

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO  
MAESTRÍA EN PRODUCCIÓN ANIMAL**



**“EMISIÓN DE ÓXIDO NITROSO EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN  
LECHERA EN PRADERAS NATURALES ALTOANDINAS DURANTE  
LA ÉPOCA SECA”**

**Presentada por:**

**CARLOS TOMAS SUQUISUPA HERRERA**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO MAGISTER  
SCIENTIAE EN PRODUCCIÓN ANIMAL**

**Lima – Perú**

**2019**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO  
MAESTRÍA EN PRODUCCIÓN ANIMAL**

**“EMISIÓN DE ÓXIDO NITROSO EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN  
LECHERA EN PRADERAS NATURALES ALTOANDINAS  
DURANTE LA ÉPOCA SECA”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO MAGISTER  
SCIENTIAE EN PRODUCCIÓN ANIMAL**

**Presentada por:**

**CARLOS TOMAS SUQUISUPA HERRERA**

**Sustentado y aprobado por el siguiente jurado:**

Mg.Sc. José Cadillo Castro

**PRESIDENTE**

Ph.D. Javier Ñaupari Vasquez

**PATROCINADOR**

Ph.D. Lucrecia Aguirre Terrazas

**MIEMBRO**

Ph.D. Julio Alegre Origuela

**MIEMBRO**

## **DEDICATORIA**

A Dios por haber orientado mi camino hacia rumbos que contribuyan con la transformación de la sociedad.

A mi familia que con su formación me han dado las herramientas fundamentales para la superación personal, por haberme brindado el apoyo para que jamás decaiga en cada una de los retos que me plantee en la vida.

## **AGRADECIMIENTOS**

Mi agradecimiento especial al Ph.D. Javier Ñaupari V. por su colaboración y orientación científica a lo largo de la maestría, por su entrega por los procesos científicos y búsqueda de la excelencia en cada uno de los espacios donde me ha podido impartir sus conocimientos y experiencia.

Al Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura y el proyecto FONTAGRO por el financiamiento en este proceso de investigación, particularmente al Ing. José Haro Mg. Sc. por su dirección y apoyo que fueron trascendentales para el desarrollo de la presente investigación.

A los miembros de mi comité consejero al Ing. José Cadillo C. Mg.Sc., al Ph.D. Julio Alegre O. y a la Ph.D. Lucrecia Aguirre, por sus enseñanzas, recomendaciones y correcciones que permitieron llevar a término este proceso investigativo.

Al Estado peruano, a través del PRONABEC, quienes me otorgaron la beca de reciprocidad de la amistad peruano-ecuatoriano gracias a la cual pude realizar mis estudios de posgrado.

A toda la familia del Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales de la Universidad Nacional Agraria la Molina porque han contribuido de una u otra forma en la ejecución de este proyecto de investigación.

A mis queridos amigos que se han constituido en familia por su amistad, confianza y apoyo, quienes día a día me brindaron el apoyo necesario para que mi estadía en Perú sea enriquecedora.

# ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN.....	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
1.1.	Cambio Climático.....	3
1.1.1.	Efecto invernadero.....	4
1.1.2.	Pérdida de la capa de ozono .....	5
1.2.	Influencia del cambio climático en el Perú .....	6
1.2.1.	Influencia del sector ganadero en las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI).....	7
1.2.2.	Uso actual de la tierra .....	11
1.3.	Nitrógeno en el sistema bovino .....	12
1.3.1.	Deposición de orina en el pastizal .....	13
1.3.2.	Ciclo del nitrógeno .....	15
1.3.3.	Óxido nitroso .....	18
1.3.4.	Nitrificación.....	19
1.3.5.	Importancia de la nitrificación en el ciclo del nitrógeno .....	20
1.3.6.	Desnitrificación .....	21
1.4.	Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero.....	26
1.4.1.	Incertidumbre de la metodología por defecto propuesta por el IPCC.....	26
1.4.2.	Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero en el Perú.....	28
1.5.	Alternativas de mitigación de emisiones de N <sub>2</sub> O .....	30
1.5.1.	Propuesta de estrategias de mitigación.....	32
1.5.2.	Influencia de las plantas en la mitigación.....	33
III.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	35
1.6.	Ubicación de la zona de estudio .....	35
1.7.	Tratamientos .....	36
1.8.	Diseño de implementos de colección .....	37
1.8.1.	Diseño de la cámara estática.....	37
1.8.2.	Diseño del sistema de vacío.....	38
1.9.	Protocolo de medición de óxido nitroso .....	40
1.9.1.	Acondicionamiento del sitio experimental y distribución de las cámaras .....	40
1.9.2.	Fase de muestreo .....	41

1.9.3. Lectura de cromatografía de gases .....	46
1.9.4. Cálculo de flujo de Óxido Nitroso.....	46
1.10. Diseño estadístico .....	47
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	48
1.11. Parámetros físico químicos que influyen en la emisión de óxido nitroso. ....	48
1.11.1. Temperatura.....	48
1.11.2. Precipitaciones.....	48
1.11.3. Espacio poroso lleno de agua .....	49
1.12. Parámetros Químicos.....	50
1.12.1. Nitrato (NO <sub>3</sub> ) y Amonio (NH <sub>4</sub> ) .....	50
1.13. Flujo de emisiones de óxido nitroso .....	53
1.13.1. Flujo de N <sub>2</sub> O por hora .....	53
1.13.2. Emisiones de N <sub>2</sub> O.....	55
1.14. Relación entre el flujo de N <sub>2</sub> O y parámetros ambientales.....	56
V. CONCLUSIONES.....	60
VI. RECOMENDACIONES .....	61
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	62
VIII. ANEXOS .....	83

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Tiempo de vida, eficiencia relativa y potencial de calentamiento global directo en relación con el CO <sub>2</sub> .....	5
Cuadro 2: Emisiones de gases de efecto invernadero de la ganadería. ....	8
Cuadro 3: Producción, emisiones e intensidad de emisiones globales para la leche y la carne de vacuno. ....	11
Cuadro 4: Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero para el sector Agricultura para Perú. ....	28
Cuadro 5: Correlación de los factores físicos, químicos y ambientales con las emisiones de N <sub>2</sub> O.....	56

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Emisiones globales de las cadenas de suministros ganaderos por categorías de emisión.	10
Figura 2: Ciclo del nitrógeno en los sistemas bovinos.	13
Figura 3: a) Procesos bioquímicos de nitrificación (azul), desnitrificación (violeta) y desnitrificación nitrificadora (verde).	17
Figura 4: Mapa de ubicación del experimento.	35
Figura 5: Distribución de tratamientos en las cámaras estáticas.	36
Figura 6: Cámara estática sembrada en suelo y sus partes.	38
Figura 7: Sistema de vacío.	38
Figura 8: Sellado de viales.	39
Figura 9: Prueba de vacío de viales usando agua.	42
Figura 10: Almacenaje y transporte de viales.	45
Figura 11: Temperatura del suelo y de la cámara durante el experimento	48
Figura 12: Precipitación durante el experimento.	49
Figura 13: Porcentaje del espacio poroso lleno de agua	50
Figura 14: $\text{NO}_3$ en el suelo para el tratamiento con y sin orina durante el experimento.	51
Figura 15: $\text{NH}_4$ en el suelo para el tratamiento con y sin orina durante el experimento.	52
Figura 16: Densidad del suelo durante el tiempo de experimento.	53
Figura 17: Flujo de emisiones de $\text{N}_2\text{O}$ $\text{h/m}^2/\text{día}$ para los dos tratamientos en 34 días de experimentación.	54

## ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. El flujo promedio por hora de los tratamientos entre cámaras .....	83
Anexo 2. Resultados de las variables sin extrapolación.....	84
Anexo 3. Temperaturas del suelo (10 cm), dentro de la cámara y ambiental .....	84
Anexo 4. Análisis de caracterización del suelo .....	85
Anexo 5. Medidas de altura interna de la cámara para obtener el volumen.....	85
Anexo 6. ANVA.....	85

## LISTA DE ACRÓNIMOS

<b>ABREVIATURA</b>	<b>SIGNIFICADO</b>
<b>N<sub>2</sub>O</b>	Óxido Nitroso
<b>N<sub>2</sub></b>	Dinitrogeno
<b>NO<sub>3</sub></b>	Nitrato
<b>NH<sub>4</sub></b>	Amonio
<b>EPLLA</b>	Espacio poroso lleno de agua
<b>CO<sub>2</sub></b>	Dioxido de Carbono
<b>NOX</b>	Óxidos de Nitrógeno
<b>Tg</b>	Teragramos (1millon de toneladas métricas)
<b>IPCC</b>	Intergovernmental Panel on Climate Change (Panel intergubernamental del cambio climático)
<b>GEI</b>	Gases de Efecto Invernadero
<b>UA</b>	Unidad Animal
<b>CMNUCC</b>	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
<b>CMCC</b>	Convención Marco sobre el Cambio Climático
<b>CFCs,</b>	Clorofluorocarbono
<b>HCFCs</b>	Hidroclorofluorocarbonos
<b>HFCs</b>	Hidrofluorocarbonos
<b>PFCs</b>	Perfluororcarburos
<b>SF<sub>6</sub></b>	Hexafluoruro de azufre
<b>OCDE</b>	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
<b>PNAAMCC</b>	Plan de Acción de Adaptación y Mitigación frente al Cambio Climático
<b>UN</b>	Naciones Unidas
<b>OMM</b>	Organización Meteorológica Mundial
<b>INIA</b>	Instituto Nacional de Innovación Agraria
<b>HNO<sub>3</sub></b>	Ácido Nítrico
<b>Ha</b>	Hectárea
<b>kPA</b>	Kilopascal
<b>pH</b>	Potencial Hidrogeno

<b>h</b>	Hora
<b>PVC</b>	Policloruro de vinilo
<b>MPa</b>	Megapascal
<b>ppm</b>	Partes por millón
<b>m<sup>2</sup></b>	Metro cuadrado
<b>mg</b>	Miligramos
<b>kg</b>	Kilogramos
<b>SO</b>	Sin Orina
<b>CO</b>	Con Orina

## RESUMEN

El objetivo del presente estudio fue evaluar las emisiones de óxido nitroso ( $N_2O$ ) en suelos de praderas naturales bajo pastoreo de ganado lechero durante la estación seca en la Cooperativa de Agraria de San Francisco de Chichausiri, departamento de Junín, Perú. Se evaluaron dos tratamientos, con y sin la aplicación de orina, para medir la emisión de flujos de  $N_2O$  en 16 cámaras estáticas de flujo cerrado durante 34 días de experimentación entre agosto – septiembre 2017. Adicionalmente, se evaluaron los factores ambientales, físicos y químicos con mayor influencia en las emisiones de  $N_2O$ , como temperatura, densidad, espacio poroso lleno de agua (EPLLA), amonio ( $NH_4$ ) y nitrato ( $NO_3$ ). Las muestras de gases fueron colectadas de las cámaras de flujo cerrado usando viales de vidrio vaciados, las cuales fueron luego enviadas al laboratorio de bioquímica nutricional de la facultad de Zootecnia de la Universidad Nacional Agraria la Molina, para su respectiva lectura por cromatografía de gases. El estudio mostró que los tratamientos presentaron diferencias altamente significativas ( $P < 0.001$ ) en emisiones de flujo acumulado por cámara siendo 251.071 mg N- $N_2O/m^2$  y 116.181 mg N- $N_2O/m^2$  para el tratamiento con orina y sin orina respectivamente. Así mismo, las emisiones de  $N_2O$  tiene una correlación directa positiva ( $P < 0.001$ ) con las concentraciones de  $NO_3$  ( $r = 0.58$ ) y  $NH_4$  ( $r = 0.63$ ) y el EPLLA ( $P < 0.005$ ) ( $r = -0.22$ ). El flujo de emisión de  $N_2O$  del tratamiento con orina mostró valores 2.6 veces más altos sobre el tratamiento sin orina. Las emisiones estimadas de  $N_2O$  en la época seca fueron de 5.8864 kg N- $N_2O/ha$  las cuales consideradas altas con respecto a otras zonas con poca precipitación.

**Palabras clave:** Óxido nitroso; suelo; pastura; cámara estática; amonio

## ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions in soils of grasslands under grazing of dairy cattle during the dry season in the Agricultural Cooperative of San Francisco of Chichausiri, Junin Department, Peru. Two treatments were evaluated, with and without the application of urine, to measure the N<sub>2</sub>O emission flows in 16 closed flow static chambers during 34 days of experimentation between August to September 2017. In addition, physical and chemical environmental factors with more influence on N<sub>2</sub>O emissions were evaluated, such as temperature, water-filled porous space (WFPS), ammonium (NH<sub>4</sub>) and nitrate (NO<sub>3</sub>). Gas samples were collected from the closed flow chambers using emptied glass vials, which were then sent to the Nutritional Biochemistry Laboratory of the Animal Science College at Universidad Nacional Agraria La Molina, for their respective reading by chromatography of gases. The study showed that treatments had highly significant differences (P <0.001) in accumulated flow emissions per chamber being 251.071 mg N-N<sub>2</sub>O/m<sup>2</sup> and 116.181 mg N-N<sub>2</sub>O/m<sup>2</sup> for the treatment with urine and without urine, respectively. Likewise, the N<sub>2</sub>O emissions have a positive direct correlation (P <0.001) with the concentrations of NO<sub>3</sub> (r=0.58), NH<sub>4</sub> (r=0.63) and the EPLLA (P <0.005) (r = -0.22). The N<sub>2</sub>O emission flow of the urine treatment showed 2.6 times higher values on the treatment without urine. The estimated emissions of N<sub>2</sub>O in the dry season were 5.8864 kg N-N<sub>2</sub>O / ha, which are considered high regarding other areas with little precipitation.

**Key Words:** nitrous oxide; soil; grassland, static camera; ammonium

## I. INTRODUCCIÓN

Los pastizales de la región puna del Perú, áreas ubicada por encima de los 3800 m.s.n.m. que soportan al 84% de la ganadería nacional, se encuentran amenazadas por el cambio climático que ahonda el problema de degradación actual de los pastizales (Flores, et al. 2014). Se prevé que el aumento del calentamiento de la biosfera modifique la cantidad y la distribución de las precipitaciones anuales y aumente la incidencia tanto de la sequía como de las olas de calor. Las consecuencias ecológicas del cambio climático variarán sustancialmente entre las ecorregiones debido a las diferencias regionales en las condiciones ambientales precedentes (Polley, et al. 2013), Además, se espera que el calentamiento y el secado reduzcan la disponibilidad de agua en el suelo, lo que implicaría cambios en el comportamiento del suelo influyendo directamente en los niveles de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI).

Entre los principales GEI que ocasionan el calentamiento global, el óxido nitroso ( $N_2O$ ) tiene potencial de calentamiento 298 veces mayor que el  $CO_2$ , debido a su mayor capacidad de absorción infrarroja, siendo uno de los causantes del calentamiento global y responsable de 4 a 5% del efecto total de invernadero (Bouwman, 1990). Las emisiones globales de  $N_2O$  se deben en 90% a procesos microbiológicos, y se estima que las actividades agrícolas contribuyen con 18% (2.1 Tg N/año) de la emisión total (Conrad y Seiler 1980, Duxbury 1994, Granli,1994).

Sin embargo, las emisiones de óxido nitroso que establece el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (por sus siglas en inglés IPCC) para el Perú se basan en proyecciones o modelos aplicados a nivel global sin incluir características del suelo y vegetación de la zona altoandina. Por tanto, es necesario cuantificar las cantidades emitidas de  $N_2O$  en las praderas de la sierra peruana, de esta forma proporcionaría información que permita mejorar la precisión del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI).

Por lo tanto, en la presente investigación se plantearon los siguientes objetivos: (i) determinar el flujo de emisiones de óxido nitroso con y sin la adición de orina en praderas altoandinas para la época seca en la cooperativa San Francisco de Chichausiri – Junín, (ii) determinar la relación existente entre los factores químicos, físicos y ambientales con relación a las emisiones de  $N_2O$ .

## **II. REVISIÓN DE LITERATURA**

### **1.1. Cambio Climático**

El clima no ha sido constante a lo largo de la historia como se evidencia en los registros históricos climatológicos y geológicos, los cuales, muestran las variaciones del clima en una amplia gama en la escala temporal. A pequeña escala, de unos cuantos meses, las variaciones están representadas por sucesiones de periodos secos y lluviosos a lo largo del año, mientras que a gran escalas, como de varios siglos, están determinadas por eras glaciares e interglaciares (Benavides y León, 2007).

El IPCC define cambio climático como “la afectación en el estado del clima, que puede ser identificado por alteraciones en la media o variabilidad de sus propiedades y que persiste por un periodo largo, generalmente décadas o más” (Pachauri y Reisinger, 2007). Este efecto ambiental se ha demostrado, a través de, algunos hechos verificables, como el incremento de la temperatura media global en  $0.13^{\circ}\text{C}$  cada década y sus consecuencias, Incremento del nivel del mar, reducción de las capas polares, la atmósfera y el océano se han calentado, mayor incidencia de temperaturas extremas, las cantidades de nieve y hielo han disminuido, aumentado y las concentraciones de GEI han aumentado (Pachauri y Reisinger 2007, IPCC 2013).

A finales del siglo veinte e inicios del veintiuno se ha presentado uno de los periodos más cálidos con valores de temperatura media de la Tierra más altos de los últimos 130,000 años (Benavides y León 2007). El calentamiento del sistema climático es innegable, y desde la década de 1950, muchos de los cambios observados no tienen precedentes durante décadas o milenios (IPCC, 2013).

Hacer frente al cambio climático ha adquirido suma urgencia. En noviembre de 2012, el Banco Mundial advirtió de que la temperatura del planeta aumentaría  $4^{\circ}\text{C}$  con efectos devastadores, como olas de calor extremo, disminución de las existencias alimentarias mundiales y aumento del nivel del mar (Banco Mundial, 2012). Para muchos científicos las

magnitudes de estos cambios no se pueden explicar solo por acciones naturales, sino también por la influencia antrópica. Esto se fundamenta debido a la sensibilidad del clima a ciertos componentes, a los cambios térmicos observados y todos los demás factores que pueden incidir sobre el clima (Ballester *et al.* 2006).

### **1.1.1. Efecto invernadero**

El efecto invernadero siempre ha sido un proceso natural en la Tierra que permite mantener temperaturas semi-constantes en la atmósfera, promoviendo condiciones ambientales relativamente estables para el desarrollo de la vida, donde la temperatura media de la superficie terrestre no sería de 15°C sino de - 6°C. Sin embargo, la intervención antropogénica ha incrementado las concentraciones de los GEI con el paso del tiempo, acumulando el calor producido por los rayos solares contenidos por la atmósfera (Garzón y Cárdenas, 2013).

Algunos gases emitidos por la actividad humana son el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), el óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), el metano ( $\text{CH}_4$ ), algunos halocarbonos como los clorofluorocarbonos (CFCs), hidroclorofluorocarburos (HCFCs), hidrofurocarburos (HFCs) y los perfluorocarburos (PFCs), así como el ozono troposférico ( $\text{O}_3$ ), estos son buenos absorbentes de la radiación infrarroja y específicamente los halocarbonos porque muchos de ellos absorben energía en la región de longitudes de onda donde la energía no es absorbida por el  $\text{CO}_2$  y el vapor de agua (región denominada como ventana atmosférica). Los cambios de concentración atmosférica de los GEI y aerosoles, en radiación solar y en las propiedades de la superficie del suelo afectan la absorción, dispersión y emisión de la radiación dentro de la atmósfera y en la superficie de la tierra. Los resultados positivos o negativos en el balance energético debido a estos factores son expresados como forzamiento radiativo, el cual es usado para comparar la influencia del calentamiento o el enfriamiento sobre el sistema climático (Benavides y León, 2007).

Un forzamiento radiativo positivo tiende a calentar la troposfera (capa de la atmósfera desde la superficie hasta cerca de 16km de altura) y uno negativo tiende a enfriarla. El agotamiento de la capa de ozono debido a su destrucción por el incremento en las emisiones de halocarbonos desde 1970 ha representado un forzamiento radiativo negativo del sistema climático, ya que, el ozono es un GEI (Benavides y León, 2007) (Cuadro 1).

Desde el comienzo de la era industrial las emisiones antropogénicas han originado un incremento de la concentración de estos gases en la atmósfera, lo que, ha producido a su vez un calentamiento global. La temperatura media de la superficie terrestre ha aumentado en 0.6°C desde finales del siglo XIX (FAO, 2006).

**Cuadro 1: Tiempo de vida, eficiencia relativa y potencial de calentamiento global directo en relación con el CO<sub>2</sub>.**

Fórmula Química	Tiempo de vida (años)	Eficiencia Relativa (W m <sup>-2</sup> ppb <sup>-1</sup> )	Potencial de calentamiento global			
			SAR <sup>‡</sup> (100-años)	20-años	100-años	500-años
CO <sub>2</sub>	20-200	1.4x10 <sup>-5</sup>	1	1	1	1
CH <sub>4</sub>	12	3.7x10 <sup>-4</sup>	21	72	25	7.6
N <sub>2</sub> O	114	3.03x10 <sup>-3</sup>	310	289	298	153

Fuente: IPCC 2007

El cambio climático podría tener un impacto importante en el ambiente. Se puede afirmar que mientras más rápido se den los cambios, mayor será el riesgo de que los daños excedan nuestra capacidad para hacer frente a sus consecuencias. Se espera que para el año 2100 el nivel medio del mar aumente entre 9 cm y 88 cm, causando inundaciones en zonas bajas y otros daños. Las zonas climáticas podrían sufrir un desplazamiento hacia los polos y las cimas de las elevaciones alterando bosques, desiertos y otros ecosistemas naturales (IPCC 2001). En los escenarios más optimistas, se considera que el aumento medio de la temperatura será más alto que el ocurrido durante los últimos 10,000 años del presente período interglacial. Las proyecciones recientes sugieren que la temperatura media podría aumentar entre 1.4°C y 5.8°C para el año 2100, como resultado de estos sucesos muchas especies se extinguirán (CMNUCC, 2005).

### 1.1.2. Pérdida de la capa de ozono

El 6% del efecto invernadero antropogénico se debe a fuentes naturales y antrópicas. Sus fuentes incluyen la quema de combustibles fósiles, biomasa y agricultura. El óxido nitroso es inerte en la tropósfera. Su principal sumidero es, a través de, las reacciones fotoquímicas en la estratósfera que afectan la abundancia de ozono estratosférico y consecuente destrucción de la capa de ozono (Crutzen, 1981). Además, por reacciones fotoquímicas en la estratósfera se transforma en óxido nítrico (NO), que destruye catalíticamente el ozono estratosférico y reduce los niveles de radicales OH que intervienen en la destrucción oxidativa de otro gas contaminante, el CH<sub>4</sub>.

## **1.2. Influencia del cambio climático en el Perú**

Flores *et al.* (2014) en su documento denominado “La economía del cambio climático en el Perú” describen la problemática a la que estaría sujeto el Perú producto del cambio climático, y plantean lo siguiente: “La agricultura es el uso del suelo que ocupa la mayor superficie del Perú, y afecta las características del ecosistema natural y los servicios ambientales que se generan en cada región, entre ellos, la captación y regulación del agua.” Este recurso también es importante para otros sectores, como la minería y la hidroenergía, que dependen del agua y de otros servicios ambientales.

Según, la Estrategia Nacional ante el Cambio Climático (2015), el Perú cuenta con siete de las nueve características de vulnerabilidad reconocidas por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), es decir, posee zonas costeras bajas zonas áridas y semiáridas, además de áreas susceptibles a deforestación o erosión, desastres naturales, sequía y desertificación, áreas urbanas altamente contaminadas y ecosistemas frágiles, es por ello que el Perú es un país sumamente vulnerable al cambio climático.

Al comparar escenarios futuros de cambio climático con la proyección del clima actual, se observaría una disminución en la disponibilidad de agua principalmente en las zonas bajas del país, ascensos en las bandas de vegetación de los Andes y mayor presencia de arbustales, entre otros aspectos. Lo anterior, sumado a las proyecciones de cambios de uso del suelo, que prevén una fuerte expansión de la agricultura, indicaría un cambio significativo en el paisaje del Perú y en sus recursos naturales. Además, de la expansión agrícola a áreas como bofedales, bosques amazónicos u otras, puede afectar tanto los biomas como la disponibilidad de recursos hídricos, lo que a su vez impactaría sobre la productividad de los cultivos (CEPAL 2014).

Con respecto a la ganadería altoandina, los resultados muestran que los impactos serían producto de la disminución de las tierras de pastoreo y de la expansión del sector agrícola. Las áreas de pastoreo, que en el año 2010 correspondían al 77.6% de la puna, al final del siglo llegarían a un 50%. Esto tendría un efecto en la cantidad de unidades ovinas equivalentes, las cuales disminuirían de manera sostenida llegando a una disminución de un 43% y un 34% en el año 2100, lo cual, se traduce en una pérdida máxima acumulada equivalente al 90% del PBI pecuario del año 2010, con una tasa de 0.5%. La valoración

económica constituye principalmente una alerta sobre los posibles efectos que el cambio climático podría generar para la economía si no se consideran medidas de adaptación y/o de mitigación. Los resultados agregados hasta el año 2100 proyectan impactos que se traducirían en pérdidas en la economía nacional que oscilan en un rango de 11.4% y 15.4% del PBI de 2010, para una tasa de descuento del 0.5% (CEPAL 2014).

El Gobierno peruano trabaja en la implementación de algunas medidas que permitan adaptarse a los cambios, plantea algunas iniciativas como la Agenda Nacional de Investigación Científica en Cambio Climático 2010-2021. El 18 de abril del 2018 se aprobó la Ley Marco Sobre Cambio Climático, la norma tiene por objeto establecer los principios, enfoques y disposiciones generales para coordinar, articular, diseñar, ejecutar, reportar, monitorear, evaluar y difundir las políticas públicas para la gestión integral, participativa y transparente de las medidas de adaptación y mitigación al cambio climático, a fin de reducir la vulnerabilidad del país al cambio climático, aprovechar las oportunidades del crecimiento bajo en carbono y cumplir con los compromisos internacionales asumidos por el Estado ante la CMNUCC, con enfoque intergeneracional. De esta forma, el Perú (considerado el tercer país más vulnerable del mundo al cambio climático) se convirtió en el primer país de Latinoamérica en tener una ley de este tipo, en línea con los compromisos del Acuerdo de París suscrito en 2015 por 193 estados.

### **1.2.1. Influencia del sector ganadero en las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI)**

La población mundial pasará de 7200 millones actuales a 9600 millones en 2050. La combinación de crecimiento demográfico, aumento de los ingresos y urbanización plantea un desafío sin precedentes a los sistemas alimentarios y agrícolas. Sin embargo, los recursos naturales necesarios para sostener la producción de alimentos, los productos no alimenticios a nivel mundial y la prestación de servicios procedentes de la agricultura, no aumentarán (FAO, 2011).

Impulsadas por la fuerte demanda de una emergente clase media mundial, las dietas serán más ricas y cada vez más diversificadas, y el incremento de los alimentos de origen animal será particularmente acentuado; se prevé que en 2050 la demanda de carne y leche aumenten en un 73% y 58% respectivamente, en relación con los niveles de 2010 (FAO, 2011).

Los recursos naturales necesarios para sostener este crecimiento están sometidos a dura prueba. Actualmente, la agricultura contribuye de manera importante a las cuestiones ambientales, como el cambio climático, la degradación de la tierra, la contaminación del agua y la pérdida de biodiversidad. El futuro aumento de la producción se tendrá que adecuar a la creciente escasez de recursos naturales (entre estos la tierra, el agua y los nutrientes y los desechos) y las emisiones de GEI se tendrán que reducir (Gerber *et al.* 2013), directa o indirectamente, a través del pastoreo o de la producción de cultivos forrajeros. La producción pecuaria ocupa aproximadamente el 30% de la superficie terrestre libre de hielo.

En 2006, la FAO publicó el estudio titulado “La larga sombra del ganado—problemas ambientales y opciones” en el que se ofrece una visión de conjunto a nivel mundial que demostraba que la ganadería tenía un impacto en el medio ambiente mucho mayor que lo que se pensaba normalmente. Lo que es más importante, la atención se ha centrado en los papeles más indirectos que la ganadería desempeña en la degradación del medio ambiente, como motor de la deforestación y la degradación y de la intensificación de la agricultura y la industrialización, y como competidor por los recursos naturales.

El total de las emisiones de GEI provenientes de las cadenas de suministro ganadero, se estima en 7.1 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>-eq por año para el período de referencia de 2005. Este total representan el 14,5% de todas las emisiones inducidas por el ser humano según las estimaciones del IPCC relativas al total de las emisiones antropógenas. (IPCC 2007). Las emisiones de GEI provenientes del ganado vacuno representan cerca del 65% de las emisiones del sector pecuario (4.6 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>-eq), lo que hace del ganado vacuno el principal productor de emisiones del sector (Gerber *et al.* 2013) (Cuadro 2).

**Cuadro 2: Emisiones de gases de efecto invernadero de la ganadería.**

<b>Especie</b>	<b>Porcentaje de emisión</b>
Bovinos (leche y carne)	65%
Cerdos	10%
Búfalos	9%
Aves	9%
Rumiantes menores	7%

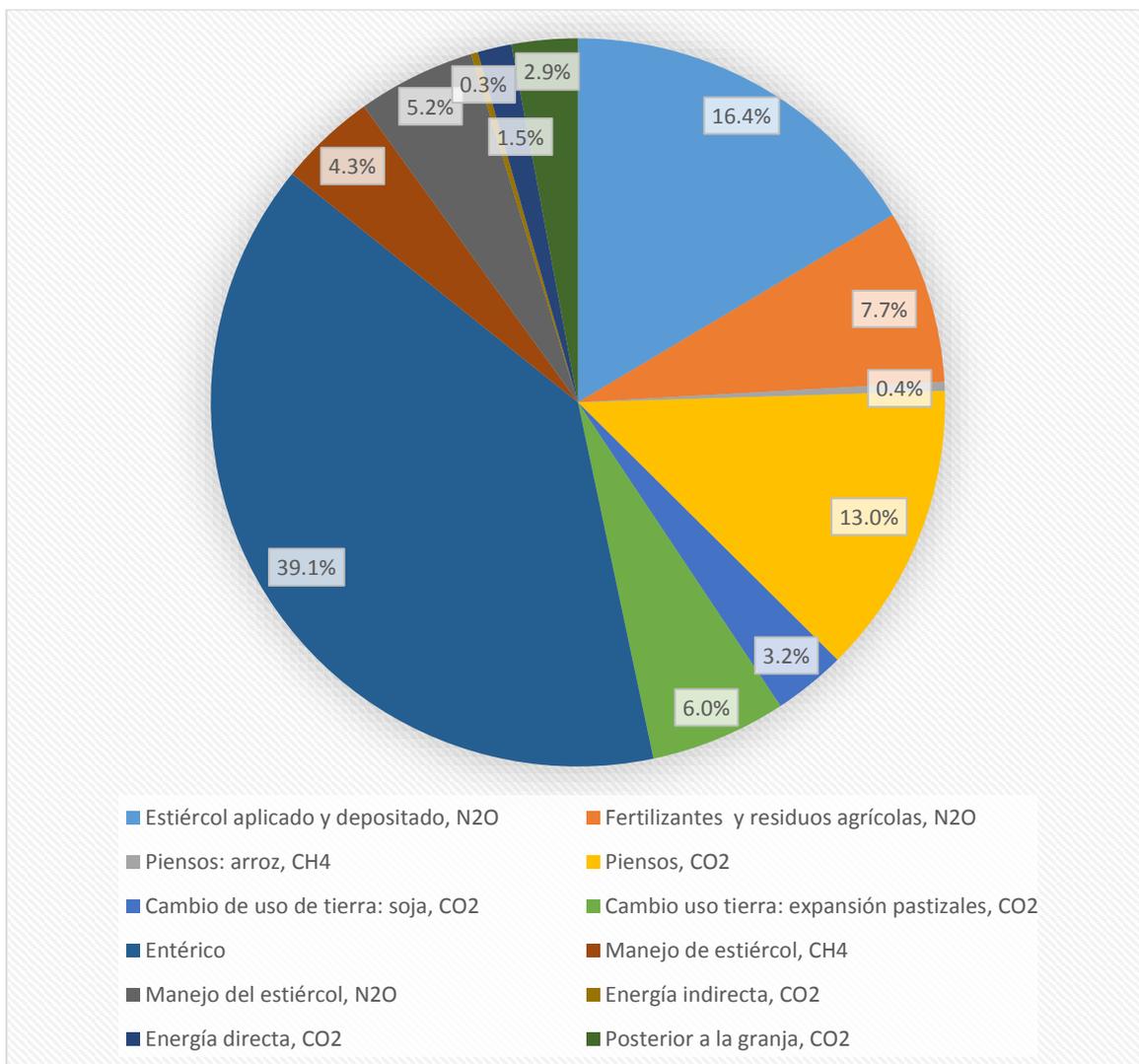
Fuente: Gerber *et al.* (2013)

Alrededor del 44% de las emisiones del sector son en forma de CH<sub>4</sub>. El porcentaje restante se distribuye en partes casi iguales entre el N<sub>2</sub>O (29%) y el CO<sub>2</sub> (27%). Las cadenas de suministro ganadero emiten:

- 2 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>-eq de CO<sub>2</sub> por año, o el 27% de emisiones de CO<sub>2</sub> antropógenas (IPCC, 2007)
- 3.1 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>-eq de CH<sub>4</sub> por año, o el 44% de emisiones de CH<sub>4</sub> antropógenas (IPCC, 2007)
- 2 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>-eq de N<sub>2</sub>O por año, o el 29% de las emisiones de N<sub>2</sub>O antropógenas (IPCC, 2007).
- Las emisiones de hidrofluorocarburos (HFC) son marginales a nivel mundial.

El ganado vacuno es el principal generador de emisiones del sector con alrededor de 4.6 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>-eq, que representan el 65% de las emisiones provenientes de las actividades pecuarias. El ganado vacuno de carne (que produce carne y productos no comestibles) y el ganado vacuno de leche (que produce carne y leche, además de productos no comestibles) generan cantidades similares de emisiones de GEI (Gerber *et al.* 2013).

América Latina y el Caribe tienen el nivel de emisión más alto (casi 1.3 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>-eq), impulsado por la importante producción de carne de vacuno especializada. Aunque a un ritmo menor en los últimos años, el cambio de uso de la tierra en curso contribuye a las elevadas emisiones de CO<sub>2</sub> en la región, debido a la expansión de los pastizales y las tierras agrícolas para la producción de piensos (Gerber *et al.* 2013). Las emisiones relacionadas con los pastos, incluidas las emisiones provenientes del manejo de pastizales, son la segunda categoría más importante de emisiones, y contribuyen con cerca del 36% de las emisiones derivadas de la producción de leche y carne. En esta categoría, predominan las emisiones de N<sub>2</sub>O provenientes en su mayor parte de la fertilización de los piensos. Cuando se añaden las emisiones derivadas de la expansión de los pastizales, las emisiones provenientes de los piensos representan más de la mitad de las emisiones de los sistemas de carne de vacuno especializada; los sistemas lecheros generalmente no están asociados a la expansión de pastizales (Gerber *et al.* 2013). (Figura 1).



**Figura 1: Emisiones globales de las cadenas de suministros ganaderos por categorías de emisión.**

Fuente: Gerber *et al.* 2013

En América Latina y el Caribe, se estima que un tercio de las emisiones (24 kilogramos de CO<sub>2</sub>-eq por kilogramo de peso en canal) relacionadas con la producción de carne de vacuno procede de la expansión de los pastizales en detrimento de las superficies forestales. Esta estimación se debe considerar con prudencia, dadas las numerosas incertidumbres metodológicas y relativas a los datos que afectan a las estimaciones de las emisiones derivadas del cambio de uso de la tierra (FAO, 2013a y 2013b) (Cuadro 3).

**Cuadro 3: Producción, emisiones e intensidad de emisiones globales para la leche y la carne de vacuno.**

Categoría	Sistema	Producción (En millones de toneladas)		Emisiones (En millones de toneladas de CO <sub>2</sub> -eq)		Intensidad de emisiones (kg de CO <sub>2</sub> -eq/kg de producto)	
		Leche <sup>1</sup>	Carne <sup>2</sup>	Leche <sup>1</sup>	Carne <sup>2</sup>	Leche <sup>1</sup>	Carne <sup>2</sup>
Leche	Pastoreo	77.6	4.8	227.2	104.3	2.9 <sup>3</sup>	21.9 <sup>3</sup>
	Mixto	430.9	22.0	1104.3	381.9	2.6 <sup>3</sup>	17.4 <sup>3</sup>
	<b>Total leche</b>	<b>508.6</b>	<b>26.8</b>	<b>1331.1</b>	<b>486.2</b>	<b>2.6<sup>3</sup></b>	<b>18.2<sup>3</sup></b>
Carne especializada	Pastoreo		8.6		875.4		102.2 <sup>3</sup>
	Mixto		26.0		1462.8		56.2 <sup>3</sup>
	<b>Total carne</b>		<b>34.6</b>		<b>2338.4</b>		<b>67.6<sup>3</sup></b>
<b>Emisiones después del faenado<sup>4</sup></b>				87.6	12.4		
<b>Total</b>		<b>508.6</b>	<b>61.4</b>	<b>1419.1</b>	<b>2836.8</b>	<b>2.8<sup>5</sup></b>	<b>46.2<sup>5</sup></b>

1 Producto: LNGP.

2 Producto: peso en canal.

3 No incluye las emisiones posteriores al faenado.

4 Calculado a nivel de producto y de país.

5 Incluye las emisiones posteriores al faenado.

Fuente: (Gerber et al. 2013).

### 1.2.2. Uso actual de la tierra

El uso del suelo, relacionado a la agricultura y silvicultura, genera los principales GEI de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O (PNUMA, 2006), es posible establecer que la mayor emisión de GEI en Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú, proviene del dicho uso. La presencia del cambio climático aumenta la gravedad de daños que genera el fenómeno de El Niño, incrementando la vulnerabilidad de los productores y dañando las infraestructuras de riego con tecnología simple y los cultivos agrícolas (FONTAGRO, 2014).

La superficie del Perú cubierta por pastos naturales llega a cerca de 19,6 millones de ha (15% de la superficie nacional), distribuidas en la costa (3,3%), en la sierra (94,5%) y en la Selva (2,2%). La sierra constituye el área de pastos naturales más importante, distribuidos entre los 3300 y los 4400 msnm. La superficie total calculada llega a cerca de 18 millones de has. En esta región la actividad agrícola es muy limitada por los factores climáticos de altura, frío, heladas, precipitaciones bajas y estacionales. Sin embargo, cerca del 46% de la superficie de la Sierra está cubierta de pastos naturales, lo que constituye el recurso renovable más importante (Brack y Mendiola, 2000).

En las últimas décadas, la Región Andina padeció pérdidas económicas por fenómenos climáticos y otros eventos. En el Perú, las regiones más afectadas son Puno y Apurímac en el sur; Junín y Huánuco en el centro, Cajamarca y Piura en el norte y San Martín en el Oriente. En Ecuador, la zona costera; y en Bolivia, la zona del Altiplano (FONTAGRO, 2014)

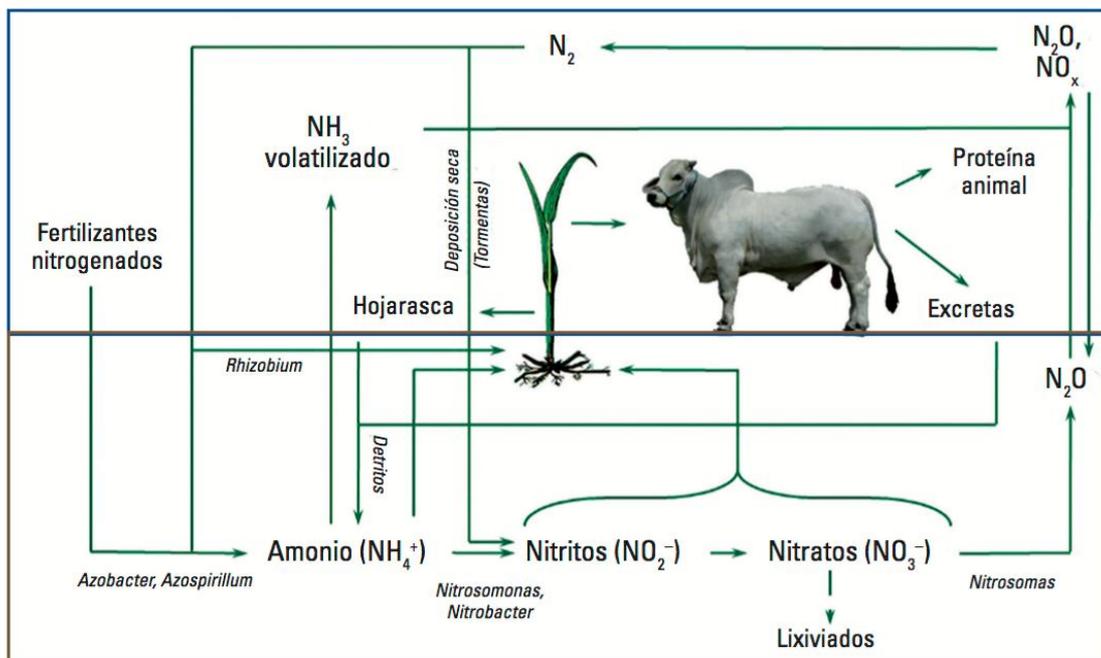
La agricultura y la deforestación son las principales fuentes de GEI y, dentro de esta, la producción agropecuaria convencional es una de las principales presiones sobre la biodiversidad. Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú conforman parte del grupo de los diecisiete países megadiversos. Estos países comparten la cadena montañosa andina más extensa del mundo, al igual que poseen alta diversidad de climas, biomasa, estructuras productivas, tecnológicas, sociales y económicas, entre otras. Por ello, cualquier discusión o planteamiento sobre el cambio climático o la conservación de la biodiversidad, debe incluir a la agricultura y ganadería (CLAES, 2010).

### **1.3. Nitrógeno en el sistema bovino**

Debido a la transformación continua y natural del nitrógeno en el medio, se han establecido mecanismos y desarrollado proporciones para estimar su consumo y utilización a través del tiempo, los cuales se usan actualmente para la realización de balances de nitrógeno como modelos simulados (Cárdenas, 2003). Se conocen algunos supuestos en los sistemas de pasturas. Solo el 30% del total el nitrógeno que se suministra al cultivo es asimilado por las plantas, el resto se pierde por volatilización, desnitrificación o lixiviación (Cárdenas y Panizo 2005). Los bovinos consumen solo el 30% del forraje disponible (Mila, 2005), del nitrógeno consumido como pasto, solo retienen del 5 al 10% en bovinos para carne y del 20 al 25% para razas lecheras, de este un 2% se usa para deposición de músculo mientras que, para producción de leche, se usa entre 2 y 2.5% diario, los excedentes de nitrógeno vuelven al medio a través de las excretas (Whitehead 1995). El pasto que no fue consumido en potrero emplea el 50% de nitrógeno retenido para la generación de tejidos nuevos y crecimiento (Van der Meer 1996).

Estos balances, aplicados en ganaderías bovinas, se ven modificados según los organismos que intervengan; el flujo de nitrógeno, al igual que la velocidad relativa de entradas y salidas del mismo, cambiarán si el sistema productivo es pastoreo en campo, ya sea permanente,

alterno o rotacional e incluyendo cultivos transitorios con y sin inclusión de leguminosas (Garzón y Cárdenas, 2013). En estabulación, en donde los flujos de nitrógeno (dentro de la producción) se guiarán hacia la producción de proteína animal y estiércol. Si se comparan ambos, el primero generará mayores cantidades de  $N_2O$  (entre 0 y 2% del nitrógeno suministrado al sistema pastoril será eliminado por el estiércol en forma de  $N_2O$ , sumado a que las reacciones bioquímicas del suelo transformarán del 1 al 8% del mismo nitrógeno adicionado), al tener mayores etapas de transformación y un flujo más largo a través de la cadena suelo-pastura-animal-excretas. En el sistema estabulado, el flujo del  $N_2O$  se centra en la producción de estiércol (de 0 a 2% del nitrógeno en las heces generadas), sin valorar las emisiones por elaboración del concentrado que los animales están consumiendo (Oenema *et al.* 2005) (Figura 2).



**Figura 2: Ciclo del nitrógeno en los sistemas bovinos.**

Fuente: Garzón y Cárdenas, 2013

### 1.3.1. Deposición de orina en el pastizal

Las fuentes de  $N_2O$  en el suelo incluyen la deposición de nitrógeno (N) en orina y en heces fecales, la aplicación de fertilizantes nitrogenados (N) químicos y orgánicos e, indirectamente, de la volatilización de amoníaco ( $NH_3$ ) y N lixiviado (Flechar *et al.* 2007). En las praderas pastoreadas, el N es absorbido por las plantas del suelo y luego reciclado de nuevo al suelo en parte por acción de los animales de pastoreo que cosechan N y lo devuelven

en sus excrementos (Haynes y Williams, 1993; Parsons *et al.* 1991). El retorno de N en la orina, especialmente, crea un ambiente de alta concentración de N (hasta 2000 kg N/ha en algunas circunstancias) (Selbie *et al.* 2015); la carga de N excede la capacidad de las plantas para absorber y, como resultado, el N se puede perder del sistema por volatilización, por lixiviación y por emisiones de N<sub>2</sub>O y dinitrógeno (N<sub>2</sub>) (Soussana y Lemaire, 2014). Entre el 30 y el 50% de las emisiones totales de N<sub>2</sub>O de la agricultura provienen de sistemas de producción animal (Mosier *et al.* 1998). Alrededor del 20% de las emisiones de N<sub>2</sub>O provienen de la orina y el estiércol depositados por animales que pastan en pastizales templados (Oenema *et al.* 2005).

Los parches de orina bovina se caracterizan por altas concentraciones (500 a 1000 kg/ha) de N disponible (Barneze *et al.* 2014, Haynes y Williams 1993). Las altas concentraciones de N en la orina son generalmente más altas que las velocidades a las que las gramíneas tropicales pueden acumular (Di *et al.* 2014, Rao *et al.* 1995). Por lo tanto, una proporción significativa del N en la orina depositada es vulnerable a la pérdida en diferentes formas como N<sub>2</sub>O (Di y Cameron, 2002).

Existen importantes incertidumbres en las estimaciones de N<sub>2</sub>O de los pastizales pastoreados debido a la distribución espacial de la deposición de orina y estiércol (Watson y Foy, 2001), la heterogeneidad de estos depósitos y la naturaleza episódica de las emisiones de N<sub>2</sub>O. La aplicación de fertilizantes de N y la excreción de orina y estiércol de animales, que son ricos en N, crean focos para la emisión de N<sub>2</sub>O. Los parches de orina en pasturas se encuentran entre las fuentes más altas de emisión de N<sub>2</sub>O de sistemas de producción animal (Van Groenigen *et al.* 2005) y los animales de pastoreo han sido identificados como contribuyentes significativos al presupuesto mundial de N<sub>2</sub>O (Oenema *et al.* 1997).

Sin embargo, existe una brecha significativa en nuestra comprensión de la interacción entre el fertilizante N, el estiércol y la orina en términos de emisión de N<sub>2</sub>O. La aplicación de fertilizante N es una característica de los sistemas de pastoreo intensivo por el cual el fertilizante se disemina típicamente poco después de que el pastizal se haya cortado para promover el rebrote entre el pastoreo rotacional. En consecuencia, debemos entender cómo se comportan las emisiones de estiércol u orina con parche de N<sub>2</sub>O en combinación con el fertilizante N, que refleja la realidad en praderas sometidas a pastoreo rotativo (Hyde, 2016).

### 1.3.2. Ciclo del nitrógeno

En la naturaleza, el nitrógeno está presente en diferentes formas de oxidación que varían desde compuestos reducidos, por ejemplo, -3 en amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), hasta totalmente oxidados, por ejemplo, +5 en nitrato ( $\text{NO}_3$ ) (Philippot L. *et al.* 2007).

A pesar de que este elemento abunda en la atmósfera terrestre, con una concentración de 78% (Sutton 1998; Smith y Smith 2002), en cambio en el suelo, escasamente se encuentra menos que el 1%. De esta cantidad solo una parte se encuentra en forma disponible para las plantas como N mineral: Amonio ( $\text{NH}_4$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3$ ). Mientras que otra parte se encuentra en formas orgánicas que son solo potencialmente disponibles a través del proceso de mineralización, llevado a cabo por microorganismos heterótrofos del suelo que utilizan la materia orgánica como sustrato (Paul y Clark, 1989).

La fijación de N es la transformación de dinitrógeno atmosférico ( $\text{N}_2$ ) muy abundante pero biológicamente no disponible a formas oxidadas y reducidas "reactivas" de N tal como nitrato ( $\text{NO}_3$ ), amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) y óxido nítrico. ( $\text{NO}$ ) (Figura 3a). Cantidades crecientes del nitrógeno reactivo se recicla a través del suelo, las aguas superficiales, los sistemas marinos y la atmósfera que es motivo de preocupación (Galloway *et al.* 1995).

La conversión entre estas diferentes formas de nitrógeno está mediada principalmente por microorganismos (Figura 3b). El mayor grupo de nitrógeno se encuentra en la atmósfera como gas  $\text{N}_2$ . Se puede convertir en amoníaco por procariotas simbióticos y de vida libre (Bacteria y Archaeae) llamados diazótrofos, que pueden romper el enlace triple covalente del gas dinitrógeno. Este proceso recibe el nombre de fijación biológica de nitrógeno (Philippot. *et al.* 2007).

En el caso de grandes compuestos nitrogenados (como materia orgánica), estos son transformados a aminoácidos a través de la aminificación y luego a  $\text{NH}_4$  por medio de la amonificación; plantas, hongos y Archaeas también intervienen en estos procesos (Baggs 2011). A su vez, el  $\text{NH}_4$  es oxidado a nitritos ( $\text{NO}_2$ ) y posteriormente a nitratos ( $\text{NO}_3$ ), por medio del proceso de la nitrificación, la cual puede ser realizada por bacterias autótrofas y hongos heterótrofos (Odu y Adeoye 1970). Este último proceso se lleva a cabo en tres etapas:

Ejecutada por bacterias del género *Nitrosomona* y consiste en la oxidación del  $\text{NH}_4$  a hidroxilamina ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) a través de la enzima amonio-monooxigenasa, denominado ruta AMO.

1. Las bacterias del género *Nitrosospira* o *Nitrosococcus* toman la hidroxilamina y la oxidan a nitrito, por medio de la enzima hidroxilamina-oxidoreductasa, conocida como ruta HAO.
2. Por último, las bacterias del género *Nitrobacter* oxidan el nitrito a nitrato a través de la enzima nitrito-oxidoreductasa, siendo esta una forma nitrogenada soluble de fácil absorción por las plantas (Orozco, 1999; Subbarao *et al.* 2006).

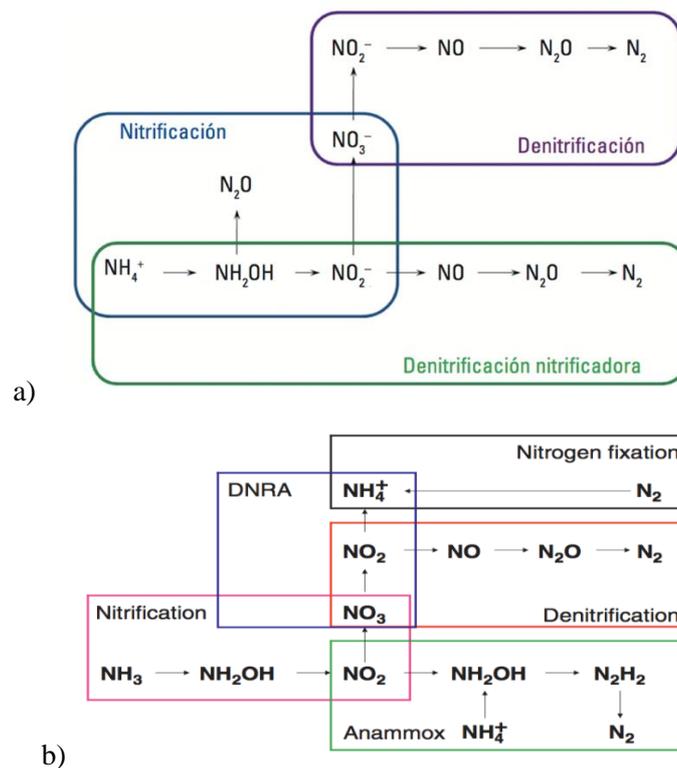
Al haber condiciones anaeróbicas en el suelo, el nitrato que no se lixivia o absorbido por las plantas se transforma en nitrógeno atmosférico ( $\text{N}_2$ ) por medio de la denitrificación, realizada por bacterias del género *Nitrosoma*, *Pseudomona* y *Nitrobacter* (Mora *et al.* 2007), las cuales pueden usar el nitrato en lugar al oxígeno como un aceptador de electrones en sus procesos de respiración, generando  $\text{N}_2\text{O}$  como un eslabón obligado en el proceso químico (Singh, 2007). Estos gases se incorporan en la atmósfera como parte del ciclo natural.

Por medio de los nitratos y el amonio, las plantas obtienen el nitrógeno necesario para sus ciclos vitales (Orozco, 1999). El  $\text{NH}_4$  y el  $\text{NO}_3$  pueden ser utilizados por la mayoría de las células vivas para producir formas orgánicas de nitrógeno, como proteínas, aminoácidos, etc., que son esenciales para la vida. Durante la descomposición de la biomasa (plantas, animales, hongos, bacterias), estas formas orgánicas de nitrógeno se degradan y transfieren de nuevo al amoníaco. Por lo tanto, el amoníaco es el vínculo entre el ciclo del nitrógeno orgánico e inorgánico. Estos procesos juntos forman el ciclo global del nitrógeno y los microorganismos que son esenciales para mantener el equilibrio entre las formas de nitrógeno reducidas y oxidadas (Philippot *et al.* 2007).

En los ecosistemas naturales y agroecosistemas el N es uno de los nutrientes que más limita la producción de biomasa vegetal (Bowen y Baethgen 1998), y, continuamente, se pierde por la desnitrificación, la erosión del suelo, la lixiviación y la volatilización del amoníaco. Las pérdidas de nitrógeno por volatilización y desnitrificación del amoníaco son factores importantes a considerar cuando se desarrollan estrategias de gestión del nitrógeno en los sistemas agrícolas de cultivo (Philippot *et al.* 2007).

Con el incremento en las entradas de nitrógeno al sistema se produce una mayor volatilización de amoníaco a la atmósfera; este gas, aunque no tiene un efecto invernadero, puede adoptar diversas formas, actuando como un precursor del óxido nitroso ( $N_2O$ ) y de óxido nítrico ( $NO$ ), el cual puede reaccionar en la estratosfera debilitando la capa de ozono, para caer finalmente al suelo en forma de ácido nítrico ( $HNO_3$ ) (componente de la lluvia ácida) (Cárdenas, 2003).

Nuevas investigaciones han descubierto otros procesos bioquímicos dentro del ciclo del nitrógeno que muestran interacciones hasta ahora desconocidas entre poblaciones microbiales; entre estos procesos se encuentra la llamada “desnitrificación nitrificadora”; realizada por un grupo de bacterias conocido como “oxidadores autotróficos de amonio” y consiste en la oxidación del amonio a nitrito seguido por su reducción a óxido nitroso y nitrógeno atmosférico (Figura 3).



**Figura 3: a) Procesos bioquímicos de nitrificación (azul), desnitrificación (violeta) y desnitrificación nitrificadora (verde).**

Fuente: Philippot, *et al.* (2007.)

**b) Procesos microbiológicos que contribuyen al ciclo biológico del nitrógeno.**

Fuente: Wrage *et al.* (2001)

### 1.3.3. Óxido nitroso

El óxido nitroso ( $N_2O$ ) es un potente GEI con un potencial de calentamiento global de 265 a 298 veces mayor que el  $CO_2$  (Myhre *et al.* 2013), y una vida en la atmósfera de 114 años (IPCC 2007). Se ha estimado que es responsable del 6% del forzamiento radiativo antropogénico total (Davidson, 2009).

No hay una desaparición química del  $N_2O$ , este tiene un periodo de vida media de 114 años y se incrementa a razón de 0.2% anual (Bouwman 1990; IPCC 2007). El  $N_2O$  se produce principalmente en las actividades agrícolas y los procesos biológicos naturales. Las concentraciones de este gas han aumentado un 20% desde el inicio de la revolución industrial, con un aumento rápido hacia el final del siglo XX (EPA, 2014).

La emisión de  $N_2O$  del suelo tiene implicaciones importantes tanto para la producción agrícola como para la calidad ambiental. El compuesto gaseoso  $N_2O$  representa una pérdida de nitrógeno del suelo y también contribuye al calentamiento global (Bouwman, 1990). Las emisiones globales de  $N_2O$  se deben en 90% a procesos microbiológicos. La desnitrificación (reducción de  $NO_3$  a  $NO$ ,  $N_2O$  o  $N_2$ ) y nitrificación (oxidación de  $NH_4$  a  $NO_3$ ) son los principales procesos microbianos involucrados en la producción de  $NO$ ,  $N_2O$  o  $N_2$  (Knowles, 1982). Las tasas de emisión de estos gases al ambiente son altamente dependientes de las condiciones del suelo y prácticas culturales; consecuentemente, el manejo del suelo es clave para reducir la emisión, aunado a la disminución de los costos de la fertilización nitrogenada (Janzen *et al.* 1998).

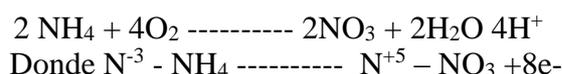
Los ecosistemas de suelo son las fuentes dominantes de  $N_2O$  atmosférico (Conrad, 1996), que contribuyen al 70% (10 Tg/año) de la emisión global anual total con 6.3 Tg/año de suelos agrícolas, producción animal y otras actividades agrícolas (Mosier *et al.* 1998). Desde el período preindustrial hasta la actualidad, la concentración atmosférica de  $N_2O$  se acrecentó de 0.275 a 0.314 ppm con una tasa de aumento real de 0.3% por año. Esto se ha atribuido al mayor uso de fertilizantes nitrogenados (Skiba y Smith, 2000). Solo entre 1960 y 1995, hubo un aumento de siete veces en la fertilización (Tilman *et al.* 2002). Se pueden distinguir tres tipos de emisiones: las directas desde el suelo, las directas de  $N_2O$  del suelo debido a la producción animal (pastoreo) y las indirectas generadas por el uso de fertilizantes (Benavides y León, 2007).

Así como el metano, la contribución de la combustión de combustibles a las emisiones globales de N<sub>2</sub>O es mínima y la incertidumbre es alta. Se ha determinado que las temperaturas de combustión más bajas (por debajo de 1200 K) causan más altas emisiones de N<sub>2</sub>O con un máximo de producción ocurrido alrededor de los 1000 K (730°C). Para temperaturas de combustión por debajo de 800°K (530°C) o sobre los 1200 K (930°C) las emisiones son insignificantes. El óxido nitroso es producido por diferentes procesos de reducción catalítica.

Las emisiones desde vehículos hasta ahora se están estudiando con detalle y son bajas respecto al total de emisiones antropogénicas y pueden ser relativamente más altas cuando se utilizan controles de emisión (especialmente catalíticos). Otras fuentes de N<sub>2</sub>O de menor importancia son: la producción de ácido nítrico y adípico (nylon), tratamiento de aguas residuales y quema de residuos y biomasa (Benavides y León, 2007).

#### 1.3.4. Nitrificación

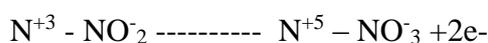
La nitrificación se define como la oxidación biológica del NH<sub>4</sub> a NO<sub>3</sub>, efectuada por microorganismos quimioautótrofos el género nitrosomonas y nitrobacter, que utilizan el N-NH<sub>4</sub> como fuente de energía (Grant 1994), tal como se expresa en la reacción química (Paul y Clark 1989):



De acuerdo al grupo de bacterias nitrificantes que actúan durante el proceso de nitrificación, éste se divide en dos etapas:



En la primera etapa, las bacterias del género nitrosomonas oxidan el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y utilizan los e<sup>-</sup> de la oxidación del NH<sub>4</sub><sup>+</sup> como fuente de energía:



A su vez, las bacterias quimioautótrofas que utilizan la oxidación del amonio a nitrato como fuente de energía, requieren del  $\text{CO}_2$  de la atmósfera del suelo o iones  $\text{HCO}_3^-$  como sustrato obligado para su crecimiento (Kinsbursky y Saltzman, 1990; Grant, 1994). El  $\text{CO}_2$  utilizado, proviene en parte de la descomposición de la materia orgánica realizada por microorganismos heterótrofos y hongos (Paul y Clark, 1989). Por otra parte, algunas especies de nitrobacter oxidadoras de nitrito pueden utilizar fuentes orgánicas para su crecimiento (Kinsbursky y Saltzman, 1990).

Otro tipo de nitrificación que ocurre en la naturaleza, se conoce como nitrificación heterotrófica. Esta se lleva cabo por la vía de los compuestos hidroximatos y los compuestos de nitrógeno primarios que generan  $\text{NO}_2$  y  $\text{NO}_3$ , pero no energía libre. Algunas bacterias heterótrofas y también algunos actinomicetes son capaces de generar trazas de  $\text{NO}_2$ , cuando se tienen en medios de cultivo que contienen  $\text{NH}_4$ . Pocas bacterias como *Arthrobacter* y pocos hongos, tal como *Aspergillus flavus*, pueden producir  $\text{NO}_3$  a partir de  $\text{NH}_4$ . Los heterótrofos no derivan energía de estas oxidaciones y su contribución a la producción de  $\text{NO}_3$  en los suelos agrícolas y en los ecosistemas naturales parece ser insignificante si se compara con la nitrificación producida por los quimioautótrofos (Paul y Clark, 1989).

### **1.3.5. Importancia de la nitrificación en el ciclo del nitrógeno**

La importancia del proceso de nitrificación radica fundamentalmente en:

1. El  $\text{NH}_4$  y el  $\text{NO}_3$  involucrados en el proceso, el primero como sustrato y el segundo como producto constituyen las formas minerales de N disponibles para las plantas que determinan en gran parte la fertilidad de los suelos y también ambos compuestos pueden ser inmovilizados por los microorganismos del suelo como parte fundamental de su biomasa (Paul y Clark 1989, Grant 1994, Woomey y Swift 1994, Sarmiento y Bottner 2002, Hoyle *et al.* 2006).
2. Tanto el  $\text{NH}_4$  como el  $\text{NO}_3$ , pueden perderse de los ecosistemas por volatilización en el caso del  $\text{NH}_4$  por lixiviación y desnitrificación en el caso del  $\text{NO}_3$ , dependiendo de las condiciones ambientales (Sarmiento 1984, Paul y Clark 1989, Watzka *et al.* 2006). Estas pérdidas constituyen por una parte una fuente de contaminación ambiental y por otra disminuyen la eficiencia en la utilización de los fertilizantes nitrogenados suministrados en los agroecosistemas (Sarmiento 1995, Smith y Smith 2002, Abreu 2004, Machado 2005, Abreu *et al.* 2007). En este sentido una porción considerable de los fertilizantes

nitrogenados se puede perder en forma de  $\text{NO}_3$  por lixiviación (Sarmiento 1984, Halitligil *et al.* 2002, Machado 2005, Abreu 2004, Abreu *et al.* 2007), pasando a las aguas subterráneas o a través de la escorrentía y llegando, de esta manera a los ecosistemas acuáticos, reduciendo la calidad de las aguas e impactando la vida acuática al inducir a la eutrofización de dichos ambientes.

### 1.3.6. Desnitrificación

Philippot *et al.* (2007) define la desnitrificación como un proceso respiratorio microbiano durante el cual los óxidos de nitrógeno solubles se usan como aceptor de electrones alternativo cuando el oxígeno no está disponible para la respiración aeróbica. Consiste en la reducción secuencial de  $\text{NO}_3$  en  $\text{N}_2$  en cuatro pasos concomitantes con conservación de energía. Esta reducción de  $\text{NO}_3$  por bacterias fue descubierta en la segunda mitad del siglo XIX por (Gayon y Dupetit, 1886).

La secuencia de productos intermedios de desnitrificación es la siguiente (Betlach y Tiedje 1981).



Los requisitos generales para la desnitrificación biológica son: 1) La presencia de bacterias que poseen la capacidad metabólica; 2) Electrón adecuado donantes tales como compuestos de carbono orgánico; 3) Condiciones anaeróbicas o disponibilidad restringida de  $\text{O}_2$ ; y 4) Presencia de N-óxidos ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$  o  $\text{N}_2\text{O}$ ) como aceptores terminales de electrones. El proceso de desnitrificación, por lo tanto, se promueve en condiciones anaeróbicas, altos niveles de suelo  $\text{NO}_3$ , y una fuente de carbono fácilmente disponible. (Philippot *et al.* 2007). La desnitrificación es un proceso anaeróbico facultativo y  $\text{N}_2$  es el producto final. La desnitrificación no biológica (quimiodesnitrificación) puede ocurrir bajo ciertas condiciones. El principal proceso de quimiodesnitrificación es la destrucción catalizada por ácido de  $\text{NO}_2$  (Tiedje, 1988).

La desnitrificación conduce a considerables pérdidas de nitrógeno en la agricultura. Las pérdidas tienden a aumentar con la fertilización, y entre 0% y 25% del nitrógeno aplicado puede terminar como gas nitrógeno o  $\text{N}_2\text{O}$ , lo que limita el cultivo producción (Aulakh *et al.* 1992; De Klein y Van Logtestijn 1994; Mogge *et al.* 1999). Los estudios han demostrado

que se pueden perder hasta 340 kg N/ha a través de la desnitrificación durante 1 año en condiciones extremas, aunque valores en el rango 0-200 kg N/ha/año son más normales (Hofstra y Bouwman, 2005).

La desnitrificación es un proceso importante por varias razones:

1. N es uno de los principales factores que limitan la producción de cultivos y la desnitrificación es un proceso de pérdida muy importante para N en muchos sistemas agrícolas (Tiedje, 1988);
2. N<sub>2</sub>O, uno de los principales GEI, es un subproducto de la desnitrificación; y,
3. La desnitrificación completa el ciclo N y equilibra la fijación biológica total de N en el ciclo global de N (Tiedje, 1988).

Se ha logrado un progreso sustancial durante los últimos 20 años con respecto a la bioquímica y genética de la desnitrificación, que se ha resumido en una serie de revisiones exhaustivas. En resumen, dos tipos de molibdeno enzimas catalizando el primer paso de la vía, la reducción de NO<sub>3</sub> a NO<sub>2</sub> se han descrito: una membrana unida (Nar) y una periplásmica (Nap) Reductasas NO<sub>3</sub>. Ambos tipos de enzimas pueden estar presentes en la misma cepa (Carter et al. 1995; Roussel-Delif *et al.* 2005).

La reducción de NO<sub>2</sub> soluble en óxido nítrico gaseoso (NO), el paso clave en la desnitrificación, puede ser catalizada por enzimas evolutivas no relacionadas que son diferentes en términos de estructura y de metales protésicos: Un cobre (NirK) y un citocromo cd1 (NirS) NO<sub>2</sub> reductasa. A diferencia de las reductasas de NO<sub>3</sub>, las bacterias portar ya sea el cobre o la reductasa c<sub>2</sub> NO<sub>2</sub> pero las dos enzimas son equivalente (Glockner *et al.* 1993). Reducción de NO a nitroso el óxido también es catalizado por dos tipos de enzimas: Una NO reductasa recibe los electrones del citocromo c o pseudoazurin (cNor) y el otro de un conjunto de quinol (qNor). El último paso de la cascada de desnitrificación, la reducción de N<sub>2</sub>O en gas dinitrógeno, se realiza por el multicopper homodimérico N<sub>2</sub>O reductasa (NosZ), que se encuentra en el periplasma en Gram-negativo bacterias. Los modelos han estimado la desnitrificación anual total para el área agrícola global (excluyendo leguminosas, cultivos) para ser 22-87 Tg de nitrógeno (Drecht *et al.* 2003, Hofstra y Bouwman 2005).

Los niveles extremos de desnitrificación ocurren en clases de factores específicos. Por ejemplo, el material orgánico del suelo muestra altos valores de desnitrificación, porque

estos suelos son en general (parcialmente) anaeróbicos y el contenido de C orgánico del suelo es alto. Las medidas de desnitrificación en suelos orgánicos (18 experimentos) influyen en gran manera en la mediana y las tasas de desnitrificación media equilibrada para los suelos minerales debido a los efectos de la interacción. (Hofstra y Bouwman, 2005). Los suelos orgánicos se utilizan solo en una parte muy pequeña (<7%) del área agrícola mundial (Bouwman, 1990).

El agua del suelo es un fuerte factor de control, por lo tanto, los sistemas de cultivo irrigados por inundaciones son propensos a la desnitrificación y la recuperación de nitrógeno fertilizado es a menudo pobre (Aulakh *et al.* 2001, Mahmood *et al.* 2000, 2005).

La desnitrificación es muy variable, tanto en el espacio como en el tiempo. Esto se debe a que los "puntos calientes" de actividad microbiana que se producen como resultado de la heterogeneidad de las condiciones del suelo determinan el estado de oxígeno local y la desnitrificación (Myrold y Tiedje 1985, Parkin 1987, Schmidt *et al.* 1988).

#### **a. Factores naturales que causan variación en la desnitrificación**

Tanto las tasas generales de desnitrificación como las proporciones de N<sub>2</sub>O y el gas N<sub>2</sub> producido por microbios desnitrificantes puede variar dependiendo de numerosos factores ambientales, como pH, carbono, NO<sub>3</sub> y NH<sub>4</sub> disponibles, humedad del suelo, EPLLA, aireación, temperatura, descongelación por congelación y eventos de humectación por secado. Varios de estos factores son naturales, influenciados por condiciones climáticas que no pueden ser manejadas, es así que no son constantes, pero muestran una gran variación durante el período de vegetación y entre los sitios de campo. Por ello, se afirma que las pérdidas estimadas de nitrógeno son muy variable en tiempo y espacio (Philippot *et al.* 2007).

Las emisiones de N<sub>2</sub>O y dinitrógeno no muestran patrón estacional constante. En algunos estudios, las mayores emisiones de N<sub>2</sub>O fueron registrado durante la primavera (Kaiser y Heinemeyer 1996, Parsons *et al.* 1991), en otros casos, durante la primavera y el otoño (Ambus y Christensen 1995, De Klein y Van Logtestijn 1994), o en verano (Bremner *et al.* 1980, Cates y Keeney 1987). La diferencia en los resultados no podría ser relacionado con factores ambientales y prácticas de gestión. Una mejor comprensión de factores que

contribuyen a la variabilidad de la actividad de desnitrificación sería útil para mejorar las estimaciones y el modelado de los flujos de nitrógeno por desnitrificación (Philippot *et al.* 2007).

### **b. Amonio y nitrato**

El amoníaco y  $\text{NO}_3$  pueden ser utilizados por la mayoría de las células vivas para producir formas orgánicas de nitrógeno, como proteínas, aminoácidos, etc. que son esenciales para la vida. Durante la descomposición de la biomasa (plantas, animales, hongos, bacterias), estas formas orgánicas de nitrógeno se degradan y transfieren de nuevo al amoníaco. Por lo tanto, el amoníaco es el vínculo entre el ciclo del nitrógeno orgánico e inorgánico (Philippot *et al.* 2007). En suelos agrícolas, el  $\text{NO}_3$  se origina en fertilizantes o es producido por bacterias quimioautótrofas que oxidan el amonio ( $\text{NH}_4$ ) en condiciones aeróbicas (Betlach y Tiedje, 1981).

Estudios *in vitro* con *Nitrosomonas europaea* (Yoshida y Alexander, 1970; Ritchie y Nicholas, 1972) demostraron que el óxido nitroso es producido por oxidantes de amonio bajo ciertas condiciones con nitrito como aceptor de electrones terminal. La eliminación del nitrógeno en forma de amoníaco y  $\text{NO}_3$  se efectúa mediante la oxidación biológica del nitrógeno del amoníaco (nitrificación) a  $\text{NO}_3$ , seguido de la desnitrificación. Ritchie y Nicholas (1972) concluyeron que los oxidantes de amonio reducen el nitrito a óxido nitroso con el fin de minimizar la acumulación intracelular de niveles tóxicos de nitrito. Sin embargo, Poth y Focht (1985) demostraron en una serie de experimentos 15N que *N. europaea* usa nitrito como un aceptor de electrones terminal en condiciones de estrés por oxígeno. Además, se ha demostrado que el  $\text{N}_2\text{O}$  se liberó del suelo tratado con  $\text{NH}_4$ , lo que indica que el proceso de nitrificación está produciendo  $\text{N}_2\text{O}$ , aunque  $\text{N}_2\text{O}$  del proceso de desnitrificación no pudo excluirse (Bremner y Blackmer 1978, Bremner y Blackmer 1979, Bremner y Blackmer 1981, Freeney *et al.* 1979, Goodroad y Keeney 1984, Breitenbeck y Bremner 1986).

### **c. Temperatura**

La temperatura puede influenciar la desnitrificación tanto positiva como negativamente. La desnitrificación tiene una temperatura óptima, por encima y por debajo de la cual las tasas disminuyen (Beauchamp *et al.* 1989). La temperatura controla las tasas de descomposición

y nitrificación (Tiedje, 1988) y, por lo tanto, regula la disponibilidad de oxígeno,  $\text{NO}_3$  y C. La temperatura del suelo y el contenido de agua del suelo son factores conocidos que afectan pérdidas de nitrógeno gaseoso y la relación  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ . Bajo laboratorio en condiciones constantes, esta relación aumentó exponencialmente con el aumento de la temperatura del suelo (Maag y Vinther, 1996). Sin embargo, la relación fue fuertemente influenciada por tipo de suelo, aunque estos datos no pudieron ser confirmados por mediciones de campo. Mientras que Bailey (1976) y McKeeney *et al.* (1993) encontraron una positiva correlación entre la temperatura del suelo y la actividad de desnitrificación, otros no han observado ninguna relación con la temperatura (Focht 1974, Lensi y Chalamet 1979).

En condiciones de laboratorio, similar a los efectos de aumento de la temperatura, la actividad desnitrificantes general y la relación  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$  aumentado con el incremento del contenido de agua del suelo (Colbourne y Dowdell 1984, Vinter 1984). Esto se confirmó en un potrero después de la cosecha (Rudaz *et al.* 1999). Vinculado al contenido de agua del suelo se encuentra la disponibilidad de oxígeno (Hochstein *et al.* 1984) demostraron que las concentraciones de oxígeno en el suelo por debajo del 5% daban como resultado la desnitrificación siendo el principal proceso respiratorio microbiano cuando  $\text{NO}_3$  era disponible. Además, al 10% de concentración de oxígeno y contenido de humedad entre 40% y 60%, la desnitrificación fue la principal fuente de  $\text{N}_2\text{O}$  emitido.

#### **d. Espacio Poroso Lleno de Agua (EPLLA)**

El contenido de agua del suelo depende de la estructura y conformación de su espacio poroso, que a su vez es afectado por el tipo de suelo, el contenido de materia orgánica y el uso de la tierra. (Barken *et al.* 1987) demostraron que la estructura del espacio poroso parece ser el principal factor que explica la diferencia en las tasas medias de desnitrificación mediante la comparación pasto y suelo cultivado. En el campo, (Bijay-Singh *et al.* 1989) encontró mayor desnitrificación real en el suelo cultivado que en el pasto, a pesar del contenido similar  $\text{NO}_3$  explicaron sus resultados como la consecuencia de un mejor drenaje en el suelo de pasto, debido a la mayor porosidad de este suelo.

Además, mediciones después de la aplicación de diversas cantidades de agua mostraron la actividad de desnitrificación en el suelo de los pastos fue más alta que la desnitrificación en suelo cultivado solo en succiones de agua superiores a 5,5 kPa (Bijay-Singh *et al.* 1989). Por

el contrario, la desnitrificación potencial a menudo se ha informado ser más alta en el pasto que en el suelo cultivado (Bijay-Singh *et al.* 1989, Lensi *et al.* 1995, Sotomayor y Rice 1996).

#### **e. pH**

El pH del suelo tiene un marcado efecto sobre la desnitrificación, con tasas más bajas bajo condiciones ácidas que bajo condiciones ligeramente alcalinas (Yamulki *et al.* 1997, Simek *et al.* 2000). Según Hofstra y Bouwman (2005), el pH del suelo es la única propiedad del suelo que tiene una influencia significativa sobre la desnitrificación basada en la prueba de Wald. Ambas tasas de desnitrificación mediana y mediana equilibrada aumentan con el aumento del pH del suelo.

### **1.4. Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero**

Un inventario de emisiones contabiliza todos los gases de efecto invernadero no controlados por el Protocolo de Montreal, provenientes de las emisiones por fuentes resultantes de las actividades humanas, y de las absorciones por los sumideros, durante un período determinado de tiempo, en un país. (MAE, 2016). Los países miembros industrializados de la OCDE en 1992, más los países con economías en transición que han ratificado la CMNUCC tienen la obligación de informar sus emisiones y remociones de gases de efecto invernadero antropogénicas cada año. Por lo tanto, las emisiones y eliminaciones notificadas deben ser lo más precisas posible. Usando los lineamientos del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero y un enfoque de buenas prácticas de orientación, se puede lograr un medio pragmático para construir inventarios de gases de efecto invernadero (IPCC, 2006). Se alienta a los países a mejorar la transparencia, la precisión, la comparabilidad, la coherencia y la exhaustividad de sus estimaciones e informes de emisiones. Esto se puede lograr llevando a cabo investigaciones y determinando la información específica del país, permitiendo así el uso de factores de emisión y fracciones específicos del país en lugar de los valores predeterminados del IPCC (IPCC, 2006).

#### **1.4.1. Incertidumbre de la metodología por defecto propuesta por el IPCC**

En el caso del N<sub>2</sub>O, la metodología por defecto propuesta por el IPCC estima las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo como una fracción constante de la entrada de nitrógeno al mismo. El factor de emisión utilizado en esta metodología está basado en un limitado número de datos. Sin

embargo, su aplicación es recomendada por el IPCC para todos los suelos agrícolas a nivel mundial, independientemente de las variaciones en las características del suelo, el manejo de la tierra o el clima (Roelandt *et al.* 2005). Esto genera una imprecisión importante en el cálculo de las emisiones ya que está ampliamente demostrado que la producción de N<sub>2</sub>O varía en respuesta a los factores mencionados tanto en el espacio como en el tiempo (Roelandt *et al.* 2005). Por lo tanto, es un desafío ampliar las mediciones de la emisión de N<sub>2</sub>O desde un lugar y tiempo determinados a niveles regionales y nacionales (Dalal *et al.* 2003).

En consecuencia, los cálculos erróneos pueden llevar a un posicionamiento equivocado ante el IPCC y ante el mercado agrícola internacional. En este sentido, existen algunos antecedentes de mediciones en Brasil que han reportado valores de emisión sensiblemente menores a los calculados en los valores del IPCC. Por lo tanto, existe una necesidad urgente de cuantificar y generar factores de emisión propios de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O que permitan desarrollar las técnicas de mitigación adecuadas, demostrar la real contribución de la agricultura de nuestros países a las emisiones de GEI globales y crear la línea base de nuestras investigaciones, para así emitir valores reales al IPCC y al mercado internacional. (FONTAGRO, 2010). Además de la necesidad de acumular datos para el desarrollo de factores de emisión directos de N<sub>2</sub>O. (Lessa, 2014)

#### ➤ **Calculo del factor de emisión**

Los factores de emisión (FE) de N<sub>2</sub>O proveniente de la actividad ganadera bovina y del suelo, serán calculados para cada sitio experimental integrando en el tiempo las emisiones por hora de los flujos de N<sub>2</sub>O para cada cámara individualmente (De Klein *et al.* 2003). Para este propósito, se aplicará la siguiente ecuación:

$$FE = (N_2O \text{ total (tratamiento)} - N_2O \text{ total (control)}) / N \text{ aplicado}$$

Donde:

FE es el factor de emisión (N-N<sub>2</sub>O emitido como % del N-aplicado), N-N<sub>2</sub>O total (tratamiento) y N-N<sub>2</sub>O total (control) son las emisiones acumulativas de N<sub>2</sub>O (kg/N/ha/año) del tratamiento y del control dentro de cada bloque, y N-aplicado es la dosis de N aplicado (kg/N/ha/año). Los flujos de N<sub>2</sub>O serán calculados en cada fecha de muestreo, utilizando la pendiente del incremento lineal de la concentración de N<sub>2</sub>O durante el momento de muestreo, y corregida por temperatura y la proporción del volumen cubierto por la cámara respecto a la superficie (De

Klein et al. 2003). En Perú se tiene un factor de emisión para los sistemas de manejo en estiércol (SME) en praderas y pastizales, proveídos por el IPCC que es de 0.020 kg de N<sub>2</sub>O-N/kg de N excretado (INGEI, 2012).

#### 1.4.2. Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero en el Perú

De acuerdo al inventario de gases de efecto invernadero (INGEI) de año 2012, los resultados para el sector Agricultura de GEI, fueron 26,043.68 GgCO<sub>2</sub>e (15.20% del total nacional). En el (Cuadro 4) se reporta como mayores fuentes de emisión a los suelos agrícolas (12,195.57 GgCO<sub>2</sub>e, que representa 46.83%), fermentación entérica (10,735.14 GgCO<sub>2</sub>e, que representa en 41.22%) y manejo de estiércol (1,318.66 GgCO<sub>2</sub>e, que representa 5.06%). Las tres principales fuentes representan el 93.11% del total de emisiones de GEI en el sector. (INGEI, 2012).

**Cuadro 4: Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero para el sector Agricultura para Perú.**

<b>Categorías de fuentes y sumideros</b>	<b>Metano [GgCH<sub>4</sub>]</b>	<b>Óxido nitroso [GgN<sub>2</sub>O]</b>	<b>Emisiones de GEI [GgCO<sub>2</sub>e]</b>
<b>Agricultura</b>	<b>604.87</b>	<b>43.04</b>	<b>26,043.68</b>
Fermentación entérica	511.20		10,735.14
Manejo de estiércol	14.11	3.30	1,318.66
Cultivos de arroz	55.77		1,171.27
Suelos Agrícolas		39.34	12,195.57
Quema de sabanas	14.72	0.18	365.71
Quema de residuos agrícolas	9.06	0.22	257.33

Fuente: INGEI 2012

Redactar lo de las praderas dentro de esto el manejo de estiercol

Las Directrices del IPCC se refieren a sistema de “manejo del estiércol” como “praderas y pastizales”. Las emisiones de N<sub>2</sub>O generadas por el estiércol en el sistema de “praderas y pastizales” proceden directa o indirectamente del suelo, y por lo tanto deben declararse dentro de la categoría de “suelos agrícolas” del IPCC (IPCC, 2006). Reportándose así a los suelos agrícolas como principal fuente de emisión del sector agricultura en el Perú y que se genera solo emisiones directas de N<sub>2</sub>O derivadas de la aplicación de fertilizantes sintéticos, estiércol animal y la incorporación de residuos de las cosechas en los suelos dedicados a la agricultura y las emisiones indirectas generadas por el nitrógeno atmosférico depositado en los suelos (NO<sub>x</sub> y NH<sub>4</sub>) y por la lixiviación que se deposita en los suelos (INGEI, 2012). Debemos señalar que

en el inventario de los suelos agrícolas la emisión procedentes del pastoreo de animales de praderas y pastizales es de 11.54 Gg de N<sub>2</sub>O (INGEI, 2012).

#### a. Ecuación de estimaciones de emisiones de óxido nitroso en el Perú

En el Perú para el INGEI, para determinar las emisiones directas de óxido nitroso procedente de los *suelos agrícolas*, se utiliza la ecuación básica de nivel 1 basados en las instrucciones de las directrices del IPCC (IPCC, 2006).

$$N_2O_{\text{Directo-N}} = [(F_{SN} + F_{EA} + F_{NB} + F_{RC}) * FE_1] + (F_{SO} * FE_2)$$

Donde:

$N_2O_{\text{Directo-N}}$  = Emisión de N<sub>2</sub>O en unidades de nitrógeno.

$F_{SN}$  = Cantidad anual de nitrógeno en los fertilizantes sintéticos aplicando a los suelos y que no volatilizan.

$F_{EA}$  = Cantidad anual de nitrógeno en el estiércol animal aplicado intencionalmente en el suelo.

$F_{NB}$  = Cantidad de nitrógeno fijado por las variedades fijadoras de N que se cultivan anualmente.

$F_{RC}$  = Cantidad de nitrógeno en residuos de cosecha que se reintegran anualmente a los suelos.

$FE_1$  = Factor de emisión correspondiente a las emisiones procedentes de aportes de N (kg de N<sub>2</sub>O- N/kg aporte de N).

$F_{SO}$  = Superficie de suelos orgánicos que se cultivan anualmente.

$FE_2$  = Factor de emisión correspondientes a las emisiones procedentes de cultivos de suelos orgánicos (kg de N<sub>2</sub>O-N/ha-año).

#### b. Ecuación de estimaciones de emisiones de metano en el Perú

La fermentación entérica es una fuente importante tanto para el sector agrícola como para el inventario nacional como podemos observar en el (Cuadro 4) 511.20 GgCH<sub>4</sub>. Porcentaje

La ecuación que recomienda el IPCC para calcular las emisiones por fermentación entérica es la siguiente:

Poner la referencia

$$\text{Emisiones}_{(\text{CH}_4)} = \Sigma (\text{Cabezas de ganado (tipo)} * \text{Factor de emision (tipo)})$$

Donde:

$\text{Emisiones}_{(\text{CH}_4)}$  = Emisiones de metano

Cabezas de ganado (tipo) = Población del ganado según tipo (vacuno, ovino, porcino, etc)

Factor de emisión (tipo) = Factor de emisión por defecto para cada tipo de ganado

$$\text{Factor de emisión (FE)} = (\text{EB} * \text{Y}_m * 365 \text{ dias/año}) / (55.65 \text{ MJ/kg CH}_4)$$

Donde:

FE = absorción de energía bruta, en MJ/día

EB = consumo de alimento en materia seca, en kg/día

$\text{Y}_m$  = densidad energética del alimento, en MJ/kg

$$\text{Energía Bruta (EB)} = \text{CAMS} * \text{DEA}$$

Donde:

EB = absorción de energía bruta, MJ/día

CAMS = consumo de alimento en materia seca, en kg/día

DEA = densidad energética del alimento, en MJ/kg

Estimaciones del consumo de alimento en materia seca

$$\text{CAMS} = 0.0968 * +0.372 * \text{PDL}$$

Donde:

CAMS = consumo de alimento en materia seca, en kg/día

PGV = peso del ganado vacuno en pie, en kg

PDL = producción diaria de leche, en kg/día

## 1.5. Alternativas de mitigación de emisiones de N<sub>2</sub>O

Existen diferentes situaciones de producción, repercusiones ambientales, posibles estrategias de intervención, y toda evaluación global es una simplificación de la realidad. La mitigación

debe ajustarse a las condiciones locales, fundamentalmente, estas intervenciones deben abordar la dimensión social y relativa a la pobreza de la ganadería, y no se pueden poner en peligro los medios de subsistencia que dependen de la ganadería cuando faltan alternativas (Gerber *et al.* 2013)

Debido a la carencia de mediciones objetivas en GEI de los cuatro países, los inventarios anuales de emisión de gases han sido elaborados en base a las estimaciones que utilizan los factores de emisión por defecto recomendados por el IPCC (Houghton *et al.* 1997). Las emisiones de gas metano entérico y óxido nitroso, serían especialmente dependientes del clima, suelo, recursos forrajeros y prácticas en los sistemas ganaderos de leche y carne. El contar con un sistema de registro de emisión de gas metano entérico y óxido nitroso permitirá precisarlos para desarrollar estrategias de mitigación regional, mediante la implementación de políticas de reducción de emisiones en el sector ganadero por unidad de producto (kg de CH<sub>4</sub> por kg de carne y/o kg de CH<sub>4</sub> por litro de leche) (FONTAGRO 2014).

El desarrollo de estrategias de mitigación para N<sub>2</sub>O se ve obstaculizado por una comprensión incompleta de los procesos subyacentes, en gran medida, la investigación centrada en el suelo (Butterbach-Bahl *et al.* 2013, Van Groenigen *et al.* 2015). Esto queda bien demostrado por la dificultad que existe para producir modelos de ecosistemas capaces de simular flujos de N<sub>2</sub>O en el campo (Farquharson y Baldock 2008, Giltrap *et al.* 2015). Ahora está claro que se requiere una visión más amplia y se ha identificado un mayor énfasis en la influencia de las plantas y las interacciones entre plantas y microbios como una clave para una mejor comprensión del ciclo del N y la producción de N<sub>2</sub>O (Butterbach-Bahl *et al.* 2013; Van Groenigen *et al.* 2015) y, por lo tanto, una forma de identificar mejores estrategias de mitigación.

El IPCC es la organización internacional que reúne a los científicos mundiales de los países miembros de la Naciones Unidas (UN) y la Organización Meteorológica Mundial (OMM) para tratar el problema del cambio climático a nivel global. Esta organización creada en 1988 por la OMM y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) asumió la función de analizar exhaustiva, objetiva, abierta y transparente la información científica, técnica y socioeconómica relevante para entender el riesgo y las posibles repercusiones de las posibilidades de adaptación y atenuación que supone el cambio climático provocado por las actividades humanas (IPCC, 2007).

Una manera de enfrentar el cambio climático fue formalizar acuerdos con la firma del Protocolo de Kyoto, el cual entró en vigor el 16 de febrero de 2005. Los primeros países signatarios del protocolo fueron los países de la Organización de Cooperación y Desarrollo Económico y los países de economía en transición, en el tercer periodo de reuniones de la CMCC de las Naciones Unidas, en la Conferencia de las Partes (COP) celebrada en 1997 en Kioto. Los países signatarios del Protocolo acordaron reducir en 5% las emisiones de gases de efecto invernadero producidos por la actividad del hombre en el periodo 2008 a 2012, teniendo como comparación aquel producido en el año 1990. Los GEI listados correspondió al CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, HFCs, PFCs y SF<sub>6</sub> (FONTAGRO 2014)

### **1.5.1. Propuesta de estrategias de mitigación**

GRA (Global Research Alliance 2014). propone seis áreas de trabajo en las que se pueden reducir las emisiones de gases de sistemas ganaderos a nivel de finca, con 22 opciones de intervención. Varias de estas medidas han sido probadas exitosamente, otras medidas están aún en varios estados de desarrollo, pero están siendo activamente investigadas. Esto ofrece oportunidades para que la industria contribuya a su desarrollo con soluciones viables, y a que la cadena de suministro las adopte como medidas una vez que se encuentren comercialmente disponibles.

Estas áreas comprenden:

#### **a. Alimentación y nutrición animal**

- Mejorar la calidad de forrajes
- Mejoras en la dieta y suministros
- Los suplementos alimenticios
- La alimentación de precisión

#### **b. Genética y mejoramiento animal**

- Animales eficientes y robustos.
- Mejora del rendimiento basado en una alimentación de baja calidad
- Selección de rumiantes de baja producción de metano
- Búsqueda de nuevos criterios de selección en las emisiones de GEI

#### **c. Modulación del rumen**

- Inhibidores de microorganismos productores de metano
- Vacunas para reducir la producción de metano en el rumen

- Transferir el microbioma de rumiantes de baja producción de metano

**d. Salud animal**

- Prevención, control y erradicación de las enfermedades
- Incremento de la vida productiva de los animales
- Aumentar la resistencia a las enfermedades

**e. Gestión de estiércol**

- Instalaciones para la colección & almacenamiento
- Temperatura & aireación del estiércol
- Cubierta del almacenamiento
- Depositación y aplicación del estiércol
- Captura de biogás de procesos anaeróbicos

**f. Manejo de pasturas**

- Prácticas de pastoreo
- Manejo de pasturas
- Secuestro de carbono

**1.5.2. Influencia de las plantas en la mitigación**

El papel de las plantas en la producción de N<sub>2</sub>O de los pastizales ha recibido escasa atención, aunque se sabe que las plantas modifican fuertemente los procesos de ciclado de nitrógeno (N) en los suelos (Cantarel *et al.* 2015, Chapman *et al.* 2006, Knops *et al.* 2002; Personeni *et al.* 2005). Se están acumulando pruebas de un efecto de la planta sobre la producción de N<sub>2</sub>O (Abalos *et al.* 2014, Baggs *et al.* 2003, Bowatte *et al.* 2014, Dijkstra *et al.* 2010, Niklaus *et al.* 2016), pero cómo se mide el efecto de esta planta, sigue siendo poco conocido (Abalos *et al.* 2018).

De la literatura limitada se puede decir que las leguminosas parecen tener altas emisiones en relación con otras especies (Baggs *et al.* 2003, Niklaus *et al.* 2016), que las diferencias significativas entre especies en monocultivos son evidentes pero los efectos no son necesariamente aditivos en mezclas (Abalos *et al.* 2014) y que la composición de las especies altera el momento del pico de producción de N<sub>2</sub>O después de la aplicación de orina (Hoeft *et al.* 2012).

Si la identidad de la planta tiene una influencia en las emisiones de  $N_2O$  de pasturas templadas pastadas, esto podría brindar una nueva oportunidad para la mitigación. Para examinar esta posibilidad, medimos las emisiones de  $N_2O$  de las parcelas de monocultivos de una variedad de especies de pastos templados y cultivares después de aplicar la orina (Bowatte *et al.* 2018). La puerta de los objetivos climáticos se está cerrando (Stocker, 2013): cuanto más tarde tenga lugar la reducción de las emisiones mundiales, mayores serán los esfuerzos para lograr un escenario de estabilización determinado. Suponiendo una tasa máxima de reducción de las emisiones del 5% anual, probablemente ya no se pueda alcanzar el objetivo 1,5 °C y, de no adoptarse medidas antes de 2027, tampoco se alcanzará el objetivo de 2 °C.

### III. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 1.6. Ubicación de la zona de estudio

El experimento se desarrolló en la hacienda de la cooperativa agropecuaria San Francisco de Chichausiri ubicada a 4 km de la ciudad de Junín, distrito de Junín, en la provincia de Junín a 11° 12' 32" latitud sur y 75° 58' 45" longitud oeste, a una altura de 4,105 msnm (Figura 4).

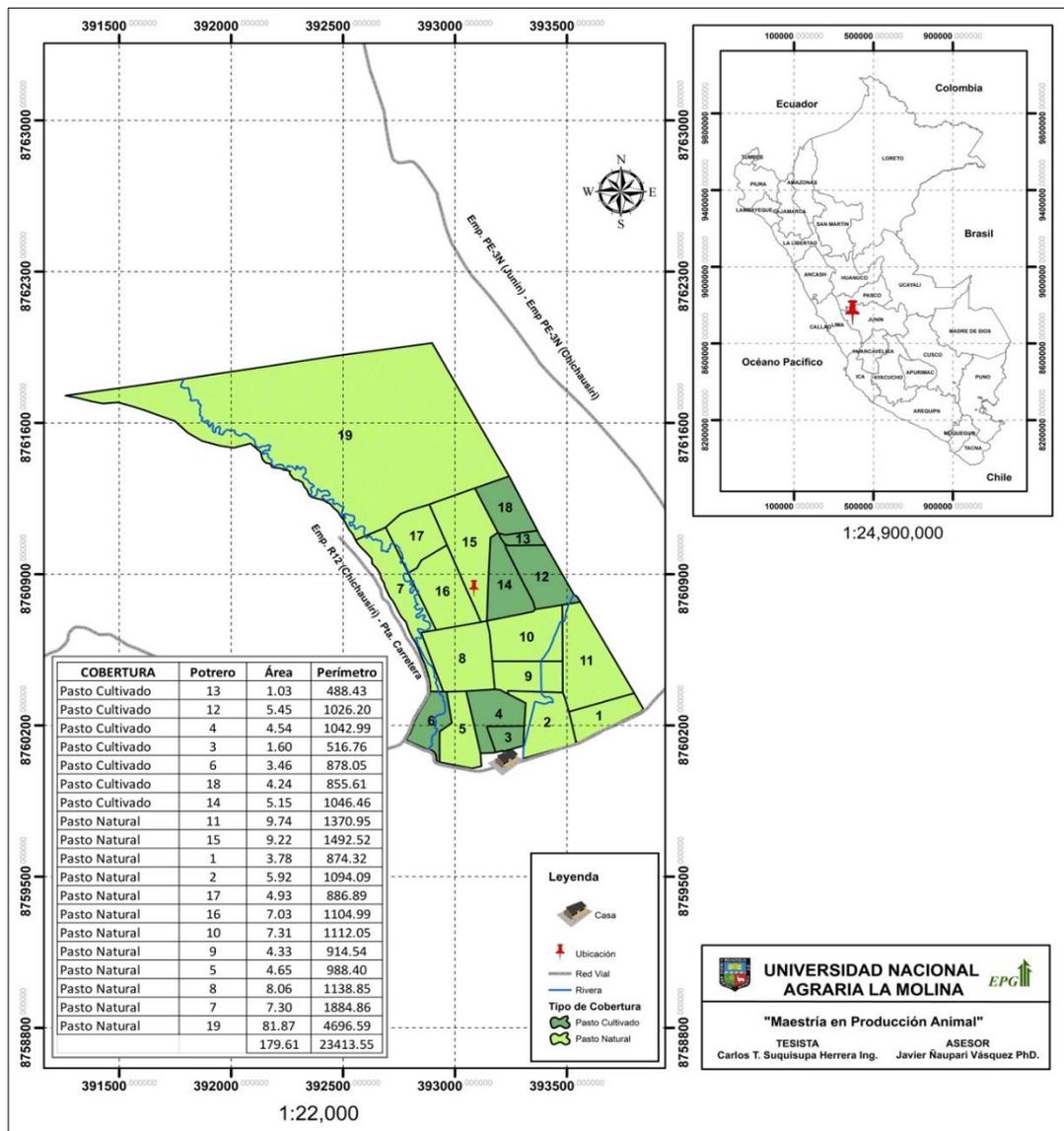
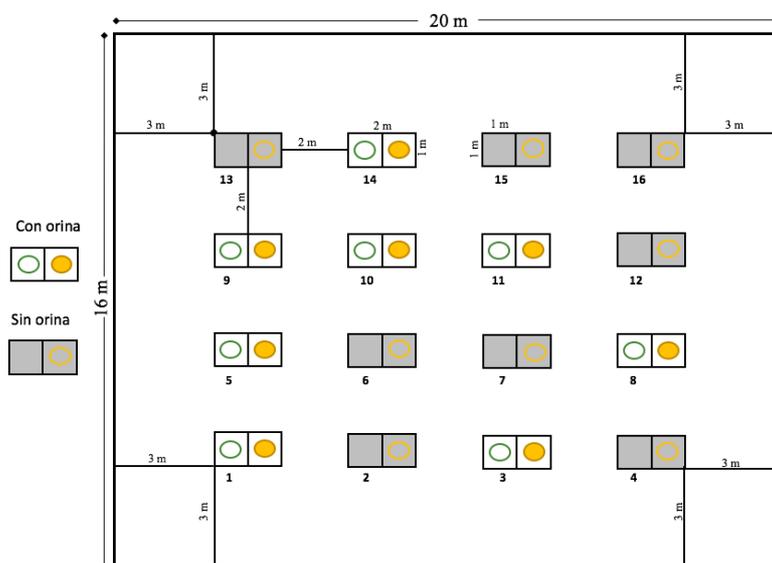


Figura 4: Mapa de ubicación del experimento.

El experimento se realizó desde el 14 de agosto al 16 de septiembre del 2017. El área total de la hacienda es de 5,300 ha, en su mayoría están cubiertas por pastos naturales. El clima de Junín es frío-húmedo, las temperaturas en el verano varían de medianas a altas, oscilando entre 20 y 30 °C durante el día para descender a 5 °C por la noche. En el invierno, durante el día se manifiesta por encima de los 0 °C y durante la noche llegan hasta -20 °C, siendo la temperatura en promedio de 5.4 °C. Las precipitaciones anuales son alrededor de 920 mm, la menor cantidad de lluvia ocurre en junio, el promedio de este mes es 15 mm y la mayor parte de la precipitación se produce en febrero con un promedio de 138 mm.

### 1.7. Tratamientos

Se implementó dos tratamientos: El primero consistió en la medición de las emisiones en un suelo sin la aplicación de una base nitrogenada (orina), tal como se presenta el suelo en un pastizal natural, mientras que para un segundo tratamiento se usó orina como una base nitrogenada ya que en un pastizal natural una forma importante de retorno de nitrógeno al suelo es por la orina de los animales Rochette *et al.* (2008) (Figura 5). Selbie *et al.* (2015) afirma que el retorno de nitrógeno molecular (N<sub>2</sub>) especialmente en la orina, crea un ambiente de alta concentración de N<sub>2</sub> en algunas circunstancias hasta 2000 kg N/ha. Oenema *et al.* (2005) mencionan que alrededor del 20% de las emisiones de N<sub>2</sub>O provienen de la orina y el estiércol depositados por animales que pastan en pastizales templados. Estas concentraciones de nitrógeno al ser muy altas sobrepasan la capacidad de las plantas de absorber el nitrógeno por los que este se libera y se convierte en gas por los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación.



**Figura 5: Distribución de tratamientos en las cámaras estáticas.**

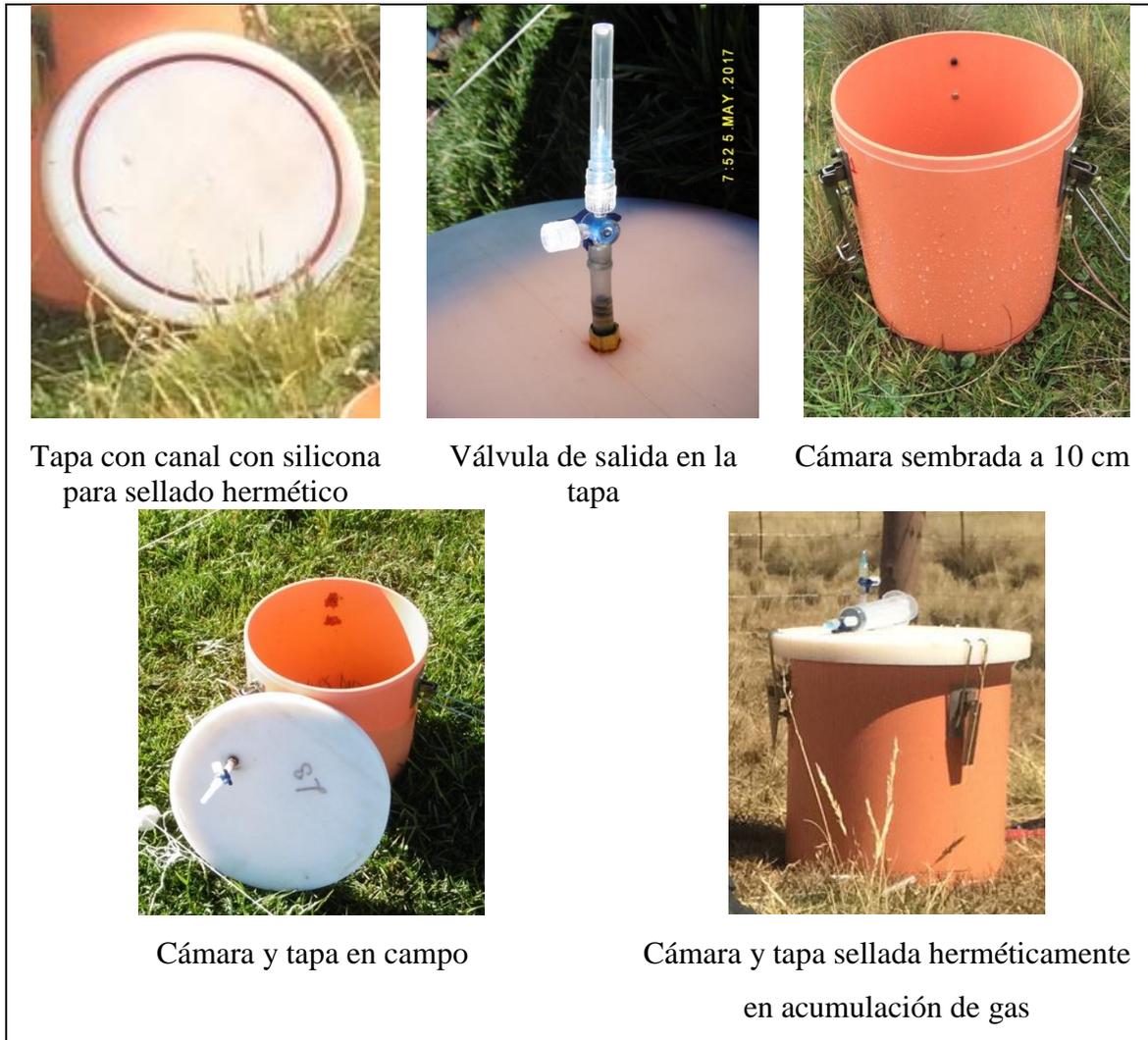
## **1.8. Diseño de implementos de colección**

El experimento se ejecutó basándose en el documento denominado “Guía Metodológica de Cámara de Óxido de Nitrógeno” de De Klein y Harvey (2012), el mismo que en su capítulo 3 titulado “Protocolo de despliegue” se mencionan las acciones y opciones que se toman al usar cámaras para medir las emisiones de N<sub>2</sub>O en el suelo. Este protocolo fue elaborado, discutido y posteriormente aprobado para su ejecución, y, se recibió la colaboración de INIA Chile por su amplia experiencia en mediciones de N<sub>2</sub>O.

### **1.8.1. Diseño de la cámara estática**

El diseño de las cámaras así como las metodologías de muestreo de gas se realizaron siguiendo los protocolos sugeridos por Rochette y Eriksen-Hamel (2008) el diámetro de la cámara es de 25 cm y la altura de 35 cm, el material que se usó fue tubo PVC de alta presión y resistencia para la cámara y para la tapa se usó nylon (polímero color blanco) que garantiza la resistencia necesaria para soportar las condiciones ambientales necesarias para evitar inconvenientes en campo al ser colocadas y que tenga una mayor durabilidad, así mismo, los materiales usados no son contaminantes ni generan reacciones químicas que son recomendaciones a tomar en cuenta al momento de elegir los materiales (Rochette y Eriksen-Hamel, 2008).

Para garantizar que el gas que se emite no se fugue de la cámara o que aire del exterior no ingrese fue necesario cerrar herméticamente. Para lograr esto se colocó en la tapa un canal con silicona simulando un anillo de jebe y a los costados de la cámara tres vinchas distribuidas uniformemente que encajan en la tapa generando fuera entre la pata y la cámara. En la tapa se dejó un orificio por donde se colocó una entrada donde se instaló una válvula como única salida que permitió coleccionar la muestra (Figura 6).



**Figura 6: Cámara estática sembrada en suelo y sus partes.**

### 1.8.2. Diseño del sistema de vacío

El sistema de vacío consiste en un conjunto de cañerías que se fabricaron previo al experimento (Figura 7), para lo cual, se usó material de cobre para garantizar resistencia entre las conexiones.



**Figura 7: Sistema de vacío.**

Este sistema cuenta con cuatro salidas que están compuestas por una aguja conectada a una llave de 3 vías la que se engrana en el sistema de cañerías como se ve en la Figura 6, para poder liberar presión en el momento en el que el sistema no genera vacío. Además, se dejó una salida en la parte inicial del sistema con una llave de paso que sea lo bastante segura para evitar fugas, para construir este sistema fue necesario que sea hermético y se aplicó teflón de gas y sellador en cada una de los engranajes. Se ajustó con la mayor precisión posible para poder comprobar el nivel de presión necesario se usó un manómetro el mismo que a nivel del mar debe marcar -1 bar equivalente a -0.1 MPa esto garantiza que no está perdiéndose vacío en algún lugar del sistema.

Una vez comprobado que el sistema de vacío está trabajando correctamente se iniciaron las pruebas de vacío con los viales, los cuales, fueron sellados con un crimpador Perkin Elmer (Figura 8) con un nivel de fuerza de 50 toques, en el borde del vial se colocó una pequeña lámina de silicona de empaque y posterior a eso se crimpó para conseguir el vacío esperado. Se comprobó introduciendo el vial vacío en agua e inyectándolo con una aguja, si el sistema está generando el vacío necesario este vial se llenaba por completo con el agua y se comprobó que el tiempo necesario para la extracción total de aire es de 5 minutos a esta altura y con ese nivel de fuerza de crimpado. Estas pruebas permiten tener la seguridad de que al momento de trabajar con los viales se cuenta con el 100% de vacío y se puede ir al campo con toda seguridad, para garantizar que el funcionamiento es el correcto durante todo el tiempo de experimentación, se va comprobando periódicamente el vacío que es de -0.6 bares para esta altura y el vacío de los viales con el agua, en caso de presentarse algún inconveniente en el transcurso se debe corregir el problema antes de iniciar el vacío de viales.



**Figura 8: Sellado de viales.**

## **1.9. Protocolo de medición de óxido nitroso**

### **1.9.1. Acondicionamiento del sitio experimental y distribución de las cámaras**

El experimento se implementó en un potrero de pasto natural, el mismo que se seleccionó luego de hacer un recorrido por todo el sector. El lugar presenta las características típicas del ecosistema de pastizal alto andino, se midió el área y se colocó los puntos para instalar un excluidor (cerco de púas) para evitar que ingresen animales dentro del área de experimentación. Posterior se midió el área para distribuir las zonas de experimentación internas, seleccionado 1 m<sup>2</sup> para colocar la cámara y 1 m<sup>2</sup> para tomar las muestras de suelo. Se dejaron espacios para caminos de 2 m entre filas y entre columnas, dejando un margen de 3 m al interior de cerco. Se emplearon 16 cámaras en un área de 320 m<sup>2</sup> distribuidas simétricamente con la ayuda de una rafia y estas se colocaron en el centro del área seleccionada para dicho objetivo.

#### **a. Planificación de toma de muestras**

Para la implementación del proyecto la cooperativa proporcionó una habitación para instalar el equipo de vacío de viales y almacenar los materiales de recolección de muestras, así como la logística necesaria para poder coordinar cada una de las actividades. Las instalaciones no contaron con fluido eléctrico por lo que fue necesario adquirir un generador.

El experimento duró seis semanas, sin embargo, en las dos primeras se realizó la medición cada dos días dando un total de siete mediciones. A partir de la tercera semana se tomó una vez cada siete días estableciendo el día sábado para las mediciones. En total, se realizaron 10 mediciones. Se determinó la hora en la que se realizó la colecta, pero previamente se calibró. Dicho proceso consistió en tomar la temperatura del suelo durante todo el día y la noche cada dos horas. Las temperaturas resultantes se promediaron y contrastaron con las diversas mediciones realizadas durante las 24 horas de un día, dando como resultado que la hora precisa donde se realizaría el muestreo sería las 12 del mediodía.

#### **b. Mediciones preliminares**

Una vez que se encuentra todo listo para la primera toma de muestra de gas se recolectó una muestra de suelo del área de muestreo con el objetivo de conocer cómo se encuentran las condiciones de ese suelo en un análisis de caracterización. El mismo que reportó un suelo

con un pH 5.67, materia orgánica con 10.92%, la clase textural franco y una capacidad de intercambio catiónico de 29,76 meq/100g.

### **c. Aplicación de la orina**

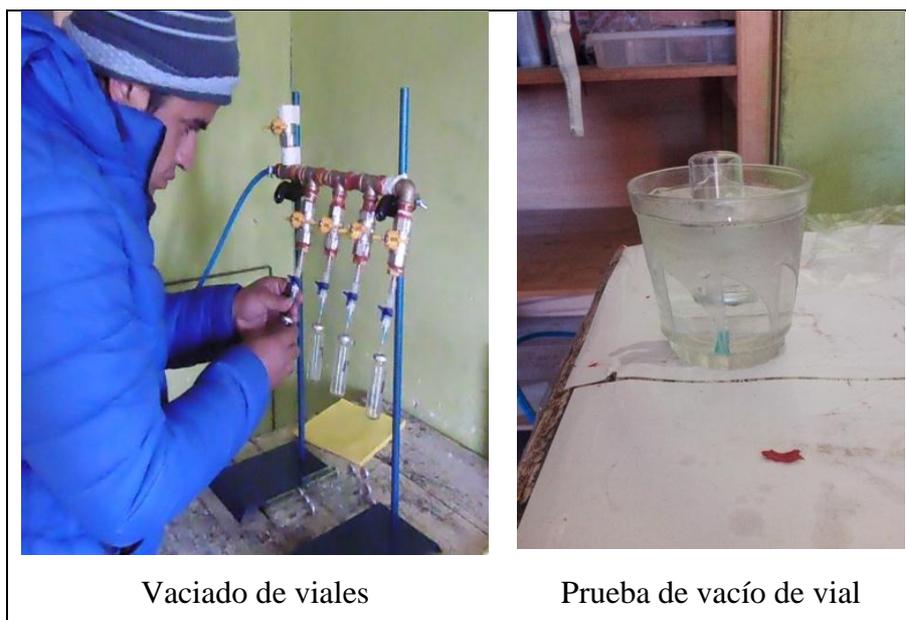
El volumen de orina usado en cada parche fue de un litro de orina simulando una micción de una unidad animal. Este volumen lo establece Barneze *et al.* (2014) en un ensayo donde determina las emisiones de óxido nitroso del suelo por deposición de orina por pastoreo de ganado, información que coincide con las estimaciones de 10,9 a 11,1 litros/día en 10 micciones reportada por Silva *et al.* (2001). En el experimento se recolectó la orina de vacas Brown Swiss en producción de segundo y tercer parto en horas de la mañana en el momento del ordeño. Lo realizó el personal de la hacienda para evitar nerviosismo en los animales y realizar una recolección más efectiva. Es importante coordinar la recolección con el personal ya que la orina debe estar fresca para ser colocada en las cámaras en la mañana de inicio de experimentación y evitar cambios químicos en su composición.

En el ensayo se distribuyeron 16 cámaras, de las cuales a ocho cámaras se le añadió orina (Figura 5) y a las otras ocho no se aplicó. Adicionalmente, junto al metro cuadrado donde se instalaron las cámaras a las que se administró orina se colocó un litro de orina en el suelo de forma homogénea en forma circular trazando el espacio de suelo donde se muestreó, con la finalidad de conocer cuál es el comportamiento del nitrógeno que se incorporó en el suelo, a través de la orina. Se cuantificó el nitrato ( $\text{NO}_3$ ) y el amonio ( $\text{NH}_4$ ) para cada fecha de muestreo y para cada cámara. Estos parámetros complementarios permitieron encontrar la relación entre la cantidad de gas emitido y la cantidad de  $\text{NO}_3$  y  $\text{NH}_4$ .

## **1.9.2. Fase de muestreo**

### **d. Vaciado de viales**

Previo a la comprobación del correcto funcionamiento del sistema, se colocaron los viales en cada una de las salidas introduciendo ligeramente la goma del vial, y se procedió a extraer el aire del interior. El proceso se realizó por un lapso de tiempo de cuatro minutos (empleando un cronómetro) (Figura 9), y se codificaron los viales para cada tiempo y cada cámara. El tiempo para la recolección de la muestra entre cámara y cámara es de un minuto, posteriormente, se colocaron los viales vacíos en una gradilla y estas en la caja de materiales que se llevó al campo.



**Figura 7: Prueba de vacío de viales usando agua.**

**e. Muestreo de óxido nítrico**

El primer muestreo se realizó el 14 de agosto del 2017, se usaron las cámaras estáticas cerradas (25 cm altura) para medir las emisiones de N<sub>2</sub>O de cada uno de los tratamientos. Estas cámaras se ajustaron a los parámetros y a la metodología de muestreo que establece De Klein y Harvey (2012). El muestreo consistió en la recolección del gas que es emitido por el suelo dentro de la cámara. Este proceso se realizó en tres tiempos (T1, T2 y T3) con una diferencia de 20 minutos entre cada uno de los tiempos. Adicionalmente, se tomó una cuarta muestra (T4) en dos cámaras (1 por tratamiento) con la finalidad de constatar la acumulación lineal. La orina se colocó una sola vez en el primer día del muestreo, es decir, 3 horas antes a la hora destinada para el muestreo.

Una vez realizados estos pasos preliminares, se inició la recolección de la primera cámara, para lo cual fue necesario tapanla y asegurarla con las tres vinchas de seguridad que se encuentran a los costados de la misma quedando sellada por una banda de goma hermética. Posteriormente, se homogenizó la muestra mediante la introducción del vial en la aguja de la válvula de salida de gas, se introdujo una jeringa de 50 ml en el vial y se bombeó tres veces con fuerza hasta el tope de la jeringa. Al final se dejó 30 ml en la jeringa y se cerró la válvula de salida de gas de la tapa y se introdujo a presión todo el contenido de gas de la jeringa dentro del vial.

La altitud de la zona de estudio es 4105 msnm, por tanto la presión atmosférica es inferior a la del nivel del mar (Lima) por tal razón el contenido total del vial será de 30 ml más 22 ml del vial dando un total de 52 ml pero al llegar las muestras a Lima sufren un cambio de presión lo que hace que estos 52 ml sean únicamente 32 ml, esto es importante y fue probado previamente para conocer la cantidad exacta de muestra de gas a recolectar ya que si se colectaba una muestra de menos cantidad el vial al llegar a Lima presentaría un vacío que no permitiría sacar las muestras para el análisis cromatógrafo.

Este muestreo fue realizado por 10 ocasiones según lo que se establece en el cronograma (Tabla 3) se usaron jeringas de 50 ml y agujas hipodérmicas N° 23, el despliegue de muestreo que fue entre las 12 del mediodía y las 13H20 de la tarde durante todos los muestreos.

### **c. Mediciones complementarias de los parámetros físicos y químicos del suelo con incidencia en las emisiones de N<sub>2</sub>O**

Existen parámetros físicos y químicos que influyen en las emisiones de N<sub>2</sub>O que fueron tomados previo al muestreo de gas y al final del mismo según Berger (2011), a una profundidad de 10 cm. Esta información permitió entender el porqué de las emisiones de N<sub>2</sub>O, el cual se detalla a continuación:

#### **➤ Parámetros físicos**

##### **- Temperatura**

Se tomó la temperatura de la cámara y el suelo, para la temperatura de la cámara se usó un termohidrómetro que se colocó en el interior de la cámara previo al cierre de la misma evitando que tenga contacto alguno con la pared de la cámara o el pasto que se encuentra en el interior, la información se la tomó al inicio y al final del muestreo. La medición de la temperatura del suelo se realizó con un termómetro tipo varilla a una profundidad de 10 cm, este se colocó en el centro de la parcela y la información se la recolectó al iniciar y finalizar el muestreo de gas.

##### **- Humedad del suelo**

Para la determinación de la humedad se usó el método gravimétrico, que consiste en tomar una muestra de suelo por cámara (16) a una profundidad de 10 cm. Este proceso se llevó a cabo en campo, se obtuvo un peso humedo luego de ser colectadas las muestras y fueron

llevadas a la estufa a 105 °C por un periodo de 48 horas para obtener un peso seco. Los pesos iniciales (suelo húmedo) y los pesos finales (suelo seco) permitieron obtener el porcentaje de humedad aplicando la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Humedad} = ((\text{Peso humedo}-\text{Peso seco})/(\text{Peso humedo})) \times 100$$

#### - **Densidad**

Con el volumen del área del muestreador de suelo (252.6 cc) y la materia seca que se determinó con la información anterior se pudo determinar la densidad para cada una de las cámaras aplicando la siguiente fórmula:

$$Pb = \frac{Ms}{Vt}$$

Donde:

Pb= Densidad Aparente

Ms=Materia seca

Vt= Volumen total

#### - **Espacio poroso lleno de agua (EPLLA)**

Con toda esta información obtenida hasta el momento se pudo determinar el espacio poroso lleno de agua en el suelo usando las siguientes fórmulas

- Contenido de agua volumétrica ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) = contenido de agua en el suelo ( $\text{g}/\text{g}$ ) x densidad aparente ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )
- Porosidad del suelo (%) =  $1 - (\text{densidad aparente del suelo}/2.65)$ .
- Espacio poroso lleno de agua en el suelo (%) = (contenido de agua volumétrica/porosidad del suelo) x 100

#### - **Precipitación**

La precipitación se cuantificó con la ayuda de un pluviómetro. Estas medidas se tomaron 15 días antes del experimento para poder tener una apreciación de cómo se estaban desarrollando las lluvias con anterioridad al inicio del experimento, y así, mismo durante el transcurso del mismo.

## ➤ **Parámetros químicos**

### - **Nitrato y amonio**

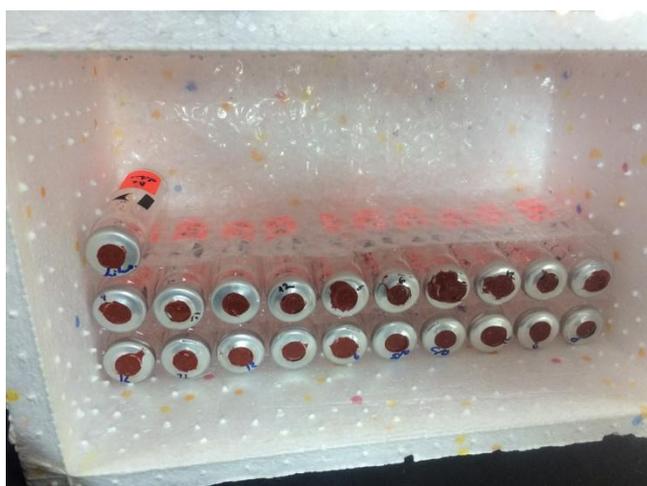
Se recolectó una muestras determinar  $\text{NO}_3$  y  $\text{NH}_4$  en el suelo y poder comparar con las emisiones, estas fueron tomadas en pares de cámaras del mismo tratamiento que se encontraren los más cercanas (una muestra homogénea de dos cámaras). Finalmente, se las llevó al laboratorio de suelos de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional Agraria la Molina.

### - **Caracterización del Suelo**

Se obtuvo una muestra de 1 kg de suelo de toda la parcela muestreada de forma homogénea en zig zag para analizar la caracterización del suelo (Anexo 3), este estudio se realizó en el laboratorio de suelos de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional Agraria la Molina.

#### **d. Colección de muestras almacenaje y manejo**

Los viales fueron colocados en gradillas y puestos bajo refrigeración para mantener las condiciones apropiadas para la conservación del gas. Se transportaron en cajas de tecnopor (Figura 10) para evitar el escape de gas por golpes y disturbación y fueron trasladados al laboratorio donde se analizó mediante el cromatógrafo de gases.



**Figura 8: Almacenaje y transporte de viales.**

### 1.9.3. Lectura de cromatografía de gases

La concentración de N<sub>2</sub>O (ppm) en los viales sub-muestreados fue determinada por cromatografía gaseosa. Se inyectó manualmente 0.5 ml de aire procedente del vial a un cromatógrafo de gases modelo 7890B, marca Agilent technologies. La temperatura del inyector fue de 200°C con una presión de 11.2 psi y un flujo de 8.12 ml/min. La temperatura del horno fue de 30°C con un tiempo de espera de 4 min. Se utilizó una columna GS-GasPro (marca Agilent technologies) de 30 m y diámetro interno de 0.32 mm. El N<sub>2</sub>O se determinó con un detector de captura de electrones (ECD). La temperatura del detector fue de 250°C y se utilizó helio como gas portador (3 ml/min) y nitrógeno como gas makeup (30 ml/min). Así mismo, se realizó la calibración con un estándar (Scott-Marrin Inc.) de concentración conocida, 48.7 ppm de CH<sub>4</sub> y 237.9 ppt de SF<sub>6</sub>. El tiempo de retención del CH<sub>4</sub> y SF<sub>6</sub> fue de 1.5 y 2.9 minutos respectivamente.

### 1.9.4. Cálculo de flujo de Óxido Nitroso

Fue necesario contar con las medidas internas de la cámara, por ello, se midieron los cuatro lados internos para contar con el volumen de la cámara en metros cúbicos. Para el cálculo del flujo de emisión nitrógeno de N<sub>2</sub>O, se empleó la siguiente ecuación:

$$\text{Flux lineal mg N-N}_2\text{O/m}^2\text{/h} = (\partial c/\partial t) \times (M/V_m) \times (V/A)$$
$$V_m = R \cdot T / n \cdot P$$
$$V/A = H$$

Donde:

$(\partial c/\partial t)$	= Pendiente	-0.0162
$M$	= Masa molar (g/mol) N <sub>2</sub>	28
	Masa molar (g/mol) N <sub>2</sub> O	44
$V_m$	= Volumen molar a temp/presión (L/mol)	40.57937054
$n$	= Moles N <sub>2</sub> O	1
$R$	= Constante de gases (atm1/mol K)	0.08206
$T$	= Temperatura en Kelvin	296.1
$P$	= Presión en atmosfera	0.598776316
$V$	= Volumen de la cámara en m <sup>3</sup>	0.0135
$A$	= Área en m <sup>2</sup>	0.09
$H$	= Altura de la cámara	0.150

### 1.10. Diseño estadístico

Se empleó un diseño completamente al azar (DCA), con 8 repeticiones (8 cámaras) en dos tratamientos medidos en la estación seca. Las variables respuestas fueron concentración de N<sub>2</sub>O en la cámara en ppm y emisión de nitrógeno por área.

#### Modelo estadístico:

$$Y = \mu + t + e$$

Donde:

**Y** = variable respuesta

**μ** = media general

**t** = Efecto del tratamiento con la orina

**e** = error.

Para determinar las emisiones de flujo de N-N<sub>2</sub>O mg/m<sup>2</sup>/h se basó en la guía metodológicas de la cámara de oxido nitroso de Klein y Harrey (2015). Se realizó 10 tomas de muestra durante durante diez días según se estableció en el cronograma de muestreo. Esto se desarrolló en 30 días, tiempo recomendado por la guía de metodología porque el total del N que se incorpora en la orina es liberado. Los valores reportados fueron interpolados en los días donde no se efectúa la medición. Posteriormente fueron promediados y multiplicados por 24 horas resultando un valor de emisión acumulada por día (N-N<sub>2</sub>O mg/m<sup>2</sup>/día). Para obtener los acumulados del experimento se sumó todos los días del tiempo de evaluación, teniendo valores acumulados de 34 días (N-N<sub>2</sub>O mg/m<sup>2</sup>/34 días) por cámara y tratamiento, y de esta forma llevarlos al programa estadístico para la determinación del análisis de varianza. Se utilizó el programa estadísticos SAS 8.0, para determinar el efecto de los tratamientos y su significancia, además, se determinó la relación que existe entre las emisiones de N<sub>2</sub>O y los factores ambientales, químicos y físicos, aplicando una correlación de Pearson, con la finalidad de identificar cuál de los factores se encuentra más relacionado con las emisiones de N<sub>2</sub>O.

Se debe indicar que para los cálculos no se tomó en cuenta aquellas cámaras donde el coeficiente de determinación (r<sup>2</sup>) fueron menores a 0.8, al realizar la conversión de la emisión de N<sub>2</sub>O ppm a la unidad de emisión flujos lineales N-N<sub>2</sub>O mg/m<sup>2</sup>/h, para de esta manera mejorarla precisión de los resultados para su discusión. En este sentido fueron eliminadas las cámaras 1, 2, 12, 15 y 16, quedando así para su posterior análisis 7 cámaras con tratamiento de orina y las otras 4 cámaras de tratamiento si orina.

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 1.11. Parámetros físico químicos que influyen en la emisión de óxido nitroso.

#### 1.11.1. Temperatura

La temperatura media ambiental que se determinó en el área de investigación fue 10.75°C al inicio y 13.85°C al término de la misma con un promedio de 13.21°C. Mientras que la temperatura del suelo a 10 cm de profundidad presentó un comportamiento homogéneo, con niveles que van desde 10.20°C al inicio del experimento y 11.70°C al finalizar con un promedio de 10.74°C, tal como se puede observar en la Figura 11, Estos datos fueron tomados al momento del muestreo (12 del medio día ), Según la estación meteorológica más cercana a la zona experimental Santa Bárbara de Carhuacayan-Junín-SENAMHI la temperatura ambiental máxima y mínima promedio mensual de 16.85 y -5.19 °C, respectivamente.

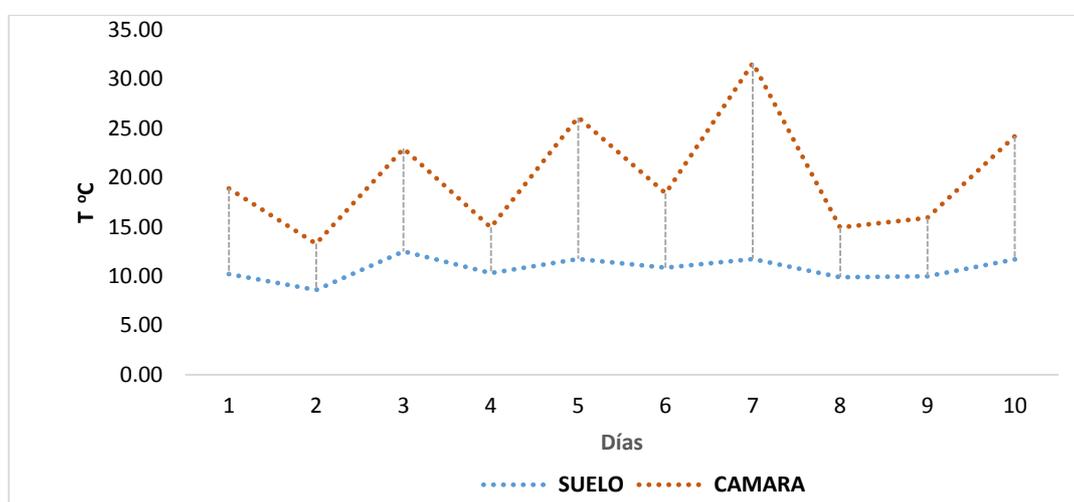
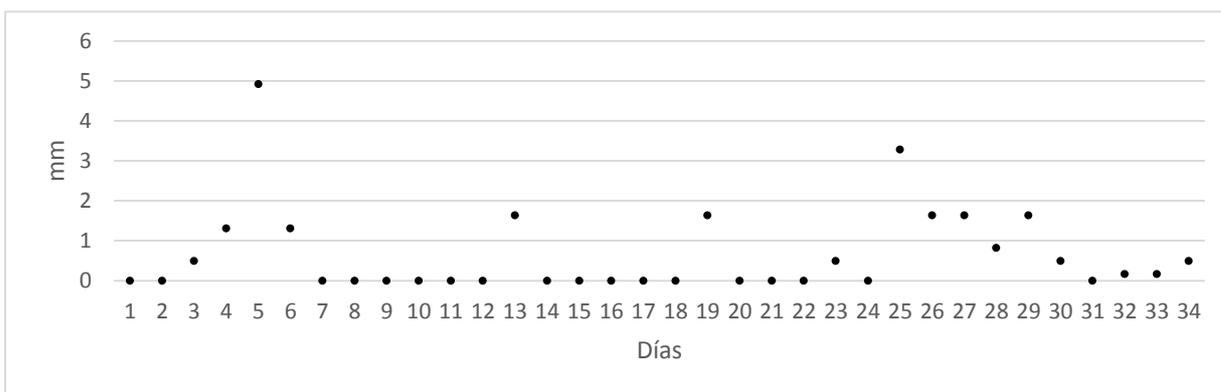


Figura 9: Temperatura del suelo y de la cámara durante el experimento

#### 1.11.2. Precipitaciones

Las precipitaciones durante los 34 días de experimentación fueron 22.122 mm, con un promedio diario de 0.65 mm. Según la estación meteorológica Santa Bárbara de Carhuacayan- Junín-SENAMHI ubicada en Santa Bárbara la precipitación promedio en el

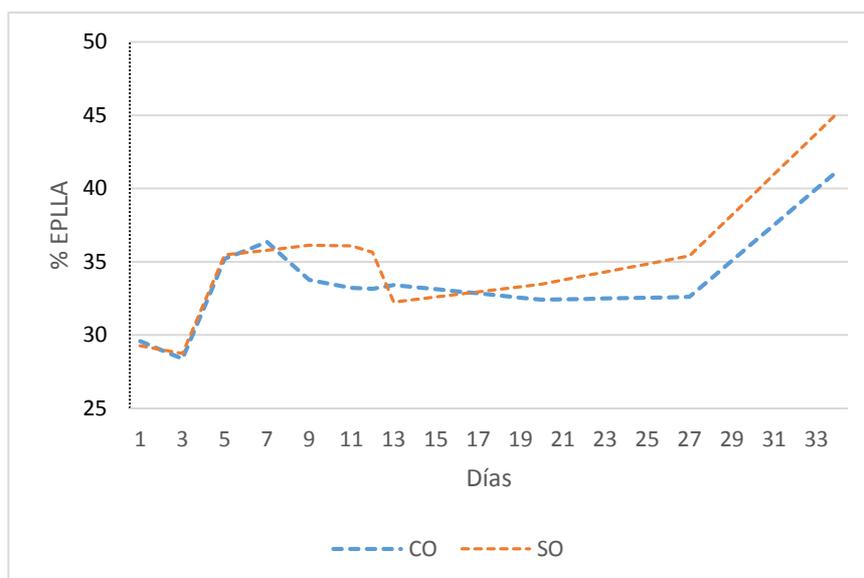
2017 fue de 877 mm con un promedio diario de 2.4 mm. Se debe considerar que los datos reportados en este experimento corresponden a la época seca por lo que el promedio anual reportado supera 3.7 veces las precipitaciones en nuestro ensayo. Se debe tomar en consideración que el 2017 fue año atípico por la presencia del fenómeno del niño en los meses de enero, febrero y marzo, provocando una alteración en las estaciones generando presencia de lluvias en los meses de agosto y septiembre tal como se puede observar en la Figura 12 a lo largo del experimento existen picos de lluvias, los que influyen en el EPLLA a partir de los días donde existieron dichas precipitaciones.



**Figura 10: Precipitación durante el experimento.**

### 1.11.3. Espacio poroso lleno de agua

El comportamiento del EPLLA en ambos tratamientos es similar, debido que la superficie del área de experimentación no es extensa, mostrando una ligera variación tomando en cuenta que el muestreo para la determinación de este factor y se realizó de forma individual para cada cámara y experimento (Figura 13). Varios experimentos coinciden que el EPLLA es uno de los factores determinantes en la emisión de óxido nitroso, están ligados directamente con la presencia de oxígeno en el suelo, mientras más espacio del suelo se encuentre lleno de agua menos disponibilidad de oxígeno existirá con lo cual bacterias usarán el oxígeno presente  $\text{NO}_3$  como aceptor de electrones provocando la desnitrificación liberando el nitrógeno a la atmósfera y en su proceso el óxido nitroso. Burger et al. (2005) y Skiba y Smith (2000), coinciden en que las emisiones de óxido nitroso dependen en gran magnitud de la presencia de agua en el suelo, por el control que tiene tanto la actividad microbiana como en el transporte de gas.



**Figura 11: Porcentaje del espacio poroso lleno de agua**

Linn y Doran, (1984) mencionan que el EPLLA es un predictor útil de la actividad microbiana aeróbica y anaeróbica en el suelo. Paul y Clark (1996) afirman que con un EPLLA del 60% se produce la actividad microbiana máxima y el umbral más bajo para la desnitrificación y respiración anaeróbica, como se aprecia en la Figura 13. Inicialmente se encontró un 30%, cuando se presentan precipitaciones desde el tercer hasta el sexto día se incrementa hasta a 45%, hacia el final del experimento donde se presentan lluvias y de forma gradual va incrementando. Esto contribuyó a que el EPLLA vaya de menos a más, el promedio fue de 13.75% en 34 días.

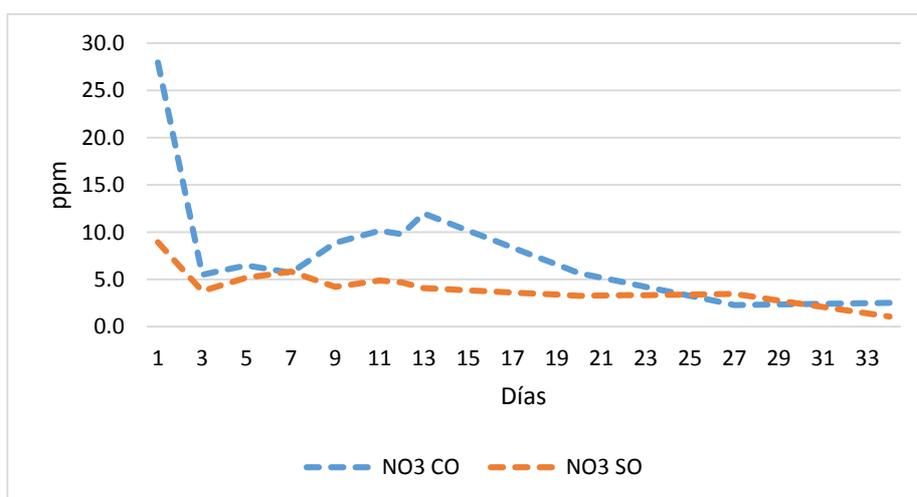
## 1.12. Parámetros Químicos

### 1.12.1. Nitrato (NO<sub>3</sub>) y Amonio (NH<sub>4</sub>)

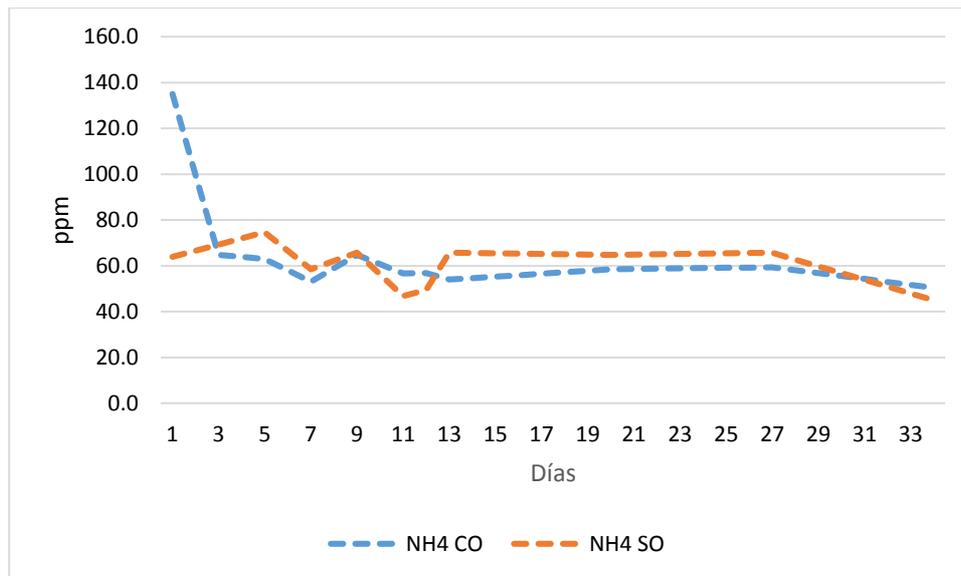
Los niveles de NO<sub>3</sub> y NH<sub>4</sub> que presentó el tratamiento donde se colocó la orina son altos luego de su aplicación (135 ppm para NH<sub>4</sub> y 27.95 para NO<sub>3</sub>). Yang *et al.* (2015) indica que las altas emisiones de N<sub>2</sub>O fueron coincidentes con la alta disponibilidad de N (NH<sub>4</sub> y NO<sub>3</sub>) debido en su ensayo a la fertilización. En el presente estudio el alto valor inicial es debido al nitrógeno que se aporta por la orina, como se aprecia en las Figuras 14 y 15. Después del primer día se produjo un descenso rápido hasta el tercer día, manteniéndose de forma constante en los siguientes días.

Jones *et al.* (2007) menciona que la aplicación de nitrógeno mejoró el contenido de N mineral en el suelo, todas las adiciones de fertilizantes y estiércol produjeron un aumento inmediato de las concentraciones de  $\text{NH}_4$  en la capa de suelo de 0 a 10 cm, mientras que las concentraciones disminuyeron rápidamente después, lo que indica un uso inmediato del sustrato ya sea por absorción de la planta o para la nitrificación, lixiviación o inmovilización microbiana. El tratamiento testigo presenta niveles inferiores y comportamientos estable entre los dos compuestos a lo largo del experimento en rangos de 45 a 74.7 ppm para  $\text{NH}_4$  y 1.08 a 8.93 para  $\text{NO}_3$ .

Flechard *et al.* 2007 menciona que el nitrógeno tiene algunas rutas de ingreso al suelo dentro de su ciclo, una de las fuentes de  $\text{N}_2$  en el suelo es la deposición de orina y en heces fecales, Selbie *et al.* 2015 manifiesta que el retorno de N en la orina, crea un ambiente de alta concentración de N. Se debe considerar que entre 0 y 2% del nitrógeno suministrado al sistema pastoril será eliminado por el estiércol en forma de  $\text{N}_2\text{O}$ , sumado a que las reacciones bioquímicas del suelo transformarán del 1 al 8% del mismo nitrógeno adicionado. Mosier *et al.* (1998) indica que entre el 30 y el 50% de las emisiones totales de  $\text{N}_2\text{O}$  de la agricultura provienen de sistemas de producción animal. Soussana y Lemaire, (2014) afirma que si la carga de N excede la capacidad de las plantas para absorber este N se puede perder del sistema por volatilización, por lixiviación y por emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{N}_2$ , según Oenema *et al.* 2005 Alrededor del 20% de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  provienen de la orina y el estiércol depositados por animales que pastan en pastizales.



**Figura 12:  $\text{NO}_3$  en el suelo para el tratamiento con y sin orina durante el experimento.**



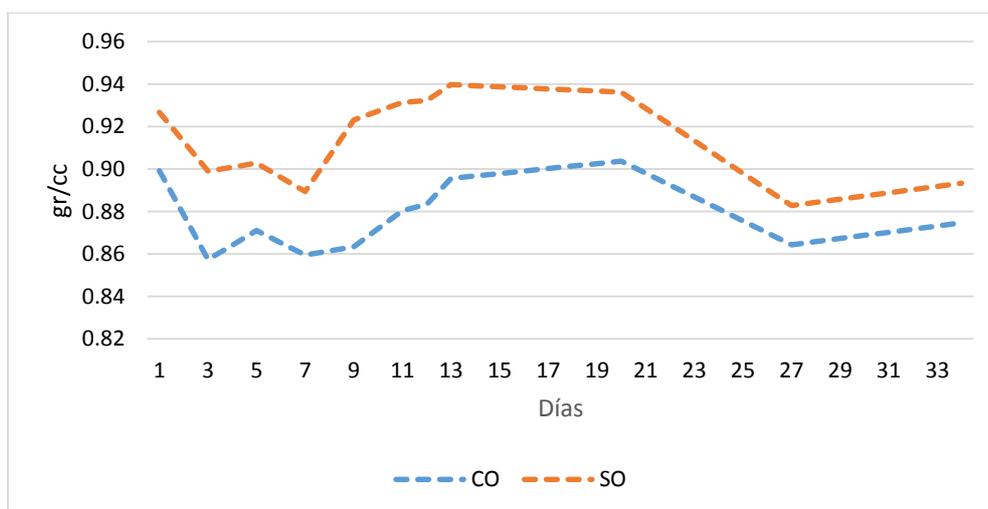
**Figura 13: NH<sub>4</sub> en el suelo para el tratamiento con y sin orina durante el experimento.**

Mila (2005), menciona que los bovinos consumen solo el 30% del forraje disponible, esta se constituye en otra de las formas de incorporación de N al suelo, a través de la mineralización de la materia orgánica, el pasto que no fue consumido en el potrero emplea el 50% de nitrógeno retenido para la generación de tejidos nuevos y crecimiento (Van der Meer 1996). Según Garzón y Cárdenas, (2013) estos balances, aplicados en ganaderías bovinas, se ven modificados según los organismos que intervengan; el flujo de nitrógeno, al igual que la velocidad relativa de entradas y salidas del mismo, cambiarán si el sistema productivo es pastoreo en campo, ya sea permanente, alterno o rotacional e incluyendo cultivos transitorios con y sin inclusión de leguminosas, al tratarse se un pajonal la presencia de leguminosas es escasa, en nuestro caso las especies con mayor presencia son: *Calamagrostis vicunarum*, *Festuca dolychophylla*, *Stipa plumosa* y *Alchemilla pinnata* especies deseables y poco deseables para bovinos, así mismo existe una fuerte presencia de *Carex sp* considerada una especie indeseable, al no existir la presencia de leguminosas la actividad de fijación de nitrógeno al suelo por bacterias es escasa.

Como se observa en la Figura 16 la densidad se reportó con promedios 0.87-0.92 gr/cc para los experimentos con y sin la aplicación de orina respectivamente, esta diferencia se mantuvo constante durante todo el periodo de experimentación, la curva sufrió algunas variaciones y en ambos casos estas fueron constantes. Estos niveles son mayores a los que menciona Yalli (2017), quien reportó valores para suelos con pastoreo bovino en condición regular 0.84 g/cc

mientras que la densidad de un pastizal en condición pobre fue de 0.90 g/cc. Se debe considerar que la condición del pastizal del presente experimento cuenta con una condición regular.

Lipiec y Hatano (2003) mencionaron que suelos con poca cobertura vegetal disminuye los niveles de porosidad y de estabilidad de los agregados; además el efecto que ejerce el pisoteo del animal en el potrero reiteradas veces afecta la capacidad del suelo para volver a su condición original, afectando el crecimiento de las raíces y por ende la producción de forraje. Pinzón y Amézquita (1991), indicaron que el pisoteo de los animales en los sistemas ganaderos provoca la compactación del suelo modificando notablemente la relación suelo-aire-agua; la intensidad de tales efectos provocados por el pastoreo en los ecosistemas de pastizales, está estrechamente relacionado a la carga animal que el suelo que soporta y al tipo y estado de vegetación o cultivos que cubren la superficie del suelo (Taboada, 2007).



**Figura 14: Densidad del suelo durante el tiempo de experimento.**

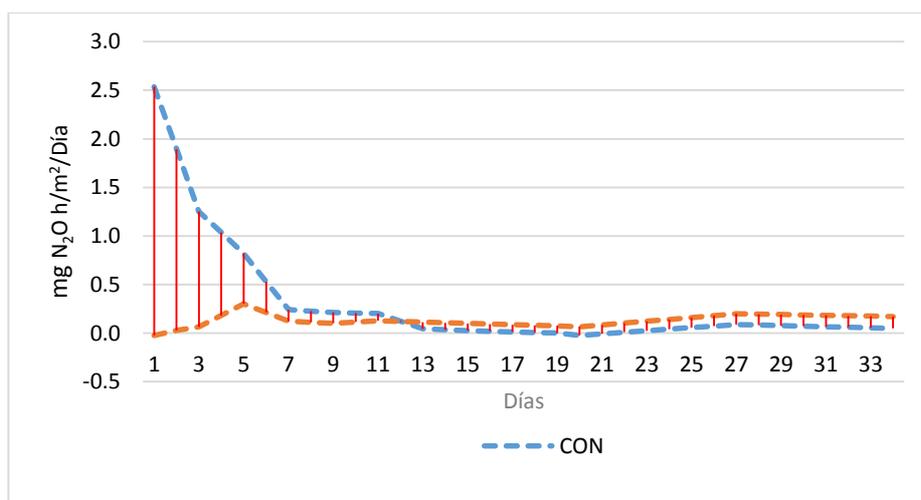
### 1.13. Flujo de emisiones de óxido nitroso

#### 1.13.1. Flujo de N<sub>2</sub>O por hora

En la figura 17 se observa la gráfica de los dos tratamientos, y se evidencia la diferencia existente entre los mismos. El flujo de óxido nitroso presentó su pico más alto luego de la aplicación del tratamiento 2.54 mg N-N<sub>2</sub>O/m<sup>2</sup>/h y tiende a descender a partir del primer día. El nitrógeno incorporado por la orina es usado por las bacterias nitrificantes y desnitrificantes que generan estos niveles de emisiones, a medida que el nitrógeno disponible se va agotando,

los niveles de emisión descienden como se puede observar en la figura este nitrógeno incorporado se agota en su totalidad hasta el día 12.

El suelo en estado natural mantiene un nivel constante de emisiones que el cual se mantiene en un rango de  $-0.024 \text{ mg N-N}_2\text{O/m}^2/\text{h}$  a  $0.302 \text{ mg N-N}_2\text{O/m}^2/\text{h}$ , es decir que el  $\text{N}_2\text{O}$  entre el día uno y días doce es la cantidad de óxido nitroso que la orina aporta. Estos resultados coinciden con los reportados Bowatte (2018), el cual explica que en las dos primeras semanas luego de la aplicación de la orina fue un periodo de máxima emisión de óxido nitroso esta respuesta es observada en diversos ensayos por ejemplo en suelos pastoreados en Nueva Zelanda (Luo et al. 2015). Así mismo Luo et al. (2015) concuerda con varios autores que las emisiones de flujo se generan dentro de las seis semanas posteriores a la aplicación de la orina, este aumento de flujo coincidió con el aumento de las concentraciones  $\text{NO}_3$  y  $\text{NH}_4$  en el suelo.



**Figura 15: Flujo de emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  h/m<sup>2</sup>/día para los dos tratamientos en 34 días de experimentación.**

Los flujos promedios por hora de los tratamientos en las cámaras reportaron una variación de  $0.093$  a  $0.197 \text{ mg N-N}_2\text{O/m}^2/\text{h}$  para el tratamiento sin orina y  $-0.03$  a  $0.73 \text{ mg N-N}_2\text{O/m}^2/\text{h}$  para el tratamiento con orina. El valor negativo del tratamiento sin orina puede ser generado producto de un desbalance entre la velocidad de emisión con respecto a la velocidad de fijación del nitrógeno atmosférico, es decir, que el nitrógeno atmosférico se fijó en mayor cantidad de lo que el suelo pudo emitir, tal como se presenta en el Anexo 1. Este efecto se debe al contenido de nitrógeno, condiciones ambientales o a la presencia de bacterias que generan las condiciones para que este nitrógeno no se libere a la misma velocidad como

ingresa al suelo. Por ejemplo, Bowatte (2018) menciona que la cantidad de óxido nitroso que sale hacia la atmósfera depende de la cantidad y tipo de cobertura vegetal, y de la especie de la misma, ya que cada una de las especies tiene diferente capacidad de absorción de nitrógeno. Existen diferentes tipos de bacterias que actúan en simbiosis en la rizosfera y una dinámica diferente del nitrógeno en cada espacio de la superficie del suelo.

### **1.13.2. Emisiones de N<sub>2</sub>O**

El promedio acumulado de emisión del tratamiento con orina para los 34 días es de 251.071 mg N-N<sub>2</sub>O/m<sup>2</sup>, mientras que para el tratamiento sin orina es de 116.181 mg N-N<sub>2</sub>O/m<sup>2</sup>, las emisiones de N-N<sub>2</sub>O/m<sup>2</sup> acumuladas del tratamiento con orina es de 2.16 veces mayor que las emisiones del tratamiento sin orina, encontrándose diferencias altamente significativas entre los tratamientos (P< 0,01), al ser incorporado el nitrógeno al suelo las bacterias nitrificantes lo convierten en NO<sub>3</sub> y luego a través de la desnitrificación ser transformada a N<sub>2</sub> en dichos procesos se libera N<sub>2</sub>O.

El nitrógeno colocado en el suelo en la orina fue liberado en su totalidad hasta el día 12, mostrando que la diferencia entre los tratamientos desde el día 1 al 12 da el valor que aporta una micción de orina de bovino de 9.209 mg N-N<sub>2</sub>O. Este valor no está expresado en tiempo ni superficie, refleja únicamente el valor de un litro de orina. Para poder determinar la cantidad de óxido nitroso emitido se usó algunos factores entre ellos; la capacidad de carga, misma que para este ensayo fue de 0.38 UA ha/año considerando que la condición del pastizal donde se encuentra el experimento es regular. Así mismo como lo expresan Barneze (2014) y Silva (2001), los animales en promedio realizan 10 micciones vaca/día, el tiempo considerado para la época es de 182.5 días obteniendo 693,5 micciones/UA/época, dando como resultado 0.0064 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/época producto de la orina que esta hectárea recibe.

El tratamiento control reportó que las emisiones promedio del suelo de un pastizal natural en la sierra peruana en la época seca es de 5.88 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/época, mientras que la orina incorpora al suelo 0.0064 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/época, es así que resultado total de emisiones es 5.8864 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/época, siendo más alto de lo reportado por Palm et al. (2002) en la amazonia peruana. Ellos encontraron en sistemas de cultivo de alto ingreso de fertilizante, que las emisiones anuales fueron de 2.33 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/año, y para el sistema de cultivo multiestrato reporta los valores más bajos, 0.56 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/año. Esto es lo contrario en el

Sierra. Se debe considerar que este experimento responde, únicamente, a una época, mientras que el experimento de Palm et al. (2002) fue durante dos años. Las posibles razones de la diferencia entre las emisiones de sierra y amazonia podrían definirse de acuerdo a la cantidad de materia orgánica que existe en cada una de las zonas, mientras que en los pastizales altoandinos se cuenta mayor cantidad de materia orgánica, en la amazonia ésta se encuentra en menor cantidad. Prestando así mayor disponibilidad de nitrógeno en el suelo para los procesos de nitrificación y denitrificación en el suelo. También porque la mineralización y dinámica de la MO y N es mucho mayor en la Selva debido a las altas temperaturas y humedad (precipitaciones de 2200 mm al año y T| promedio de 26 a 30 grados centígrados) ocasionando las mayores pérdidas de N por lixiviación y escorrentía reduciéndose las pérdidas por volatilización .

#### 1.14. Relación entre el flujo de N<sub>2</sub>O y parámetros ambientales

Conen et al., 2000 plantea que los principales impulsores de la producción de N<sub>2</sub>O en los suelos son el contenido de N mineral, el espacio poroso lleno de agua en el suelo (EPLLA) y la temperatura, coincidiendo con los resultados de la presente investigación donde la relación entre los factores físico y químicos permitió encontrar una correlación positiva entre el EPLLA y las emisiones de N<sub>2</sub>O ( $R^2 = -0.2234$ ,  $P < 0.01$ ), de la misma forma las emisiones de N<sub>2</sub>O tiene correlación positiva con el contenido de N en el suelo para los dos tratamientos ( $\text{NO}_3$   $R^2 = 0.58447$ ,  $P < 0.0001$  y  $\text{NH}_4$   $R^2 = 0.63427$ ,  $P < 0.0001$ ), se encontró una correlación negativa para la densidad del suelo ( $P > 0.05$ ) haciendo a estos 3 primeros elementos fundamentales en el proceso de emisión del gas (Cuadro 5).

**Cuadro 5: Correlación de los factores físicos, químicos y ambientales con las emisiones de N<sub>2</sub>O.**

	<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>NH<sub>4</sub></b>	<b>Pb</b>	<b>EPLLA</b>	<b>N<sub>2</sub>O</b>
<b>NO<sub>3</sub></b>	1	0.50265 <.0001	0.09908 0.2215	-0.16822 0.0370	0.58447 <.0001
<b>NH<sub>4</sub></b>	0.50265 <.0001	1	0.07684 0.3436	-0.20929 0.0092	0.63427 <.0001
<b>Pb</b>	0.09908 0.2215	0.07684 0.3436	1	0.23491 0.0034	0.02757 0.7343
<b>EPLLA</b>	-0.16822 0.0370	-0.20929 0.0092	0.23491 0.0034	1	-0.22340 0.0054
<b>N<sub>2</sub>O</b>	0.58447 <.0001	0.63427 <.0001	0.02757 0.7343	-0.22340 0.0054	1

Esta información concuerda con lo que Dobbie *et al.* (1999) y Dobbie y Smith (2003),

mencionan que los factores clave que afectan las emisiones de  $N_2O$  en los suelos es EPLLA del suelo y las concentraciones de N mineral en el suelo ( $NO_3-NH_4$ ). Por su parte Yang *et al.* (2015) afirma que la mayor disponibilidad de  $NH_4$  y  $NO_3$ , y alta EPLLA condujo a un aumento general de la actividad de nitrificación y desnitrificación que dio como resultado emisiones de  $N_2O$  mejoradas, mientras que menos N mineral y relativamente menos EPLLA podrían inhibir la producción de  $N_2O$ . Palm *et al.* (2002), reportó que en su experimento existió una correlación positiva para el EPLLA, no siendo así para la presencia de nitrógeno en el suelo.

Como resultado directo de los retornos de pastoreo, se crean parches de orina con tasas muy altas de carga de N entre 600 y 1000 kg N/ha (Selbie *et al.* 2014). Bristow *et al.* (1992) afirma que entre el 50 y el 90% de este N-urinario excretado se encuentra en forma de urea que experimenta una rápida transformación a N mineral en el suelo. El suministro de nitrógeno en los parches de excretas excede el potencial de asimilación y retención por parte de las plantas, los microorganismos y el suelo. Por lo tanto, se pierde el exceso de N del sistema (Saggar *et al.* 2011). En condiciones en las que el sustrato N no es un factor limitante, la producción de  $N_2O$  se ve afectada por la EPLLA del suelo (van der Weerden *et al.* 2011).

Barken *et al.* (1987) afirma que el contenido de agua del suelo depende de la estructura y conformación de su espacio poroso, por su parte Davidson (1992) menciona que cuando el agua del suelo está por debajo de la capacidad de campo (60%), las emisiones de NO exceden las emisiones de  $N_2O$  y la nitrificación es la fuente dominante de ambos gases, menciona también que la nitrificación es probablemente la principal fuente de las emisiones. En este experimento el EPLLA no superó el 45%, cuando el agua del suelo se encontraba por encima de la capacidad de campo, las emisiones de  $N_2O$  excedían las emisiones de NO, y la desnitrificación fue la fuente dominante de  $N_2O$ , afirmando que cuando existe una mayor cantidad de agua en el suelo esta favorece la desnitrificación demostraron que la estructura del espacio poroso parece ser el principal factor que explica la diferencia en las tasas medias de desnitrificación mediante la comparación pasto y suelo cultivado.

En el campo, Bijay-Singh *et al.* (1989) encontraron mayor desnitrificación real en el suelo cultivado que en el pasto, a pesar del contenido similar  $NO_3$ . Explicaron sus resultados como la consecuencia de un mejor drenaje en el suelo de pasto, debido a la mayor porosidad de este suelo. Barken *et al.* (1987) habla que además el tipo de suelo, el contenido de materia

orgánica y el uso de la tierra son determinantes en las emisiones de N<sub>2</sub>O.

El nivel de emisión que se reporta en este experimento es alto 5.8864 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/época, considerando que los valores solo corresponden a una época, mientras que la mayoría de los experimentos colectan los datos de un año completo o más, Bowatte (2018) reporta emisiones de 0.67 a 3.19 kg N/ha/año, por su parte Yang *et al.* (2015) al norte de china menciona que en promedio un pastizal emite 0.25 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/año, en Mongolia un pastizal semiárido reportó 0.01 a 0.73 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/año (Du *et al.* 2006, Wang *et al.* 2005, Wolf *et al.* 2010), incluso son superiores a las zonas de cultivo en China 0,98 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/año (Yang *et al.* 2015).

Los presentes resultados se ubican en el rango que reporta Stehfest y Bouwman (2006), donde una variedad de regiones climáticas en suelos cultivados emiten 0.3 a 16.8 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/año, se podría explicar que las emisiones son altas por algunos factores que no fueron considerados. La investigación de Bowatte (2018) probó el efecto de las plantas con relación a emisiones, considerando que las especies de pastizales son un factor que influye fuertemente en los niveles de emisión, ya que cada especie tiene requerimientos diferentes de nutrientes. Esto determinará la cantidad de nitrógeno que esta pueda tomar del suelo, haciendo que el nitrógeno este en mayor o menor disponibilidad para la desnitrificación, ante esto Abalos *et al.* (2018) manifiestan que las plantas con una alta absorción de N reducen la acumulación de N mineral, particularmente NO<sub>3</sub>, lo que resulta en un sustrato reducido para los desnitrificadores y, en consecuencia, una menor emisión de N<sub>2</sub>O.

La actividad microbiana que se da por efecto de la simbiosis de los microorganismos con la planta, sería determinante para los niveles de emisión, se sabe que las plantas desarrollan comunidades microbianas características del suelo que pueden diferir en composición y actividad (Osanai *et al.* 2012). Sin embargo, se pueden considerar varias posibilidades, por ejemplo, las plantas pueden ser competitivas para los sustratos requeridas por los microbios y pueden influir en el medio ambiente del suelo como la humedad o el pH y pueden modificar los procesos microbianos. También se ha demostrado que las plantas producen químicos que inhiben la nitrificación (Gopalakrishnan *et al.* 2007). Los mecanismos que impulsan las diferencias de las plantas en las emisiones de N<sub>2</sub>O no están claros (Abalos *et al.*, 2018). Van Groenigen *et al.*, 2015 infiere se requiere una visión más amplia y un mayor énfasis en la influencia de las plantas y las interacciones entre plantas y microbios como una clave para

una mejor comprensión del ciclo del N y la producción de N<sub>2</sub>O. Estos factores no fueron motivo de investigación, pero debería plantearse como posibles investigaciones futuras para conocer cuan determinante son las especies vegetales en las emisiones.

Dobbie y Smith (2003), indica que la temperatura constituye el factor determinante para la producción de N<sub>2</sub>O coincidiendo con Jones et al., (2007), Rudaz *et al.* (1999) y Wang *et al.* (2005). En el estudio no se tomaron datos respecto a la data de temperaturas para cada cámara debido que solo se tomó una temperatura del suelo y una temperatura de cámara información que es necesaria para ingresar a la fórmula de flujo de emisiones.

Este experimento reportó cantidades de emisiones altas con relación a otros ensayos, debido a que es uno de los pocos experimentos que se han desarrollado en altura (4105 msnm). Esto se debe a que algunos autores explican la dinámica de las emisiones de N<sub>2</sub>O respecto a la presión atmosférica. En un estudio desarrollado por Khalil *et al.* (2004) menciona que la cinética de las emisiones de N<sub>2</sub>O es determinante de las concentraciones de O<sub>2</sub> en la atmosfera. Además, determinaron que en la nitrificación influye la concentración de oxígeno que disminuyó de 6 a 9 veces cuando la presión de O<sub>2</sub> disminuyó de 20.4 a 0.35 kpa, Goreau *et al.* (1980) con un cultivo puro de *Nitrosomonas europaea*, la nitrificación disminuyó en un factor de 7 veces cuando el O<sub>2</sub> se redujo de 20 a 0.5 kpa, por ende la alta tasa de emisiones se podría deber a esta razón.

## V. CONCLUSIONES

- 1 El flujo de emisiones de  $N-N_2O/m^2$  fue 2.16 veces mayor con la aplicación de orina ( $P < 0.001$ ) debido a la cantidad de nitrógeno (11 g) que fue incorporado al suelo en la orina.
- 2 Las emisiones de  $N_2O$  tiene una correlación directa positiva con el  $NO_3$ ,  $NH_4$  y el nivel de espacio poroso lleno de agua, debido a la presencia del N y con menor disponibilidad de  $O_2$  en el suelo existieron mayores emisiones.

## **VI. RECOMENDACIONES**

- 1 Se sugiere complementar el estudio mediante el mismo análisis ampliando a la estación lluviosa con la finalidad de conocer el grado de incidencia que posee la estacionalidad ante las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo.
- 2 Medir el flujo de N<sub>2</sub>O con otros tipos de cámaras que se podrían probar las que nos permitiría tener mejor precisión en los resultados a obtener.

## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abalos, D; De Deyn, G; Kuyper, T; Van Groenigen, J. 2014. Plant species identity surpasses species richness as a key driver of N<sub>2</sub>O emissions from grassland. *Glob. Chang. Biol.* 20 (1), 265–275.

Abalos, D; Van Groenigen, J; De Deyn, G. 2018. What plant functional traits can reduce nitrous oxide emissions from intensively managed grasslands? *Glob. Chang. Biol.* 24 (1), e248–e258.

Abreu, Z. 2004. Aspectos del ciclado del nitrógeno en un sistema agrícola con descansos largos de los páramos venezolanos. Tesis de Magíster Scientiae, Postgrado en Ecología Tropical, Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela, 114p.

Abreu, Z; Sarmiento, L; Bottner, P. 2007. Destino del nitrógeno agregado por fertilización en un cultivo de papa de los Andes de Venezuela. *Revista de Agronomía de la Universidad de Zulia.* 24(2): 203-228.

Ambus, P; Christensen, S. 1995. Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest, grassland, and agroecosystems. *J. Env. Qual.* 24, 993–1001.

Aulakh, M; Doran, J; Mosier, A. 1992. Soil denitrification-significance, measurement, and effect of management. *Adv. Soil Sci.* 18, 1–57.

Aulakh, M; Khera, T; Doran, J; Bronson, K. 2001. Denitrification, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> fluxes in rice–wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N, and legume green manure. *Biol. Fertil. Soils* 34, 375–389.

Baggs, E; Richter, M; Hartwig, U; Cadisch, G. 2003. Nitrous oxide emissions from grass swards during the eighth year of elevated atmospheric pCO<sub>2</sub> (Swiss FACE). *Global Change Biology*, 9(8), 1214–1222.

Bailey, L. 1976. Effects of the temperature and root on denitrification in a soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 56(2), 79-87.

Ballester, F; Díaz, J; Moreno, J. 2006. Cambio climático y salud pública: escenarios después de la entrada en vigor del protocolo de Kioto. *Gaceta Sanitaria*, 20 (sup.1), 160-174.

Banco Mundial. 2012. Turn Down the Heat. Why a 4°C warmer world must be avoided. A Report for the World Bank by the Potsdam Institute for Climate Impact Research and Climate Analytics. Banco Mundial, Washington.

Barken, L; Bøsrresen, T; Njøss, A. 1987. Effect of soil compaction by tractor traffic on soil structure, denitrification, and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Journal of Soil Science*, 38(3), 541-552.

Barneze, A; Mazzetto, A; Zani, C; Misselbrook, T; Cerri, C. 2014. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. *Atmospheric Environment* 92, 394-397.

Beauchamp, E; Trevors, J; Paul, J. 1989. Carbon sources for bacterial denitrification. In: Stewart B. (ed.), *Advances in Soil Science*. 10; Springer Verlag, New York, pp. 113–142.

Benavides, H; León, G. 2007. Información técnica sobre gases de efecto invernadero y el cambio climático. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales–IDEAM.

Berger, L. 2011. “Emisiones de Óxido Nitrosos producidas por la actividad ganadera en el Uruguay y en condiciones de pastoreo”. *Profundización en Ecología*. Informe de Pasantía Facultad de ciencias - Universidad de la República.

Betlach M; Tiedje, J. 1981. Kinetic explanation for accumulation of nitrite, nitric oxide and nitrous oxide during bacterial denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 42: 1074–1084.

Bijay-Singh, J; Ryden, A; Whitehead, D. 1989. Denitrification potential and actual rates of denitrification in soils under long-term grassland and arable cropping. *Soil Biol. Biochem.* 21, 897–901.

Bouwman, A. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. p. 61–127. AF Bouwman (ed.) *Soils and the greenhouse effect*. John Wiley & Sons, New York. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. p. 61–127. In AF Bouwman (ed.) *Soils and the greenhouse effect*. John Wiley & Sons, New York.

Bowatte, S; Hoogendoorn, C; Newton, P; Liu, Y; Brock, S; Theobald, P. 2018. Grassland plant species and cultivar effects on nitrous oxide emissions after urine application. *Geoderma*, 323, 74-82.

Bowatte, S; Newton, P; Theobald, P; Brock, S; Hunt, C; Lieffering, M; Sevier, S; Gebbie, S; Luo, D. 2014. Emissions of nitrous oxide from the leaves of grasses. *Plant Soil* 374 (1–2), 275–283.

Bowen, W; Baethgen, W. 1998. Simulation as a tool for improving nitrogen management. In *Understanding options for agricultural production* (pp. 189-204). Springer, Dordrecht.

Brack, A; Mendiola, C. 2000. *Ecología del Perú. Editorial Bruño*. Lima-Perú, 495.

Bremner, J; Blackmer, A. 1978. Nitrous oxide emissions from soil during nitrification of fertilizer nitrogen. *Science* (Washington, DC), 199: 295-296.

Bremner, J; Blackmer, A. 1979. Effects of acetylene and soil water content on emission of nitrous oxide from soils. *Nature* (London), 280: 380-381.

Bremner, J; Robbins, S; Blackmer, A. 1980. Seasonal variability in emission of nitrous oxide from soil. *Geophys. Res. Lett.* 7, 641–644.

Bremner, J; Blackmer, A. 1981. Terrestrial nitrification as a source of atmospheric nitrous oxide. In: C.C. Delwiche (Editor), Denitrification, Nitrification, and Nitrous Oxide. Wiley, New York, pp. 151- 170.

Breitenbeck, G; Bremner, J. 1986. Effects of various fertilizers on emission of nitrous oxide from. *Biol. Fert. Soils*, 2: 195-199.

Bristow, A.W., Whitehead, D.C., Cockburn, J.E., 1992. Nitrogenous constituents in the urine of cattle, sheep and goats. *J. Sci. Food Agric.* 59 (3), 387–394.

Burger, M; Jackson, L; Lundquist, E; Louie, D; Miller, R; Rolston, D; Scow, K. 2005. Microbial responses and nitrous oxide emissions during wetting and drying of organically and conventionally managed soil under tomatoes. *Biology and Fertility of Soils*, 42(2), 109-118.

Butterbach-Bahl, K; Baggs, E; Dannenmann, M; Kiese, R; Zechmeister-Boltenstern, S. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philos. Trans. R. Soc. B* 368 (1621).

Cantarel, A; Pommier, T; Desclos-Theveniau, M; Diquélou, S; Dumont, M; Grassein, F; Kastl, E; Grigulis, K; Lâiné, P; Lavorel, S; Lemauviel-Lavenant, S; Personeni, E; Schloter, M; Poly, F. 2015. Using plant traits to explain plant–microbe relationships involved in nitrogen acquisition. *Ecology* 96 (3), 788–799.

Cárdenas, E. 2003. Evaluación de una alternativa para disminuir el impacto que causan los fertilizantes nitrogenados en las pasturas de clima frío en Colombia. Tesis de maestría. Bogotá, Colombia. Universidad Nacional de Colombia. p. 7–11.

Cárdenas, E; Panizo, L. 2005. Sustainable pastures for the high altitude Andean tropics of Colombia. In O'Mara F, Wilkins R, Mannetje L, Lovett D, Rogers P, Boland T. XX International Grassland Congress: Offered papers. Dublin College University. Dublin (Irlanda) (Vol. 26, p. 704).

Carter, J; Hsaio, Y; Spiro, S; Richardson, D. 1995. Soil and sediment bacteria capable of aerobic nitrate respiration. *Appl. Environ. Microbiol.* 61, 2852–2858.

Cates, R; Keeney, D. 1987. Nitrous oxide production throughout the year from fertilized and manured maize fields. *J. Environ. Qual.* 16, 443–447.

Chapman, S; Langley, J; Hart, S; Koch, G. 2006. Plants actively control nitrogen cycling: uncorking the microbial bottleneck. *New Phytol.* 169 (1), 27–34.

CEPAL. 2014. La economía del cambio climático en el Perú / Banco Interamericano de Desarrollo, Comisión Económica para América Latina y el Caribe p. cm. — (Monografía del BID ; 222)

CLAES. 2010. Tendencias en Ambiente y Desarrollo en América del Sur 2009/10. Cambio climático, biodiversidad y políticas ambientales. *Ambiente y Desarrollo en América del Sur – 2009/10*. Centro Latino Americano de Ecología Social (CLAES). Consultado el 2 de octubre del 2018: disponible en: <http://ambiental.net/wp-content/uploads/2015/12/TendenciasAmbientalesASClaes2010.pdf>

CMNUCC. 2005. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Consultado 17 de octubre del 2018. Disponible en: [https://unfccc.int/resource/docs/publications/first\\_ten\\_years\\_sp.pdf](https://unfccc.int/resource/docs/publications/first_ten_years_sp.pdf)

Colbourne, P; Dowdell, R. J. 1984. Denitrification in field soils. *Plant Soil* 76, 213–226.

Collins, W; Colman, R; Haywood, J; Martin, R; Mote, P. 2007. Fundamento físico del cambio climático. *Investigación y ciencia.* (373), 11-20.

Conen, F; Dobbie, K; Smith, K; 2000. Predicting N<sub>2</sub>O emissions from agricultural land through related soil parameters. *Glob. Chang. Biol.* 6, 417–426.

Conrad, R. 1996. Soils microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, OCS, N<sub>2</sub>O, and NO). *Microbiol. Rev.* 60, 609–640.

Conrad, R; W. Seiler. 1980. Field measurement of the loss of fertilizer nitrogen into the atmosphere as nitrous oxide. *Atmos. Environ.* 14: 555-558.

Crutzen, P; 1981. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: C.C. Delwiche (Editor), *Denitrification, nitrification and nitrous oxide*. Wiley, New York, pp. 17-44.

Dalal, R; Wang, W; Robertson, G; Parton, W. 2003. Nitrous oxide emissions from Australian agricultural lands and mitigation options. *Aust. J. Soil Res.* 41, 165–195.

Davidson, E. 1992. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 95–102.

Davidson, E. 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nat. Geosci.* 2, 659–662.

De Klein, C; van Logtestijn, R. 1994. Denitrification in the top soil of managed grasslands in The Netherlands in relation to soil type and fertilizer level. *Plant and Soil* 163: 33-44.

De Klein, C. Barton, L; Sherlock, R; Li, Z; Littlejohn, R. 2003. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. *Australian Journal of Soil Research* 41, 381-399.

De Klein, C; Harvey, M. 2012. Nitrous oxide chamber methodology guidelines. Global Research Alliance on Agricultural Greenhouse Gases, Ministry for Primary Industries: Wellington, New Zealand.

Di, H; Cameron, K. 2002. The use of a nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD), to decrease nitrate leaching and nitrous oxide emissions in a simulated grazed and irrigated grassland. *Soil Use and Management* 18, 395-403.

Di, H; Cameron, K; Podolyan, A; Robinson, A. 2014. Effect of soil moisture status and a nitrification inhibitor, dicyandiamide, on ammonia oxidizer and denitrifier growth and nitrous oxide emissions in a grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 73, 59-68.

Dijkstra, F; Morgan, J; LeCain, D; Follett, R. 2010. Microbially mediated CH<sub>4</sub> consumption and N<sub>2</sub>O emission is affected by elevated CO<sub>2</sub>, soil water content, and composition of semi-arid grassland species. *Plant Soil* 329 (1–2), 269–281.

Dobbie, K; McTaggart, I; Smith, K. 1999. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 104(D21), 26891-26899.

Dobbie, K; Smith, K. 2003. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biology*, 9(2), 204-218.

Dowdell R; Smith K. 1974. Field studies of the soil atmosphere II. Occurrence of nitrous oxide. *J. Soil Sci.* 25: 231–238.

Drecht, G; Bouwman, A; Knoop, J; Beusen, A; Meinardi, C. 2003. Global modeling of the fate of nitrogen from point and nonpoint sources in soils, groundwater and surface water. *Global. Biochem. Cycles* 17, 1115.

Du, R; Lu, D; Wang, G. 2006. Diurnal seasonal, and inter-annual variations of N<sub>2</sub>O fluxes from native semi-arid grassland soils of inner Mongolia. *Soil Biol. Biochem.* 38, 3474–3482.

Duarte, C; Alonso, S; Benito, G; Dachs, J; Montes, C; Pardo Buendía, M; Rios, A; Simó, R; Valladares, F. 2006. Cambio Global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra. CSIC. Consejo superior de investigaciones científicas.

Duxbury, J. 1994. The significance of agricultural sources of greenhouse gases. *Fert. Res.* 38: 151-163.

Environmental Protection Agency (EPA). 2015. Causes of Climate Change. Consultado el 22 de agosto del 2018. Disponible: <http://www.epa.gov/climatechange/science/causes.html>

Estrategia Nacional ante el Cambio Climático. 2015. Editado por el Ministerio del Ambiente. Viceministerio de Desarrollo Estratégico de los Recursos Naturales. Dirección

General de Cambio Climático. Consultado el 9 de Octubre del 2018. Disponible en <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2015/09/ENCC-FINAL-250915-web.pdf>

FAO. 2006. La larga sombra del ganado: problemas ambientales y opciones, por H. Steinfeld, P. J. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, & C. de Haan. FAO, Roma.

FAO. 2011. World Livestock 2011-Livestock in food security. FAO, Roma, Italy.

FAO. 2013a. Greenhouse gas emisiones from ruminant supply chains-A global life cycle assessment. Opio, C; Gerber, P; Mottet, A; Falcucci, A; Tempio, G; MacLeod, M; Vellinga, T; Henderso, B; y Steinfeld, H. FAO, Roma.

FAO. 2013b. Greenhouse gas emisiones from pig and chicken supply chains-A global life cycle assessment. MacLeod, M; Gerber, P; Mottet, A; Tempio, G; Falcucci, A; Opio, C; Vellinga, T; Henderson, B; Steinfeld, H. FAO, Roma.

Farquharson, R; Baldock, J. 2008. Concepts in modelling N<sub>2</sub>O emissions from land use. *Plant Soil* 309 (1), 147–167.

Flechard, C; Ambus, P; Skiba, U; Rees, R; Hensen, A; Van den Pol, A; Soussana, J; Jones, M; Clifton-Brwon, J; Raschi, A; Horvath, L; Van Amstel, A; Neftel, A; Jocher, M; Ammann, C; Fuhrer, J; Calanca, P; Thalman, E; Pilegaard, K; Di Marco, C; Campbell, C; Nemitz, E; Hargreaves, K; Levy, P' Ball, B; Jones, S; Van de Bulk, W; Groot, T; Blom, M; Gunnink, H; Kasper, G; Allard, V; Cellier, P; Laville, P; Henault, C; Bizouard, F; Jolivot, D; Abdalla, M; Williams, M; Baronti, S; Berretti, F; Grosz, B; Dominques, R. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121:135-152.

Flores, E; Ñaupari, J; Tacuna, R. 2014. La economía del cambio climático en el Perú. Banco Interamericano de Desarrollo, Comisión Económica para América Latina y el Caribe., capítulo IV. Primera edición. Pg. 67-75

Focht, D. 1974. The effect of temperature, pH, and aeration on the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen-a zero-order kinetic model. *Soil Sci.* 118, 173–179.

FONTAGRO, 2010. Cambio Climático y Ganadería: Cuantificación y Opciones de Mitigación de las Emisiones de Metano y Óxido Nitroso de Origen Bovino en Condiciones de Pastoreo. Programa Cooperativo para el Desarrollo Tecnológico Agroalimentario y Agroindustrial del Cono Sur (PROCISUR). Pp. 7-76

FONTAGRO. 2014. “Mejoramiento de los sistemas de producción animal con énfasis en la ganadería de leche en la Región Andina dentro del contexto de cambio climático”. Consultado el 5 de noviembre del 2018. Disponible en: <https://www.fontagro.org/wp-content/uploads/2017/04/14653-Propuesta-de-Proyecto.pdf>

Freeney, J; Denmead, O; Simpson, J. 1979. Nitrous oxide emission from soils at low moisture contents. *Soil Biol. Biochem.* 11: 167-173.

Galloway, J; Schlesinger, W; Levy, H; Michaels, A; Schnoor, J. 1995. Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochem. Cycles* 9: 235-252.

Garzón, J; Cárdenas, E. 2013. Emisiones antropogénicas de amoníaco, nitratos y óxido nitroso: compuestos nitrogenados que afectan el medio ambiente en el sector agropecuario colombiano [Anthropogenic emissions of ammonia, nitrates and nitrous oxide: nitrogen compounds that affect the environment in the Colombian agricultural sector]. *Rev Fac Med Vet Zoot.* 62(2):121-138.

Gayon, U; Dupetit, G. 1886. Recherches sur la reduction des nitrates par les infiniments petits. *Mé m. Soc. Sci. Phys. Nat. Bord* 3, 201-307.

Gerber, P; Steinfeld, H; Henderson, B; Mottet, A; Opio, C; Dijkman, J; Falcucci, A; Tempio, G. 2013. Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería-Una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación. Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (FAO), Roma.

Giltrap, D; Vogeler, I; Cichota, R; Luo, J; Van Der Weerden, T; De Klein, C. 2015. Comparison between APSIM and NZ-DNDC models when describing N-dynamics under urine patches. *N. Z. J. Agric. Res.* 58 (2), 131–155.

Global Research Alliance. 2014. Consultado el 28 de septiembre del 2018. Disponible en: <https://www.globalresearchalliance.org/wp-content/uploads/2011/04/2014-GRA-who-we-are-web-4-1.pdf>

Glockner, A; Jungst, A; Zumft, W. 1993. Copper-containing nitrite reductase from *Pseudomonas aurofaciens* is functional in a mutationally cytochrome  $cd_1$  free back-ground (NirS-) of *Pseudomonas stutzeri*. *Arch. Microbiol.* 160, 18–26.

Goodroad, L; Keeney, D. 1984. Nitrous oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water content. *Soil Biol. Biochem.* 16: 39-43.

Gopalakrishnan, S; Subbarao, G; Nakahara, K; Yoshihashi, T; Ito, O; Maeda, I; Ono, H; Yoshida, M. 2007. Nitrification inhibitors from the root tissues of *Brachiaria humidicola*, a tropical grass. *J. Agric. Food Chem.* 55 (4), 1385–1388.

Goreau, T; Kaplan, W; Wofsy, S; McElroy, M; Valois, F; Watson, S. 1980. Production of  $NO_2$  and  $N_2O$  by nitrifying bacteria at reduced concentrations of oxygen. *Applied and Environmental Microbiology* 40, 526–532.

Granli, T; 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norw. Agric. Sci. Suppl.* 12.

Grant, R; 1994. Simulation of ecological controls on nitrification. *Soil Biology & Biochemistry* 26(3): 305–315.

Halitligil, M; Akin, A; Ýlbeyi, A. 2002. Nitrogen balance of nitrogen-15 applied as ammonium sulphate to irrigated potatoes in sandy texture soils. *Biol. Fertil. Soils.* 35: 369-378.

Haynes, R; Williams, P. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. In: Donald, L.S. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 119–199.

Hochstein, L; Betlach, M; Kritikos, G. 1984. The effect of oxygen on denitrification during steady-state growth of *Paracoccus halodenitrificans*. *Arch. Microbiol.* 137, 74–78.

Hoefl, I; Steude, K; Wrage, N; Veldkamp, E. 2012. Response of nitrogen oxide emissions to grazer species and plant species composition in temperate agricultural grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 151, 34–43.

Hofstra, N; Bouwman, A. 2005. Denitrification in agricultural soils: Summarizing published data and estimating global annual rates. *Nut. Cycl. Agroecosyst.* 72, 267–278

Houghton, J; MeiraFilho, L; Lim, B; Tréanton, K; Mamaty, I; Bonduki, Y; Griggs, D; Callander, B. 1997. Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero: versión revisada en 1996. Reino Unido: IPCC, OCDE, AIE, 2.

Hoyle, F; Murphy, D; Fillery, I. 2006. Temperature and stubble management influence microbial CO<sub>2</sub>-C evolution and gross N transformation rates. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 71–80.

Hyde, B; Forrester, P; Jahangir, M; Ryan, M; Fanning, A; Carton, O; Lanigan, G; Richards, K. 2016. The interactive effects of fertiliser nitrogen with dung and urine on nitrous oxide emissions in grassland. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 55(1), 1-9.

Inventario Nacional De Gases De Efecto Invernadero (INGEI). 2012. Consultado el 5 de diciembre del 2018. Disponible en: <http://infocarbono.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2016/03/2012.pdf>

IPCC. 2001. *Climate change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability. IPCC Third Assessment Report.* Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, UK, Cambridge University Press. 1032 pp.

IPCC. 2006. *Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra.* IGES, Japón.

IPCC. 2007. Mitigación del Cambio Climático: Contribución del Grupo de trabajo III al cuarto informe de evaluación del IPCC (Vol. 4). Cambridge University Press.

IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. En Stocker, T; Qin, D; Plattner, G; Tignor, M; Allen, S; Boschung, J; Nauels, A; Xia, Y; Bex, V; Midgley, P. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Janzen, H, Desjardins, R, Asselin, J; Grace, B. 1998. The health of our air. Toward sustainable agriculture in Canada. Agriculture and Agri. Food. Canada. Ottawa. On

Jones, S; Rees, R; Skiba, U; Ball, B. 2007. Influence of organic and mineral N fertiliser on N<sub>2</sub>O fluxes from a temperate grassland. Agric. Ecosyst. Environ. 121, 74–83.

Kaiser, E; Heinemeyer, O. 1996. Temporal changes in N<sub>2</sub>O-losses from two arable soils. Plant Soil 181, 57-63.

Khalil, K; Mary, B; Renault, P. 2004. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O<sub>2</sub> concentration. Soil Biology and Biochemistry, 36(4), 687-699.

Kinsbursky, R; Saltzman, S. 1990. CO<sub>2</sub> nitrification relationships in closed soil incubation vessels. Soil Biology & Biochemistry 22: 571-572.

Knops, J; Bradley, K; Wedin, D. 2002. Mechanisms of plant species impacts on ecosystem nitrogen cycling. Ecol. Lett. 5 (3), 454–466.

Knowles, R. 1982. Denitrification. Microbiol. Rev. 46: 43-70.

Lensi, R; Chalamet, A. 1979. Relations nitrate-oxyde nitreux lors de la dé'nitrification dans un sol hydromorph. Rev. Ecol. Biol. Sol. 16, 315–323.

Lensi, R; Clays-Josserand, A; Jocteur-Monrozier, L. 1995. Denitrifiers and denitrifying activity in size fractions of a Mollisol under permanent pasture and continuous cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 27, 61–69.

Lessa, A; Madari, B; Paredes, D; Boddey, R; Urquiaga, S; Jantalia, C; Alves, B. 2014. “La orina y el estiércol de bovinos depositados en los pastos de la sabana brasileña contribuyen de manera diferente a las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso en el suelo”. *Agricultura, Ecosistemas y Medio Ambiente Volumen 190*, páginas 104-111.

Lipiec, J; Hatano, R. 2003. Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop growth. *Geoderma* 116:107-136.

Linn, D; Doran, J. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils 1. *Soil Science Society of America Journal*, 48(6), 1267-1272.

Luo, J; Ledgard, S; Wise, B; Welten, B; Lindsey, S; Judge, A; Sprosen, M. 2015. Effect of dicyandiamide (DCD) delivery method, application rate, and season on pasture urine patch nitrous oxide emissions. *Biology and fertility of soils*, 51(4), 453-464.

Maag, M; Vinther, F. 1996. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Appl. Soil. Ecol.* 4, 5–14.

Machado, D. 2005. Un Enfoque Agroecosistémico para el Manejo Eficiente de Nitrógeno en el Cultivo de Papa en los Andes Venezolanos. (Tesis Doctoral). Universidad de Los Andes, Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas, Postgrado de Ecología Tropical. Mérida, Venezuela, 233p.

Ministerio del Ambiente del Ecuador (2016). Resumen del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero del Ecuador. Serie temporal 1994-2012. Quito, Ecuador.

Mahmood, T; Ali, R; Sajjad, M; Chaudhri, M; Tahir, G; Azam, F. 2000. Denitrification and total fertilizer-N losses from an irrigated cotton field. *Biol. Fertil. Soils* 31, 270–278.

Mahmood, T; Ali, R; Malik, K; Aslam, Z; Ali, S. 2005. Seasonal pattern of denitrification under an irrigated wheat–maize cropping system fertilized with urea and farmyard manure in different combinations. *Biol. Fertil. Soils* 42, 1–9.

McKenney, D; Wang, S; Drury, C; Findlay, W. 1993. Denitrification and mineralization in soil amended with legume, grass, and corn residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1013–1020.

Mila, A. 2005. Compendio de pastos y forrajes. Bogotá (Colombia): ALMI Ediciones. v. 1 p. 86–98.

Mogge, B; Kaiser, E; Munch, J. 1999. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhöved Lake region: Influence of organic fertilizers and land-use. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1245–1252.

Mora, V. 2001. Fijación, emisión y balance de gases de efecto invernadero en pasturas monocultivo y en sistemas silvopastoriles de fincas lecheras intensivas de las zonas altas de Costa Rica. (Tesis de maestría). (Turrialba, Costa Rica). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).

Mosier, A; Kroeze, C; Nevison, C; Oenema, O; Seitzinger, S; van Cleemput, O. 1998. Closing the global N<sub>2</sub>O budget: Nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutr. Cyc. Agro.* 52, 225–248.

Myhre, G; Shindell, D; Br eon, F; Collins, W; Fuglestvedt, J; Huang, J; Koch, D; Lamarque, J; Lee, D; Mendoza, B; Nakajima, T; Robock, A; Stephens, G; Takemura, T; Zhang, H. 2013. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 659–740.

Myrold, D; Tiedje, J; 1985. Diffusional constraints on denitrification in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 651–657.

Niklaus, P; Le Roux, X; Poly, F; Buchmann, N; Scherer-Lorenzen, M; Weigelt, A; Barnard, R. 2016. Plant species diversity affects soil-atmosphere fluxes of methane and nitrous oxide. *Oecologia* 181 (3), 919–930.

Odu, C; Adeoye K. 1970. Heterotrophic nitrification in soils a preliminary investigation. *Soil Biol Biochem.* 2(1):41-45.

Oenema, O; Velthof, G; Yamulki, S; Jarvis, S. 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management* 13: 288-295.

Oenema, O; Wrage, N; Velthof, G; van Groenigen, J; Dolfing, J; Kuikman, P. 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 72(1), 51-65.

Osanai, Y; Flittner, A; Janes, J; Theobald, P; Pendall, E; Newton, P; Hovenden, M. 2012. Decomposition and nitrogen transformation rates in a temperate grassland vary among co-occurring plant species. *Plant Soil* 350, 365–378.

Orozco, H. 1999. *Biología del nitrógeno, conceptos básicos sobre sus transformaciones biológicas*. Medellín (Colombia): Universidad Nacional de Colombia. p. 70-72, 81-84.

Pachauri, R; Reisinger, A. 2007. *Climate change 2007: Synthesis report*. Génova (Suiza): Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). p. 30-31, 36.

Palm, C; Alegre, J; Arevalo, L; Mutuo, P; Mosier, A; & Coe, R. 2002. Nitrous oxide and methane fluxes in six different land use systems in the Peruvian Amazon. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4).

Parkin, T. 1987. Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1194–1199.

Parsons, A; Orr, R; Penning, P; Lockyer, D; Ryden, J. 1991. Uptake, cycling and fate of nitrogen in grass clover swards continuously grazed by sheep. *J. Agric. Sci.* 116, 47–61.

Parsons, L; Murray, R; Smith, M. 1991. Soil-denitrification dynamics: Spatial and temporal variations of enzyme activity, populations, and nitrogen gas loss. *Soil. Sci. Am. J.* 55, 90–95.

Paul, E; Clark, F. 1989. *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, Inc. USA, 273p.

Personeni, E; Lüscher, A; Loiseau, P. 2005. Rhizosphere activity, grass species and N availability effects on the soil C and N cycles. *Soil Biol. Biochem.* 37 (5), 819–827.

Philippot, L; Hallin, S; Schloter, M. 2007. Ecology of denitrifying prokaryotes in agricultural soil. *Advances in agronomy*, 96, 249-305.

Pinzon, A; Amézquita, E. 1991. Compactación de suelos por pisoteo de animales en potreros en piedemonte amazónico de Colombia. *Pasturas tropicales, Colombia*, v.13, n. 2, p.21 - 26.

PNUMA. 2006. *El Cambio Climático en América Latina y el Caribe*. 128 pp. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

Poth, M; Focht, D. 1985. <sup>15</sup>N kinetic analysis of N<sub>2</sub>O production by *Nitrosomonas europaea*: An examination of nitrifier denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 49: I 134- 1141.

Polley, H; Briske, D; Morgan, J; Wolter, K; Bailey, D; Brown, J. 2013. Climate change and North American rangelands: trends, projections, and implications. *Rangeland Ecology & Management*, 66(5), 493-511.

Rao, I; Ayarza, M; Garcia, R. 1995. Adaptive attributes of tropical forage species to acid soils I. Differences in plant growth, nutrient acquisition and nutrient utilization among C4 grasses and C3 legumes. *Journal of Plant Nutrition* 18, 2135-2155.

Ritchie, G; Nicholas, D. 1972. Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrosomonas europaea*. *Biochem. J.* 126: 1181-1191.

Rochette, P; Angers, D; Chantigny, M; Gagnon, B; Bertrand, N. 2008. 'N<sub>2</sub>O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures', Canadian Journal of Soil Science, vol.88, pp. 175-187.

Rochette, P; Eriksen-Hamel, N. 2008. Chamber measurements of soil nitrous oxide flux: are absolute values reliable. Soil Science Society of America Journal, 72(2), 331-342.

Roelandt, C; Van Wesemael; Rounsevell, M. 2005. Estimating annual N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils in temperate climates. Global Change Biology 11, 1701–1711.

Roussel-Delif, L; Tarnawski, S; Hamelin, J; Philippot, L; Aragno, M; Fromin, N. 2005. Frequency and diversity of nitrate reductase genes among nitrate-dissimilating Pseudomonas in the rhizosphere of perennial grasses grown in field conditions. Microbiol. Ecol. 49, 63–72.

Rudaz, A; Walti, E; Kyburz, G; Lehmann, P; Fuhrer, J. 1999. Temporal variation in N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> fluxes from a permanent pasture in Switzerland in relation to management, soil water content and soil temperature. Agr. Eco. Env. 73, 83–91.

Saggar, S; Luo, J; Kim, D.-G; Jha, N. 2011. Intensification in pastoral farming: impacts on soil attributes and gaseous emissions. In: Singh, B.P., Cowie, A., Chan, Y. (Eds.), Soil Health and Climate Change (Soil Biology Series). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany, pp. 207–236.

Sarmiento, G. 1984. El ciclo del nitrógeno. Capítulo 8, En: Los Ecosistemas y la Ecósfera. Editorial Blume Ecología. España, pp. 138-155.

Sarmiento, L. 1995. Restauration de la fertilité dans un système agricole à jachère longue des hautes Andes du Venezuela. Docteur en Sciences Thèse. Université de Paris-Sud, Paris, 237p.

Sarmiento, L; Bottner, P. 2002. Carbon and nitrogen in two soils with different fallow times in the high tropical Andes: indications for fertility restoration. Applied Soil Ecology. 19: 79-89.

Schmidt, J; Seiler, W; Conrad, R. 1988. Emission of nitrous oxide from temperate forest soils into the atmosphere. *J. Atmos. Chem.* 6: 95–115.

Selbie, D; Cameron, K.C; Di, H; Moir, J; Lanigan, G; Richards, K. 2014. The effect of urinary nitrogen loading rate and a nitrification inhibitor on nitrous oxide emissions from a temperate grassland soil. *J. Agric. Sci.* 152, S159–S171.

Selbie, D; Buckthought, L; Shepherd, M. 2015. The challenge of the urine patch for managing nitrogen in grazed pasture systems. *Adv. Agron.* 229–292.

Silva, R; Valadares, R; Valadares Filho, S. 2001. Uréia para vacas em lactação. 2. Estimativas do volume urinário, da produção microbiana e da excreção de uréia. *Revista Brasileira de Zootecnia* 30, 1948e1957.

Simek, M; Cooper, J; Picek, T; Santruckova, H. 2000. Denitrification in arable soils in relation to their physico- chemical properties and fertilization practice. *Soil Biol. Biochem.* 32: 101–110.

Singh, J. 2007. The role of inhibitors in mitigating nitrogen losses from cattle urine and nitrogen fertilizer inputs in pastures. [Tesis de doctorado]. [Palmerston North, New Zealand] Massey University.

Skiba, U; Smith, K. 2000. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere: Global Change Sci.* 2, 379–386.

Smith, R; Smith, T. 2002. *Ecología*. 4a. Edición. Addison, Wesley. 642p.

Sotomayor, D; Rice, C. 1996. Denitrification in soil profiles beneath grassland and cultivated soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 60, 1613–1678.

Soussana, J; Lemaire, G. 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17.

Stehfest, E; Bouwman, L. 2006. N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 74, 207–228.

Steinfeld, H. 2006. La larga sombra del ganado. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), Roma (Italia).

Stocker, T. 2013. The Closing Door of Climate Targets. *Science*, 339(6117), 280-282.

Subbarao, G; Ito, O; Sahrawat, K; Berry, W; Nakahara, K; Ishikawa, T; Watanabe, T; Suenaga, K; Rondón, M; Rao, I. 2006. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems-Challenges and opportunities. *Crit Rev Plant Sci.* 25:303-335.

Sutton, D. 1998. Ciclos biogeoquímicos y balance de nutrientes. Capítulo 7, En: *Fundamentos de Ecología*. Editorial Limusa Noriega. México, pp. 139-156.

Taboada, M. 2010. Influencia de la textura y la estructura sobre la fertilidad física En: *Fertilidad de Suelos. Caracterización y Manejo en la región pampeana*. Alvarez R., Rubio, G.; Álvarez, C. y Lavado, R. (Eds.) Editorial Facultad de Agronomía UBA, Buenos Aires, Argentina. 423 pp.

Tiedje, J. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: Zehnder A.J.B. (ed.), *Biology of Anaerobic Microorganisms*. Wiley and Sons, New York, pp. 179–244.

Tilman, D; Cassman, K; Matson, P; Naylor, R; Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–673.

Van der Meer, H. G. 1996. Utilization and losses of nitrogen in grazed grassland. *Grassland Science in Perspective*. Wageningen Agricultural University Papers, 96, 13-27.

van der Weerden, T; Luo, J; de Klein, C; Hoogendoorn, C; Littlejohn, R; Rys, G. 2011. Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141 (3–4), 426–436.

Van Groenigen, J; Huygens, D; Boeckx, P; Kuiper, T; Lubbers, I; Rütting, T; Groffman, P. 2015. The soil N cycle: new insights and key challenges. *Soil* 1 (1), 235.

Van Groenigen, J; Velthof, G; van der Bolt, F; Vos, A; Kuik-man, P. 2005. Seasonal variation in N<sub>2</sub>O emissions from urine patches: Effects of urine concentration, soil compaction and dung. *Plant and Soil* 273: 15-27.

Vinter, F. 1984. Total denitrification and the ratio between N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> during the growth of spring barley. *Plant Soil* 76, 227–232.

Wang, Y; Xue, M; Zheng, X; Ji, B; Du, R; Wang, Y. 2005. Effects of environmental factors on N<sub>2</sub>O emission from and CH<sub>4</sub> uptake by the typical grasslands in the Inner Mongolia. *Chemosphere* 58, 205–215.

Watson, C; Foy, R. 2001. Environmental impacts of nitrogen and phosphorus cycling in grassland systems. *Outlook on Agriculture* 30: 117–127.

Watzka, M; Buchgraber, K; Wanek, W. 2006. Natural <sup>15</sup>N abundance of plants and soils under different management practices in a montane grassland. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 1564-1576.

White, R; Murray, S; Rohweder, M. 2000. Pilot analysis of globalecosystems: grasslandecosystems. Washington DC, Instituto de Recursos Mundiales.

Whitehead, D. 1995. Grassland nitrogen. Londres: CAB International. p. 396.

Wolf, B; Zheng, X; Brüggemann, N; Chen, W; Dannenmann, M; Han, X; Sutton, M; Wu, H; Yao, Z; Butterbach-Bahl, K. 2010. Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature* 464, 881–884.

Woomer, P; Swift, M. 1994. The Biological Management of Tropical Soil Fertility. John Wiley and Sons Inc, UK, 242p.

Wrage, N; Velthof, G; van Beusichem, M; Oenema, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol Biochem*, 33:1723-1732.

Yalli, T. (2017). Efecto del pastoreo con llamas y vacunos en la función hídrica del pastizal.

Yamulki, S; Harrison, R; Goulding, K; Webster, C. 1997. N<sub>2</sub>O, NO and NO<sub>2</sub> fluxes from a grassland: effect of soil pH. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1199–1208.

Yamulki, S; Jarvis, S; Owen, P. 1998. Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 491-500.

Yang, X; Chen, H; Gong, Y; Zheng, X; Fan, M; Kuzyakov, Y. 2015. Nitrous oxide emissions from an agropastoral ecotone of northern China depending on land uses. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 213, 241-251.

Yoshida, T; Alexander, M. 1970. Nitrous oxide formation by *Nitrosomonas europaea* and heterotrophic microorganisms. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34: 880-882.

## VIII. ANEXOS

### Anexo 1. El flujo promedio por hora de los tratamientos entre cámaras

EPOCA SECA (Flux linear mgN <sub>2</sub> O-N /m <sup>2</sup> /h)											
CÁMARA	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
1	3.01		0.80	-0.18	0.08	-0.39	-0.88	-0.87	-0.87	-0.98	-0.03
2	-0.36		0.35	0.10	0.13	0.16	0.11	0.07	0.15	0.17	0.10
3	1.81	1.22	1.07	0.26	0.20	0.23	0.13		0.28	0.24	0.60
4	-0.03	0.07	0.35	0.22	0.12	0.17	0.15	0.06	0.22	0.26	0.16
5	3.83	1.12	0.81	0.32	0.25	0.33	0.15	0.08	0.27	0.21	0.74
6		0.08	0.36	0.12	0.09	0.10	0.08	0.07	0.19	0.15	0.14
7	0.07	0.12	0.14	0.07	0.14	0.09	0.09	0.06	0.10	0.05	0.09
8	2.02	1.10	0.92	0.33	0.36	0.34	0.24	0.11	0.19	0.24	0.59
9	2.26	1.28	0.84	0.31	0.20	0.33	0.18	0.08	0.20	0.17	0.58
10	2.60	1.13	0.66	0.29	0.20	0.29	0.15	0.06	0.21	0.17	0.58
11	3.05	1.17	0.79	0.35	0.24	0.29	0.30	0.10	0.28	0.21	0.68
12		0.05	0.47	0.17	0.11	0.13	0.14	0.08	0.36	0.27	0.20
13	0.08	0.09	0.33	0.13	0.10	0.13	0.11	0.06	0.24	0.14	0.14
14	1.71	1.09	0.67	0.25	0.16	0.19	0.10	0.05	0.14	0.15	0.45
15		-0.01	0.22	0.11	0.08	0.16	0.12	0.05	0.19	0.18	0.12
16	0.11	0.11	0.19	0.08	0.04	0.08	0.11	0.07	0.14	0.14	0.11
X/día con	2.54	1.16	0.82	0.24	0.21	0.20	0.04	-0.06	0.09	0.05	0.53
X/día sin	-0.02	0.07	0.30	0.12	0.10	0.13	0.11	0.06	0.20	0.17	0.13

## Anexo 2. Resultados de las variables sin extrapolación

CON ORINA										
DATO	14/08/17	16/08/17	18/08/17	20/08/17	22/08/17	24/08/17	26/08/17	2/09/17	9/09/17	16/09/17
N <sub>2</sub> O	2.54	1.16	0.82	0.24	0.21	0.20	0.04	-0.06	0.09	0.05
NO <sub>3</sub>	27.96	5.51	6.47	5.72	8.87	10.17	11.97	5.67	2.30	2.52
NH <sub>4</sub>	135.00	64.80	63.00	53.10	64.80	56.70	54.00	58.50	59.40	50.40
Densidad	0.90	0.86	0.87	0.86	0.86	0.88	0.90	0.90	0.86	0.87
EPLLA	29.58	28.38	35.19	36.35	33.75	33.23	33.41	32.41	32.60	41.20

SIN ORINA										
DATO	14/08/17	16/08/17	18/08/17	20/08/17	22/08/17	24/08/17	26/08/17	2/09/17	9/09/17	16/09/17
N <sub>2</sub> O	-0.02	0.07	0.30	0.12	0.10	0.13	0.11	0.06	0.20	0.17
NO <sub>3</sub>	8.93	3.77	5.20	5.83	4.23	4.90	4.08	3.27	3.46	1.08
NH <sub>4</sub>	63.90	69.30	74.70	58.50	65.70	46.80	65.70	64.80	65.70	45.00
Densidad	0.93	0.90	0.90	0.89	0.92	0.93	0.94	0.94	0.88	0.89
EPLLA	29.26	28.74	35.47	35.77	36.12	36.08	32.24	33.47	35.40	45.13

## Anexo 3. Temperaturas del suelo (10 cm), dentro de la cámara y ambiental

SECA										
N° DIA	T° SUELO			T° DENTRO DE LA CÁMARA			T° FUERA DE LA CÁMARA			T° KELVIN
	T Inicial °C	T Final °C	T° Promedio	T Inicial °C	T Final °C	T° Promedio	T Inicial °C	T Final °C	T° Promedio	
1	16.8	19.6	18.20	21.3	26.5	23.90	14.9	17.7	16.30	297.05
2	13.3	15.5	14.40	19.6	28.1	23.85	15.5	15.1	15.30	297.00
3	14	16.8	15.40	21.6	26.5	24.05	14.9	16.1	15.50	297.20
4	11.3	12.3	11.80	17.1	16.1	16.60	13.7	11.6	12.65	289.75
5	11.6	13.6	12.60	14.4	21.9	18.15	10.3	13.6	11.95	291.30
6	14.9	16.6	15.75	25.2	26.2	25.70	14.9	18.6	16.75	298.85
7	10.4	11.5	10.95	14.8	19.2	17.00	10.8	11.6	11.20	290.15
8	10.3	10.4	10.35	10.2	17.7	13.95	7.7	11.2	9.45	287.10
9	17.8	20.1	18.95	20.7	26.6	23.65	14.7	16.7	15.70	296.80
10	9.4	11.2	10.30	15	20.7	17.85	10.5	9.6	10.05	291.00

### Anexo 4. Análisis de caracterización del suelo

PH (1:1)	C.E (1:1) DS/M	CaCO 3	MO	P	K	Análisis Mecánico			CLS TEX T.	C/C	Cationes Cambiables				
						Arena	Limo	arcilla			Ca+	Mg+2	k+	Na+	Al+3 H+
						%	%	%			meq/100 g				
5.67	0.1	0	10.92	32.3	414	47	33	20	Fr.	29.76	8.93	1.1	1.34	0.12	0.2

### Anexo 5. Medidas de altura interna de la cámara para obtener el volumen

N° CÁMARA	h1 cm	h2 cm	h3 cm	h4 cm	promedio en centímetros	promedio en metros
1	28.5	28.5	27.5	27	27.9	0.28
2	28.5	28	26	27	27.4	0.27
3	29.5	27.5	26.5	27.5	27.8	0.28
4	30	28.5	26	26.2	27.7	0.28
5	23.6	27.4	27.7	27	26.4	0.26
6	26.4	28.6	27.8	27.6	27.6	0.28
7	25	28.6	27.6	27.6	27.2	0.27
8	21.3	27	27	22	24.3	0.24
9	27.4	26.5	21	26.8	25.4	0.25
10	25.5	25.3	26.9	24.3	25.5	0.26
11	28.2	27	27	28.2	27.6	0.28
12	27.2	28.4	27.7	26.7	27.5	0.28
13	27.4	27.2	26.2	27.4	27.1	0.27
14	26.3	28.3	29.3	27.6	27.9	0.28
15	27.3	27.6	26.6	28.2	27.4	0.27
16	23.6	26.3	26	24.1	25.0	0.25

### Anexo 6. ANVA

Source	DF	Squares	Mean Square	F Value	Pr>F
Model	1	115265.9125	115265.9125	78.24	<.0001
Error	9	13258.5679	1473.1742		
Corrected Total	10	128523.4804			

R-Square	0.896839
Coeff Var	15.50318
Root MSE	38.38195
Mean	247.5748