien, vivir dentro de engrosamientos especiales de las raíces, llamados nódulos (CICEANA 2010). Los microorganismos capaces de fijar el nitrógeno se pueden clasificar en dos tipos: microorganismos libres y simbiotes. También es posible la fijación de nitrógeno mediante procesos fisicoquímicos industriales como es el caso de muchos fertilizantes comerciales (Tortora et al. 2007).

Bacterias libres fijadoras de nitrógeno.

Estas bacterias se encuentran en altas concentraciones en la rizosfera aproximadamente a dos milímetros de distancia de la raíz ya que es ahí donde se encuentran los principales nutrientes que pueden ser utilizados por plantas como césped. Un ejemplo de bacterias libres fijadoras de nitrógeno es la especie *Azotobacter* que es un género aerobio que utiliza gran cantidad de oxígeno y no permite su difusión al interior de la célula inhibiendo la función de la enzima anaerobia nitrogenasa. Otros ejemplos de bacterias libres son *Beijerinckia* que es aerobio obligado y algunas bacterias anaerobias del genero *Clostridium* (Tortora et al. 2007).

Bacterias simbióticas fijadoras de nitrógeno

Este tipo de bacterias fijadoras de nitrógeno son las más importantes en la producción de los cultivos, ya que infectan las raíces de plantas importantes en la agricultura como leguminosas, soja, judías guisantes, cacahuates, alfalfa entre otras. Los géneros de bacterias *Rhizobium* y *Bradyrhizobium* son los principales ejemplos de estos microorganismos. La fijación se lleva a cabo mediante un proceso de simbiosis planta-bacteria donde la planta le proporciona nutrientes y condiciones anaerobias a las bacterias y estas fijan el nitrógeno que después es incorporado a las proteínas de las plantas (Tortora et al. 2007).

Fijación abiótica del nitrógeno gaseoso:

En la naturaleza además de la fijación biológica del nitrógeno, también existe la fijación abiótica mediante electrificación y reducción fotoquímica. Esta ocurren en la atmósfera terrestre al combinarse el nitrógeno y el oxígeno para tener nitrato como producto principal, el cual entra al ciclo del nitrógeno al ser arrastrado por la lluvia a los cuerpos de agua y a la superficie terrestre formando ácido nítrico (H_2NO_3). El aporte de la fijación abiótica de nitrógeno gaseoso a los

depósitos de nitrógeno en agua y suelos, se ha estimado en 8.9 Kg N/ha/año, mientras que la fijación biológica aporta entre 100 a 200 Kg N/ha/año (Massol Deya 1994).

2.2.2. Amonificación o aminización.

La materia nitrogenada presente en el suelo como desechos de microorganismos (urea), desechos de aves (ácido úrico) o proteínas en descomposición provenientes de organismos muertos, no son asimiladas de manera directa por la planta, sino que es liberada por los microorganismos al medio en forma de amonio (NH_3) (CICEANA 2010). Las células vegetales evitan la toxicidad del amonio incorporándolo rápidamente a los esqueletos carbonados para formar aminoácidos (Pereyra Cardozo 2001). Las bacterias fijadoras llevan a cabo la digestión enzimática y el amonio es degradado a compuestos aminados, como proteosas, peptonas y finalmente en aminoácidos (CICEANA 2010).

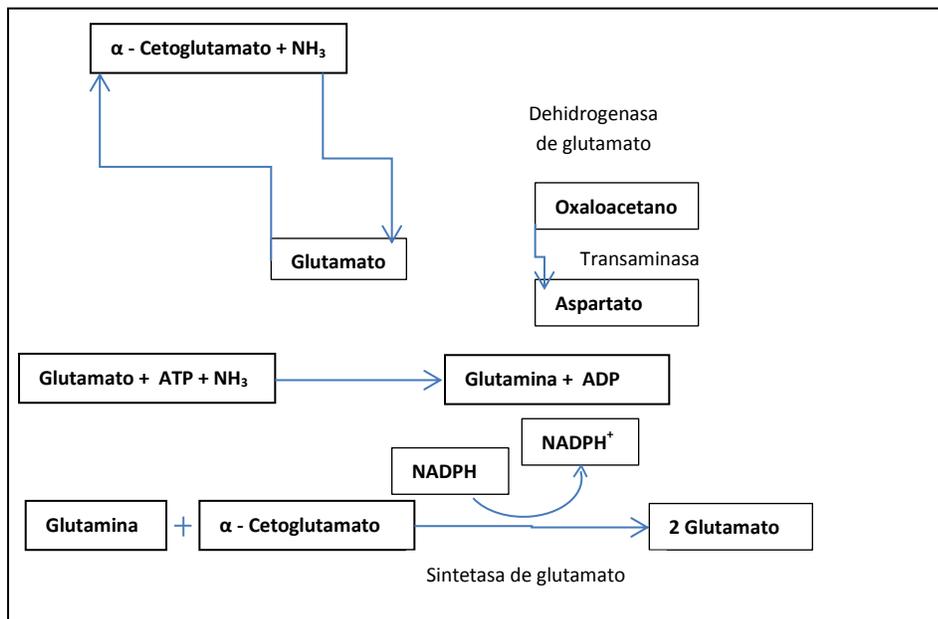


Ilustración 2. Reacciones de asimilación del amoníaco.

(Massol Deya 1994)

La asimilación del amoníaco al protoplasma celular es mediada por varias enzimas, la enzima dehidrogenasa de glutamato es la principal responsable de la asimilación del amoníaco ya que es la encargada de catalizar la incorporación reductiva de amoníaco al ácido α -cetoglutarico para

formar ácido glutámico, posteriormente la transaminasa transfiere el grupo amino, presente en este ácido, a otro grupo de moléculas orgánicas y así formar aminoácidos, purinas y pirimidinas. Otro grupo de deshidrogenasas junto con la sintetasa de glutamida son las responsables de la asimilación del amoníaco a moléculas, esta última cataliza la adición de amoníaco al ácido glutámico para formar glutamina posteriormente la enzima sintetasa de ácido glutámico cataliza la transferencia del grupo amida de la glutamina al ácido α -cetoglutarico para formar dos moléculas de ácido glutámico (Massol Deya 1994).

2.2.3. Nitrificación

La nitrificación se define como la reacción o conjunto de reacciones que oxidan el amoníaco bajo condiciones aerobias y conducen a la formación de nitrito o nitrato. Es la conversión biológica del nitrógeno en compuestos orgánicos e inorgánicos desde un estado reducido a otro más oxidado mediante micro flora auto y heterótrofa.

Las bacterias nitrificantes poseen una muy baja velocidad de crecimiento debido a que utilizan dióxido de carbono o carbono inorgánico para la síntesis de material celular y se requiere una gran cantidad de nitritos o iones amonio para asimilar el carbono. Por cada molécula de dióxido de carbono asimilado, aproximadamente 30 moléculas del ion amonio o 100 moléculas de nitrito deben ser oxidadas (Avedaño 2011).

Proceso de nitrificación

Para llevar a cabo este proceso se requiere de un ambiente con un potencial redox alto ya que se requieren agentes oxidantes fuertes o que posean agentes catalíticos específicos (enzimas) para que se lleve a cabo dicha reacción. Este grupo de bacterias se les conoce como bacterias nitrificantes y son microorganismos Gram-negativos litoautotróficos que pertenecen a la familia *Nitrobacteriaceae*, no son esporulados y pueden ser esféricos, bacilares o espirales (Cervantes Carrillo et al. 2000).

Los procesos de nitrificación ocurren en dos etapas:

1. Oxidación de amonio a nitrito.

2. Oxidación de nitrito a nitrato.

Hábitat natural de bacterias nitrificantes: (a) suelo, alcantarillado, agua dulce, ambiente marino, (b) agua dulce, ambiente marino, (c) suelo, (d) suelo, agua dulce, ambiente marino, (e) ambiente marino (Massol Deya 1994).

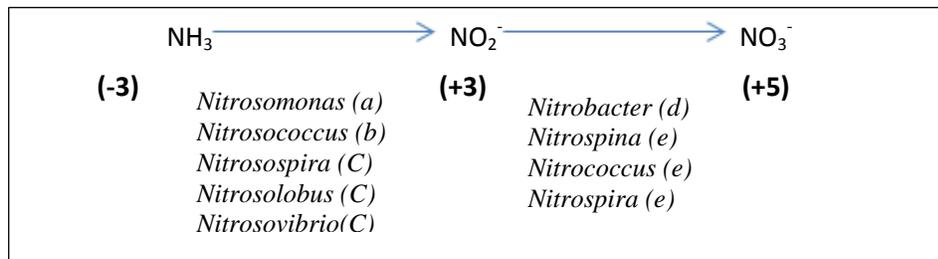
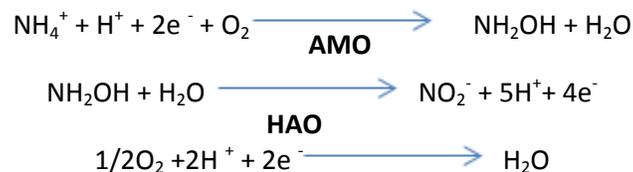


Ilustración 3. Estado de oxidación del nitrógeno.

En cada etapa participan microorganismos de géneros diferentes, es decir, no se han identificado microorganismos capaces de convertir directamente el amonio a nitrato, sólo algunos hongos y bacterias quimioorganotróficas son capaces de hacer dicha función, pero su importancia ecológica es muy poca.

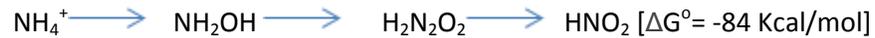
En el primer paso la oxidación del amonio a nitritos ocurre por la acción de las bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrosolobus*, principalmente, la enzima amonio monooxigenasa (AMO) transforma al amonio en hidroxilamina. En el segundo paso se producen nitritos, mediante la hidroxilaminaóxidoreductasa (HAO).



Durante la primer etapa se consume una mayor cantidad de oxígeno (4.33 mg O₂ / mg N-NH₄⁺ oxidado), además de que se generan iones hidrógeno, debido a esto el PH disminuye. La oxidación de la hidroxilamina aporta 4 electrones, único sitio reductor en donde se genera

energía, lo que explica por qué estas bacterias tienen un rendimiento de crecimiento más lento (Cervantes Carrillo et al. 2000).

En la primera etapa el amoníaco es oxidado a nitrito bajo la siguiente reacción:

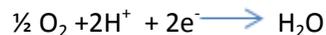


Los productos intermediarios en esta primera etapa son oxidados rápidamente, debido a eso sólo se les encuentra en bajas concentraciones en los ambientes naturales. La energía liberada durante esta fase del proceso es utilizada por bacterias quimiolitotróficas tal es el caso de *Nitrosomonas* para la reducción de CO₂.

La segunda etapa consiste en un proceso de oxidación de nitrito a nitrato:



En esta segunda etapa se lleva a cabo por bacterias quimiolitotróficas del género *Nitrobacter* y *Nitrosococcus* entre otras, mediante la enzima óxidoreductasa. En esta etapa se libera menos energía que en la anterior (Massol Deya 1994).



Nitrobacter en particular exhibe una menor tolerancia a bajas temperaturas y a niveles altos de pH, en comparación con bacterias del género *Nitrosomonas* (Cervantes Carrillo et al. 2000).

Reacción de la nitrificación.

Los principales factores que afectan el proceso de nitrificación son la temperatura, pH y la disponibilidad de oxígeno, siendo esta última la más importante. Se conoce que en el caso de la temperatura afecta de manera directa la velocidad específica de crecimiento.

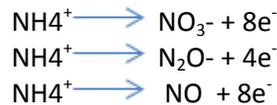
El oxígeno es considerado la variable más importante en la nitrificación y su concentración puede ser descrita con la relación de Monod:

$$\mu = \mu_m [C]/K_c + [C]$$

Donde C es la concentración de oxígeno disuelto y K_c es el coeficiente de saturación. Los valores promedio para la K_c suelen variar entre 1.0 y 1.3 mg/l (Cervantes Carrillo et al. 2000).

El papel regulador del oxígeno es muy importante, ya que existen estudios que sugieren que algunas bacterias nitrificantes pueden ser de respiración facultativa tal es el caso de *Nitrosomonas* europea que produce NO y N_2O a partir de hidroxilamida, cuando la concentración de oxígeno es muy baja. Un caso especial es el de *Alcaligenes faecalis*, que bajo condiciones totalmente aerobias produce N_2O a partir de NH_4^+ y NO_2^- . En ambos casos los mecanismos que conllevan a la formación de N_2O no son del todo conocidos.

Se estima que en ausencia de oxígeno el proceso nitrificante se puede volver desnitrificante y formar nitrógeno gaseoso y óxido nitroso como una ruta de emergencia para la obtención de energía. En estos casos el rendimiento energético de las bacterias es menor como lo muestra el siguiente esquema de flujo de electrones:



Es bien conocido que la saturación no sólo depende del oxígeno sino de muchas variables, de manera general se podría decir que los procesos nitrificantes se ven favorecidos por un ambiente alcalino próximo a un pH de 8. La nitrificación se detiene por completo a valores por debajo de 5, aunque no es claro si el agente causal es el pH o la acumulación de ácido nitroso, el cual inhibe la oxidación de amonio (Cervantes Carrillo et al. 2000).

Factores abióticos que afectan el proceso de nitrificación:

Oxígeno

Como ya se mencionó anteriormente la presencia de oxígeno es fundamental para que se lleve a cabo el proceso de nitrificación de manera completa y no se tomen las rutas alternas que conllevan a la formación de óxido nitroso (gas de efecto invernadero). Sin embargo la cantidad

de oxígeno requerida no es muy alta, en ambientes acuáticos se requieren 0.3 mg/L para sostener el proceso de nitrificación.

Materia orgánica disuelta

La presencia de materia orgánica afecta de manera significativa el proceso de nitrificación ya que los heterótrofos aerobios y anaerobios facultativos encargados de su degradación tienen una mayor afinidad con el oxígeno que las bacterias nitrificantes [$K_s(O_2)$ heterótrofos < $K_s(O_2)$ bacterias nitrificantes] e inhiben su crecimiento.

Existen además una determinada cantidad de sustancias disueltas en el agua que afectan el proceso de nitrificación, algunos autores han reportado que las taninas y sus productos de descomposición inhiben la oxidación aeróbica de amoníaco a nitrato. Aunque el mecanismo por el cual se produce dicho efecto inhibitorio no ha sido del todo explicado.

pH

Se conoce que el proceso de nitrificación es afectado proporcionalmente con el pH, la razón de nitrificación disminuye a medida que disminuye el pH y aunque los rangos óptimos no han sido establecidos en general el pH óptimo varía entre 8 y 9 mientras que los límites de tolerancia se encuentran entre 5.5 y 10.4 tal como lo muestra la siguiente ilustración:

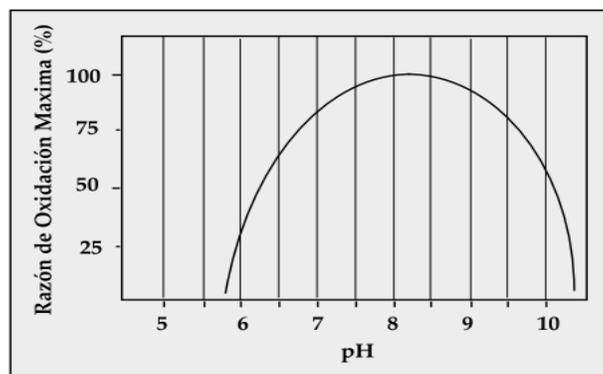


Ilustración 4. Efecto del pH sobre el proceso de nitrificación

Metales

Se ha observado que los metales tales como el cobre, mercurio y cromo inhiben el crecimiento de las bacterias nitrificantes en cultivos puros. Sin embargo este efecto no se ha logrado apreciar en las plantas de tratamiento de agua ni en ambientes naturales, posiblemente porque se requieren concentraciones muy altas de estos metales para que dichos efectos se lleven a cabo. También se conoce que estos metales pueden afectar a otro grupo de bacterias inhibitorias de la nitrificación como *thiourea* y *mercaptobenzothiazole*.

Temperatura

Todas las bacterias poseen un rango óptimo de temperatura para su crecimiento, en el caso de las bacterias nitrificantes este rango varia de entre 15 a 35°. cuando la temperatura está por debajo de este rango la población de bacterias desciende hasta un 50%. En la siguiente ilustración se puede apreciar como la temperatura afecta directamente la curva de crecimiento de estas bacterias (Frioni 1999).

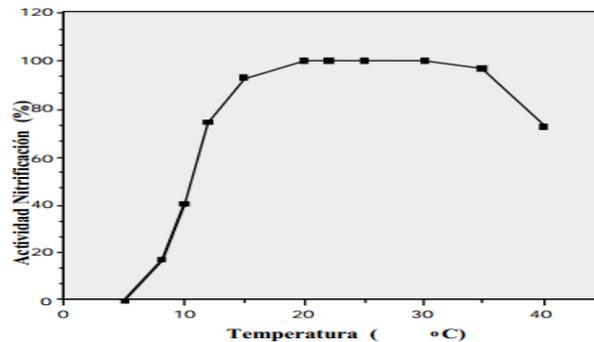


Ilustración 5. Efecto de la temperatura sobre la actividad de nitrificación

2.2.4. Desnitrificación

El proceso de desnitrificación implica la transformación biológica del nitrato a nitrógeno gaseoso, óxido nítrico y nitroso, donde dichos compuestos al no ser asimilables por los microorganismos, se liberan a la atmósfera.

Proceso de la desnitrificación

La desnitrificación biológica es una reacción de respiración anaeróbica que se da en dos etapas: En la primera etapa el nitrato (NO_3) se reduce a nitritos mediante la enzima nitrato reductasa, y en la segunda etapa se reduce a nitrógeno gaseoso y/o óxido nitroso. La reducción de NO a N_2O , está catalizada por la óxido nítrico reductasa, localizada en la membrana citoplasmática.

Dado que estos compuestos nitrogenados son gases poco solubles, no se incorporan al material celular, sino que escapan a la atmósfera. Este proceso, también conocido como trayecto disimilativo de nitrato, es llevado a cabo exclusivamente por *eubacterias* (Frioni 1999).

Las bacterias desnitrificadoras son bacterias autótrofas aeróbicas o heterótrofas que pueden transformarse para tener un crecimiento anaeróbico cuando se usa el nitrato como aceptador de electrones.

Entre los géneros más conocidos de bacterias desnitrificantes se encuentran: *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* y *Thiosphaera*, entre otros. La mayoría de estos microorganismos poseen la enzima nitrato reductasa para reducir nitrato a nitrito. Algunas especies, como *Pseudomonasaureofaciens*, no poseen la óxido nitroso reductasa, así que su producto final es N_2O (Frioni 1999).

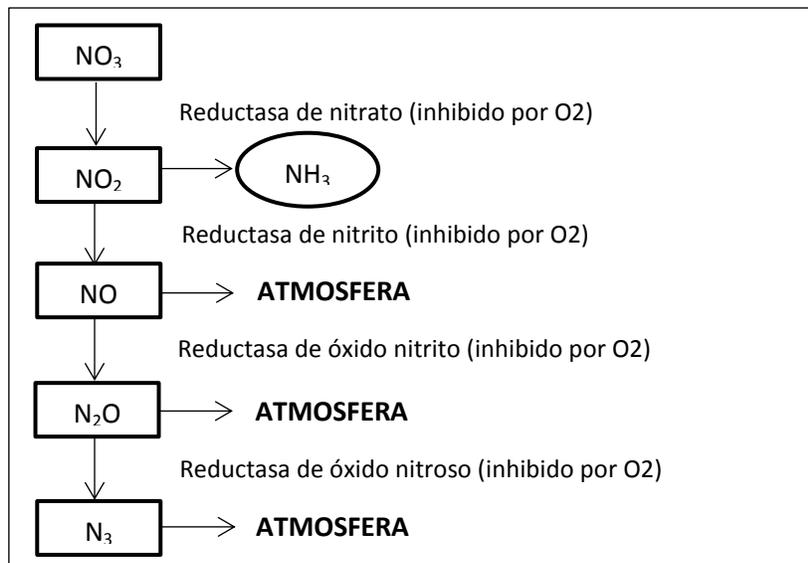
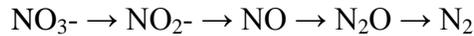


Ilustración 6. Trayecto de la desnitrificación

(Frioni 1999)

La última etapa de la desnitrificación es la reducción de N_2O a N_2 . Dicha etapa es llevada a cabo por la óxido nitroso reductasa, localizada en el periplasma. La desnitrificación entonces se da de la siguiente manera



Las condiciones anóxicas para esta enzima son fundamentales ya que es inmediatamente inhibida por la presencia de oxígeno (Cervantes Carrillo et al. 2000). En las plantas de tratamiento de aguas residuales con tratamiento terciario el proceso de nitrificación se lleva de la manera más controlada posible en con el fin de limitar la entrada de oxígeno y no liberar N_2O a la atmósfera además de reducir la concentración de nitrógeno en los efluentes.

El retorno del nitrógeno a la atmósfera mediante el proceso de desnitrificación completa el ciclo biogeoquímico del nitrógeno. Este proceso acarrea una pérdida de nitrógeno en ambientes naturales, lo que interfiere con la buena actividad agrícola (Frioni 1999).

Reacción de la desnitrificación

Las evidencias han mostrado que la velocidad desnitrificante está asociada con el crecimiento microbiano la cual queda descrita por la siguiente ecuación:

$$dS/dt = [\mu_{max} Y_d] * [S / (K + S)] * [X_d]$$

Donde X_d es la biomasa desnitrificante y Y_d , el rendimiento (g biomasa/g NO_3^-). En consecuencia, será importante considerar la concentración de sustrato asimilable (y soluble) al ajustar la relación C/N para tener un proceso desnitrificante eficiente. Cervantes Carrillo y colaboradores demuestran que la acumulación de N_2O en un proceso desnitrificante está también relacionada con la concentración de carbono orgánico en el sistema de reacción (Cervantes Carrillo et al. 2000).

Factores abióticos que afectan el proceso de desnitrificación:

Oxígeno

Como ya se mencionó anteriormente la síntesis de las enzimas que participan en el proceso de desnitrificación es inhibida en presencia de oxígeno, aunque el grado de represión puede variar entre las distintas especies de bacterias la evidencia indica que la presencia de oxígeno inhibe en mayor o menor medida la síntesis de la reductasa.

pH

El pH del ambiente aparentemente afecta la naturaleza y concentración del producto final en el proceso de desnitrificación. La evidencia muestra que en la flora bacteriana mixta la reducción de nitrato a óxido nitroso es más abundante a valores de $\text{pH} < 7$.

Metales

La presencia de algunos metales provoca cambios en los procesos de desnitrificación. Algunas evidencias sugieren que la concentración de cobre en el influente de un reactor continuo desnitrificante juega un papel importante para evitar la acumulación de N_2O durante la eliminación de concentraciones altas de nitrato (Cervantes Carrillo et al. 2000).

Temperatura

Se ha demostrado que la reducción desasimilativa del nitrito se lleva a cabo en un rango bien definido de temperatura (óptimo 40-75 °C), al lograr aislar las bacterias, psicrófilas, mesófilas y termófilas las cuales son las bacterias principales encargadas de llevar a cabo dicho proceso.

Vegetación

La vegetación tiene dos efectos sobre la desnitrificación: primero el principal portador de electrones por exudación, por otro lado, compete con las bacterias por el nitrato disponible, reduciendo las pérdidas por volatilización. La profundidad de las raíces es otro factor importante

ya que favorece la disminución de la materia orgánica, mientras que el número de bacterias desnitrificantes es mayor en la rizosfera (Frioni 1999).

2.3. Clasificación de las emisiones de N₂O

Las emisiones de N₂O pueden ser clasificadas como directas o indirectas. A continuación se describen brevemente cada una:

Emisiones directas	Emisiones indirectas
<p>Son las que se producen en forma natural en los suelos mediante los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación a partir de todo el N que entra anualmente a los suelos agrícolas, vía fertilizantes sintéticos y residuos de los cultivos y son cuantitativamente más significativas</p>	<p>Son las que se producen a partir del nitrógeno que es volatilizado desde los fertilizantes u orina animal, o el que el lixiviado en profundidad y aparece luego en ríos o arroyos (Taboada 2011).</p> <p>Los factores de los cuales depende la emisión de N₂O desde los suelos pueden ser clasificados como próximos o distales, en función del nivel de influencia que ejercen</p>

2.3.1. Factores próximos:

Los factores próximos son los que afectan en forma directa a la tasa de emisión de N₂O. Aquí se consideran las condiciones ambientales y de composición del suelo tales como: potencial redox, temperatura, contenido hídrico edáfico, pH y la proporción de carbono y nitrógeno. Esta última está determinada por los tipos de residuos presentes en el cultivo. Existen suelos pobres en N, o con elevada relación C/N un ejemplo de estos son las de las gramíneas o el girasol (N < 1,5 %), mientras que los suelos con residuos de las leguminosas poseen elevada concentración de N o una baja relación C/N (N > 1,5 %). El aporte principal de N en suelos agrícolas son los fertilizantes sintéticos nitrogenados, como la urea (46 % N) o el UAN (32 % N). Esta relación es

muy importante ya que de ella dependerán la variedad de bacterias y microorganismos nitrificantes y desnitrificantes presentes en el suelo (Taboada 2011).

2.3.2. Factores distales:

Los factores distales tienen dos subclasificaciones, situacionales y de manejo. Los factores de situación se refiere a las posiciones o texturas del paisaje que sirven para colectar agua (depresiones, campos bajos), Existen texturas o formas estructurales que dificultan el drenaje del agua excedente y por lo tanto contribuyen al incremento de las tasas de emisión de N₂O desde los suelos.

Dentro de los factores de manejo se encuentran el clima ya que bajo ciertas condiciones de humedad y temperatura puede favorecer la generación de estas emisiones. Se ha reportado que después de inundación del suelo por lluvia las emisiones de N₂O aumentan ya que se ve favorecido el proceso de desnitrificación. El tráfico de animales es otro ejemplo de manejo ya que disminuye los espacios porosos ocupados por aire en el suelo al compactarlo a medida que se va pisando (Taboada 2011).

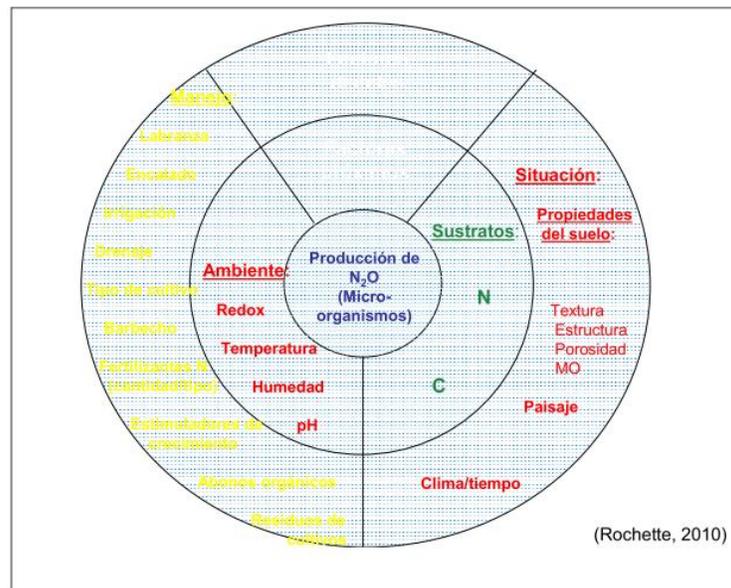


Ilustración 7. Factores próximos y distales

(Taboada 2011)

Por lo tanto, los factores que regulan los procesos microbianos y por consiguiente las emisión de N_2O dependerá del contenido inicial de nitrógeno (orgánico y amoniacal), el contenido de agua en el suelo, la presencia de organismos denitrificadores y las condiciones ambientales como pH, temperatura y baja presión de oxígeno (DBO alta) durante el tratamiento de aguas servidas y lodos (Zhang et al. 2007).

2.4. Relación entre las emisiones de N_2O y la tecnología de tratamiento de aguas residuales utilizada.

En la operación de muchos tratamientos terciarios de desnitrificación, la conversión de una parte de los nitratos en N_2O ha pasado inadvertida, desafortunadamente en estas instalaciones siempre existe formación directa de N_2O , como intermediario o subproducto indeseable de las reacciones de óxido-reducción al interior de las unidades de tratamiento. A pesar de la evidencia mostrada en las investigaciones recientes, dichas emisiones no han sido consideradas aun por el panel intergubernamental de cambio climático (IPCC), por lo que no ha sido definido ningún factor de emisión para el cálculo de N_2O en sistemas de tratamiento de agua (Lara González 2003).

El óxido nitroso además de los procesos de la quema de biomasa (detritos vegetales, combustión del petróleo y volatilización desde suelos fertilizados), también deriva de la actividad microbiana en aguas residuales, suelos y océano, durante la degradación de la materia orgánica nitrogenada. A pesar de que muchos estudios indican que las mayores fuentes de emisión antropogénica de óxido nitroso son la agricultura, la quema de biomasa y los procesos industriales, reconoce una creciente incidencia en las emisiones debido a las transformaciones microbianas del nitrógeno contenido en aguas residuales (Lara González 2003).

La mayor parte de las tecnologías avanzadas de purificación de agua (ej. lodos activados, ammonox, etc.), donde se lleva a cabo remociones de nitrógeno, buscan lograr un control en el equilibrio que existe entre las reacciones de óxido-reducción, que permiten la transformación de nitratos y nitritos hacia la forma amoniacal (NH_4^+) y viceversa, buscando eliminar la mayor parte del nitrógeno disuelto como nitrógeno molecular estable (N_2). Un suministro inadecuado de oxígeno, un mal control de PH o alcalinidad, pueden llevar a niveles altos de conversión de NH_4 a N_2O superiores al 30%, un control adecuado de estas variables puede reducir las emisiones hasta 0.1 % (Meneses & Hernández 2004)

Además de las emisiones de N_2O generadas en las plantas de tratamiento, también existen emisiones de este gas fuera de las fronteras físicas de la instalación, debido a los vertimientos ricos en nitrógeno que las plantas de tratamiento de aguas residuales hacen sobre aguas superficiales corrientes (ríos o emisarios), provocando que la formación del N_2O sea más dispersa y que la distancia entre el vertimiento y los puntos de formación de N_2O llegue a ser en muchos casos determinante para la evaluación de estas emisiones (Meneses & Hernández 2004).

Un estudio realizado en vertimientos de “Blue Plans” en Washington DC, sobre el estuario del Río Potomac, mostro que un 5% del total de NH_4 se transformó en N_2O . Por otra parte, experimentos bajo condiciones controladas a nivel de laboratorio, sugieren que los procesos naturales de nitrificación y desnitrificación pueden alcanzar un 8% de selectividad en la formación de N_2O (Meneses & Hernández 2004). Por otro lado el Panel intergubernamental de cambio climático (IPCC 2000) ha propuesto que del nitrógeno aplicado se pierde aproximadamente 1.25 % como N_2O .

Las técnicas recientes de seguimiento isotópico han hecho posible identificar las rutas preferenciales del nitrógeno y sus derivados in-situ, las cuales indican que la nitrificación no selectiva del ion amonio es la ruta principal para la formación de N_2O en los sistemas acuáticos. (Meneses & Hernández 2004).

2.5. Aportación de la agricultura a las emisiones de N_2O

Las prácticas agrícolas, donde se utiliza abono o estiércol enriquecido con nitrógeno aumenta directamente la reserva de disponible de nitrógeno mineral son la principal fuente de óxido nitroso (N_2O) y metano (CH_4), los cuales representan el 79% de las emisiones totales de N_2O en algunos países y el 41% del total de las emisiones de CH_4 . (J. Wang et al. 2012). La magnitud de dichas emisiones de N_2O está influenciada por la cantidad de N aplicado, su origen y el momento de aplicación. Existen numerosos estudios que han demostrado la pérdida de N como N_2O en los suelos y el aumento de las concentraciones de este gas, por ejemplo si se aplican altas dosis de N por lo general tienen un alto potencial de perderse por lixiviación, y acelerará las emisiones de N_2O procedentes de los suelos a través de la nitrificación y desnitrificación y también contribuyen al calentamiento global (Gogoi & Baruah 2011).

La cuantificación de la variación del almacenamiento de estos elementos es una tarea fundamental para la comprensión de la dinámica del ciclo del nitrógeno y carbono y un requisito previo para la predicción fiable de del cambio climático (J. Wang et al. 2012).

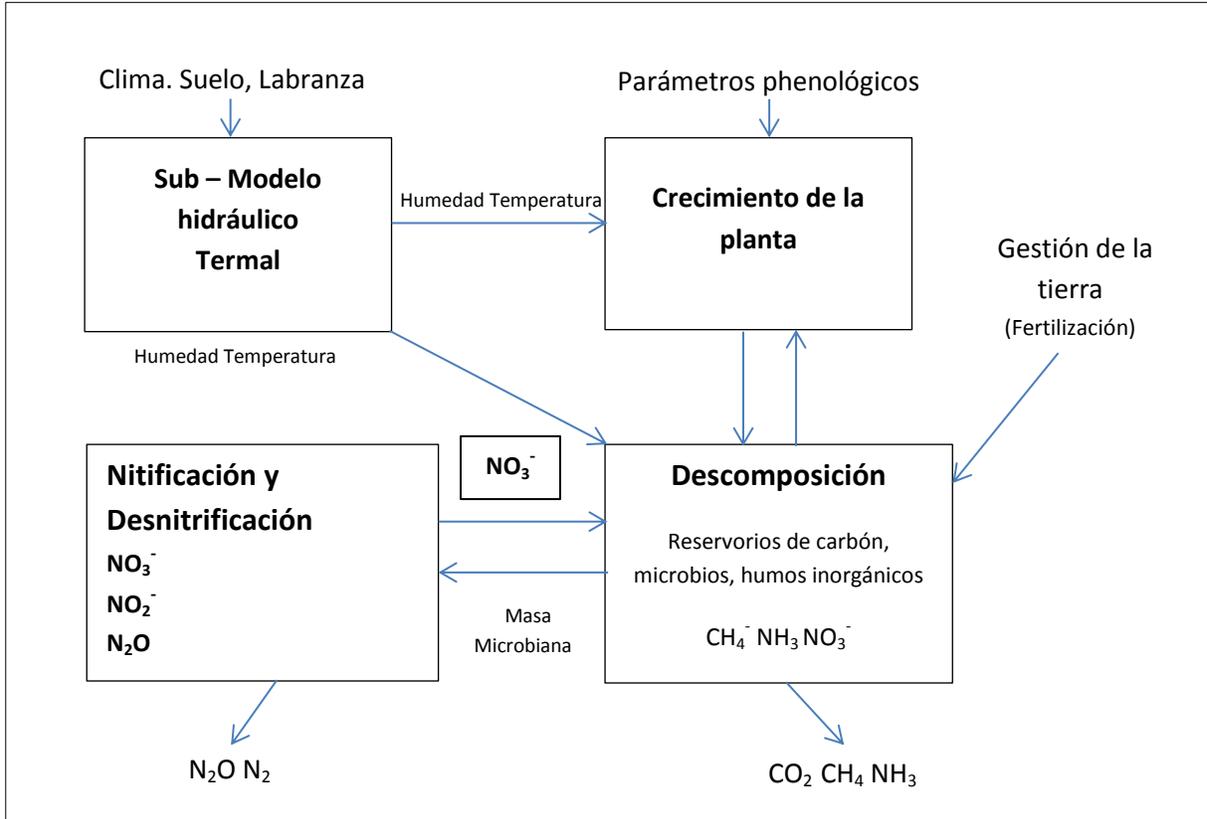


Ilustración 8. Modelo biogeoquímico de la descomposición por desnitrificación.

La contribución a las emisiones de N₂O por cultivos de plantas en los ecosistemas se basa en tres puntos fundamentales.

- En primer lugar, las raíces de la planta facilitan la producción de N₂O en el suelo. Los modelos generales de desnitrificación han explicado que la producción de N₂O en el suelo está controlado principalmente por la disponibilidad de nitrato, oxígeno y la existencia de las plantas en crecimiento.
- En segundo lugar, la comprensión de un papel de planta y su trayectoria hasta la formación del N₂O.

- Por último, la evidencia reciente sugiere que las plantas pueden emitir N₂O en condiciones naturales (Zou et al. 2005).

Hasta ahora, los estudios se han centrado en medición de N₂O en una sola etapa de desarrollo de la planta. Pocos estudios ofrecen mayor información sobre la contribución total de las plantas al ecosistema al estimar la contribución de la planta durante toda temporada de cultivo (Zou et al. 2005).

El panel intergubernamental de cambio climático ha propuesto una metodología que estima que las emisiones de N₂O antropogénico, considerando la cantidad total de N adicionada a los suelos (por ejemplo, los fertilizantes sintéticos u orgánicos, estiércol depositado, residuos de cosechas, lodos de depuración), o de mineralización del nitrógeno en la materia orgánica del suelo después de drenaje; gestión de productos orgánicos los suelos o cultivos; tierra, cambio de uso en suelos minerales (por ejemplo, tierras forestales, praderas, asentamientos convertidos en tierras de cultivo) (De Klein et al. 2006).

La metodología de inventario del IPCC es una práctica que utiliza simples factores de emisión por defecto (EF) y aborda los efectos antropogénicos sobre las fuentes y las fuentes de gases de efecto invernadero. Sin embargo, las emisiones del ganado depende de una serie de factores, tales como el tipo de animal, su peso y edad, proporción de tiempo de pastoreo, el tipo de alojamiento de animales, el tipo de abono y su almacenamiento y tipo de aplicación, el clima y el suelo. La variabilidad de estos factores de control, tanto en el tiempo y en el espacio, hace que los resultados de las emisiones de gases de efecto invernadero sean muy heterogéneas. Por lo tanto, las emisiones presentan un alto grado de variabilidad temporal y espacial (J. Wang et al. 2012).

2.5.1. Factores de emisiones de N₂O provenientes de suelos agrícolas

<p>ECUACIÓN</p> <p>EMISIONES DIRECTAS DE N₂O PROCEDENTES DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS</p> $N_2O_{directo-N} = [(FSN + FEA + FNB + FRC) \cdot FE_1] + (FSO \cdot FE_2)$
--

Donde:

$N_2O_{directo-N}$ = emisión de N₂O en unidades de nitrógeno

FSN = cantidad anual de nitrógeno en los fertilizantes sintéticos aplicados a los suelos, ajustada para dar cuenta del volumen que se volatiliza como NH₃ y NO_x

FEA = cantidad anual de nitrógeno en el estiércol animal aplicado intencionalmente a los suelos, ajustada para dar cuenta del volumen que se volatiliza como NH₃ y NO_x

FNB = cantidad de nitrógeno fijado por las variedades fijadoras de N que se cultivan anualmente

FRC = cantidad de nitrógeno en residuos de cosechas que se reintegran anualmente a los suelos

FSO = superficie de suelos orgánicos que se cultiva anualmente

FE1 = factor de emisión correspondiente a las emisiones procedentes de aportes de N (kg de N₂O-N/kg aporte de N)

FE2 = factor de emisión correspondiente a las emisiones procedentes del cultivo de suelos orgánicos (kg de N₂O-N/ha-año) (IPCC 2006).

A los efectos del informe, la conversión de las emisiones de N₂O-N en emisiones de N₂O se realiza mediante la siguiente ecuación:

$$N_2O = N_2O-N \cdot 44/28$$

ECUACIÓN

N₂O PROCEDENTE DE LA DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA DE N

$$N_2O(G)-N = [(NFERT \cdot FracGASF) + (\Sigma T(N(T) \cdot Nex(T)) \cdot FracGASM)] \cdot FE4$$

Donde:

N₂O (G) = N₂O producido por la deposición atmosférica de N, en kg de N/año
NFERT = cantidad total de fertilizantes nitrogenados sintéticos aplicados a los suelos, en kg de N/año

ΣT(N(T) • Nex(T)) = cantidad total de nitrógeno existente en el estiércol animal excretado en los campos, en kg de N/año

FracGASF = fracción de los fertilizantes nitrogenados sintéticos que se volatiliza como NH₃ y NO_x, en kg de NH₃-N y NO_x-N/kg de aporte de N

FracGASM = fracción del nitrógeno del estiércol animal que se volatiliza como NH₃ y NO_x, en kg de NH₃- N y NO_x-N/kg de N excretado

EF4 = factor de emisión correspondiente a las emisiones de N₂O procedentes de la deposición atmosférica de N en los suelos y superficies acuáticas, en kg de N₂O-N/kg de NH₃-N y NO_x-N emitido (IPCC 2006).

ECUACIÓN

EMISIONES DE N₂O PROVENIENTES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO CENTRALIZADO DE LAS AGUAS RESIDUALES

$$N_2O_{PLANTAS} = P \cdot T_{PLANTA} \cdot F_{IND-COM} \cdot EF_{PLANTA}$$

Donde:

$N_2O_{PLANTAS}$ = total de las emisiones de N_2O procedentes de las plantas durante el año del inventario, Gg de N_2O

P = población humana

T_{PLANTA} = grado de utilización de las plantas WWT centralizadas modernas, %

$F_{IND-COM}$ = Fracción de las proteínas comerciales e industriales co-eliminadas (por defecto =1.25, basados en datos de Metcalf y Eddy 2003 y dictamen de expertos)

EF_{PLANTA} = factor de emisión, 3,2 g de N_2O /persona/año

Nota: Cuando un país decide declarar las emisiones de N_2O procedentes de las plantas de tratamiento, la cantidad de nitrógeno asociado con esas emisiones (N_{WWT}) debe retro-calcularse y restarse del $N_{EFLUENTE}$. El N_{WWT} puede calcularse multiplicando $N_2O_{PLANTAS}$ por 28/44, utilizando los pesos moleculares (IPCC 2006).

Los cultivos emplean los micronutrientes provenientes del agua residual tratada, principalmente nitrógeno y fosforo, lo que es considerado un beneficio para los productores y la convierte en una necesidad agronómica, económica y ambiental, sin embargo una parte del nitrógeno que proviene del agua residual y de fertilizantes se pierde y no puede ser recuperado por los agricultores disminuyendo la eficiencia en sus cultivos. Como se ya mencionó anteriormente, uno de los mecanismos por el cual se pierde N es la desnitrificación que tiene como producto final el N_2O que se libera a la atmósfera (se estima que hasta un 37% del nitrógeno presente en suelos agrícolas se pierde por esta vía) provocando pérdidas en la agricultura y un problema ambiental (Mora Ravelo et al. 2007). El Panel Internacional de Cambio Climático (IPCC, 2001) reportó que las actividades antropogénica contribuyen con 44 % de la emisión global de N_2O (16.2 Tg N/año), y que de dicha contribución se estima que 46 % proviene de actividades agrícolas.

Diversos factores actúan sobre la tasa de desnitrificación y constantemente varían la concentración de NO_3^- C y O_2 en el suelo, así como por las poblaciones de bacterias y nutrimentos que éstas requieren (Mora Ravelo et al. 2007). Los factores más importantes son:

1. El tipo de fertilizante nitrogenado aplicado (Norg^+ , NH_4^+ , NO_3^-)
2. La tasa de mineralización de la materia orgánica (MO), la cual produce NO_3^- que pueden desplazarse a capas más profundas del suelo. A menor contenido de MO, el proceso de lixiviación es más lento por la ausencia de bacterias.
3. Secreción de exudados por las raíces, los cuales regulan la dinámica de las poblaciones de bacterias desnitrificantes.
4. El nivel de oxigenación. La óxido reductasa es reprimida por el O_2 .
5. Contenido de humedad. Los elevados contenidos hídricos, mayores a 70-80 % del agua útil durante períodos prolongados son importantes para que ocurra de desnitrificación.
6. Textura del suelo. Los suelos de textura arcillosa poseen mayores niveles de MO y por ende mayor actividad microbiana (Mora Ravelo et al. 2007).

De acuerdo con la investigación de (Fang et al. 2001) se demostró que los tipos de suelo, especies de plantas y los efectos en la zona de raíz contribuyen al desarrollo de comunidades microbianas distintas. Mediante la comparación de estos factores de forma simultánea, esta investigación muestra que hay también una compleja interacción entre las especies de plantas, la zona raíz y tipos de suelo que no puede fácilmente ser discernidos mediante el estudio de cada uno de estos parámetros como variables independientes. Esta interacción puede explicar los informes de contraste en la importancia del tipo de suelo o de las especies de plantas en la determinación de las estructuras de la comunidad bacteriana en la zona rizósfera de la planta (Fang et al. 2001).

Es difícil obtener estimaciones fiables de la concentración de N_2O , debido a su variabilidad espacial y temporal (C. A. M. De Klein et al. 1999). Existen métodos micro-meteorológicos con los que se puede lograr un monitoreo continuo de los flujos de N_2O en una escala de campo, permitiendo así tener mediciones y representarlas espacial y temporalmente (Domínguez et al. 2007). Sin embargo, estos métodos a menudo requieren instrumentos costosos y grandes ensayos de campo. La técnica de cámara cerrada es un método relativamente barato y fácil de usar que permite medir los flujos de N_2O en un área determinada y hacer una comparación entre diferentes tratamientos empleando pequeñas parcelas (típicamente $<1 \text{ m}^2$). El desarrollo de esta técnica aunado a la cromatografía de gases (GC) puede ayudar a la cuantificación de las concentraciones de N_2O en análisis de campo y aumentar la frecuencia de muestreo que se

necesita para superar los problemas asociados con la variabilidad temporal. El grado de integración espacial que se puede conseguir con tales sistemas depende del tamaño y el número de cámaras de flujo utilizado (C. A. M. De Klein et al. 1999).

Los estudios sobre la lixiviación de nitrato de suelos se llevan a cabo por lo general en suelos con núcleos intactos, pero esto no siempre es posible, por razones prácticas. Los lisímetros son una fracción de suelo en un área pequeña caracterizada previamente, su uso para el estudio del agua y el movimiento a través de los nitritos y nitratos en el suelo es una alternativa económica y fiable de medir la contaminación del agua (Magesan et al. 2002).

2.6. Descripción de los suelos en México

El suelo es la parte exterior de la corteza terrestre, donde se soporta la cubierta vegetal está constituido por una capa de material fragmentario no consolidado. Es el resultado de la interacción de varios factores ambientales, geológicos, fisiográficos, climáticos, biológicos y el material parental que proviene de la roca madre. En México existen 25 de las 30 unidades de suelo reconocidas por la FAO, UNESCO y la ISRIC (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2004).

México cuenta con una variedad de climas y topografías lo que hace complejos y variados los suelos, según el (Instituto Nacional de Estadística y Geografía 2013) existen 15 tipos de suelos principales en México, destacando por su abundancia tres de ellos: Regosol, Litosol y Xerosol.

2.6.1. Regosol

Del griego reghos: manto, significa cobija o capa de material suelto que cubre a la roca. Es el segundo tipo de suelo más importante en abundancia en México (19.2%), después del Litosol, se encuentran ubicados en una gran variedad de climas así como vegetación y relieve. A diferencia de los litosoles estos no presentan muchas diferencias entre si y son pobres en materia orgánica, frecuentemente son someros y suproductividad fértil es variable dependiendo de la profundidad y pedregosidad. En este grupo se pueden incluir las dunas y playas, pero su uso forestal y pecuario puede ser muy variable. El símbolo cartográfico para su representación es (R). (Instituto Nacional de Estadística y Geografía 2004).



Ilustración 9. a) Regesol eutrico(Re), Jalisco b) Regesol eutrico(Re).San Martin de Bolaños, Jalisco c) Regesol eutrico (Re). Tapas V. Aguascalientes

2.6.2. Litosol

Del griego lithos que significa piedra o suelo de piedra. Ocupan 22 de cada 100 hectáreas del suelo lo que los hacen los más abundantes en México. Posen vegetación muy variada y se les puede encontrar en prácticamente todos los climas de México en sierras, barrancas, lamerias y terrenos planos. Son suelos de tan solo 10 cm de profundidad y su uso depende principalmente del tipo de vegetación en su superficie, puede albergar bosques, pastizales o ser como uso agrícola principalmente para el cultivo de maíz y nopal. No tiene subunidades y su símbolo es (1)(Instituto Nacional de Estadística y Geografía 2004).



Ilustración 10. a) Paisaje de Litosoles Baja C. Norte b) Litosol (I) Baca, Yucatán

2.6.3. Xerosol

Del griego xeros: seco. Significa suelo seco y se localiza en zonas áridas y semiáridas del centro y norte de México principalmente en los estados de Coahuila, Chihuahua y Nuevo León. Son el tercer tipo de suelo más importante en el país, cubren el 9.6 % de la extensión territorial, se caracteriza por contener poca materia orgánica y se puede apreciar como una capa superficial de color claro que puede albergar matorrales y pastizales. Contiene una subcapa similar a la de la superficie rica en arcilla. Muchas veces presentan a cierta profundidad manchas, aglomeraciones de cal, cristales de yeso o caliche con algún grado de dureza y su capacidad para la agricultura depende de la disponibilidad de agua con la que se cuente. Su símbolo es (X)(Instituto Nacional de Estadística y Geografía 2004).

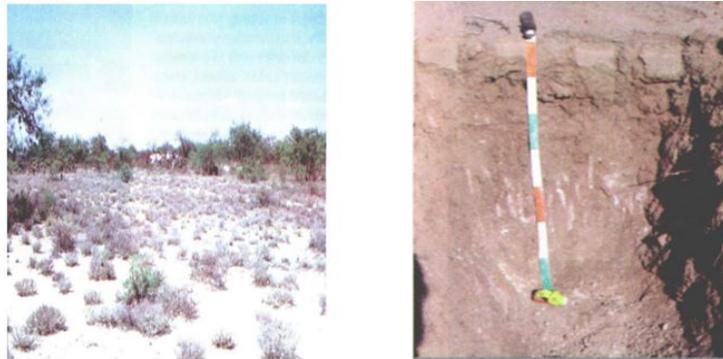


Ilustración 11. a) Xerosolhepático (Xh), Zacatecas b) Paisaje típico de Xerosoles.

Tabla 1. Principales tipos de suelo en México

Tipo	Características
Regosol	Suelos poco desarrollados, constituidos por material suelto semejante a la roca.
Litosol	Suelos muy delgados, su espesor es menor de 10 cm, descansa sobre un estrato duro y continuo, tal como roca, tepetate o caliche.
Xerosol	Suelos áridos que contienen materia orgánica; la capa superficial es clara, debajo de ésta puede haber acumulación de minerales arcillosos y/o sales, como carbonatos y sulfatos.
Yermosol	Suelo semejante a los xerosoles, difieren en el contenido de materia orgánica.

Cambisol	Suelo de color claro, con desarrollo débil, presenta cambios en su consistencia debido a su exposición a la intemperie.
Vertisol	Suelos muy arcillosos, con grietas anchas y profundas cuando están secos; si se encuentran húmedos son pegajosos; su drenaje es deficiente.
Feozem	Suelo con superficie oscura, de consistencia suave, rica en materia orgánica y nutrientes.
Rendzina	Suelos poco profundos (10 - 15 cm) que sobreyacen directamente a material carbonatado (ejemplo roca caliza).
Otros	Luvisol, Acrisol, Andosol, Solonchak, Gleysol, Castantildeozem, Planosol.

(Instituto Nacional de Estadística y Geografía 2013).

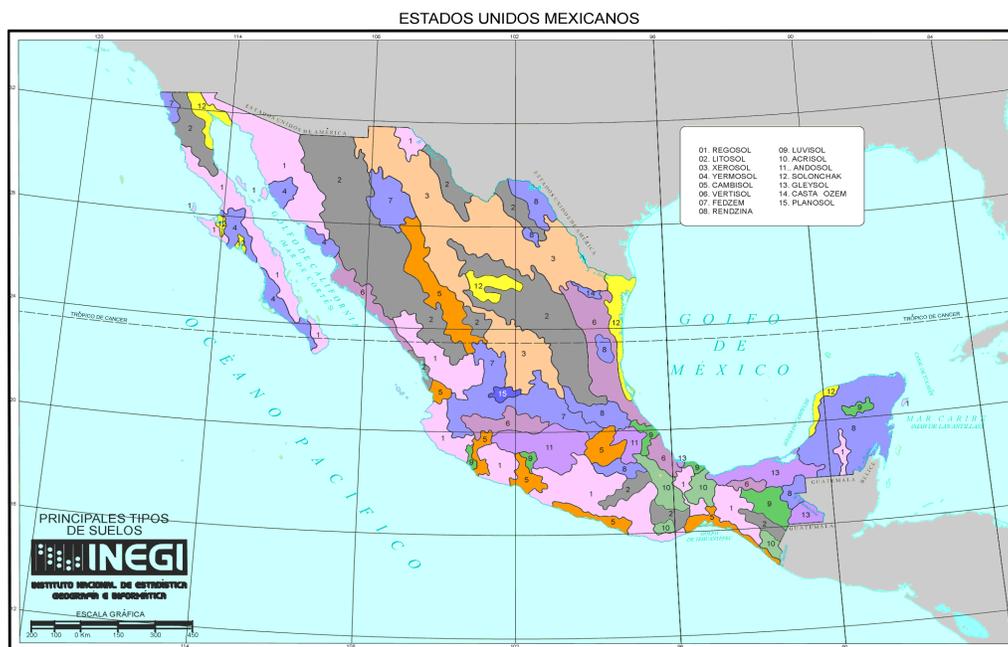


Ilustración 12. Carta edafológica de los principales suelos de México 1:250,000

(Instituto Nacional de Estadística y Geografía 2013)

2.6.4. Contenido de arcilla y capacidad de intercambio catiónico (CIC)

La cantidad de arcilla en los suelos está relacionada con su capacidad de drenaje y fertilidad, estas características hacen que los suelos arcillosos sean poco cultivables por su dificultad para laborar, movimiento interno está muy restringido lo que provoca problemas con las lluvias donde

la presión del agua convierte las rocas y el suelo en un líquido fangoso inestable y provocar deslaves sobre los terrenos.

Los tipos de suelo con perfiles más arcillosos (45% o más de arcilla hasta un metro de profundidad) son los Nitosoles y Vertisoles. Por el contrario, los suelos con perfiles menos arcillosos (12% o menos hasta la misma profundidad) son los Fluvisoles y Arenosoles mientras que los suelos más variables en su contenido de arcilla son los Gleysoles y Solonetz.

2.6.5. La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)

Las arcillas de baja actividad como Caolinita y Halosita pueden ser dominantes en suelos con CIC bajo como los Nitosoles. Las arcillas de alta actividad combinan fácilmente su volumen al humedecerse y secarse lo que las hace expandibles y contráctiles como la Montmorillonita y Vermiculita, (también llamadas arcillas 2:1) y son propias de los suelos como los Vertisoles. Debido a esta capacidad de contraerse y expandirse estos suelos son poco usados en la construcción debido a que son susceptibles a hundimientos. La tabla 2 muestra los distintos tipos de suelo y sus propiedades de intercambio iónico (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática 2004).

Tabla 2. Tipos de suelo según valor

Tipos	Muestras	Arcilla ¹	Desv	CIC ²	Desv
Nitrosol	72	55	12	26.8	5.6
Vertisol	1307	46	12	66.4	11.8
Gleysol	458	44	22	71.5	21.8
Luvisol	755	41	15	49.4	10.5
Acrisol	410	41	16	43.9	9.7
Solonetz	147	38	19	61.3	10.2
Castañozem	407	34	13	58.7	9.1
Chernozem	114	34	14	63.2	9.8
Rendzina	473	30	11	68.2	12.6
Solonchak	583	27	18	75.9	11.9
Xerosol	1410	27	14	59.4	8.0
Planosol	271	27	15	58.3	11
Cambisol	613	25	13	57.6	9.9
Feozem	1094	24	12	70.6	10.2

Litosol	76	22	12	70.2	14.6
Yermosol	759	21	12	72.9	9.1
Ranker	17	19	9	66.8	8.2
Histosol	10	18	13	180.0 ³	21.7
Andosol	175	15	13	153	12.6
Regosol	1486	14	12	74.6	9.2
Fluvisol	238	12	10	90.4.	0.8
Arenosol	17	12	12	24.6	3.3

Donde:

Muestra Arcilla.¹= son las unidades porcentuales del total de partículas de suelo

CIC². =Capacidad de intercambio catiónico expresada en miliequivalentes por 100 gr de arcilla.

Desv.= Desviación estándar de la muestra (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática 2004).

2.6.6. Acidez y alcalinidad

Los suelos ligeramente ácidos parecen ser los más adecuados para la mayoría de las plantas ya que los nutrientes se adsorben más fácilmente y los microorganismos sobreviven con mayor facilidad. Sin embargo, la acidez en el suelo tiene un efecto perjudicial principalmente cuando los valores de pH son por debajo de 5.5. Existen 22 tipos de suelo en México de los cuales 7 son ácidos con pH menores a 6.6, los suelos más ácidos suelen ser Arenosol, Ranker y Acrisol con pH menores de 5.2, por otro lado tenemos 5 de reacción neutra (pH de 6.6 a 7.3) y 10 de son suelos alcalinos con pH 7.3 o superioreslos. Los suelos más alcalinos son Solonetz y Solonchak, mientras que los tipos de suelo menos variables en su pH son las Rendzinas y Castañozems; los más variables son el Gleysol y Regosol. La tabla 3 nos muestra las características de acidez y alcalinidad de cada tipo de suelo (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática 2004).

Tabla 3. Tipos de suelo según valor promedio de pH en los 100 centímetros superficiales de suelo

Tipos	Muestras	pH	Desv	PSB	Desv
Solonetz	147	8.7	0.8	99.3	5.1
Solonchak	583	8.3	0.8	99.1	5.9
castañozem	407	8.0	0.4	97.9	7.3

Chernozem	11	7.9	0.6	97.3	6.9
Xerosol	1410	7.9	0.6	98	6.8
Yermosol	759	7.9	0.6	98.4	5.7
Histosol	10	7.7	0.6	89.0	15.5
Vertisol	1307	7.7	0.8	93.2	11.7
Rendzina	473	7.7	0.4	92	12
Fluvisol	238	7.6	0.9	95.1	11.4
Litosol	76	7.2	0.8	89.6	17
Regosol	1486	7.2	1.1	91.3	16.5
Feozem	1094	6.9	0.9	86.8	19.3
Gleysol	458	6.7	1.2	79.0	20.5
Planosol	271	6.6	1.1	83.9	16.6
Nitosol	72	6.5	0.8	77.2	24.6
Luvisol	755	6.3	0.9	70.6	20.2
Cambisol	613	6.2	1.1	70.4	28.5
Andosol	175	6.0	0.6	29.8	17.9
Acrisol	410	5.1	0.6	28.0	15
Ranker	17	5.1	0.8	38.5	17
Arenosol	17	5.0	0.4	67.6	25.7

Donde:

PSB. =Porcentaje de Saturación de Bases

Desv.= Desviación estándar de la muestra (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática 2004).

2.6.7. Materia orgánica

La materia orgánica es aquella que sufre algún tipo de descomposición ya sea que provenga de restos vegetales o animales, evita la erosión y mejora la fertilidad y estructura del suelo.

De los 22 tipos de suelo que tenemos en México sólo 5 tienen un promedio superior de 5% de materia orgánica en su primer metro de profundidad. Los tipos de suelo con mayor contenido de materia orgánica (5% o más hasta 100 cm de profundidad) son el Histosol, Rendzina, Litosol y Andosol. Los tipos con menor contenido o cuya variabilidad en su contenido es menor (1% o menos a la misma profundidad) son el Planosol, Fluvisol, Solonetz y Yermosol. Por otro lado la los suelos con perfiles altos en materia orgánica (más del 10.0%) se encuentran en el Carso

Yucateco, lomeríos de Campeche y el Carso Huasteco ver tabla 4 (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática 2004).

Tabla 4. tipos de suelo según valor promedio de MO en los 100 centímetros superficiales de suelo

Tipos	Perfiles	Muestra	MO³	Desv
Histosol	5	10	26.7	18.9
Rendzina	416	473	7.6	6.2
Litosol	73	76	5.9	7.7
Andosol	58	175	5.3	5.2
Ranker	16	17	3.4	1.8
Luvisol	219	755	2.3	2.5
Cambisol	210	512	2.2	2.6
Feozem	231	1094	2.1	1.9
Nitosol	14	72	2.1	2.0
Acrisol	106	410	2.0	2.3
Gleysol	124	458	1.9	2.6
Castañozem	110	407	1.7	1.6
Chernosem	33	114	1.4	1.1
Vertisol	494	1307	1.3	1.2
Arenosol	5	17	1.3	1.3
Xerosol	466	1410	1.1	0.9
Regosol	852	1486	1.1	1.4
Solonchak	189	583	1.0	1.5
Planosol	86	271	0.9	0.9
Fluvisol	90	238	0.7	0.9
Solonetz	39	147	0.6	0.5
Yermosol	244	759	0.4	0.3

Donde:

MO. Materia orgánica expresada en porcentaje del peso seco total

Desv. Desviación estándar de la muestra

3. Hipótesis y Objetivos

3.1. Justificación

Desde 1990 la Junta Municipal de Agua y Saneamiento (JMAS), cuenta con la implementación de una red de ART para el riego de áreas verdes y jardines con un caudal promedio anual de 2000 lps, la cual sustituye en gran parte a la demanda del agua potable destinada para este uso. En la actualidad en la ciudad de Chihuahua, se tiene la capacidad de dar tratamiento a nivel secundario mediante el proceso de lodos activados en las aguas crudas producto de la actividad doméstica.

Estudios recientes muestran que el ART contiene especies de nitrógeno que pueden derivar en la formación de productos indeseables en el suelo como el óxido nitroso el cual al ser poco soluble escapa a la atmósfera y contribuye a la destrucción de la capa de ozono. Este gas fue incluido como uno de los cinco principales gases de efecto invernadero durante el protocolo de Kioto. A pesar de esto su estimación es poco común y aunque se conoce su concentración en la atmósfera aun se desconoce gran parte de los sitios donde se genera.

El objetivo estratégico de este trabajo fue estimar las aportaciones de óxido nitroso generado en suelos a través de los compuestos nitrogenados inorgánicos presentes en el ART además de determinar los factores y condiciones de mayor impacto que facilitan la formación de este gas de efecto invernadero.

3.2. Hipótesis

La cantidad de óxido nitroso producido durante los procesos de nitrificación y desnitrificación en las áreas verdes que son regadas con agua residual tratada en la ciudad de Chihuahua, contribuye al incremento de la concentración de este gas de efecto invernadero en la atmósfera.

3.3. Objetivo General

Cuantificación de óxido nitroso mediante el uso de lisímetros y la modelación atmosférica de las emisiones generadas en las áreas verdes en la ciudad de Chihuahua.

3.4. Objetivos específicos

1. Caracterización del agua residual tratada, basándose solamente en la cantidad de nitrógeno total que será medida como nitrógeno amoniacal.
2. Determinar el método analítico adecuado para la estimación de las concentraciones de óxido nitroso mediante cromatografía de gases.
3. Identificar, caracterizar e integrar en un sistema de información geográfica las áreas verdes que son regadas con agua residual tratada.
4. Mediante muestreo de colección del gas cuantificar la emisión del óxido nitroso en forma directa.
5. Correlacionar los parámetros que inciden para que se presenten o no los procesos de desnitrificación o nitrificación en las áreas verdes (viento, humedad, época del año, geología del subsuelo, temperatura y lluvia)
6. Determinar la variación de las concentraciones de N_2O durante un año.

4. Metodología

4.1. Elaboración de la curva de calibración.

Para la elaboración de la curva de calibración así como las diferentes mediciones se utilizará el “Método de captación directa con bolsas inertes y análisis por cromatografía de gases”(INSHT 1991).

Se prepararon patrones diferentes añadiendo aire en una bolsa de muestra mediante una bomba personal calibrada previamente, y para proporcionar un caudal fijo se agregaron diferentes cantidades de óxido nitroso, a fin de obtener disoluciones patrón en concentraciones (mg/L) que cubran el intervalo de aplicación del método. La curva se obtuvo de la siguiente manera:

- La bolsa se conecta con la bomba mediante un tubo inerte, posteriormente se abre la bolsa y se pone en marcha la bomba para introducir aire a un flujo de 1.8 L/min. Se debe controlar la duración del muestreo para que no se sobrepase el volumen de la bolsa.
- Una vez efectuada la toma de muestra, la bolsa debe cerrarse cuidadosamente.

- Se añadieron diferentes cantidades de N₂O (desde 10µL hasta 20 mL) a las bolsas para formar diferentes disoluciones.
- Mediante una válvula o jeringa de gases de 10 µL, se extrae una alícuota la cual se introduce en un cromatógrafo de gases equipado con un detector de captura de electrones (ECD).
- Cada una de las cinco disoluciones patrón preparadas se analizaron por triplicado. La curva de calibración se construye representando en una gráfica la concentración del óxido nitroso en mg/L frente a las áreas promedio del pico del analito.

4.2. Medición de óxido nitroso en lisímetros

4.2.1. Descripción de la zona de muestreo.

Las unidades experimentales a utilizar son los denominados lisímetros, comúnmente utilizados en prácticas agrícolas debido a que es fácil realizar una observación directa de los componentes del suelo y su correlación con otros componentes.

La geometría de cada lisímetro es de 50x50x100cm, el material es de acrílico de 10 mm de espesor, con una estructura de acero con 3 estribos para evitar el empuje en el momento de la experimentación. Cada lisímetro está conectado a un tanque de abastecimiento para el tipo de riego que le corresponde. También cuentan en la parte superior con un simulador de riego, el cual tiene una válvula para controlar la tasa de riego, además los lisímetros tienen cubiertas de acrílico en la parte superior para evitar el paso de precipitación en temporada de lluvia. La ilustración 12 esquematiza las zonas de los lisímetros.

- Los lisímetros se etiquetaron como L1 y L2, con etiquetado del material de relleno de arena(S) y arcilla(C).
- Los receptores de gas también se etiquetaron, de acuerdo con el tipo de riego, de la siguiente manera: agua potable (P) y agua residual tratada (T).

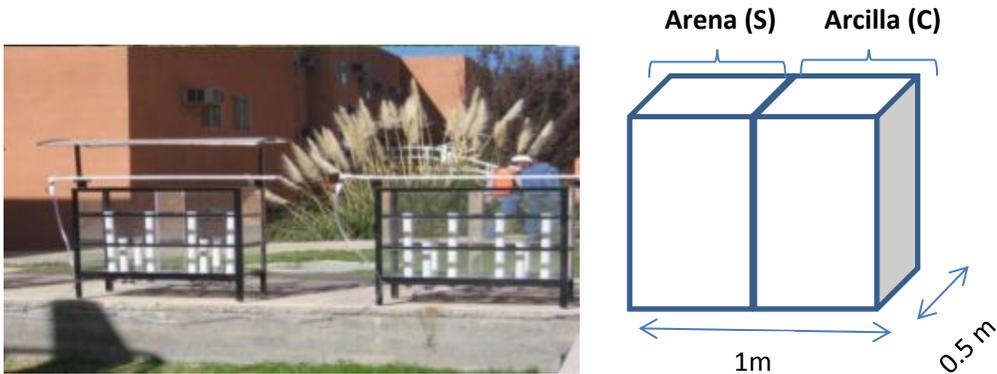


Ilustración 13. Características geométricas, colectores de agua e instalaciones hidráulicas de los lisímetros.

Las concentraciones en los lisímetros se obtuvieron una vez por semana en los puntos (P1,P2,T1,T2,T3,T4), para trabajarlos en ArcGis donde La base de datos de los parques se integro en diferentes campos: Tipo de riego, Textura (Arcillosa, arenosa), tipos de suelo por zona de profundidad. Las zonas son las que a continuación se describen:

Zona edáfica o radicular, abarca desde la superficie del terreno hasta la profundidad alcanzada por las raíces. La humedad del suelo varía mucho con los cambios estacionales de la vegetación.

Zona no saturada somera o vadosa, en ella los poros contienen aire y agua. El agua está sujeta a tensiones capilares que la mantienen adherida al terreno, y esto hace que su presión efectiva sea inferior a la presión atmosférica.



Ilustración 14. Zonas del suelo en lisímetros.

Para ambas zonas se buscó evaluar la relación de la emisión del óxido nitroso con la profundidad del suelo; en la zona de raíces (edáfica) y en la zona no saturada somera (vadosa).

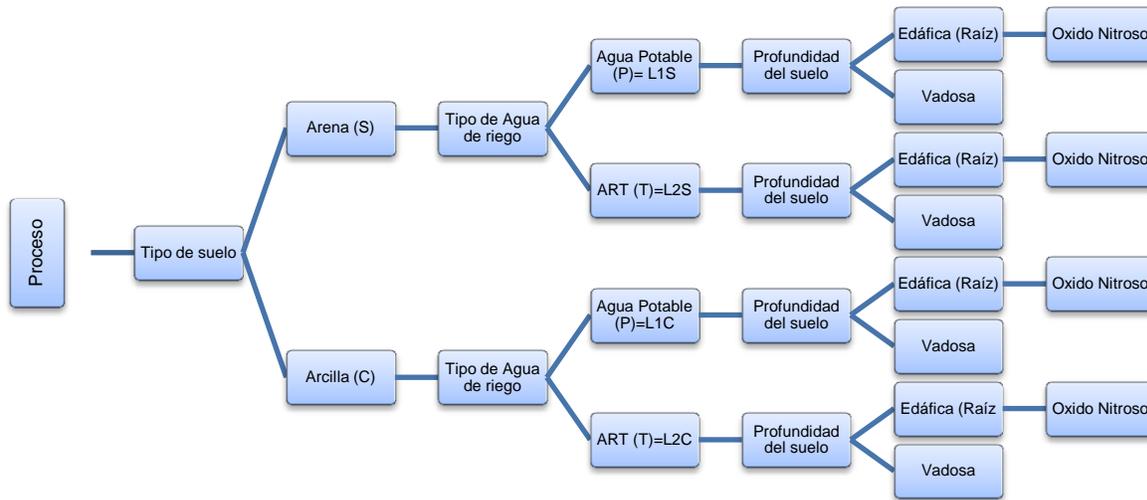


Ilustración 15. Diagrama general del experimento.

Cada lisímetro cuenta con 4 puertos para muestreo ajustados a la técnica de cámara cerrada, que consiste en una cámara de PVC acoplada con una manguera de venocllisis provista de un seguro para impedir la fuga de gas una vez finalizado el muestreo.

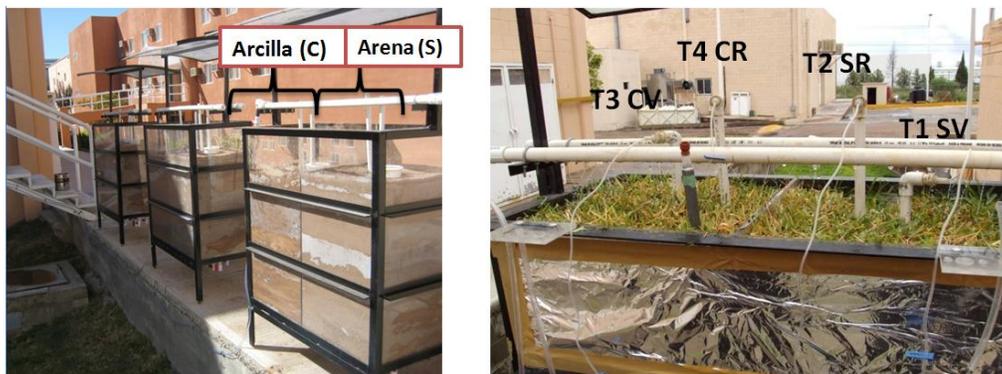


Ilustración 16. Cámaras de muestreo y profundidad de los colectores de gas.

Para determinar las variables meteorológicas de interés como son: temperatura, viento, presión atmosférica y humedad relativa, se instaló una estación meteorológica automática e inalámbrica marca DAVIS (figura 53).



Ilustración 17. Estación meteorológica automática e inalámbrica marca DAVIS.

La toma de muestra y medición de óxido nitroso se realizará bajo los siguientes pasos:

4.2.2. Metodología del Muestreo

- El muestreo se realizará una vez por semana para dar oportunidad al proceso de formación del N_2O .
- Se realizó vacío a las bolsas para muestreo por medio de una bomba.
- Se extrajo una muestra de 5mL de la cámara de PVC, conectando una jeringa a la manguera de venoclisis e inyectando la muestra a la bolsa herméticamente cerrada.
- Se repitió el procedimiento para cada una de las cámaras de PVC.
- Se tomó de la bolsa una alícuota de 10 μ L, misma que se analizó en el cromatógrafo de gases equipado con un detector de captura de electrones (ECD). Cada muestra se analizó

por triplicado.

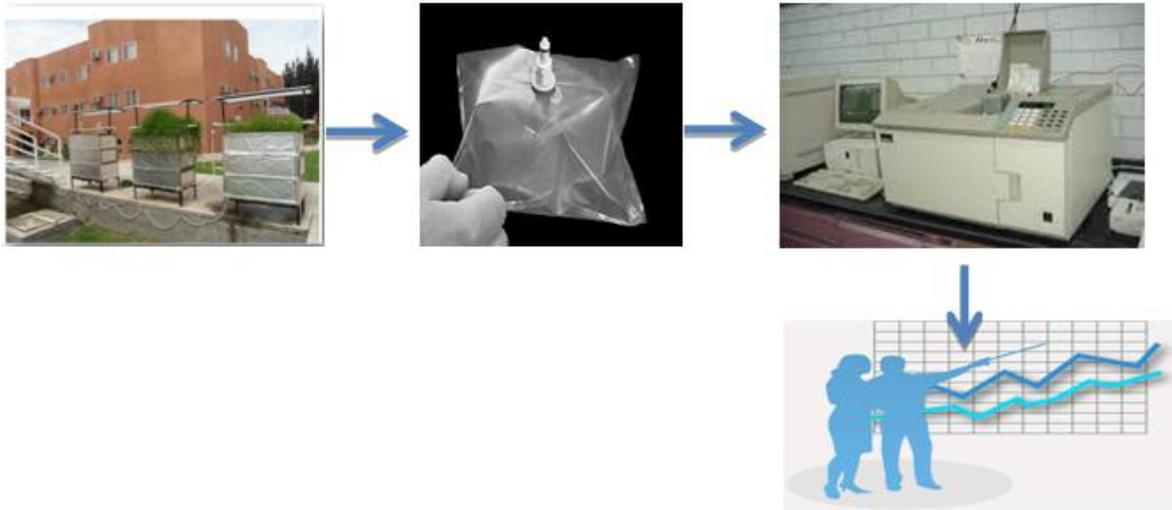


Ilustración 18. Proceso de toma de muestra.

4.2.3. Análisis cromatográfico

Las condiciones de trabajo con la columna cromatográfica son las siguientes:

Temperatura del inyector: 100 °C

Temperatura del horno: 35 °C

Temperatura del detector: 250 °C

Gas carrier, Helio: 40 ml/min

Gas Portador, Nitrógeno: 40 ml/min

Eficiencia en las mediciones

Para mantener una buena eficiencia en las mediciones se realizó el cálculo de platos teóricos lo cual garantiza que dentro de la columna cromatográfica existan suficientes zonas adyacentes en cada una de las cuales hay suficiente espacio para que un analito esté en equilibrio entre dos fases; así como la medición de la resolución en cada muestreo según el manual (UNAM 2007).

$$N = 2\pi \left(\frac{tR}{Area/Altura} \right)^2$$

Donde:

N Número total de platos teóricos

tR Tiempo de retención del analito dentro de la columna

$$Rs = \frac{t_2 - t_1}{\frac{1}{2}(w_1 + w_2)}$$

Dónde:

Rs Resolución de la muestra

w_1 y w_2 Ancho de las bandas.

Valores de resolución de al menos $Rs= 1.5$ nos indican una buena separación y una medición confiable.

Cálculo de las emisiones de N_2O en los parques de la ciudad de chihuahua

Desde 1990 la junta municipal de agua y saneamiento (JMAS), implemento una red de ART para el riego de áreas verdes y jardines la cual sustituye en gran parte a la demanda del agua potable destinada para este uso.

4.3. Identificación, caracterización e integración de un sistema de información geográfica de las áreas verdes que son regadas con agua residual tratada.

Mediante la utilización del ArcGis10 y Autocad, se realizó:

1. Geoposicionamiento de las cartas topográficas de escala 1:250000, en el sistema de referencia WGS84 con unidades UTM.
2. Rasterización de las unidades identificadas como áreas verdes (parques, jardines, camellones, campos de golf etc.) en el plan de desarrollo urbano del IMPLAN.
3. Cruzamiento de la información de las áreas verdes por medio de imágenes y su identificación.
4. Se identificaron las características geométricas de las áreas verdes como superficie y perímetro de los polígonos, determinando en la tabla o base de datos del ArcGis.
5. En la tabla o base de datos se incluyó el número de polígono y un ID con el nombre de la zona identificada, tipo de vegetación existente, periodo de riego, lámina de riego, diámetro de toma, tipo de riego (agua potable o agua residual tratada), identificando el suelo predominante en el polígono.

6. Se realizó un clip o análisis de álgebra de mapas con la geología superficial de la zona de los polígonos de las áreas verdes.
7. Se realizó la identificación de las áreas verdes con las que se cuentan con tomas de agua residual tratada (se le dará el levantamiento de los puntos georeferenciados de la JMAS).
8. Se realizó la clasificación por tipo de suelo y cuantificación de las áreas verdes regadas con agua residual tratada.
9. Se elaboraron mapas de comportamiento en forma espacial y temporal de la emisión de óxido nítrico.

5. Resultados

5.1. Obtención de la curva de calibración.

Con respecto al óxido nítrico, se utilizó la técnica de cromatografía de gases con detector de captura de electrones e ionización de flama. Para lo cual fue necesario determinar, el método de análisis adecuado en el cromatógrafo y la curva de calibración; con la que se cuantificó la concentración del óxido nítrico.

Para la cuantificación del N_2O se utilizó un Cromatógrafo Perkin Elmer, donde se midieron diferentes concentraciones hasta encontrar la combinación que permitiera la identificación exacta y cuantificación del óxido nítrico. El detector seleccionado para la identificación de este gas, es el de captura de electrones (ECD). Ya que presenta una respuesta selectiva, siendo muy sensible a las moléculas que contienen grupos funcionales electronegativos; tales como: halógenos, peróxidos, quinonas y grupos nitro. Las condiciones de trabajo con la columna cromatográfica de describen en la metodología.

Para la certidumbre de la medición, las mediciones se realizaron por triplicado para cada muestra. Con ello se determina el promedio del área, por tamaño de muestra; tanto en la curva de calibración como en el desarrollo del experimento ver tabla 5.

Tabla 5. Cálculo de la curva de calibración.

Cantidad inyectada	Area $\mu\text{V/S}$	Des Estandar	N20 en L	Vol aire en L	g de N2O	g de Aire	g de Aire + g de N2O	Concen g/g	concentracion (ppm)
75 micL	0	0.00	0.000075	1.703	0.000140775	2.0436	2.044	6.8881E-05	68.88
100 microL	0	0.00	0.0001	1.703	0.0001877	2.0436	2.044	9.18393E-05	91.84
150 micL	1099.0	601.04	0.00015	1.703	0.00028155	2.0436	2.044	0.000137753	137.75
300 micL	1305.7	253.11	0.0003	1.703	0.0005631	2.0436	2.044	0.000275467	275.47
500 microL	2063.5	47.38	0.0005	1.703	0.0009385	2.0436	2.045	0.000459028	459.03
1150 micL	3485.3	920.38	0.00115	1.703	0.00215855	2.0436	2.046	0.001055134	1055.13
2ml	6248.7	204.93	0.002	1.703	0.003754	2.0436	2.047	0.001833586	1833.59
3ml	9971.0	812.36	0.003	1.703	0.005631	2.0436	2.049	0.00274786	2747.86
5ml	18065.7	1264.39	0.005	1.703	0.009385	2.0436	2.053	0.004571392	4571.39
8ml	35606.7	826.84	0.008	1.703	0.015016	2.0436	2.059	0.007294221	7294.22

Se construyó la curva de calibración (previo ajuste de los datos por mínimos cuadrados); con los datos de: Absorbancia (área determinada directamente por el cromatograma) contra concentración (ppm). La ilustración 21 muestra la curva de calibración realizada con el promedio de las áreas para cada muestra y su desviación estándar en concentraciones de mg/L.

Sin N₂O puro

Polynomial Regression for Data1_B:
 $Y = A + B1 * X$
 Weight given by Data1_C error bars.

Parameter	Value	Error
A	-38.12436	16.82306
B1	4.04231	0.21752

R-Square (COD)	SD	N	P
0.98573	1.39962	7	<0.0001

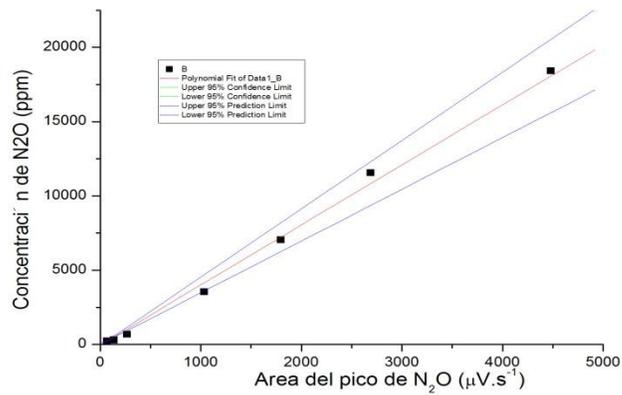


Ilustración 19. Curva de calibración sin N₂O puro.

Con N₂O puro

7/9/2012 04:53

Polynomial Regression for Data1_B:
 $Y = A + B1 * X$
 Weight given by Data1_C error bars.

Parameter	Value	Error
A	-46.62567	11.72946
B1	4.16709	0.13051

R-Square (COD)	SD	N	P
0.99415	1.34482	8	<0.0001

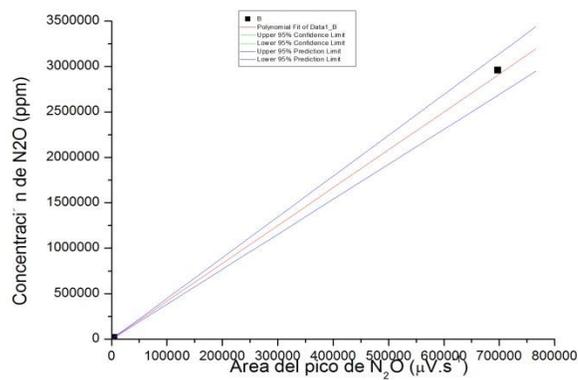


Ilustración 20. Curva de calibración con N₂O puro.

A pesar de que el intercepto es más bajo en el gráfico que no considera al N₂O puro, el error absoluto en el que si considera al N₂O puro es menor por lo que se prefiere tomar la segunda calibración, además de que aproximadamente pasa por el punto (0,0) y el coeficiente de determinación de la regresión es más alto con menos dispersión.

Para ello despejamos la siguiente ecuación:

$$\text{Área} = 4.16709 * \text{Conc} - 46.62567 \text{ con error abs. de pendiente} = 0.13051$$

$$\text{con error abs. De intercep.} = 11.72946$$

Se despeja:

$$\text{Conc} = (\text{Área} + 46.62567)/4.16709 \text{ ó}$$

$$\text{Cons} = 0.24 * \text{Área} + 11.2$$

Por lo tanto el error relativo de la concentración será:

$$\text{Conc.} = (\text{Área} + \text{Inter.}) / \text{Pend.}$$

Logaritmizando,

$$\text{Log}(\text{Conc.}) = \text{Log}(\text{Área} + \text{Intercep.}) - \text{Log}(\text{pend.})$$

$$(\Delta \text{Conc}) / \text{Conc} = (\Delta \text{Área} + \Delta \text{Interc.}) / (\text{Área} + \text{Interc.}) + (\Delta \text{Pend} / \text{Pend})$$

Y el absoluto será:

$$(\Delta \text{Conc}) = \text{Conc} * (\Delta \text{Área} + \Delta \text{Interc.}) / (\text{Área} + \text{Interc.}) + (\Delta \text{Pend} / \text{Pend})$$

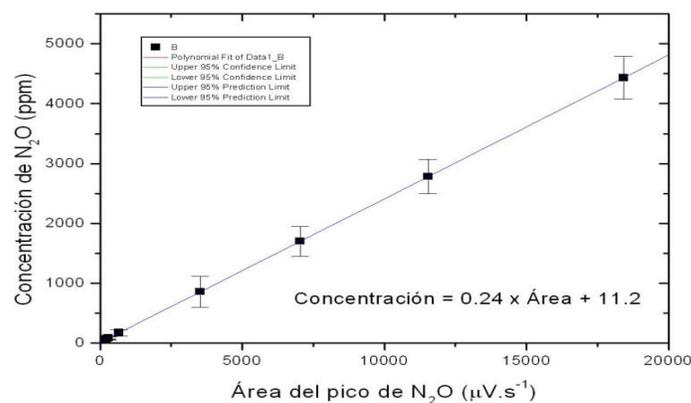


Ilustración 21. Curva de calibración de Óxido Nitroso con desviación en estándar en mg/L.

5.2. Análisis de comportamiento de las emisiones de óxido nitroso en lisímetros.

Basado en el diagrama general de análisis del proceso, el cual se realizó con la suma de las concentraciones obtenidas en las cámaras colocadas (zona vadosa y radicular) en cada lisímetro. La tabla 13 muestra los datos obtenidos para el lisímetro 2, el cual es regado con ART.

Las concentraciones de óxido nitroso en los lisímetros regados con ART son mucho mayores que los regados con agua potable y debido a que no se encontraron concentraciones en el lisímetro de agua potable este no se consideró para el análisis.

Tabla 6. Resultados de concentración de óxido nitroso en el lisímetro de ART

LISIMETRO 2= TIPO DE AGUA (ART) Concentración $N_2O = \text{Área} \cdot 0.24 + 11.12$ (mg/L)	TIPO DE SUELO					
	ARENA (S)			ARCILLA (C)		
	Cámara/ Profundidad de ubicación		N ₂ O TOTAL L2S (mg/L)	Cámara/ Profundidad de ubicación		N ₂ O TOTAL L2C (mg/L)
Fecha	T1 /Radicular	T2/vadosa		T3/ Vadosa	T4/Radicular	
30-01-13	619	1048	1667	1924	734	2658
07-02-13	216	420	636	2478	687	3165
15-02-13	848	916	1764	1901	1422	3323
22-02-13	842	441	1283	3069	1898	4967
03-02-13	346	140	486	411	559	970
09-03-13	264	11	275	3781	2499	6280
20-03-13	304	512	816	4486	2743	7229
31-03-13	11	56	67	986	1031	2017
02-04-13	11	30	41	140	162	302
13-04-13	437	397	834	250	752	1002
23-04-13	1993	649	2643	1289	1038	2327
30-04-13	1106	393	1499	390	146	536
15-05-13	1972	298	2270	632	389	1021
22-05-13	850	212	1061	976	82	1058
30-05-13	581	11	592	711	200	912
11-06-13	467	25	492	314	325	638
20-06-13	463	195	659	774	469	1243
27-06-13	868	505	1374	722	115	837

En la ilustración 22 se aprecia el comportamiento de las emisiones del óxido nitroso en el período de operación en los lisímetros (Enero-Junio 2013).

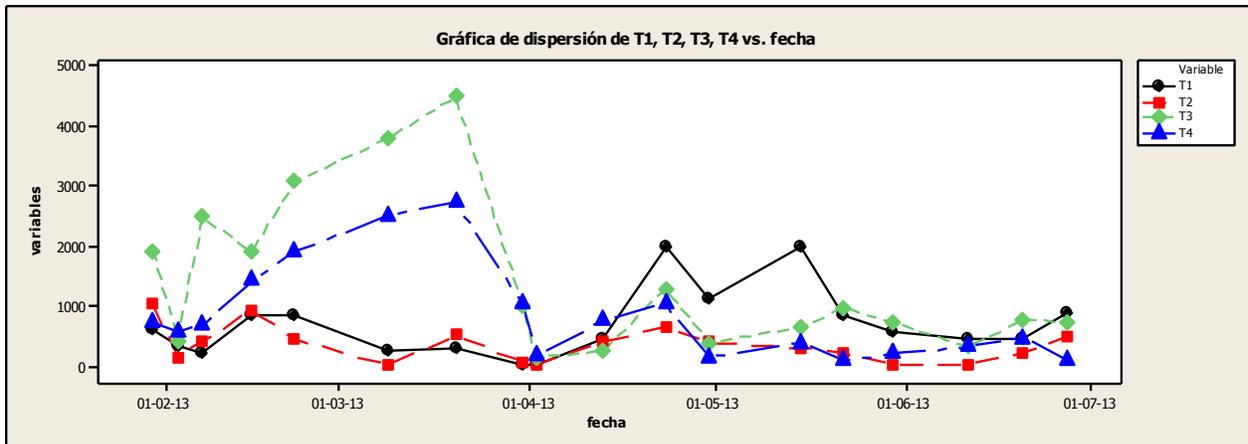


Ilustración 22. Comportamiento en el tiempo de la emisión de óxido nítrico en lisímetro de ART.

Las emisiones de N_2O de los componentes nitrogenados presentes en el agua y/o del contenido de nitrógeno en el suelo, depende de: el suministro de oxígeno o la saturación por agua en los espacios de los poros vacíos del suelo, la temperatura ambiente y el estado de crecimiento del zacate. La combinación de estas condiciones permite la acción de las bacterias aerobias que propician en los procesos nitrificantes.

En los meses fríos de enero y febrero se tienen concentraciones altas en los puntos T3 y T4, los cuales corresponden a un suelo arcilloso, mientras que en el resto de los meses se tiene un comportamiento a través del tiempo muy similar en los cuatro puntos de muestreo, con tendencia al descenso a medida que aumenta la temperatura; hay dos picos que sobresalen en la tendencia de emisión del óxido nítrico, estos corresponden a las mediciones de los días 9 y 20 de Marzo. Esos días el zacate se encontraba floreciendo, después de tomar las muestras esos días, se cortó la hierba y la cuantificación del óxido nítrico disminuyó drásticamente al día siguiente.

Para la interpretación de los resultados, es necesario correlacionar para cada día de muestreo; las concentraciones de óxido nítrico obtenidos en cada columna de suelo con los parámetros de la calidad de agua de entrada a los lisímetros (nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos). La siguiente tabla representa las concentraciones de nitrógeno en sus diferentes especies del efluente de la planta tratadora de aguas de la región norte de Chihuahua.

Tabla 7. Concentraciones de nitrógeno provenientes del efluente de la planta de tratamiento norte.

Fecha medida	NTK (mg/l)	N-NH ₃ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	N-NO ₂ (mg/l)
30-01-13	48.40	39.90	3.90	0.18
07-02-13	53.35	51.65	4.53	1.77
15-02-13	35.50	34.60	10.00	3.58
22-02-13	32.10	31.40	7.98	2.19
02-03-13	44.64	42.68	10.95	3.39
09-03-13	41.22	38.32	10.08	1.10
20-03-13	40.90	37.40	10.90	4.02
31-03-13	37.49	31.29	10.81	3.74
02-04-13	33.70	28.50	7.83	3.83
13-04-13	43.10	41.35	1.67	0.86
23-04-13	31.88	31.20	9.83	2.78
30-04-13	47.15	46.83	7.74	0.58
15-05-13	13.27	9.70	11.80	1.20
22-05-13	22.76	19.14	5.57	0.63
30-05-13	26.96	25.17	4.49	0.36
11-06-13	30.10	29.50	3.57	1.44
20-06-13	36.50	34.94	1.88	0.80
27-06-13	36.50	34.94	1.88	0.80

5.2.1. Relación de la emisión del óxido nitroso con el tipo de suelo y la zona de muestreo

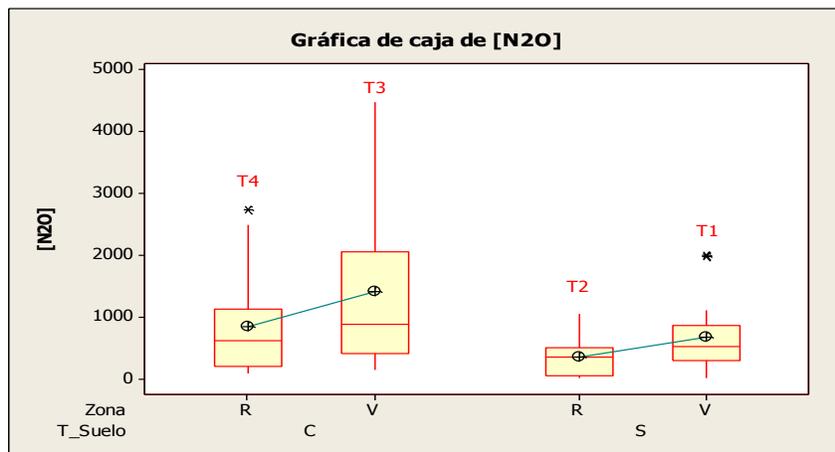


Ilustración 23. Análisis de ANOVA dos factorial realizado con el programa Minitab v 16.

La gráfica de cajas corresponde a un análisis del lisímetro regado con agua tratada y los cuatro puntos de muestreo. Se puede apreciar que las medias, donde el tipo de suelo es arenoso (S) son menores que las de suelo arcilloso (C), mientras que las medias de la zona vadosa son más altas que la reticular independientemente del tipo de suelo. En los puntos T4 y T1 se pueden apreciar un valor atípico más allá del bigote superior de la caja. La ilustración 24 se puede apreciar un análisis más detallado.

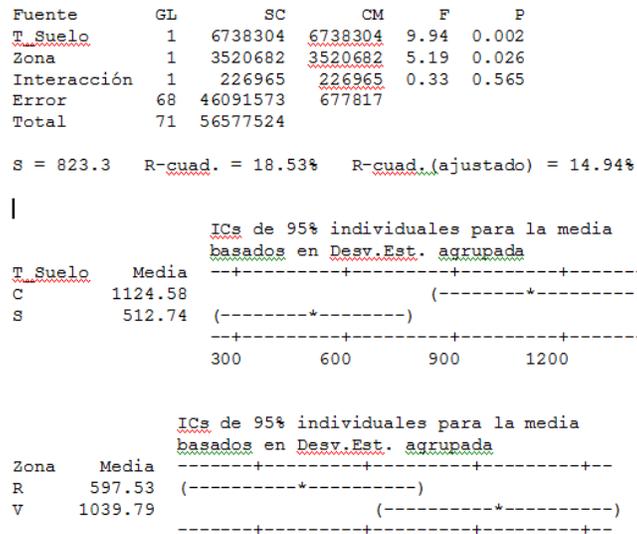


Ilustración 24. ANOVA de dos factores: [N₂O] vs. T_Suelo, Zona.

El análisis de varianza para los datos de N₂O con medias en intervalos de confianza de 95%, muestra que no hay evidencia significativa de un efecto de interacción entre el tipo de suelo y la zona de muestreo con un valor de P = 0.565 en la prueba de Fisher. Este mismo análisis empleando un valor de alfa de 0.05, nos muestra que si hay diferencias significativas en el análisis de comparación entre la zona reticular y la zona vadosa, ya que el valor de p en la prueba de Fisher es de 0.026 esto es debido a que sus medias no se traslapan. Mientras que por tipo de suelo existen diferencias altamente significativas con un valor de de p = 0.002. Sin embargo el ajuste por el coeficiente de determinación R² de 18.53 y el R² (ajustado) = 14.94 nos determinan que el ajuste de regresión factorial ANOVA no es suficientemente fiable como para poder tener una confianza máxima, por lo que es necesario un análisis de regresión múltiple o multivariante donde es posible involucrar una mayor cantidad de factores que intervienen la emisión de N₂O en los lisímetros.

5.2.2. Análisis multivariante

Para la identificación del óxido nitroso procedente del suelo cubierto con zacate; se indicaron los parámetros más significativos del clima como son: Temperatura media diaria (Temp out), presión barométrica (bar), Humedad relativa (Hum out), Dirección y magnitud de viento (wind speed, wind dir).

El primer paso para el análisis multivariante fue realizar un análisis de componentes principales, el cual sirve para determinar las causas de la variabilidad de los datos y encontrar aquellos de mayor importancia con la menor cantidad de componentes principales posibles. Para este análisis se consideraron las variables (Fecha, T1, T2, T3, T4, Temp out, Hum out, wind speed, wind dir, bar, NTK, N-NH₃ N-NO₃ y N-NO₂).

Los datos arrojados MINITAB v16 para el análisis de los valores y vectores propios de la matriz de correlación son los siguientes:

Tabla 8. Análisis de componentes principales.

Valor propio	4.5334	2.8114	1.679	1.4767	1.0644	0.872	0.6179	0.4113	0.255	0.14	0.0745	0.0509	0.01	0.0035
Proporción	0.324	0.201	0.12	0.105	0.076	0.062	0.044	0.029	0.018	0.01	0.005	0.004	0.001	0
Acumulada	0.324	0.525	0.645	0.75	0.826	0.888	0.932	0.962	0.98	0.99	0.995	0.999	1	1

- En la siguiente tabla se puede apreciar los coeficientes factoriales de las variables (las correlaciones entre las variables y los componentes principales).

Tabla 9. Matriz de componentes principales.

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
FECHA	-0.417	-0.033	0.071	0.092	0.133
T1(SV)	-0.141	-0.196	-0.593	0.076	0.008
T2(SR)	0.162	0.2	-0.599	0.037	-0.173
T3(CV)	0.347	-0.063	-0.064	0.392	-0.178
T4(CR)	0.375	-0.166	0.007	0.287	-0.014

Temp out	-0.392	0.04	0.191	0.251	0.036
hum out	-0.105	0.313	-0.333	0.107	0.44
wind speed	0.213	-0.158	0.105	0.594	0.213
wind dir	0.038	-0.406	0.177	0.066	0.309
Bar	0.192	0.16	-0.056	-0.109	0.754
NTK	0.276	0.431	0.186	-0.041	-0.072
N-NH₃	0.261	0.423	0.184	-0.008	-0.017
N-NO₃	0.24	-0.405	-0.127	-0.229	0.035
N-NO₂	0.26	-0.211	0.056	-0.501	0.098

Para obtener los valores de cada valor propio es necesario hacer relaciones entre cada componente principal con cada variable, ya que esto nos ayudará a interpretar las variables.

Como se puede observar en el análisis de vectores propios la primer componente principal tiene varianza (valor propio) de 4.5334 y explica 32.4% de la varianza total o del comportamiento en los procesos de nitrificantes llevados a cabo en el lisímetro. Los coeficientes que aparecen en la ecuación de abajo muestran la ecuación obtenida a partir de los datos de la matriz de componentes principales de MINITAB v 16 que permite calcular los valores de la primera componente principal:

$$\text{PC1} = -0.417 \text{ Fecha} - 0.392 \text{ Temp out} + 0.375 \text{ T4} + 0.374 \text{ T3} + 0.276 \text{ NTK} + 0.261 \text{ N-NH}_3 + 0.26 \text{ N-NO}_2 + 0.24 \text{ NO}_3 + 0.213 \text{ WS} + 0.192 \text{ bar} + 0.162 \text{ T2} + 0.141 \text{ T1} - 0.105 \text{ Hum out} + 0.038 \text{ Wd}$$

La segunda componente principal tiene una varianza de 1.2911 y explica 20% de la variabilidad de los datos en el proceso de emisión de N₂O producido en el lisímetro. Se calcula a partir de los datos originales utilizando los coeficientes que aparecen debajo en la ecuación de PC2.

$$\text{PC2} = 0.431 \text{ NTK} + 0.423 \text{ NH}_3 - 0.406 \text{ Wd} - 0.405 \text{ NO}_3 + 0.313 \text{ Hum out} - 0.211 \text{ N-NO}_2 + 0.2 \text{ T2} - 0.196 \text{ T1} - 0.166 \text{ T4} + 0.16 \text{ bar} - 0.158 \text{ WS} - 0.063 \text{ T3} + 0.04 \text{ Temp out} + 0.033 \text{ Fecha}$$

$$\text{PC3} = -0.594 \text{ T2} - 0.593 \text{ T1} - 0.333 \text{ Hum out} + 0.191 \text{ Temp out} + 0.186 \text{ NTK} + 0.184 \text{ NH}_3 + 0.177 \text{ Wd} - 0.127 \text{ NO}_3 + 0.105 \text{ Ws} + 0.071 \text{ Fecha} - 0.064 \text{ T3} + 0.52 \text{ N-NO}_2 - 0.056 \text{ bar} + 0.007 \text{ T4}$$

$$\text{PC4} = 0.594 \text{ Ws} - 0.501 \text{ N-NO}_2 + 0.392 \text{ T3} + 0.287 \text{ T4} + 0.251 \text{ Temp out} - 0.229 \text{ N-NO}_3 - 0.109 \text{ bar} + 0.107 \text{ hum out} + 0.092 \text{ Fecha} + 0.076 \text{ T1} + 0.066 \text{ Wd} - 0.041 \text{ NTK} + 0.037 \text{ T2} - 0.008 \text{ N-NH}_3$$

$$\text{PC5} = 0.754 \text{ bar} + 0.44 \text{ Hum out} + 0.309 \text{ Wd} + 0.213 \text{ Ws} - 0.178 \text{ T3} - 0.173 \text{ T2} + 0.133 \text{ Fecha} + 0.098 \text{ N-NO}_2 - 0.072 \text{ NTK} + 0.056 \text{ Temp out} + 0.035 \text{ N-NO}_3 \text{ Wd} + 0.017 \text{ N-NH}_3 - 0.014 \text{ T4} + 0.008 \text{ T1}$$

En conjuntos las ecuaciones 1 y 2 explican el 52 % de los datos y estos en conjunto con las ecuaciones a PC3, PC4 y PC5 se logra explicar hasta el 82 % de la variabilidad de los datos. De esta manera, la mayor parte de la estructura de datos involucrados en la emisión de N₂O puede explicarse a partir de estas 5 componentes, ya que los componentes principales restantes explican una proporción muy pequeña de la variabilidad y podrían carecer de importancia en el proceso de emisión de N₂O. Debido a que no es posible representar 5 componentes principales en un espacio de 3 dimensiones fue necesario realizar otros análisis.

La gráfica de sedimentación provee información de manera visual de las 5 principales componentes, donde aquellas componentes con valores propios debajo de 1 carecen de importancia.

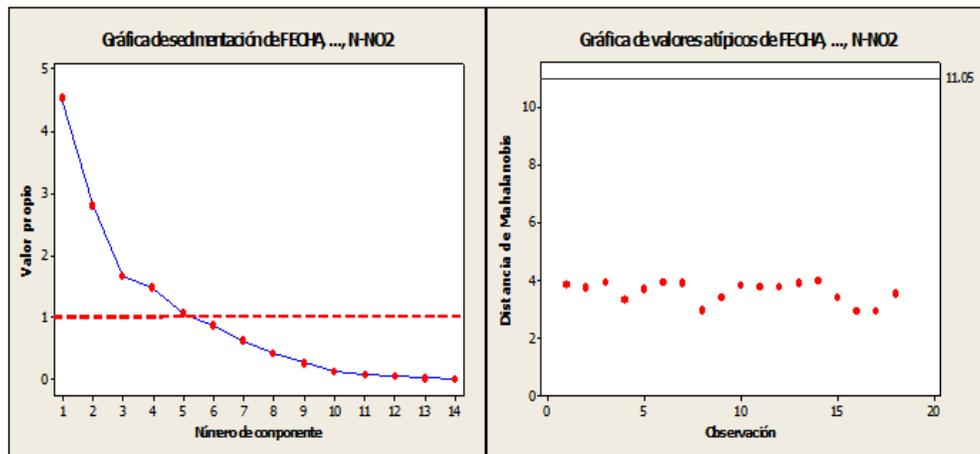


Ilustración 25. Gráfica de sedimentación y valores atípicos.

La gráfica de valores atípicos nos muestra que no existen valores anormales que tengan alguna influencia desproporcionada en nuestro análisis estadístico, ya que no se observan puntos por encima de la línea de referencia del eje Y.

En el caso de PC1 vemos que tiene la mayor correlación negativa con las variables de Fecha, Temp out, mientras que tiene correlación positiva con T₄, T₃, NKT, NH₃, NO₃, NO₂ principalmente. Esto nos indica que las emisiones de N₂O varían de manera inversamente proporcional con la fecha de medición y con la temperatura y que ambas variables influyen de manera significativa en dicha emisión, mientras que las variables positivas muestran una influencia directamente proporcional a las emisiones de N₂O. El siguiente gráfico ilustra las concentraciones de los

puntos T3 y T4 correspondientes a un suelo arcilloso y su relación con la temperatura a lo largo del tiempo de medición, se puede apreciar claramente que las concentraciones bajan en ambos puntos de muestreo a medida que avanza el tiempo y las temperaturas promedio diarias aumentan. Esto contradice lo reportado por (Frioni 1999) que menciona que las pérdidas de nitrógeno en suelos aumentan con la temperatura. Una explicación a este fenómeno puede deberse a la vegetación ya que en los primeros meses esta se encontraba en crecimiento y no fue podada durante el periodo de medición. Esto último concuerda con lo reportado por (Frioni 1999) que menciona que en temporadas frías la liberación de nitrógeno aumenta al no haber una cubierta vegetal que absorba los nitratos.

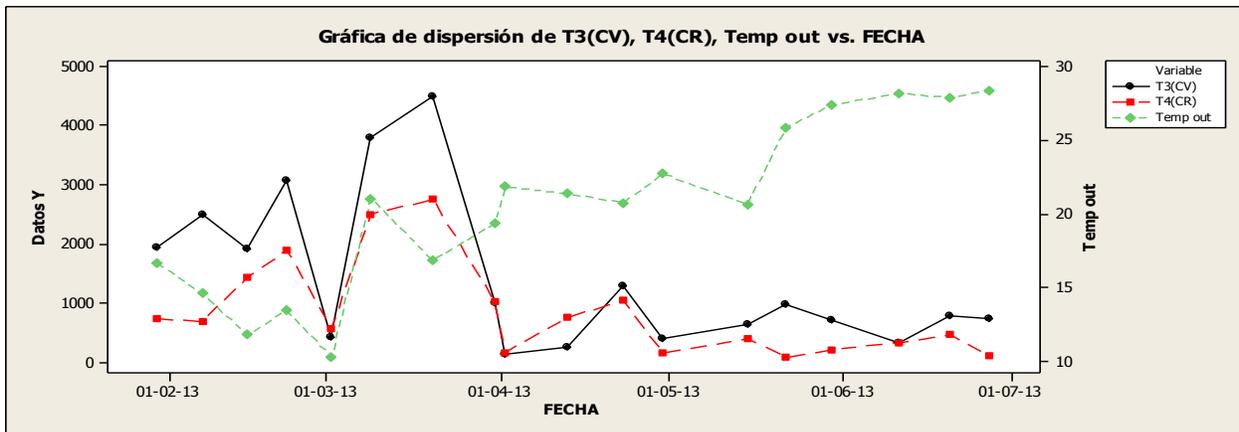


Ilustración 26. Gráfica de dispersión de T3 (CV), T4(CR), temperatura promedio diaria (Temp out) vs fecha de medición.

En cuanto a PC2, hay una correlación positiva con los datos del efluente de la planta de tratamiento como NTK, N-NH₃ y una correlación totalmente contraria con los valores de N-NO₃ y Wind dir y correlación cercana a cero en el resto de las variables. Esto tiene mucho sentido ya que según la NMX-AA-026-SCFI-2001 el nitrógeno total está dado por la suma del nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal por lo que de encontrarse la mayor parte del nitrógeno como amoniacal no están presentes las especies de nitritos y nitratos.

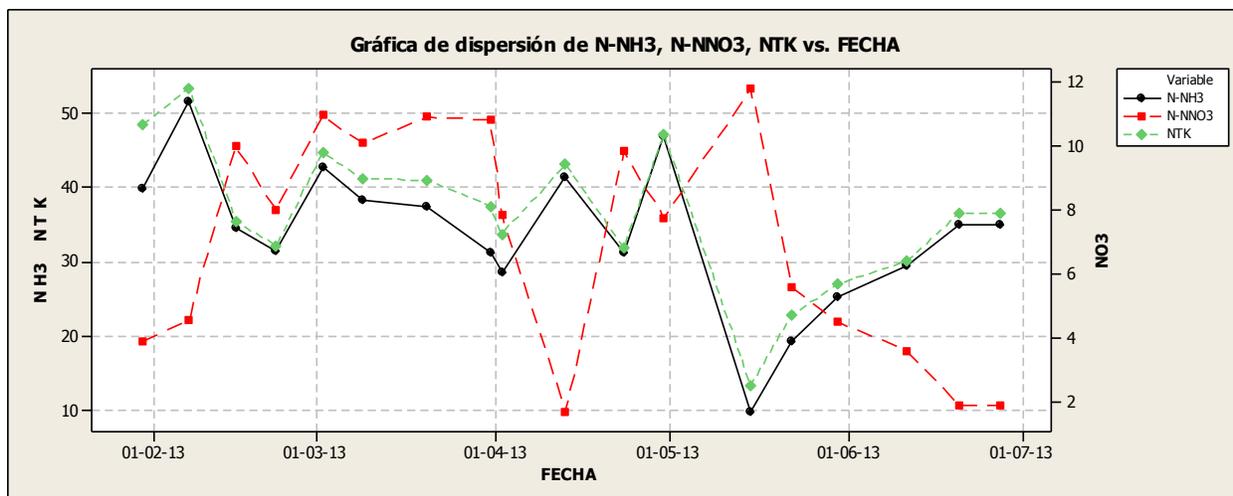


Ilustración 27. Gráfica de dispersión de nitrógeno amoniacal, total y nitratos (N-NH₃, NTK, N-NO₃,) vs Fecha de medición.

En el PC3, aparecen las variables de T1, T2 (puntos de muestreo correspondientes a suelo arenoso) con una correlación negativa al igual que la humedad. El resto de las variables se aproxima a cero. En el siguiente gráfico podemos observar como las tres variables están sumamente relacionadas entre sí.

Por su parte PC4 tiene una correlación positiva muy alta con la velocidad del viento (Wind speed) y T3, y correlación negativa con N-NO₂.

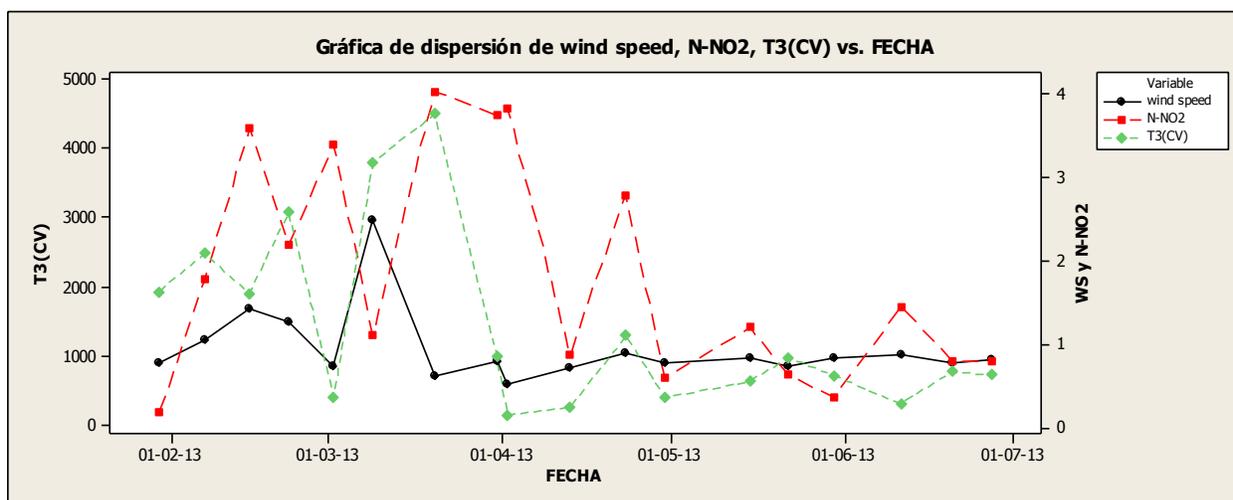


Ilustración 28. Gráfica de dispersión de velocidad de viento (wind speed), nitritos (N-NO₂), T3(CV) vs fecha de medición.

Otras observaciones interesantes en la componente principal cuatro son las que existen entre las variables de (T₄ y T₃) con las concentraciones de NO₂ y NO₃. En la gráfica siguiente se puede

apreciar como desde el inicio de medición en enero hasta mediados de marzo hay una tendencia similar entre dichas componentes, pero de esa fecha en adelante la tendencia del nitrito se vuelve opuesta a las otras variables. En la gráfica 31 se aprecia como la tendencia de nitratos con la variable T1 a partir de mediados de Marzo se hace muy similar. Esto concuerda con lo reportado por (Sumer et al. 1995) y (Short et al. 2013) quienes reportan que existe una clara relación entre la intensidad de N_2O producida y la concentración de nitrato más nitrito en el agua, lo cual nos indica que la liberación de N_2O se produce esencialmente por desnitrificación. Las variables T3 y T4 son suelo arcilloso el cual tiende a compactarse y no permitir la entrada de oxígeno (Instituto Nacional de Estadística y Geografía 2004) favoreciendo así el proceso de desnitrificación. Sumer también menciona que esta relación va acompañada de una disminución de la cantidad de materia orgánica en el agua.

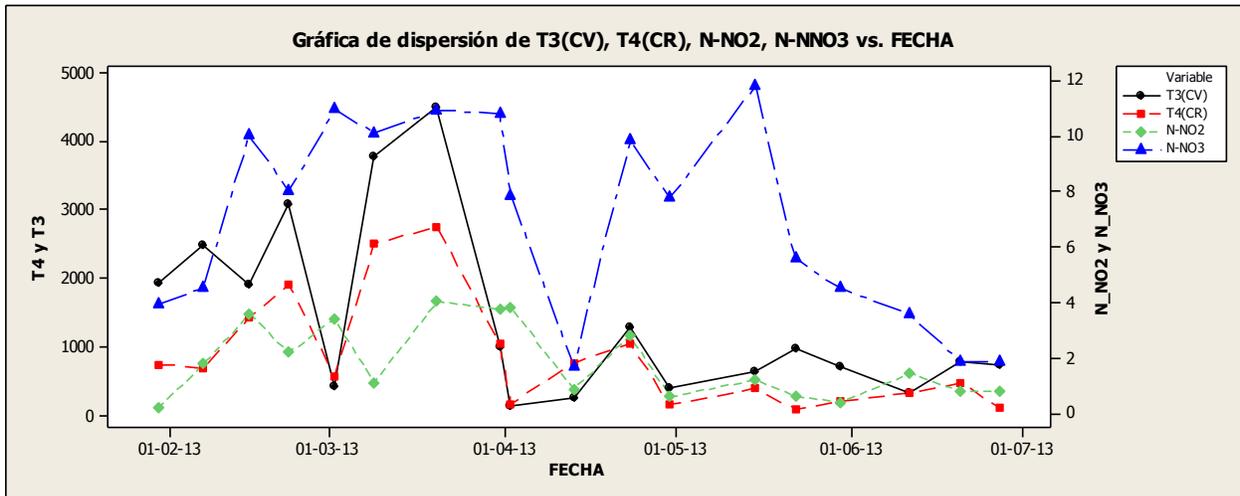


Ilustración 29. Gráfica de dispersión de T3 (CV), T4 (CR), nitritos (N-NO₂), nitratos (N-NO₃) vs Fecha de medición.

En un análisis extra se puede apreciar una clara relación entre T1 (SV) y N-NO₃ a partir del mes de abril.

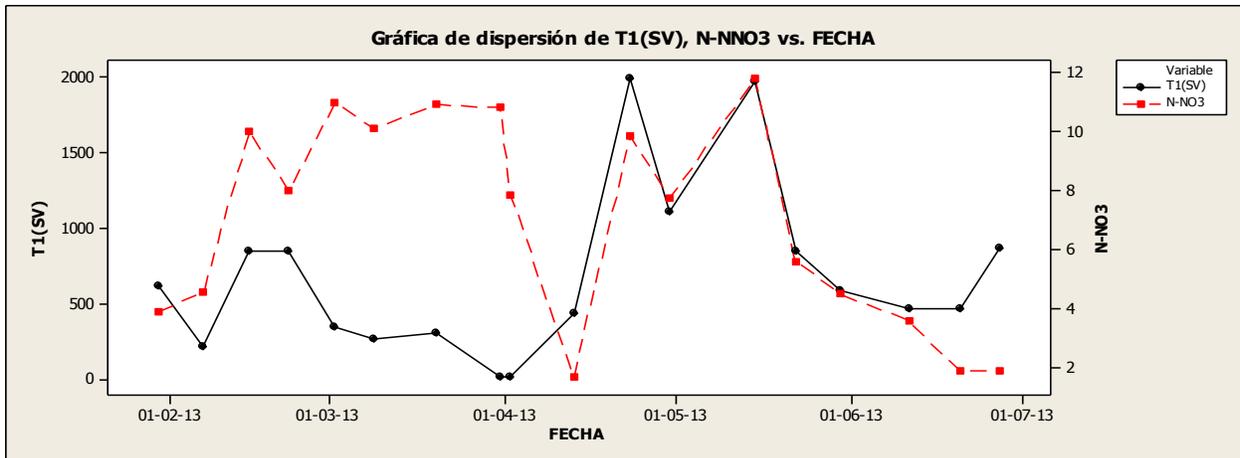


Ilustración 30. Gráfica de dispersión de T1 (SV), nitratos (N-NO₃) vs fecha de medición.

Por último la CP5 observamos que tiene una mayor correlación positiva con las variables de bar y hum out así como los datos de velocidad y dirección del viento (wind speed, wind dir), todos ellos datos meteorológicos, lo cual nos indica que los datos meteorológicos siguen una misma tendencia a excepción de la temperatura que su correlación es prácticamente despreciable. La siguiente gráfica muestra los valores de hum out y bar:

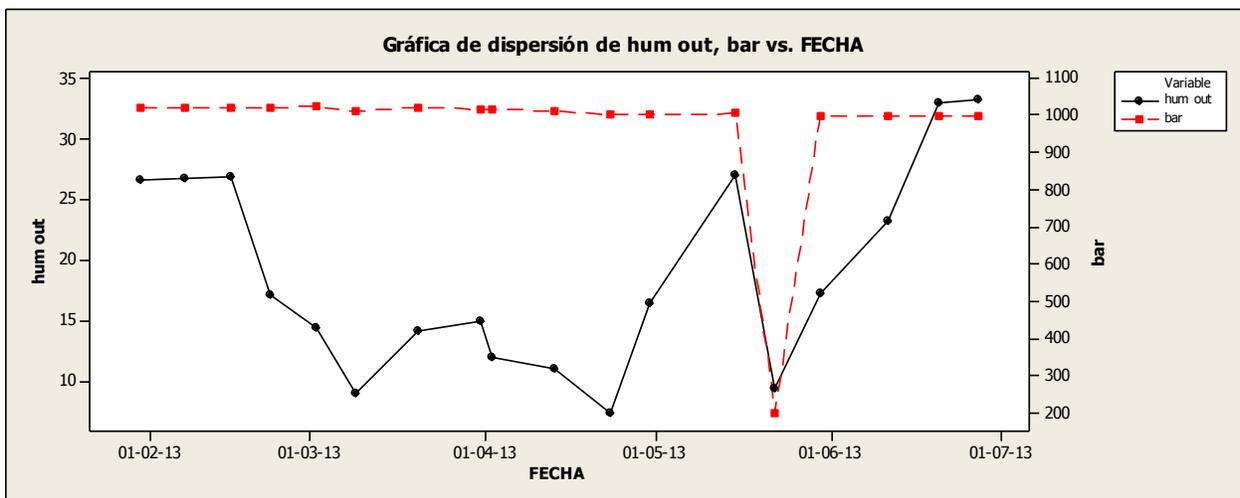


Ilustración 31. Gráfica de dispersión de humedad promedio diaria (hum out) presión (bar) vs fecha de medición.

5.2.3. Matriz de Correlación.

Es importante estudiar la relación o comportamiento que puede existir entre dos variables, por este motivo vamos utilizar la matriz de correlación en esta tesis.

La siguiente matriz nos muestra la covarianza que está dada por la correlación lineal de una variable con otra variable. Si tiene un valor 0, nos indicará que no tiene ninguna relación lineal con esa variable, pueda que tenga una relación cuadrática o de otro grado.

Cuando la correlación es positiva, esto nos indica que su proyección de la regresión lineal va a tender a crecer conjuntamente con la contra variable. Cuando la correlación es negativa, esto nos indica que su proyección de la regresión lineal va a tender a decrecer conjuntamente con la contra variable.

Tabla 10. Matriz de correlaciones lineales.

	FECHA	T1(SV)	T2(SR)	T3(CV)	T4(CR)	Temp out	hum out	wind speed	wind dir	Bar	NTK	N-NH ₃	N-NO ₃	N-NO ₂
T1(SV)	0.267													
	0.283													
T2(SR)	-0.431	0.367												
	0.074	0.134												
T3(CV)	-0.549	-0.157	0.278											
	0.018	0.533	0.264											
T4(CR)	-0.538	-0.161	0.189	0.901										
	0.021	0.522	0.453	0										
Temp out	0.901	0.083	-0.428	-0.437	-0.486									
	0	0.745	0.076	0.07	0.041									
hum out	0.194	0.065	0.311	-0.119	-0.287	0.118								
	0.442	0.799	0.21	0.638	0.249	0.642								
wind speed	-0.321	-0.047	-0.041	0.542	0.57	-0.182	-0.107							
	0.194	0.855	0.871	0.02	0.014	0.47	0.674							
wind dir	-0.067	0.063	-0.281	-0.051	0.168	-0.125	-0.368	0.407						
	0.791	0.805	0.258	0.84	0.505	0.62	0.133	0.094						
Bar	-0.257	-0.096	0.128	0.106	0.26	-0.279	0.276	0.12	-0.014					
	0.303	0.706	0.612	0.675	0.298	0.263	0.268	0.635	0.956					
NTK	-0.545	-0.514	0.285	0.263	0.213	-0.393	0.029	0.092	-0.363	0.373				
	0.019	0.029	0.252	0.291	0.397	0.107	0.91	0.716	0.139	0.127				
N-NH₃	-0.47	-0.442	0.258	0.243	0.206	-0.364	0.038	0.131	-0.317	0.391	0.975			
	0.049	0.066	0.302	0.332	0.412	0.138	0.882	0.605	0.2	0.109	0			
N-NO₃	-0.412	0.213	-0.035	0.334	0.483	-0.564	-0.409	0.24	0.305	0.118	-0.183	-0.206		
	0.089	0.396	0.89	0.176	0.042	0.015	0.092	0.337	0.219	0.641	0.469	0.412		
N-NO₂	-0.415	-0.231	-0.007	0.23	0.417	-0.563	-0.282	-0.09	0.209	0.252	0.067	0.051	0.657	
	0.087	0.357	0.978	0.359	0.085	0.015	0.257	0.721	0.405	0.313	0.79	0.842	0.003	

A partir de la matriz de correlación podemos decir las siguientes conclusiones:

La variable Fecha está correlacionada positivamente con las variables Temp out y negativamente con las variables T2, T3 y T4 (Puntos de muestreo de los lisímetros), así como también con las variables N-NH₃, N-NO₃, N-NO₂ y NTK (Distintas especies de nitrógeno del efluente la planta de tratamiento de aguas).

Esta relación nos indica si crece la variable fecha la variable Temp out también crecerá, mientras que el resto de las variables tenderán a disminuir.

La variable T3 está correlacionada positivamente con la variable T4. Ambas corresponden al punto de muestreo con suelo arcilloso pero con diferente profundidad.

La variable NTK correlacionada positivamente con la variable N-NH₃, lo mismo N-NO₂ con N-NO₃. Como ya se había mencionado anteriormente la cantidad de nitrógeno total está relacionada con la presencia de nitrógeno amoniacal en el agua y nitrógeno orgánico, mientras que los nitratos y nitritos son productos de los procesos de nitrificación y desnitrificación.

Para una mejor comprensión de todos estos datos y realizar un análisis de forma adecuada, es necesario representarlos de forma gráfica. Existen dos formas de representación gráfica que nos permitirán analizar y decidir los grupos de términos que podemos formar:

1. Dendograma
2. Gráfico de Escalado Multidimensional (MDS)

Dendograma

El dendograma es el tipo de gráfico más común para representar la cercanía entre los términos.

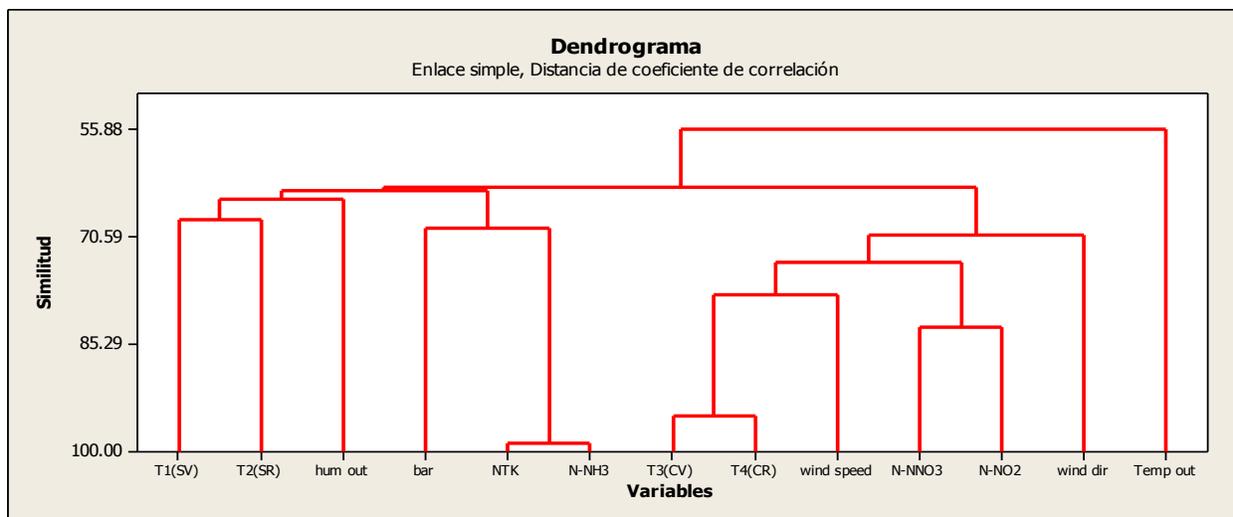


Ilustración 32. Dendrograma.

Así, como podemos ver en la imagen, los términos que son más cercanos entre sí, se agrupan. Esto significaría que cada uno de estos grupos de términos podría formar parte de una misma sección. Las principales agrupaciones para este modelo están dadas nitrógeno total y nitrógeno amoniacal que se agrupan a un límite de hasta el 98%, Los puntos de muestreo T3 y T4 ambos de suelo arcilloso se agrupan a un nivel de 95 % y nitratos y nitritos a un nivel de alrededor de 85%.

MDS: Gráfico de Escalado Multidimensional

Es otra técnica estadística utilizada para representar los datos en dos dimensiones, de tal forma que se puede apreciar mejor la cercanía entre términos o elementos.

La gran ventaja del gráfico MDS frente al dendrograma es que al representarse los datos sobre dos ejes, se puede apreciar físicamente la cercanía entre los términos, creando grupos de forma mucho más visual y comprensible.

A continuación se presenta un gráfico de cargas del análisis de componentes principales el cual ofrece una ilustración visual muy clara de estas correlaciones. Esta gráfica es más explícita e indica si algunos grupos de variables correlacionadas se pueden agrupar. Tal es el caso de N-NH₃ con NTK que son altamente colineales ya que van en la misma dirección en la gráfica y están muy cercanas entre sí. La fecha y la temp. también son altamente colineales entre si aunque mantienen una dirección opuesta al resto de las variables. T3 y T4 son otro par de variables que

muestran una clara relación entre sí. Vemos que en un espacio bidimensional quedan mucho más claro los grupos de términos que se forman por la cercanía física entre ellos.

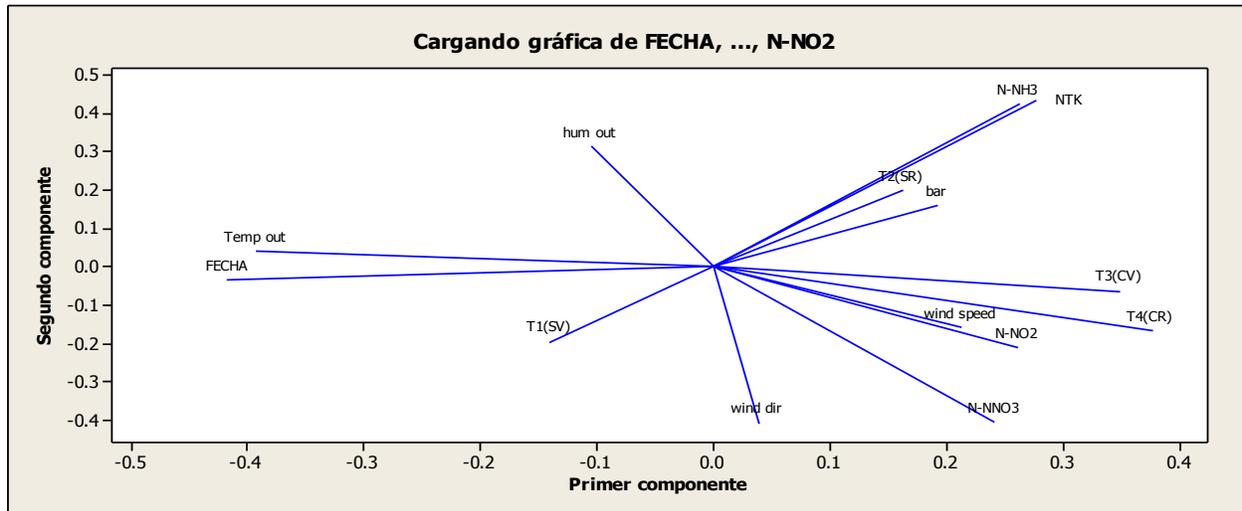


Ilustración 33. (MDS) Análisis del sistema en dos componentes.

5.3. Análisis de Emisiones de óxido nitroso en la ciudad de Chihuahua.

5.3.1. Análisis Edafológico del suelo de la ciudad de Chihuahua.

Los resultados obtenidos del óxido nitroso en los lisímetros a través del tiempo, nos permite, distinguir diferencias en las magnitudes de los valores de las concentraciones originadas en la ciudad de Chihuahua por: el tipo de suelo, a la calidad de agua de riego y a los parámetros meteorológicos. Sin embargo, para conocer las emisiones totales en la ciudad de Chihuahua es necesario hacer un análisis edafológico que permita conocer el tipo de textura del suelo (Arcilloso o arenoso) para luego que extrapolar las emisiones obtenidas en los lisímetros a las áreas verdes de la ciudad y así tener una estimación de la emisión generada por el riego con ART en la ciudad de Chihuahua.

Para la determinación de textura en el suelo se empleó la carta edafológica 1:250,000 proporcionada por La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), donde se reconocen 6 principales tipos de suelo en la ciudad de chihuahua los cuales se pueden ver en la ilustración siguiente:

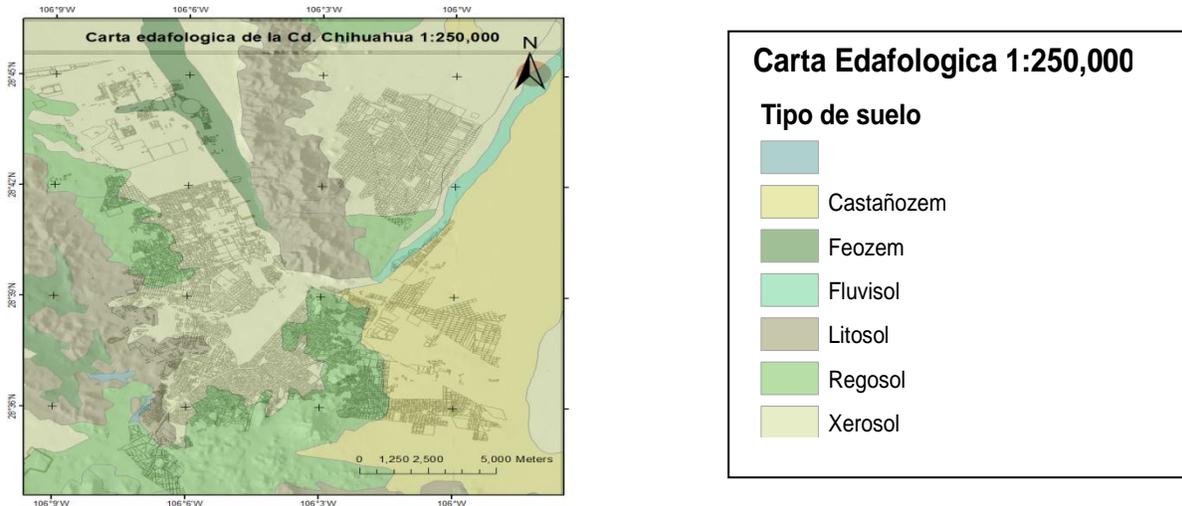


Ilustración 34. Carta edafológica 1:250,000 de la ciudad de Chihuahua.

Mediante datos obtenidos del (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática 2004) se pudo determinar el contenido de limo, arcilla y arena para cada uno de los tipos de suelo, quedando de la siguiente manera:

Tabla 11. Porcentajes de limo arcilla y arena en los principales tipos de suelo de la ciudad de Chihuahua

Tipo de suelo	% Arcilla	% limo	% Arena
Castañozem	34	34	32
Feozem	24	24	52
Fluvisol	12	20	68
Litosol	22	22	56
Regosol	14	20	66
Xerosol	27	27	46

Por fines prácticos en ArcGis se consideraron únicamente los suelos como de textura Arenoso o Arcilloso, donde el suelo Castañozem es arcilloso y Feozem, Fluvisol, Litosol, Regosol y Xerosol son de textura arenosa.

5.3.2. Cuantificación de áreas verdes en la ciudad de Chihuahua.

El análisis realizado Con ArcGis 10 de la información proporcionada por el Instituto Municipal de Planeación (IMPLANT) muestra la siguiente información:

Existen en la ciudad de Chihuahua 1474 zonas consideradas como áreas verdes con una superficie total de 4834643 m², entre que se cuenta parques, camellones, campos de Golf y jardines de la ciudad, de las cuales 12 de ellas no poseen vegetación y corresponden a una superficie equivalente de 16667 m². Dichas áreas quedaron fuera del cálculo de emisiones.

La siguiente ilustración muestra el mapa obtenido con ArcGis del número total de áreas verdes en la ciudad de Chihuahua a escala 1:250,000.

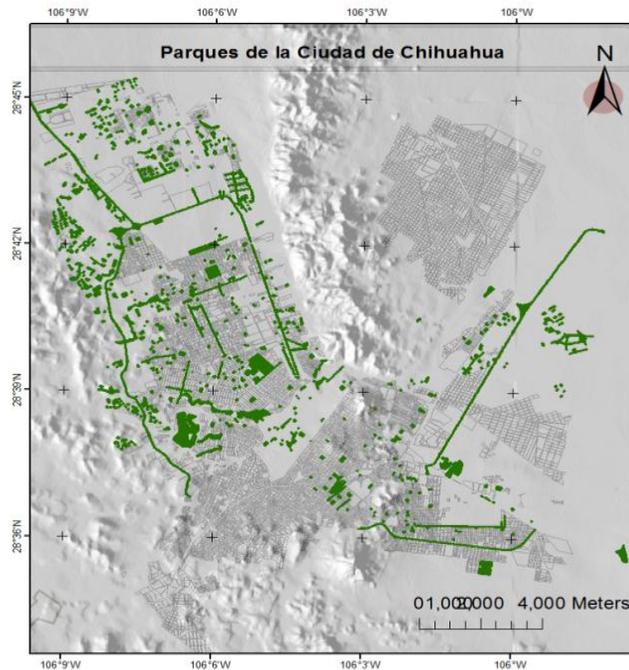


Ilustración 35. Áreas verdes de la ciudad de Chihuahua.

El Análisis también arrojo que existen 502 zonas verdes que son regadas con agua potable y equivalen a 1226627m², aproximadamente un 26% del territorio ocupado por áreas verdes. Las Áreas regadas con agua potable se muestran en la siguiente ilustración:

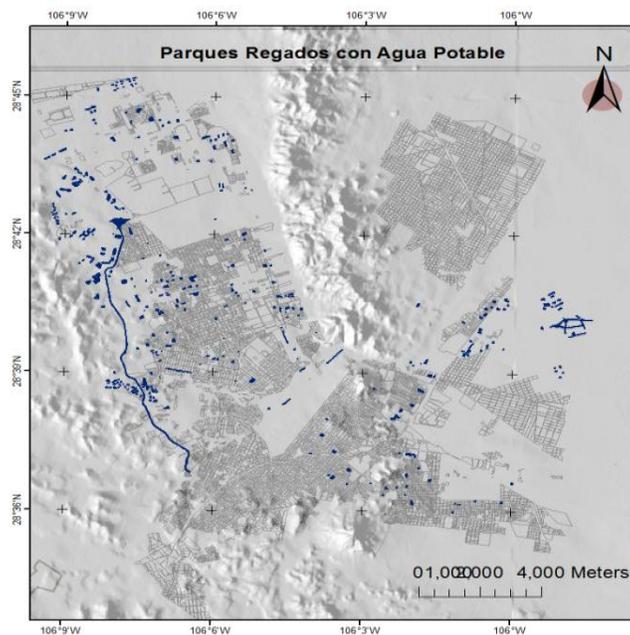


Ilustración 36. Áreas verdes regadas con agua potable en la ciudad de Chihuahua.

De la misma manera, en la ciudad se cuenta con un total de 957 zonas verdes que son regadas con agua residual tratada y ocupan una extensión aproximada de 3591348m² de superficie, en la ilustración 37 se representa las áreas verdes de la ciudad regados con ART.

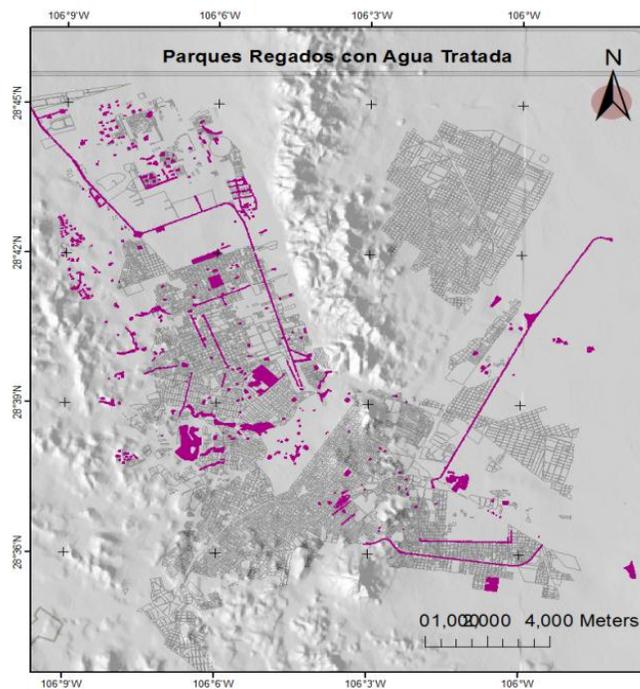
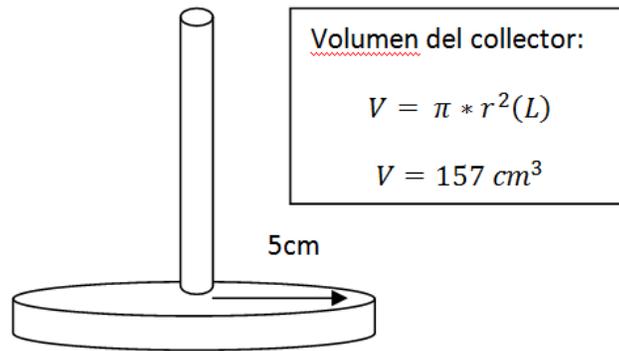


Ilustración 37. Áreas verdes regadas con ART en la ciudad de Chihuahua.

5.3.3. Cálculo de emisión de N₂O en lisímetros

Para obtener la emisión de N₂O generada en los lisímetros fue necesario considerar el volumen de emisión en la cámara de muestreo, el cual se obtuvo de la siguiente manera:



Posteriormente se obtiene la cantidad de N₂O en Kg en cada una de las fechas de medición la cual se obtuvo al multiplicar la concentración obtenida en el lisímetro por el volumen de la cámara de medición como se muestra a continuación:

$\text{mg/l ó Kg/m}^3 * 157 \times 10^{-4} \text{ m}^3 = \text{Kg de N}_2\text{O producidos en cada fecha de medición.}$

Para obtener la emisión en mg de N₂O m² día⁻¹ se consideró el área del lisímetro y se dividió entre el número de días que tomo juntar la muestra como se muestra a continuación.

$$\frac{\text{Kg de N}_2\text{O}}{\frac{0.25 \text{ m}^2}{7 \text{ días}}} = \text{Kg de N}_2\text{O} / \text{m}^2 \text{ día}^{-1}$$

5.3.4. Emisiones de N₂O en la ciudad de Chihuahua

Una vez determinado el tipo de textura por parque y el tipo de riego, así como la superficie de cada parque, es posible calcular las emisiones de N₂O para la ciudad de Chihuahua. La estimación de las emisiones de N₂O para la ciudad de chihuahua se realizó de la siguiente manera:

El suministro se realiza cada dos días, antes de las 9 am, con una duración de 2 horas durante los 365 días del año. El volumen de agua reutilizada o demandada es pequeño en comparación con la del volumen de ART disponible.

De acuerdo al departamento de Calidad del Agua de la ciudad de Chihuahua (Espino Valdés 2002), se tratan 35,000 m³ / día en la planta de tratamiento de los cuales sólo el 40% se utiliza para riego el resto se desecha al río Sacramento entonces:

14,000m³ / Número total de m² de los parques Calculado con ArcMap 10 (4834643m²) = 0.0028 m³ de agua/cada m² de área.

Cada Zona del lisímetro se riega con aproximadamente 10 L o .01m³, y cada lisímetro mide 0.5m², donde en cada mitad hay un tipo de suelo, entonces tengo un riego de 0.04 m³ de agua/m² de área. La relación de riego de los parques con respecto a los lisímetros es aproximadamente 0.07:1.

Utilizando la función Identity de ArcToolBox, se juntó las tablas de atributos del shape de parques y el shape de suelos. Una vez obtenidos los valores en una sola base de datos se realizó una selección por atributos de la siguiente manera:

- Forma de riego = tratada y Textura =Arenosa para el punto T1 que está en la zona superficial
- Forma de riego = tratada y Textura =Arcillosa para el punto T4 que está en la zona somera
- Forma de riego = tratada y Textura =Arenosa para el punto T2 que está en la zona somera
- Forma de riego = tratada y Textura =Arenosa para el punto T1 que está en la zona superficial
- Forma de riego =potable y Textura =Arenosa para P1 que está en zona superficial
- Forma de riego =potable y Textura =Arcillosa para P2 que está en zona superficial.

En una columna nueva se agregaron los valores de las respectivas concentraciones de cada día de tal manera que tengo una columna por cada día de medición durante el año.

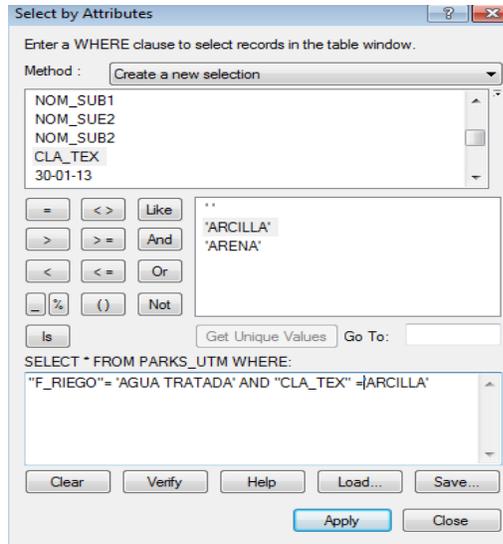


Ilustración 38. Selección por atributos de la base de datos de ArcGis.

Table									
PARKS_UTM									
FID	Shape *	F_RIEGO	AREA_1	NOM_SUE1	NOM_SUB1	NOM_SUE2	NOM_SUB2	CLA_TEX	30-01-13
625	Polygon	AGUA TRATAD	34764.862322	Xerosol	calcico	Xerosol	háptico	ARCILLA	0.034755
667	Polygon	AGUA TRATAD	17669.079533	Castañozem	lúvico	Castañozem	cálcico	ARCILLA	0.033571
1458	Polygon	AGUA TRATAD	32070.057388						0.03207
1108	Polygon	AGUA TRATAD	30947.482308	Xerosol	háptico	Xerosol	cálcico	ARCILLA	0.030948
1326	Polygon	AGUA TRATAD	30110.379075	Xerosol	háptico	Xerosol	cálcico	ARCILLA	0.03011
1327	Polygon	AGUA TRATAD	29341.628976	Xerosol	háptico	Xerosol	cálcico	ARCILLA	0.029342
1153	Polygon	AGUA TRATAD	27653.090506	Xerosol	háptico	Xerosol	cálcico	ARCILLA	0.027653
1151	Polygon	AGUA TRATAD	27359.276345	Xerosol	háptico	Xerosol	cálcico	ARCILLA	0.027359
1357	Polygon	AGUA TRATAD	27229.662533	Regosol	éútrico	Xerosol	háptico	ARCILLA	0.02723
1450	Polygon	AGUA TRATAD	26014.35633						0.026014
705	Polygon	AGUA TRATAD	13420.661818	Castañozem	lúvico	Castañozem	cálcico	ARCILLA	0.025499
1449	Polygon	AGUA TRATAD	25479.662184						0.02548
365	Polygon	AGUA TRATAD	13406.994172	Castañozem	lúvico	Castañozem	cálcico	ARCILLA	0.025473
1150	Polygon	AGUA TRATAD	24696.201015	Xerosol	háptico	Xerosol	cálcico	ARCILLA	0.024696
487	Polygon	AGUA TRATAD	23815.892023	Xerosol	háptico	Xerosol	cálcico	ARCILLA	0.023816
989	Polygon	AGUA POTABL	29984.365166	Litosol		Regosol	éútrico	ARCILLA	0.023688

Ilustración 39. Base de datos en ArcGis.

El cálculo de la emisión de N₂O para obtener cada parque se realizó de la siguiente manera: **[Emisión] = Área del parque*concentración obtenida en el cromatógrafo*relación de riego*la relación de área.** De esta manera obtuvimos una emisión estimada para cada parque de la ciudad. La siguiente ilustración muestra las emisiones estimadas en las áreas verdes durante el periodo de medición.

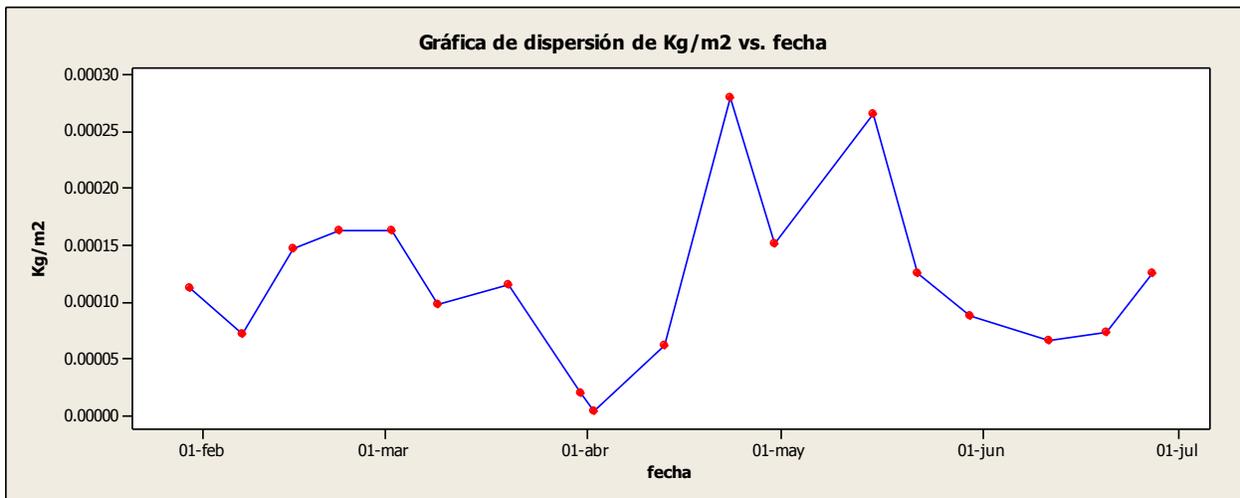


Ilustración 40. Emisión de Óxido nítrico en la ciudad de Chihuahua durante el periodo de medición (Ene-Jun 2013)

De acuerdo a la estimación de las emisiones obtenida en ArcGis se emitieron un total de 9932 kg de N₂O durante los seis meses del periodo de medición un equivalente de 11.5 mg de N₂O m² día⁻¹. La siguiente ilustración muestra como estas distribuidas dichas estimaciones en un día de medición. Las emisiones más altas se aprecian en un área utilizada como campo de golf (1), un área verde cercana a la planta de tratamiento sur de la ciudad (2) y el resto los principales parques de la ciudad de Chihuahua que cuentan con mayor extensión de terreno (3). El resto de las estimaciones se pueden apreciar en el apéndice i.

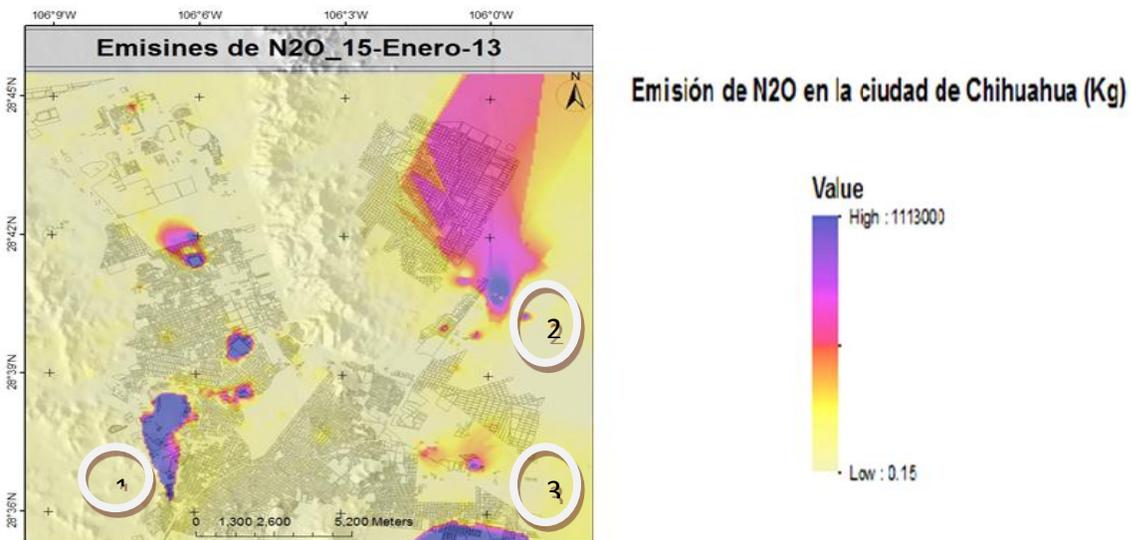


Ilustración 41. Distribución de las emisiones de N₂O en la ciudad de Chihuahua el día 15-enero-13.

5.4. Comparación de resultados obtenidos con trabajos similares

La siguiente tabla muestra un comparativo de la emisión obtenida en este trabajo con la obtenida con otros autores en trabajos similares.

Tabla 12. Trabajos relacionados a la emisión de N₂O utilizando cromatografía de gases.

Autor (s)	Trabajo	Forma de estimación	Emisión
(Meijidea et al. 2007)	Evaluación de la influencia de diferentes fertilizantes orgánicos en el suelo, durante el periodo de desnitrificación y las emisiones de N ₂ O y NO	Cromatografía de gases.	5-12 mg N ₂ O-N m ² día ⁻¹
(Zou et al. 2005)	Estimación de óxido nitroso en diferentes cultivos con plantas antes y después de ser podadas.	Cromatografía de gases.	3.6 mg N ₂ O-N m ² día ⁻¹ Durante 150 días.
(Ciampitti et al. 2005)	efecto de la fertilización y la inoculación con <i>Bradyrhizobium japonicum</i> en un cultivo de soja	Cromatografía de gases.	2.5 mg N ₂ O-N m ² día ⁻¹ en periodo de crecimiento y 130 mg N ₂ O-N m ² día ⁻¹ En el periodo de cosecha.
(Vivanco Estrada et al. 2001)	Cuantificación de N ₂ O en suelos cultivados con forraje irrigados con agua residual a diferentes años (0, 40 y 80)	Cromatografía de gases.	32 mg N ₂ O-N m ² día ⁻¹ Durante 15 días.
(Gogoi & Baruah 2011)	Estimación de N ₂ O en diferentes plantas de té y su correlación con parámetros del suelo.	Cromatografía de gases.	1.7 mg N ₂ O-N m ² día ⁻¹
(Mora Ravelo et al. 2007)	Estimación de óxido nitroso en un cultivo con trigo usando un fertilizante de lenta liberación regado con agua residual de pozo.	cromatografía de gases, inyectando 1 mL de la muestra en el cromatógrafo de gases Hewlett-Packard	80 mg N ₂ O-N m ² día ⁻¹

Se puede apreciar que los resultados varían desde 1.7 mg N₂O-N m² día⁻¹ hasta 80 mg N₂O-N m² día⁻¹. Las variaciones pueden variar por varios motivos desde las condiciones del método cromatográfico hasta las condiciones particulares de la zona donde se realizó cada experimento. Se puede apreciar que las concentraciones más altas se originan principalmente en suelos de

cultivo donde se emplean fertilizantes orgánicos que contienen compuestos nitrogenados como micronutrientes para las plantas.

Bibliografía

- Avedaño, L.M., 2011. Estudio de la población de bacterias nitrificantes y su relación con los parámetros físico-químicos, biológicos y operacionales en una EDAR con sistema convencional de Fangos Activos. , pp.3–15. Available at: http://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/15902/Tesina_Liz_Avedaño.pdf?sequence=1.
- Cervantes Carrillo, F., Pérez, J. & Gómez, J., 2000. Avances en la Eliminación Biológica del Nitrógeno de las Aguas Residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 42, pp.73–82.
- Ciampitti, I.A., Ciarlo, E.A. & Conti, M.E., 2005. EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN UN CULTIVO DE SOJA [*Glycine max* (L .) Merrill]: EFECTO DE LA INOCULACIÓN. , 23(2), pp.123–131. Available at: <http://www.scielo.org.ar/pdf/cds/v23n2/v23n2a03.pdf>.
- CICEANA, A.C.C. de información y C.A. de N.A., 2010. Ciclo del nitrógeno. , pp.56–59. Available at: http://www.divulgacion.ccg.unam.mx/webfm_send/109.
- Domínguez, V., Irisarri, P. & Gonnet, S., 2007. Emisiones de óxido nitroso por suelos cultivados con arroz: efecto de un inhibidor de la nitrificación. *AGROCIENCIA*, XI, pp.50–57. Available at: <http://www.fagro.edu.uy/~agrociencia/VOL11/2/pp50-57.pdf>.
- Doorn, M.R.J. et al., 2006. TRATAMIENTO Y ELIMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES. In IPCC, ed. *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*. IPCC, pp. 1–31.
- Espino Valdés, M., 2002. *ESTUDIO DE NITRIFICACION Y DESNITRIFICACION DE UN EFLUENTE SECUNDARIO NITROGENADO DE CARGA VARIABLE*,
- Fang, C., Radosevich, M. & Fuhrmann, J.J., 2001. Characterization of rhizosphere microbial community structure in five similar grass species using FAME and BIOLOG analyses. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, pp.679–682.
- Frioni, L., 1999. *Procesos microbianos*, Argentina: Fundacion Universidad Nacional de Rio Cuarto.
- Gogoi, B. & Baruah, K.K., 2011. Nitrous oxide emission from tea (*Camellia sinensis* (L .) O . kuntze) - planted soils of North East India and soil parameters associated with the emission. *Current*, 101(4).
- INSHT, 1991. Determinación de óxido de dinitrógeno en aire - Método de captación en bolsas inertes / Cromatografía de gases. , pp.1–5. Available at:

http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/FichasTecnicas/MetodosAnalisis/Ficheros/MA/MA_020_A91.pdf.

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, (INEGI), 2004. Información Nacional sobre Perfiles de Suelo Versión 1.2. , pp.1–25. Available at:
<http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/prodyserv/cartas/pdfs/perfilv12.pdf>.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía, (INEGI), 2004. *Guía para la Interpretación de Cartografía Edafología*, Ciudad de México. Available at:
http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/geografia/publicaciones/guias-carto/edafo/EdafIII.pdf.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía, (INEGI), 2013. Principales suelos de México. Available at:
<http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/datosgeogra/fisigeo/principa.cfm>.

IPCC, I.P. on C.C., 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Naciones Unidas.

IPCC, I.P. on C.C., 2000. *Informe especial del Grupo de trabajo III del IPCC, Escenario de Emisiones*, Available at:
http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml#.UCAR901IS3s.

IPCC, I.P. on C.C., 2001. *The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*,

De Klein, C., Novoa, R.S.A. & Stephen Ogle, Keith A. Smith, Philippe Rochette, and T.C.W., 2006. N₂O EMISSIONS FROM MANAGED SOILS, AND CO₂ EMISSIONS FROM LIME AND UREA APPLICATION. In *Forestry*. pp. 1–54.

De Klein, C.A.M. et al., 1999. Measurement of Nitrous Oxide Emissions from Grassland Soil Using Photo-Acoustic Infra-Red Spectroscopy, Long-Path Infra- Red Spectroscopy, Gas Chromatography, and Continuous Flow Isotope-Ratio Mass Spectrometry. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30(9 y 10), pp.1463–1477.

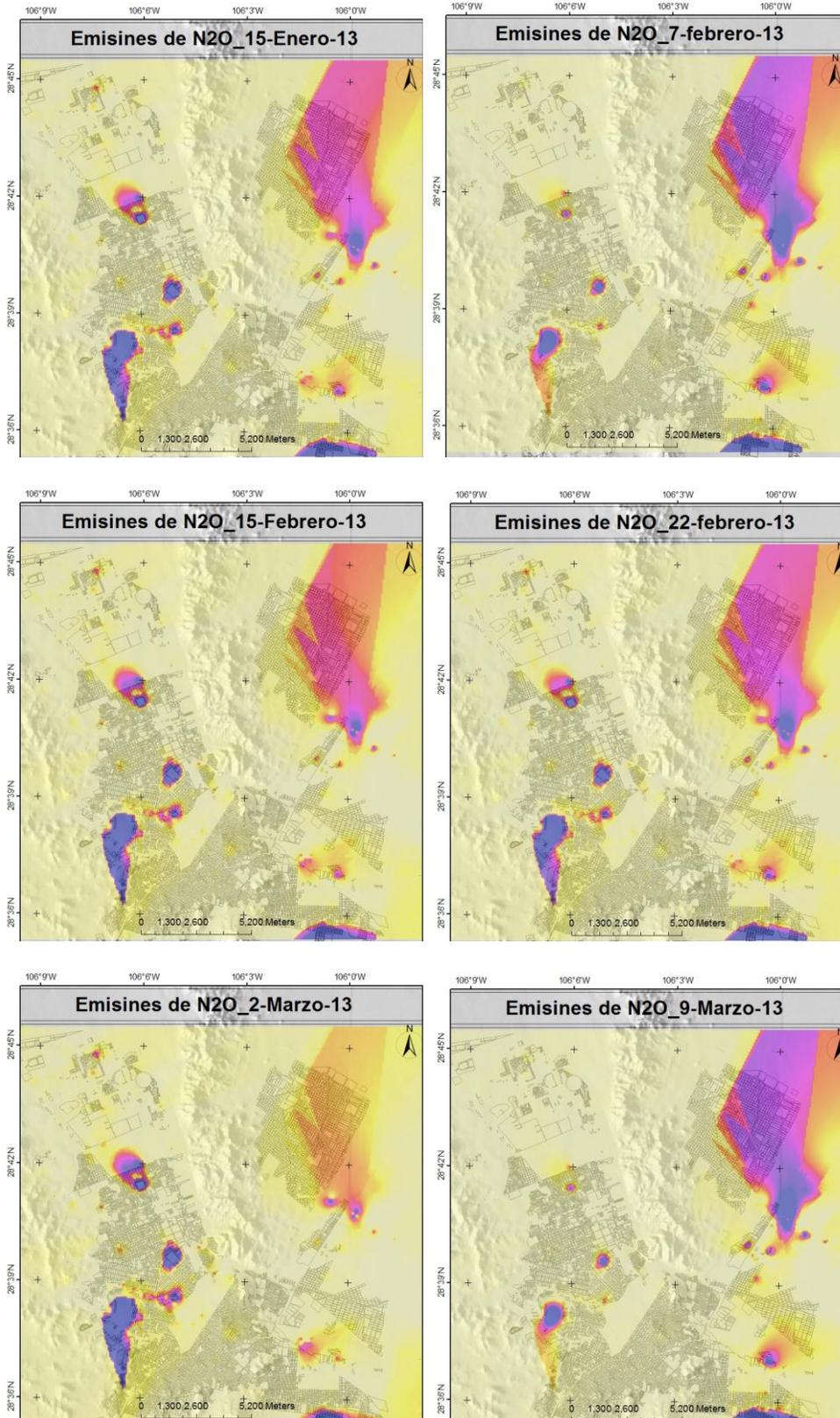
Lara González, A., 2003. ESTIMACION DE EMISIONES DE GASES CON EFECTO INVERNADERO, PROVENIENTES DEL TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS EN LA REGIÓN METROPOLITANA. , pp.1–136. Available at:
<http://mgpa.forestaluchile.cl/Tesis/Lara,Scarlett.pdf>.

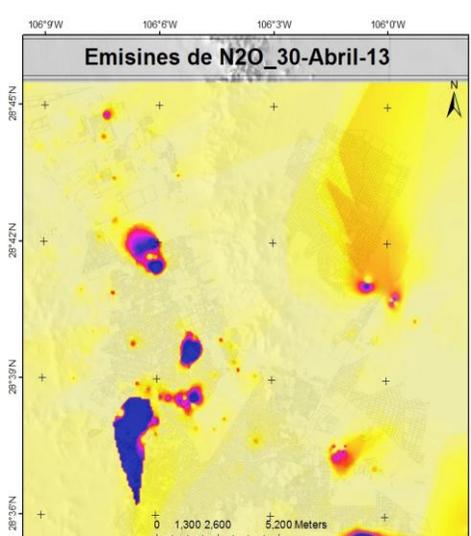
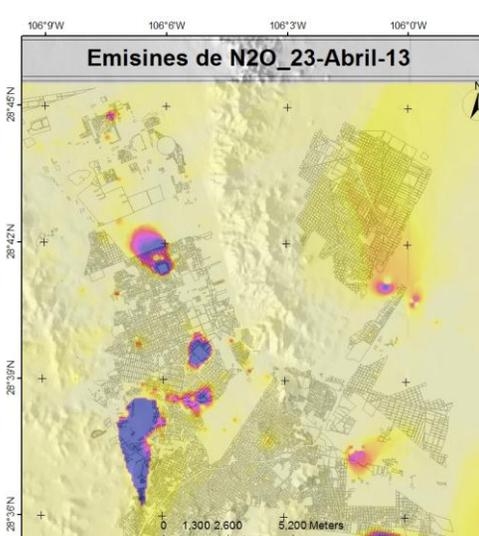
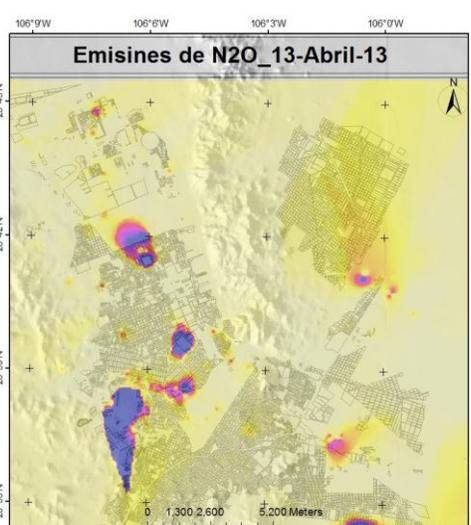
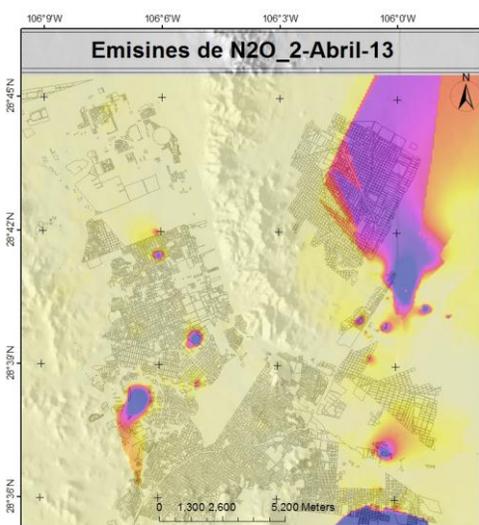
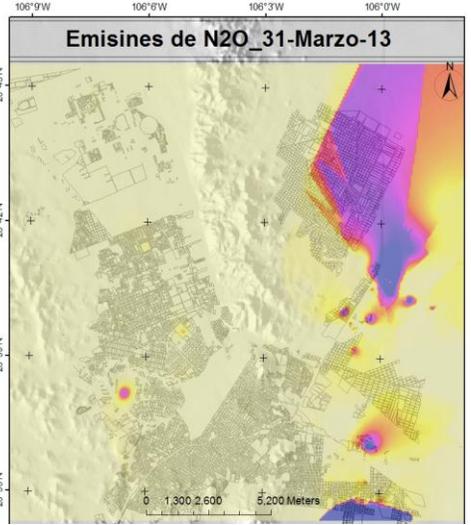
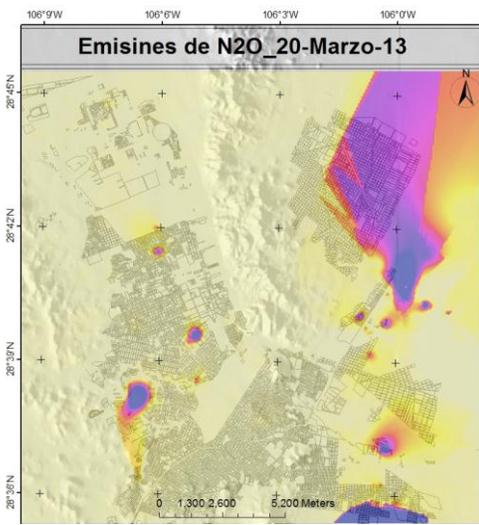
Magesan, G. et al., 2002. Effect of prolonged storage of soil lysimeters on nitrate leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88(1), pp.73–77. Available at:
<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880901001499>.

- Martínez, J., Bremauntz, A. & Osnaya, P., 2004. *Cambio climático: una visión desde México*, Available at: <http://www.ine.gob.mx/descargas/publicaciones/437.pdf> [Accessed May 16, 2013].
- Massol Deya, A.A., 1994. TERCERA PARTE NUTRIENTES Y GASES : NITROGENO. In *MANUAL DE ECOLOGÍA MICROBIANA*. Puesto Rico: RECINTO UNIVERSITARIO DE MAYAGÜEZ, pp. 1–20. Available at: <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p3-nitrogeno.pdf>.
- Mejjide, A. et al., 2007. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(4), pp.383–394. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016788090600452X> [Accessed July 13, 2011].
- Mejjidea, A., Díezb, J.A. & Sánchez Martína, Laura López Fernández, Susana Vallejoa, A., 2007. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 21(4), pp.383–394.
- Meneses, A. & Hernández, E., 2004. IDENTIFICACION DE EMISIONES DIRECTAS E INDIRECTAS DE GEL EN EL SECTOR TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE AGUAS RESIDUALES: BASES PARA LA FORMULACION DE PROYECTOS MDL EN PTAR. *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 2, pp.60–69.
- Mora Ravelo, S.G. et al., 2007. DESNITRIFICACIÓN DE UN FERTILIZANTE DE LENTA LIBERACIÓN Y UREA+FOSFATO MONOAMÓNICO APLICADOS A TRIGO IRRIGADO CON AGUA RESIDUAL O DE POZO. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 23(1), pp.25–33.
- Paulino, L., Monreal, C. & Zagal, E., 2010. GREENHOUSE GAS (CO₂ AND N₂O) EMISSIONS FROM SOILS : A REVIEW. *Journal of Agricultural Research*, 70(September), pp.485–497.
- Pereyra Cardozo, M., 2001. Asimilación del nitrógeno en plantas. , pp.1–16. Available at: [http://exa.unne.edu.ar/biologia/fisiologia.vegetal/Asimilacion del nitrogeno.pdf](http://exa.unne.edu.ar/biologia/fisiologia.vegetal/Asimilacion%20del%20nitrogeno.pdf).
- Prior, S.A. et al., 2009. Strategies for Carbon Sequestration and Reducing Greenhouse Gas Emissions from Nursery Production Systems.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, S., 2004. *Los suelos de México*, Ciudad de México. Available at: http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen/03_suelos/cap3.html#1.
- Seoáñez Calvo, M., 2000. *Tratado de reciclado y recuperación de productos de los residuos* ilustrada. M.-P. Libros, ed.,

- Short, M.D. et al., 2013. Municipal gravity sewers: An unrecognised source of nitrous oxide. *The Science of the total environment*, 468-469C, pp.211–218. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24029693> [Accessed September 16, 2013].
- Sumer, E. et al., 1995. Influence of environmental conditions on the amount of N₂O released from activated sludge in a domestic waste water treatment plant. *Birkhauser Verlag Base*, 2, pp.419–422.
- Taboada, M.A., 2011. Emisión de gases de efecto invernadero derivados del proceso agroproductivo. El caso del Óxido Nitroso (N₂O). *inta.gob.ar*, pp.1–4. Available at: http://inta.gob.ar/documentos/emision-de-gases-de-efecto-invernadero-derivados-del-proceso-agroproductivo.-el-caso-del-óxido-nitroso-n2o/at_multi_download/file/EmisionesN2O.pdf [Accessed March 6, 2013].
- Tortora, G.J., Funke, B.R. & Case, C.L., 2007. *Introducción a la microbiología* 9, ed., Ed. Médica Panamericana.
- UNAM, 2007. Técnicas Cromatográficas. , pp.17–23. Available at: http://depa.fquim.unam.mx/amyd/archivero/M.Cromatograficos_6700.pdf.
- Vivanco Estrada, R.. et al., 2001. Nitrogen Fluxes in a Soil Cropped with Forage and Irrigated with Urban Wastewater. *CINVESTAV-Irapuato*, 19, pp.301–308.
- Wang, J. et al., 2012. Modelling nitrous oxide emissions from grazed grassland systems. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 162, pp.223–33. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22243868> [Accessed January 20, 2012].
- Zhang, L. et al., 2007. Effects of exogenous nitrogen on freshwater marsh plant growth and N₂O fluxes in Sanjiang Plain , Northeast China. *Atmospheric Environment*, 41, pp.1080–1090.
- Zou, J. et al., 2005. Contribution of plants to N₂O emissions in soil-winter wheat ecosystem: pot and field experiments. *Plant and Soil*, 269(1-2), pp.205–211. Available at: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11104-004-0484-0> [Accessed November 16, 2011].

Apéndice i





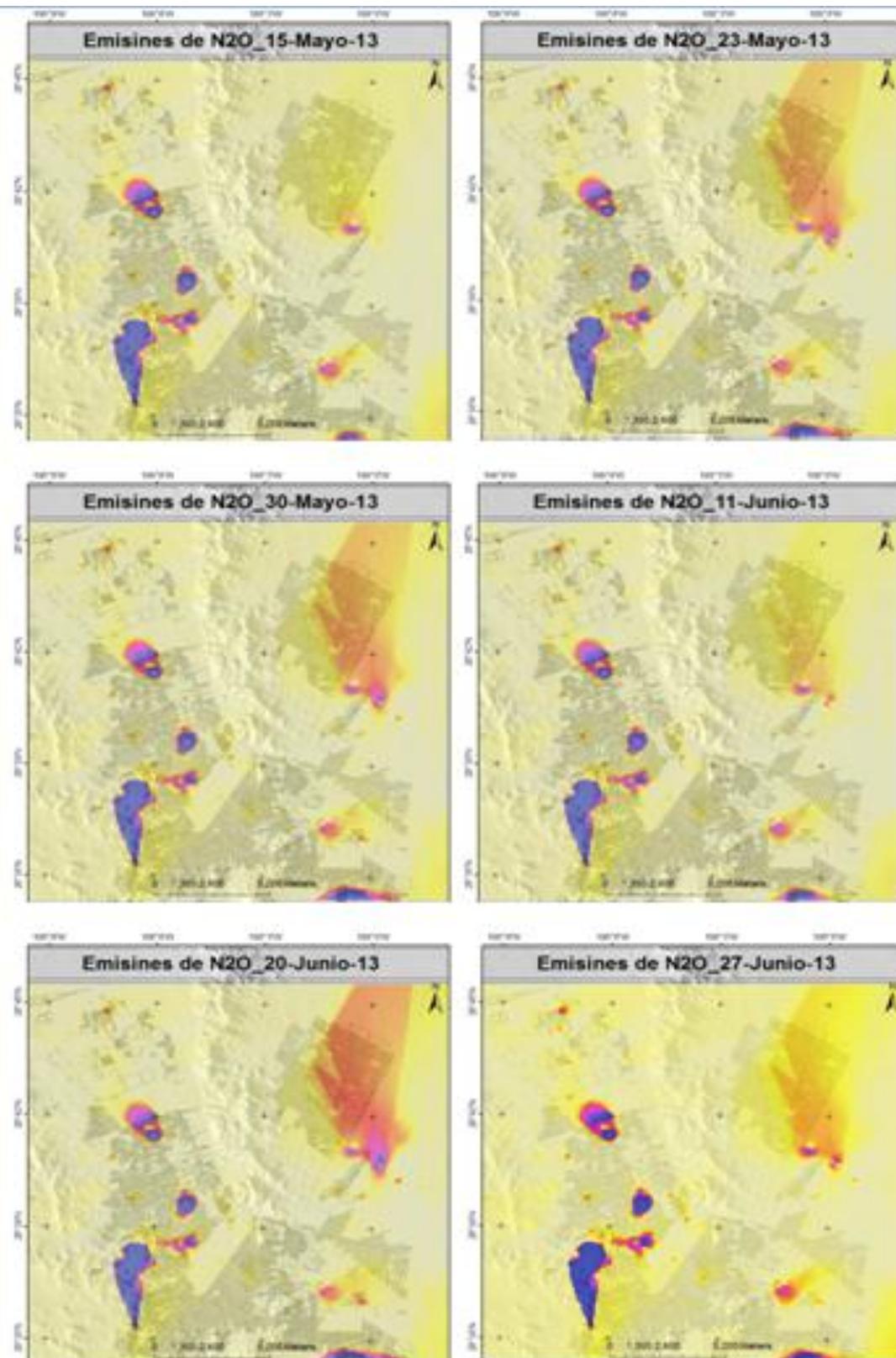


Ilustración 42. Distribución de las emisiones de N₂O en la ciudad de Chihuahua durante el periodo de medición.