



**Emisiones de gases efecto invernadero en caña de azúcar  
en Tucumán, Argentina: incidencia del quemado del  
rastrojo y la fertilización nitrogenada**

**TESIS DOCTORAL**

**Por**

**JORGE ELÍAS CHALCO VERA**

**-2018-**

**Trabajo de Tesis presentado en cumplimiento parcial de los requisitos para la obtención del grado académico superior de:**

**DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Facultad de Agronomía y Zootecnia**

**Universidad Nacional de Tucumán**

**Ing. Agr. Jorge Elías Chalco Vera**

*Tesista*

**Dr. Sergio Salazar**

*Co-director*

**Dr. Martín M. Acreche**

*Director*

**Dr. Raúl Pedraza**

**Dr. Ignacio Gasparri**

*Comisión de Supervisión*

El presente trabajo de Tesis fue realizado en la Estación Experimental Agropecuaria Famaillá del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), en el marco de una beca doctoral otorgada por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

Marzo de 2018, Tucumán, Argentina.

Dedicado a...

mis padres Juan y Angélica por la entrega de su amor infinito,

mis hermanos Matías, Fabiana y Carolina por su confianza, aguante y apoyo incondicional en todo momento,

mi sobrino Salvador quien en los últimos años de esta investigación profesó en mí una particular forma de amar y de ser,

mi cuñado Andrés por su acompañamiento y ejemplo de esfuerzo,

y a toda mi familia por los valores de trabajo, honestidad y sencillez inculcados.

## ***RECONOCIMIENTOS Y AGRADECIMIENTOS***

Agradezco a Dios por la inspiración, protección y guía particular durante el periodo de mi investigación.

Agradezco al CONICET por concederme la oportunidad de ejercer mi trabajo en el ámbito de la investigación, en particular a mis directores de beca Alejandro Valeiro y Gabriela Posse.

Al INTA por brindarme, además de las prestaciones y la atención para desarrollar esta investigación, el compañerismo y los valores de su gente y, especialmente, por las invalorable amistades que obtuve durante este proceso de formación. Particularmente a Sergio Salazar (mi co-director de tesis) por su acompañamiento y consejos imprescindibles para llevar adelante esta tesis y por su ejemplar compromiso con mi formación. Al grupo Caña de Azúcar y Gestión Ambiental del INTA Famaiyllá, en especial a Julio Sáez, Enrique F. de Ullivarri y Luis Erazzú por el acompañamiento invalorable para realizar las tareas de campo.

Agradezco a la Facultad de Agronomía, Zootecnia y Veterinaria de la Universidad Nacional de Tucumán por ofrecerme esta valiosa alternativa de formación. Gracias a la Cátedra de Microbiología Agrícola, por la invalorable prestación brindada a través de Nadia Lovaisa y Paola Delaporte para realizar parte de este trabajo de tesis.

Agradezco a los miembros de la Comisión de Supervisión, Raúl Pedraza e Ignacio Gasparri, por sus valiosas sugerencias y aportes a esta tesis.

Agradezco a mis compañeros de oficina (Rocío P., José G., Rolando Q. y Constanza A.) esenciales en mi vida durante este periodo de formación, y con quienes compartí innumerables momentos de alegrías y tristezas siempre con el optimismo de superar todos los desafíos que se nos presentaron en el quehacer de nuestro trabajo. A los compañeros de laboratorio y los de campo por la ayuda incondicional ofrecida para hacer parte del trabajo experimental de esta tesis.

Quiero agradecerle especialmente a mi director de tesis Martín Acreche, quien además de ser el guía fundamental para realizar esta tesis, sin saberlo, inspiró y profesó en mí una motivación especial por la investigación y el trabajo en equipo, a través de las concepciones de compromiso y responsabilidad compartidas en todos los sentidos de la vida.

## **TABLA DE CONTENIDOS**

<b>TABLA DE CONTENIDOS</b> .....	v
<b>LISTA DE TABLAS</b> .....	viii
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	x
<b>RESUMEN</b> .....	1
<b>CAPITULO UNO</b> .....	2
<i>Introducción general</i> .....	2
<b>1.1 Cambio climático</b> .....	2
1.1.1 Efecto invernadero .....	2
1.1.2 Cambio climático y el hombre .....	3
1.1.3 Aspectos sociales y políticos del cambio climático .....	4
1.1.3.1 Aportes de la Argentina en la lucha contra el cambio climático .....	6
1.1.3.2 Incertidumbres sobre el cambio climático .....	7
1.1.4 Cambio climático y la agricultura .....	9
1.1.4.1 Emisiones de gases efecto invernadero debido a la conversión de la vegetación natural en cultivos o pasturas.....	10
1.1.4.2 El carbono del suelo y la pérdida del mismo por actividades agrícolas .....	12
<b>1.2 La caña de azúcar en el contexto del cambio climático</b> .....	13
1.2.1 La caña de azúcar en Argentina .....	13
1.2.2 La caña de azúcar y el cambio en el uso del suelo .....	14
1.2.3 Emisiones de gases efecto invernadero provenientes del cultivo de caña de azúcar .....	16
<b>1.3 Declaración del problema</b> .....	22
<b>1.4 Objetivos e hipótesis de la investigación</b> .....	25
1.4.1 Objetivo general.....	25
1.4.2 Objetivos específicos.....	25
1.4.3 Hipótesis planteadas .....	25
<b>1.5 Justificación del Estudio</b> .....	26
<b>CAPITULO DOS</b> .....	27
<i>Materiales y métodos</i> .....	27
<b>2.1 Localización y descripción del área de estudio</b> .....	27
<b>2.2 Diseño experimental</b> .....	28
<b>2.3 Recopilación de información</b> .....	30
2.3.1 Determinación de las tasas de emisión de dióxido de carbono, metano y óxido nítrico del cultivo de la caña de azúcar .....	30
2.3.1.1 Muestreo de gases .....	31
2.3.1.2 Determinación de las concentraciones de los gases .....	31
2.3.1.3 Cálculo del flujo de los gases.....	32
2.3.2 Determinación de las emisiones totales de gases efecto invernadero .....	33
<b>2.4 Análisis estadístico</b> .....	34
<b>CAPITULO TRES</b> .....	35
<i>Secuestro potencial de carbono del sistema suelo-caña de azúcar en Tucumán, Argentina</i> .....	35
<b>3.1 Introducción</b> .....	35
<b>3.2 Materiales y Métodos</b> .....	36
<b>3.3 Resultados</b> .....	38
3.3.1 Balance de carbono del suelo .....	38

3.3.1.1	Entrada de carbono al sistema suelo-caña de azúcar.....	38
3.3.1.2	Salidas de carbono del sistema suelo-caña de azúcar.....	39
3.3.1.3	Secuestro o pérdida potencial de carbono del sistema suelo-caña de azúcar ....	40
3.3.2	Reducción de la entrada de carbono y nitrógeno al sistema suelo-caña de azúcar debido a las emisiones de gases efecto invernadero por el quemado de rastrojo.....	40
3.4	Discusión .....	42
3.5	Conclusiones .....	45
CAPITULO CUATRO	.....	46
	<i>Tasas de emisión de gases efecto invernadero durante el ciclo de cultivo del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, Argentina</i> .....	46
4.1	Introducción.....	46
4.2	Materiales y métodos.....	48
4.2.2	Establecimiento de los principales factores del suelo y ambientales relacionados a los cambios en los patrones de emisión de gases efecto invernadero de la caña de azúcar ....	48
4.2.2.1	Determinación de la densidad aparente, del contenido humedad y la temperatura de suelo .....	48
4.2.2.2	Determinación de nitratos y amonio .....	49
4.2.2.3	Determinación de la actividad microbiana del suelo.....	49
4.2.3	Análisis estadístico .....	49
4.3	Resultados.....	50
4.3.1	Temperatura y precipitaciones durante las estaciones de cultivo .....	50
4.3.2	Emisiones de dióxido de carbono.....	51
4.3.2.1	Patrón estacional de las emisiones de dióxido de carbono .....	51
4.3.2.2	Emisiones acumuladas anuales de dióxido de carbono .....	53
4.3.3	Emisiones de metano .....	54
4.3.3.1	Patrón de las emisiones de metano .....	55
4.3.3.2	Emisiones acumuladas anuales de metano.....	57
4.3.4	Emisiones de óxido nitroso.....	58
4.3.4.1	Patrón de las emisiones de óxido nitroso.....	59
4.3.4.2	Emisiones acumuladas anuales de óxido nitroso .....	62
4.3.4.3	El factor de emisión de óxido nitroso de la urea sólida incorporada al suelo en caña de azúcar .....	63
4.3.5	Análisis de las propiedades edáficas y microbiológicas del suelo y su relación con las emisiones de gases efecto invernadero. ....	64
4.3.5.1	Asociaciones entre las emisiones de dióxido de carbono y las condiciones ambientales .....	64
4.3.5.2	Asociaciones entre las emisiones de metano y las condiciones ambientales.....	65
4.3.5.3	Asociaciones entre las emisiones de óxido nitroso y los factores ambientales ...	66
4.3.5.4	Actividad microbiana total y su relación con las emisiones de gases efecto invernadero .....	67
4.4	Discusión .....	68
4.4.1	Emisiones de dióxido de carbono.....	68
4.4.2	Emisiones de metano .....	70
4.4.3	Emisiones de óxido nitroso.....	71
4.5	Conclusiones .....	75
CAPITULO V	.....	76

<i>Emisiones de gases efecto invernadero del sistema suelo-caña de azúcar de la provincia de Tucumán, Argentina</i> .....	76
<b>5.1 Introducción</b> .....	76
<b>5.2 Materiales y Métodos</b> .....	77
<b>5.2.1 Escalamiento de las emisiones de gases efecto invernadero para la provincia de Tucumán</b> .....	77
<b>5.2.1.1 Emisiones provinciales de gases efecto invernadero debido al quemado de rastrojo de la caña de azúcar</b> .....	78
<b>5.2.1.2 Emisiones provinciales de gases efecto invernadero del sistema suelo-caña de azúcar durante el ciclo de crecimiento del cultivo</b> .....	79
<b>5.2.2 Análisis de sensibilidad de las emisiones provinciales de gases efecto invernadero</b> .....	80
<b>5.3 Resultados</b> .....	80
<b>5.3.1 Emisiones provinciales de gases efecto invernadero debido al quemado de rastrojo de la caña de azúcar</b> .....	80
<b>5.3.2 Emisiones provinciales de gases efecto invernadero del sistema suelo-caña durante el ciclo de crecimiento del cultivo</b> .....	81
<b>5.3.3 Emisiones totales de gases efecto invernadero por la actividad agrícola de la caña de azúcar en Tucumán</b> .....	82
<b>5.3.4 Análisis de sensibilidad de las emisiones totales de gases efecto invernadero debido a caña de azúcar</b> .....	82
<b>5.4 Discusión</b> .....	83
<b>5.5 Conclusiones</b> .....	85
<b>CAPITULO VI</b> .....	86
<i>Discusión general</i> .....	86
<b>6.1 Principales hallazgos de la tesis</b> .....	86
<b>6.2 Contratación de hipótesis</b> .....	89
<b>6.3 Investigación futura</b> .....	91
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	93

## ***LISTA DE TABLAS***

<b>Tabla 1. Emisiones de N<sub>2</sub>O de suelos con caña de azúcar en diferentes partes del mundo. Fuente: Lisboa <i>et al.</i> (2011).....</b>	<b>18</b>
<b>Tabla 2. Fechas de aplicación de tratamientos, cosecha, temperatura media y precipitación total durante los ciclos agrícolas de la caña de azúcar 2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015 en Tucumán. ....</b>	<b>29</b>
<b>Tabla 3. Factores de emisión (g kg<sup>-1</sup> materia seca quemada) para varios tipos de residuos agrícolas. Los valores son promedios ± desvío estándar y están basados en la revisión integral de Andreae y Marlet (2001). ....</b>	<b>34</b>
<b>Tabla 4. Cantidad estimada de rastrojo de caña de azúcar que ingresa al sistema suelo-caña de azúcar por ciclo agrícola para los cuatro tratamientos de caña de azúcar en Tucumán. ....</b>	<b>38</b>
<b>Tabla 5. Cantidad estimada de carbono (C) que ingresa al suelo por ciclo agrícola para los cuatro tratamientos de caña de azúcar en Tucumán. ....</b>	<b>39</b>
<b>Tabla 6. Cantidad medida de carbono (C) que sale del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán por ciclo agrícola para los cuatro tratamientos de esta tesis. ....</b>	<b>39</b>
<b>Tabla 7. Balance de entradas y salidas de carbono (C) del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán para los tratamientos aplicados en los tres ciclos agrícolas. ....</b>	<b>40</b>
<b>Tabla 8. Emisiones estimadas de gases efecto invernadero (GEI) debido a la quema del rastrojo de caña de azúcar en Tucumán para los tres ciclos agrícolas. ....</b>	<b>41</b>
<b>Tabla 9. Pérdidas estimadas de carbono (C) y nitrógeno (N) (kg ha<sup>-1</sup>) en forma de gas efecto invernadero debido al quemado del rastrojo de caña de azúcar en Tucumán para los tres ciclos agrícolas. ....</b>	<b>42</b>
<b>Tabla 10. Flujos medios anuales de dióxido de carbono (mg C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) para los cuatro tratamientos de caña de azúcar y el monte nativo de referencia en Tucumán, en los tres ciclos agrícolas analizados en Tucumán. ....</b>	<b>51</b>
<b>Tabla 11. Flujos medios de metano (µg C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) para los cuatro tratamientos de caña de azúcar y el monte nativo de referencia en Tucumán. ....</b>	<b>55</b>
<b>Tabla 12. Medias anuales ajustadas y errores estándar de los flujos de N<sub>2</sub>O para la interacción entre los tratamientos y los ciclos agrícolas en caña de azúcar en Tucumán. ....</b>	<b>59</b>
<b>Tabla 13. Factores de emisión medio de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) ± error estándar para la urea aplicada e incorporada al suelo en caña de azúcar en Tucumán, expresados como porcentajes de N-N<sub>2</sub>O por kg de N aplicado. ....</b>	<b>64</b>
<b>Tabla 14. Coeficientes de correlación entre las emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y los factores ambientales para los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán (2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015). ....</b>	<b>65</b>



<b>Tabla 15. Coeficientes de correlación entre las emisiones de metano (CH<sub>4</sub>) y los factores ambientales para los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán (2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015).</b> .....	<b>66</b>
<b>Tabla 16. Coeficientes de correlación entre las emisiones de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y los factores ambientales para los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán (2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015).</b> .....	<b>66</b>
<b>Tabla 17. Medias anuales ajustadas y errores estándar de la hidrólisis de la FDA para la interacción entre los tratamientos (caña de azúcar y monte nativo) y los ciclos agrícolas en Tucumán.</b> .....	<b>67</b>
<b>Tabla 18. Superficies totales con caña de azúcar, con y sin quema para los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015 en Tucumán (adaptado de Carreras Baldrés <i>et al.</i> (2016) y Dirección de Estadística de Tucumán (2017).</b> ....	<b>78</b>
<b>Tabla 19. Reportes de cantidades de rastrojo (t MS ha<sup>-1</sup>) generados por la cosecha de caña de azúcar en Tucumán.</b> .....	<b>79</b>
<b>Tabla 20. Emisiones de gases efecto invernadero (Gg CO<sub>2</sub> eq.) por quema de rastrojo para los dos ciclos agrícolas analizados en Tucumán. Considera las emisiones del óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y metano (CH<sub>4</sub>).</b> .....	<b>80</b>
<b>Tabla 21. Emisiones de gases efecto invernadero (GEI) totales debido al cultivo de caña de azúcar en la provincia de Tucumán (Gg CO<sub>2</sub> eq.) para distintos escenarios de proporciones de superficie con rastrojo quemado y de precipitación del ciclo agrícola.</b> .....	<b>82</b>
<b>Tabla 22. Balance potencial de carbono (C) del sistema suelo-caña de azúcar para la provincia de Tucumán.</b> .....	<b>86</b>
<b>Tabla 23. Balances de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) totales (considerando el balance de carbono en el suelo) en Gg CO<sub>2</sub> eq. debido al cultivo de caña de azúcar para la provincia de Tucumán.</b> .....	<b>89</b>

## **LISTA DE FIGURAS**

<b>Figura 1. Emisiones de gases efecto invernadero (GEI) por sector productivo y agrupados según el nivel de ingreso de los países.....</b>	<b>6</b>
<b>Figura 2. Emisiones de gases efecto invernadero (GEI) por sector productivo para la República Argentina. ....</b>	<b>7</b>
<b>Figura 3. Localización del sitio experimental, Ruta Provincial 301, km 32, EEA INTA Famaillá, Tucumán, Argentina. El símbolo amarillo marca la ubicación del ensayo. ....</b>	<b>27</b>
<b>Figura 4. Detalles de los tratamientos aplicados a la caña de azúcar del experimento y del área de referencia en Tucumán. N se refiere a nitrógeno. ....</b>	<b>29</b>
<b>Figura 5. Cámara cerrada y ventilada utilizada para el muestreo de gases. A: cabeza de cámara; B: base de cámara; C: puerto de muestreo; D: puerto de venteo; E: bomba manual de vacío; F: vial de muestra (10ml); G: termómetro de suelo; H: pipeta con agua; I: cronómetro. ....</b>	<b>30</b>
<b>Figura 6. Esquema de la disposición de las cámaras de muestreo en el ensayo experimental. ....</b>	<b>31</b>
<b>Figura 7. Diagrama que muestra el proceso completo de toma, cuantificación y cálculo de los flujos de los gases. ....</b>	<b>33</b>
<b>Figura 8. Patrón de las precipitaciones (a) y de las temperaturas medias (b) en los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán. Las líneas punteadas representan los valores promedio para la serie histórica 1968-2014. ....</b>	<b>50</b>
<b>Figura 9. Patrón de los flujos de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) durante los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán. Las barras representan el error estándar. Las flechas indican los momentos de la cosecha (C), la quema de rastrojo (Q) y la fertilización nitrogenada (F). ....</b>	<b>53</b>
<b>Figura 10. Emisión acumulada anual de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) para los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán, los cuatro tratamientos aplicados y el monte nativo de referencia. Barras con una letra común no son significativamente diferentes (<math>p &gt; 0,01</math>). ....</b>	<b>54</b>
<b>Figura 11. Patrón de los flujos de metano (CH<sub>4</sub>) durante los tres ciclos de caña de azúcar analizados en Tucumán. Las barras representan el error estándar. Las flechas indican los momentos de la cosecha (C), la quema de rastrojo (Q) y la fertilización con N (F). ....</b>	<b>56</b>
<b>Figura 12. Flujo acumulado anual de CH<sub>4</sub> para los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán, los cuatro tratamientos aplicados y el monte nativo de referencia. Barras con una letra común no son significativamente diferentes (<math>p &gt; 0,01</math>). ....</b>	<b>58</b>
<b>Figura 13. Patrón de los flujos de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) durante los tres ciclos de caña de azúcar analizados en Tucumán. Las barras representan el error estándar. Las flechas indican los momentos de la cosecha (C), la quema de rastrojo (Q) y la fertilización nitrogenada (F). ....</b>	<b>61</b>
<b>Figura 14. Emisión acumulada anual de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) para los tres ciclos agrícolas analizados, los cuatro tratamientos de caña de azúcar aplicados en Tucumán y el monte nativo de referencia. Barras con una letra común no son significativamente diferentes (<math>p &gt; 0,01</math>). ....</b>	<b>63</b>
<b>Figura 15. Emisiones de gases efecto invernadero (óxido nitroso: N<sub>2</sub>O y metano: CH<sub>4</sub>) generadas por el cultivo de caña de azúcar durante cada ciclo agrícola a nivel de la provincia de Tucumán (Gg CO<sub>2</sub> eq.), para las superficie con y sin quema. ....</b>	<b>81</b>

## ***RESUMEN***

En la caña de azúcar, la aplicación de fertilizante nitrogenado y el quemado de rastrojo post-cosecha son prácticas que liberan gases de efecto invernadero (GEI), perjudicando la sustentabilidad de la producción. Con el objetivo de determinar el efecto de dichas prácticas de manejo sobre las emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y metano (CH<sub>4</sub>) durante el ciclo de cultivo y sobre los balances de carbono del suelo, se estableció un experimento a campo durante tres ciclos agrícolas consecutivos, utilizando la metodología de las cámaras estáticas. Los tratamientos evaluados fueron cuatro manejos en caña de azúcar: i) con quema del rastrojo y fertilización nitrogenada; ii) con quema del rastrojo sin fertilización nitrogenada iii) sin quema del rastrojo con fertilización nitrogenada; iv) sin quema del rastrojo sin fertilización nitrogenada; y un sistema de referencia: v) monte nativo. La caña de azúcar posee un balance positivo (secuestro) potencial de 2.03 t ha<sup>-1</sup> de carbono, el cual es reducido debido a la quema del rastrojo y la no fertilización nitrogenada. La quema del rastrojo incrementó las emisiones de N<sub>2</sub>O cuando se aplicó fertilizante. La aplicación anual de urea en el tratamiento sin quema de rastrojo resultó en un factor de emisión promedio (en condiciones climáticas modales de esta área cañera) de 0,73%. Este factor fue menor que el factor propuesto por defecto (1%) por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC). Las emisiones acumuladas de CH<sub>4</sub> para los tratamientos con caña de azúcar no superaron los 1,2 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; mientras que para el tratamiento de monte nativo hubo capturas significativas y regulares de CH<sub>4</sub> durante todos los ciclos agrícolas. Estrategias de mitigación como evitar la quema del rastrojo y/o disminuir la dosis de fertilización nitrogenada pueden reducir las emisiones totales de GEI de esta agroindustria en Tucumán.

# CAPÍTULO UNO

## *Introducción general*

### **1.1 Cambio climático**

#### **1.1.1 Efecto invernadero**

El complejo climático se define como un sistema interactivo compuesto por la atmósfera, la superficie terrestre, el hielo y/o la nieve, los océanos, otros cuerpos de agua y los elementos vivos. El estado medio del componente atmosférico del sistema (incluyendo principalmente las precipitaciones y la temperatura) caracteriza al clima, el cuál evoluciona con el paso del tiempo influenciado por su propia dinámica y por factores externos (IPCC, 2007).

Se ha determinado que parte de la atmósfera terrestre actúa como una manta aislante, atrapando suficiente energía solar para mantener la temperatura media global en un rango adecuado para la vida. La "manta" contiene una colección de gases atmosféricos llamados "gases de efecto invernadero" (GEI) basado en la idea de que los gases también "atrapan" el calor como las paredes de un invernadero. Los GEI absorben y emiten radiación dentro de la gama de infrarrojos térmicos (IPCC, 2007). Los principales GEI en la atmósfera terrestre son el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), el metano (CH<sub>4</sub>) y el óxido nitroso (N<sub>2</sub>O). Sin los GEI, la temperatura de la tierra promediaría unos 33°C más fríos por debajo de la media de 14°C (Karl y Trenberth, 2003; Treut *et al.*, 2007). Por lo tanto el efecto invernadero natural de la Tierra hace posible la vida.

En 1896, Svante Arrhenius (Arrhenius, 1896) encontró que la temperatura superficial media de la tierra era alrededor de 14°C debido a la capacidad de absorción de calor (infrarrojo) del vapor de agua y del CO<sub>2</sub>. Esto se conoció como el efecto invernadero natural. Arrhenius sugirió que una duplicación de la concentración de CO<sub>2</sub> conduciría a un aumento de temperatura de 5°C. Arrhenius y Thomas Chamberlin dedujeron que las actividades humanas podrían calentar la tierra añadiendo CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Maslin, 2009). Esta investigación fue un subproducto de una investigación para determinar si el CO<sub>2</sub> explicaría las causas de las grandes edades del hielo, lo que no se verificó hasta 1987. En la década de 1940, hubo desarrollos en espectroscopia infrarroja para medir la radiación de onda larga. En ese momento se demostró que el aumento de la cantidad de CO<sub>2</sub> atmosférico dio como resultado una mayor absorción de la radiación infrarroja. También se descubrió que el vapor de agua absorbía diferentes tipos de radiación que el CO<sub>2</sub>. Gilbert Plass (Plass, 1956) resumió estos resultados en 1955, concluyendo que la adición de más CO<sub>2</sub> a la atmósfera interceptaría la radiación infrarroja, que de otro modo se perdería en el espacio, calentando la tierra. A finales de la década de 1950 y principios de 1960, Charles Keeling (Keeling, 1960) utilizó tecnologías más modernas para producir curvas de concentración de CO<sub>2</sub> atmosférico en la Antártida y Mauna Loa (Hawái). Estas curvas se convirtieron en uno de los principales iconos del calentamiento global, ya que constituyen las primeras evidencias del aumento de las concentraciones de CO<sub>2</sub>.

En la década de los ochenta, definitivamente, la curva de la temperatura media anual comenzó a aumentar (IPCC, 1990). En 1979 se celebró en Ginebra la 1ª Conferencia Mundial sobre el Clima, convocada por la Organización Meteorológica Mundial (OMM). Dicha Conferencia giró entorno del calentamiento global y de cómo éste podría afectar a la actividad humana. La Conferencia emitió una declaración que convocaba a los gobiernos del mundo a controlar y prever cambios potenciales en el clima provocados por el ser humano y que pudieran resultar adversos para el bienestar de la humanidad. En 1988 se reconoció finalmente que el clima era más cálido que cualquier período desde 1880, la teoría del efecto invernadero fue ratificada y el Programa de las Naciones Unidas (NU) para el Medio Ambiente (PNUMA) y la OMM fundaron el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) con el fin de examinar y evaluar la información científica, técnica y socioeconómica generada en todo el mundo que sea de utilidad para comprender y mitigar el cambio climático (Maslin, 2009).

### **1.1.2 Cambio climático y el hombre**

Las concentraciones de GEI vienen siendo incrementadas por la acción antrópica desde antes de la Revolución Industrial (Rogner *et al.*, 2007) a una tasa anual de 0,4, 0,6 y 0,25% para CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, respectivamente (IPCC, 1996). Estos gases se caracterizan por persistir en la atmósfera por un periodo de tiempo muy prolongado provocando un constante aumento de las radiaciones y temperaturas (IPCC, 2001), produciendo la destrucción de la capa de ozono y el calentamiento global de la Tierra (Mosier *et al.*, 1998; Williams *et al.*, 2007)

Las actividades humanas tales como la producción de energía, el transporte, los procesos industriales y la agricultura (principalmente a través de acciones como la quema de combustibles fósiles, y la devastación de los bosques) incrementaron significativamente la concentración de los GEI en la atmósfera terrestre intensificando, a su vez, el efecto invernadero natural. La influencia humana en el sistema del clima es clara, y las recientes emisiones de origen antrópico son las más altas en la historia (IPCC, 2014).

El aumento de las concentraciones de GEI en la atmósfera afecta en gran medida la temperatura de la tierra a través de forzamiento radiativo. El forzamiento radiativo es el cambio en la radiación neta promedio resultante de la entrada y salida de radiación del planeta. Es importante destacar que por su naturaleza, cada GEI contribuye de manera diferente al forzamiento radiativo. Por este motivo, se ha definido para cada gas su potencial de calentamiento global (PCG). El PCG se define como el forzamiento radiativo acumulativo en 100 años por una masa unitaria de gas emitido ahora. El CO<sub>2</sub>, usado como gas de referencia tiene un PCG igual a 1, el CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O tienen un PCG igual a 21 y 310 veces el PGG del CO<sub>2</sub> (Forster *et al.*, 2007). Los GEI distintos del CO<sub>2</sub> (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, etc.) son convertidos a su valor equivalente en dióxido de carbono (CO<sub>2</sub> eq.), multiplicando la masa del gas en cuestión por su PCG. Existen otros gases como el monóxido de carbono (CO), óxido nítrico (NO) y hidrocarburos volátiles diferentes del CH<sub>4</sub> que no tienen un efecto directo de forzamiento radiativo pero influyen en la formación y destrucción del ozono (son precursores de ozono), el cual sí tiene un efecto absorbente de la radiación terrestre (Martínez *et al.*, 2004). Sin duda, estas propiedades de los gases resaltan su

importancia en el sistema planetario, ya que una Tierra más cálida puede generar cambios en los patrones de lluvia, capas de hielo polares mucho más pequeñas, aumento en el nivel del mar, y una amplia gama de impactos en plantas, vida silvestre y humanos (IPCC, 2013).

### **1.1.3 Aspectos sociales y políticos del cambio climático**

En respuesta a las importantes evidencias del cambio climático, en 1992 se llevó a cabo en Río de Janeiro (Brasil) la Conferencia de la ONU sobre Medio Ambiente y Desarrollo. En la misma se adoptó la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). Esta Convención, definió y diferenció el cambio climático atribuible a las actividades humanas que alteran la composición atmosférica, de la variabilidad climática atribuible a causas naturales. Dentro de los cambios persistentes de la composición de la atmósfera atribuibles a la actividad humana (cambios antrópicos, o de origen antrópico) se identificó el aumento del efecto invernadero (IPCC, 2007). De esta manera, la CMNUCC se convirtió en uno de los principales instrumentos legales y globales para controlar las concentraciones de GEI.

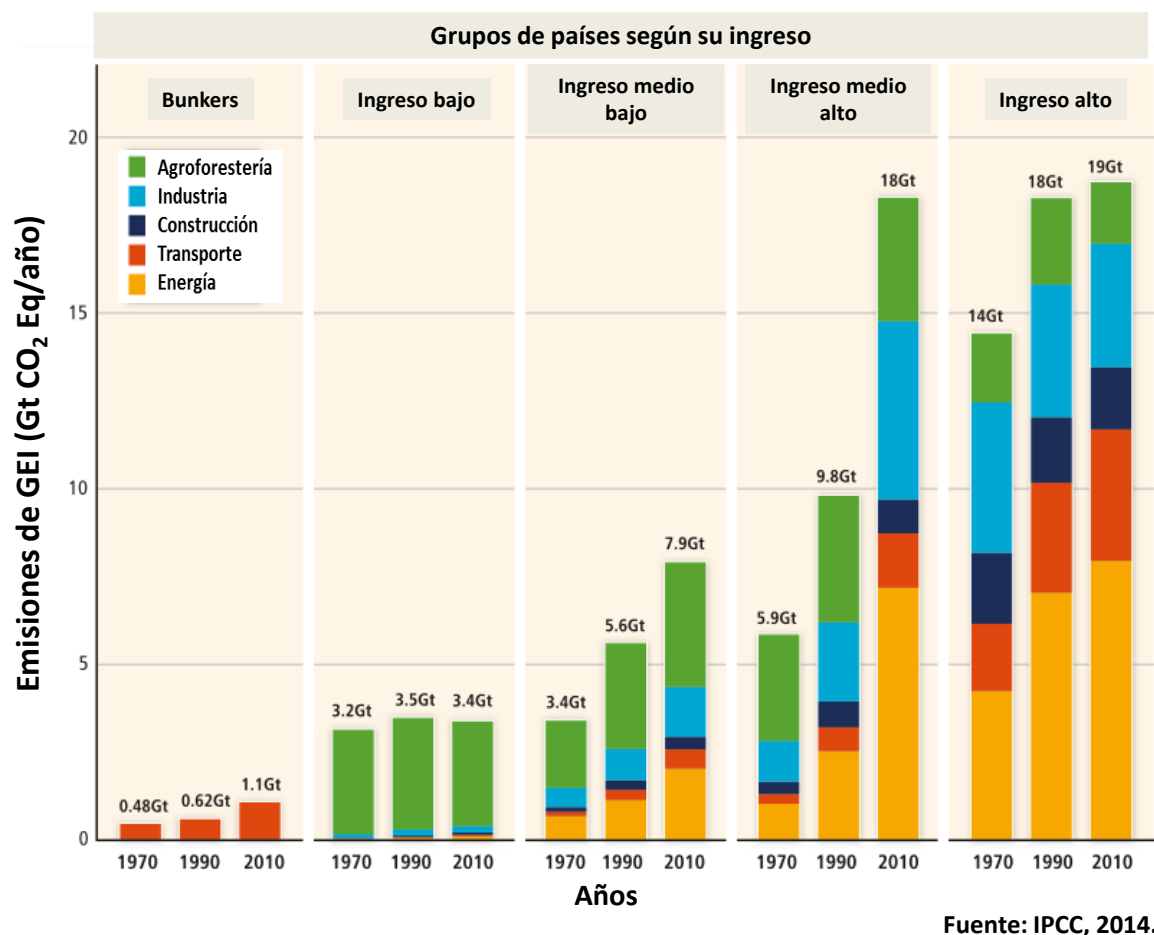
Importantes eventos sucedieron a partir de la CMNUCC (FAO, 2017a). En 1994, la CMNUCC entra en vigor después de que 50 países (Partes) hayan ratificado oficialmente la misma. En 1995 se celebró en Berlín, Alemania, la primera reunión de la Conferencia de las Partes (COP), establecida en el artículo siete de la CMNUCC, como órgano supremo para la aplicación de las medidas adoptadas en la CMNUCC. En 1997, la COP de la CMNUCC aprueba el Protocolo de Kioto en Kioto, Japón, requiriendo que los países participantes reduzcan sus emisiones antrópicas de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, hidrofluorocarbonos (HFC), perfluorocarbonos (PFC) y hexafluoruro de azufre (SF<sub>6</sub>) por lo menos un 5% por debajo de los niveles de 1990 en el período de compromiso de 2008 a 2012. Varios países como Estados Unidos y Australia retiraron su participación de la CMNUCC. Finalmente el protocolo entró en vigor el 16 de febrero de 2005. Posteriormente, en 2015, 195 países adoptaron el Acuerdo de París, el primer acuerdo universal sobre el clima. Actualmente, 197 Partes ratificaron la CMNUCC.

En virtud de la CMNUCC, las Partes deben informar sobre las emisiones y absorciones antrópicas nacionales de GEI, así como las medidas adoptadas para hacer frente al cambio climático y sobre los resultados obtenidos (ONU, 1992). La CMNUCC divide a las Partes en dos grupos principales: el Anexo I y el No Anexo I. El Anexo I representa 44 Partes, una de las cuales es una organización de integración económica regional (Unión Europea). Este grupo representa los países de ingresos medios y altos. El No Anexo I representa a 153 Partes, que se caracterizan por ser países de bajos y medianos ingresos (ONU, 1992). Para protocolizar los informes solicitados a las Partes, la CMNUCC solicitó al IPCC la elaboración de una serie de directrices para la preparación de los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero (NGHGI, por sus siglas en inglés).

Las Directrices del IPCC de 2006 describen cuatro sectores que son responsables de casi todas las emisiones y remociones antrópicas de GEI. El sector de Suministro de Energía es el mayor contribuyente a las emisiones mundiales de GEI. Los principales factores que contribuyen a esta tendencia son una creciente demanda de servicios energéticos y una creciente proporción

de carbón en la mezcla global de combustibles. El sector de Procesos Industriales y Uso de Productos genera emisiones de GEI procedentes de procesos industriales, del uso de GEI en productos y de usos no energéticos de carbono (C) fósil. Las principales fuentes de emisión son liberadas de procesos industriales que transforman física o químicamente materiales, y en producciones industriales de metales y cemento. Los GEI se utilizan a menudo en productos tales como refrigeradores, agroquímicos, espumas o latas de aerosol. El sector de Residuos incluye las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O que se emiten de las categorías: eliminación de residuos sólidos, tratamiento biológico de residuos sólidos, incineración y quema de residuos, tratamiento y descarga de aguas residuales. Dentro de éstas, la incineración y la quema a cielo abierto de desechos que contienen C fósil (por ejemplo, plásticos) son las fuentes más importantes de emisiones de CO<sub>2</sub>. Finalmente, el sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo (AFOLU /Agroforestería) se ocupa de las emisiones y absorciones antrópicas de GEI que ocurren en "tierra gestionada". La tierra manejada es tierra donde se han aplicado intervenciones y prácticas humanas para realizar funciones productivas, ecológicas o sociales. Abarca las fuentes agrícolas como el ganado, el manejo del estiércol y el uso de fertilizantes, así como las emisiones y absorciones de GEI de diferentes usos de la tierra, como la silvicultura, las praderas y los asentamientos (IPCC, 2006).

Mientras que los países de ingresos altos tienen mayores niveles de emisiones de GEI en todos los sectores, los países de bajos y medianos ingresos liberan proporcionalmente altas emisiones de GEI principalmente del sector AFOLU (Figura 1). Esto demuestra la importancia de que los países en desarrollo informen sobre las emisiones de GEI derivadas del sector AFOLU. Es importante señalar que el sector AFOLU es uno de los pocos sectores que además de liberar GEI a la atmósfera (fuentes), los remueve de la misma (sumidero). Esto significa que, aunque el sector AFOLU contribuye al cambio climático, puede proporcionar opciones de mitigación más grandes que las actuales emisiones de GEI. Claros ejemplos de estas opciones son la labranza reducida de los suelos, el uso de cultivos de cobertura o inter-cultivos, y las rotaciones con cultivos de alta fijación de CO<sub>2</sub> (IPCC, 2014).



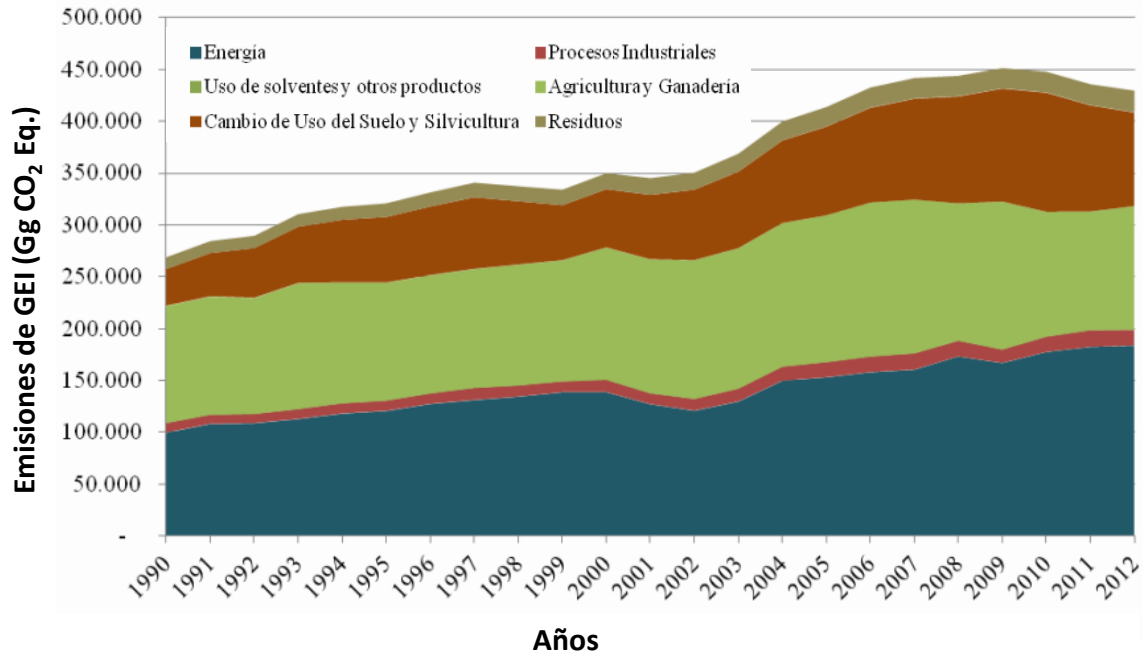
**Figura 1. Emisiones de gases efecto invernadero (GEI) por sector productivo y agrupados según el nivel de ingreso de los países.**

### 1.1.3.1 Aportes de la Argentina en la lucha contra el cambio climático

La Argentina ha participado activamente en el proceso de generación y desarrollo del régimen climático internacional, en particular en lo relativo a la CMNUCC. La Argentina ratificó la CMNUCC a través de la ley N° 24.295 en el año 1994. Con posterioridad, ratificó el Protocolo de Kioto, a través de la ley N° 25.438, promulgada en el año 2001. Por sus características socio-productivas, la Argentina participa en la CMNUCC como país “No Anexo I” y considera a la misma como el ámbito del sistema multilateral de negociación de la ONU apropiado para la construcción de un régimen climático internacional justo, eficaz y duradero (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2015). Como parte de las obligaciones asumidas, la Argentina adquirió la obligación de informar todo lo relevante para el logro de los objetivos de la CMNUCC, en particular sus inventarios nacionales de las emisiones antrópicas por sector, y de la absorción por sumideros de todos los GEI no controlados por el Protocolo de Montreal (tratado internacional negociado y diseñado en 1987 para proteger la capa de ozono). En este sentido, el país presentó ya tres Comunicaciones Nacionales, elaboró una “Estrategia Nacional en Cambio Climático” y envió recientemente a la CMNUCC su contribución prevista y determinada a nivel nacional (INDC, por sus siglas en inglés).



Los resultados de la “Tercera Comunicación Nacional del Gobierno de la Argentina a las Partes de la CMNUCC” estiman la evolución de las emisiones desde 1990 a 2012, diferenciando la contribución por los sectores que la componen (Figura 2). Es importante destacar que según estas estimaciones, hubo una tendencia creciente en las emisiones de GEI en el periodo 1990-2012, con un crecimiento promedio anual de 2,15%, y que el sector Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura tuvo el mayor crecimiento anual promedio (4,34% Figura 2).



Fuente: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2015.

**Figura 2. Emisiones de gases efecto invernadero (GEI) por sector productivo para la Argentina.**

### 1.1.3.2 Incertidumbre sobre el cambio climático

A pesar de ser un organismo altamente respetado, los informes climáticos del IPCC siguen siendo cuestionados por muchos otros científicos, lo que provoca nuevas investigaciones y respuestas frecuentes a los escépticos por parte del IPCC. La discusión del calentamiento global continúa hoy y los datos son constantemente revisados y renovados. Los modelos también se actualizan y se ajustan a nuevos descubrimientos y nuevas teorías.

Hasta el momento no se han tomado muchas medidas para hacer frente al cambio climático global. Esto se debe principalmente a las grandes incertidumbres que todavía rodean la teoría, ya que muchos países interponen sus intereses particulares por sobre los globales. Sin embargo, el cambio climático es un problema global, que es imposible resolver por países individuales.

Ante esto, la demanda y la necesidad de datos e información de los GEI continúan creciendo. Monitorear y reportar las emisiones y remociones de GEI de las actividades humanas es cada

vez más fundamental para que los países adopten medidas apropiadas y políticas que puedan ayudar a mitigar los efectos del cambio climático.

Por otro lado, las implicancias de las emisiones de GEI no sólo han motivado la negociación de acuerdos internacionales con compromisos de reducción de GEI orientados a mitigar este proceso, sino que también han incentivado medidas que afectan los flujos comerciales globales. Particularmente, los países desarrollados han argumentado que las políticas para hacer frente a los compromisos climáticos los ponen en una posición de desventaja frente a los países en desarrollo que no hayan asumido esas obligaciones. Esta posición se ha traducido en la aplicación de diversos mecanismos de ajuste que afectan a los precios de los bienes cuya producción se traduce en emisiones de GEI (Grand y D'Elia, 2017).

Un caso de particular relevancia es el de la Comisión Europea. En enero de 2008, la Comisión Europea expresó su decisión de que las emisiones por la producción de bienes y servicios en Europa bajaran 20% en 2020 con respecto a 1990. Sin embargo, con el fin de evitar que la reducción de las emisiones en sus jurisdicciones, asociadas a la implementación de una política de mitigación, sea compensada por un aumento de emisiones en otra jurisdicción (fenómeno conocido como “fuga de carbono”), extendió un sistema de permisos comercializables europeo llamado “EU ETS” (European Union Emissions Trading System) hasta 2020, poniendo especial énfasis en diferenciar en la normativa los sectores susceptibles de ser afectados por fuga de carbono (incluyendo principalmente los bienes y servicios del sector energético). Inicialmente, estos permisos comercializables han sido distribuidos gratuitamente en la Unión Europea, lo cual claramente pone en desventaja a los bienes y servicios importados, cuyo sector se ha clasificado como ‘susceptible de fuga de carbono’ (Grand y D'Elia, 2017). Los participantes del EU ETS pueden reducir sus emisiones internamente (mediante recambio tecnológico, implementación de prácticas de eficiencia energética, etc.) o acudir al mercado, donde pueden comprar permisos de emisión llamados “EUAs” (European Allowances Units) de otras instalaciones excedentarias, o bien certificados de reducción de emisiones generados por proyectos realizados en países en desarrollo o en Europa del Este. Cabe mencionar que el EU ETS no acepta certificados provenientes de proyectos forestales, bajo el argumento (tanto de la Comisión Europea como de ciertas ONGs ambientalistas) de que existen muchas incertidumbres científicas respecto de la permanencia del C capturado en bosques, y que las forestaciones contribuyen menos a la mitigación del cambio climático en el largo plazo que la reducción de emisiones provenientes de fuentes industriales. Asimismo, el EU ETS no acepta certificados provenientes de proyectos nucleares (Finanzas Carbono, 2017).

Actualmente, otros esquemas de bonos de carbono llevan adelante iniciativas similares, como son los casos de la legislación de California, Suiza, Australia, Nueva Zelanda y Corea del Sur (Martin *et al.*, 2014). En este sentido, la evaluación de las emisiones de GEI de los bienes y servicios se basa en el uso de herramientas tales como el Análisis del Ciclo de Vida (ACV) definida por las Normas ISO 14040 y 14044, y la huella de carbono (HC) definida por la Norma ISO 14067, estableciendo requisitos y directrices para la cuantificación y la comunicación de las emisiones de GEI de una cadena de producción. La HC es un método específico dentro del enfoque del ACV y resume todas las emisiones y remociones de GEI que ocurren dentro de los

límites del sistema de productos establecidos, expresados como equivalentes de CO<sub>2</sub>. De hecho, para evaluar sus emisiones de GEI, las certificaciones gubernamentales de la sostenibilidad de productos y servicios se basan en la metodología de la HC y las directrices del IPCC (Peter *et al.*, 2017).

Sin embargo, estas metodologías se sustentan específicamente en el uso de factores promedios de emisión (porcentajes y/o tasas de emisión) asignados por defecto según la actividad considerada y, por ejemplo, no tienen en cuenta las prácticas locales características de cada sistema productivo de bienes y servicios, como ser el manejo de los recursos y residuos de cada industria, condiciones edafo-climáticas locales, las tecnologías utilizadas en cada sector, etc. Esto se traduce en la existencia de amplios márgenes e incertidumbres en los estudios de caso debido a diferencias en los supuestos metodológicos y las muchas variables implicadas en el cálculo (por ejemplo, diferentes sistemas de referencia, base de datos utilizada, unidades funcionales y procedimientos de asignación). A su vez, esto puede conducir también a la adquisición obligatoria de los permisos de emisión impuestos en los mercados regulados, es decir, a penalizaciones comerciales erróneas.

En el caso particular del sector AFOLU, debido a la escasez de datos sobre fuentes y sumideros de GEI, la mayoría de los países en desarrollo cuantifican actualmente las emisiones y reducciones agrícolas utilizando los factores de emisión del Nivel 1 del IPCC (tasas de emisión por defecto, calculadas para condiciones ambientales generales). Sin embargo, los actuales factores de emisión de Nivel 1 se calibran a partir de datos obtenidos principalmente de países desarrollados, donde las condiciones climáticas y de producción agrícola son disímiles a aquellas de los países en desarrollo, en donde muchas veces los sistemas productivos están caracterizados por pequeños y medianos agricultores (IPCC, 2006). En su mayor parte, existen datos insuficientes sobre las emisiones que caracterizan a la agricultura de pequeños y medianos agricultores para evaluar el nivel de precisión o inexactitud de las estimaciones de emisiones actuales. Consecuentemente, no hay información confiable sobre los balances agrícolas de GEI para las economías en desarrollo (Rosenstock *et al.*, 2013).

#### **1.1.4 Cambio climático y agricultura**

La agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra desempeñan un papel central para la seguridad alimentaria y el desarrollo sostenible (IPCC, 2014). La tierra proporciona alimentos, fibra y medios de subsistencia para aproximadamente 7.000 millones de personas en todo el mundo, siendo sin duda un recurso crítico para el desarrollo sostenible en muchas regiones. La agricultura es frecuentemente central como medio de subsistencia de muchos grupos sociales, especialmente en los países en desarrollo, donde a menudo representa una parte significativa de la producción (IPCC, 2014).

Globalmente, las tierras de cultivo y los pastizales se han convertido en uno de los mayores biomas terrestres del planeta, rivalizando con la cobertura forestal en extensión, y ocupando el 40% de la superficie terrestre (Asner *et al.*, 2004; Ramankutty y Foley, 1999). El cambio en las prácticas de uso del suelo ha permitido que las cosechas de cereales del mundo se dupliquen en las últimas cuatro décadas, por lo que ahora superan los 2.000 millones de toneladas al año

(Mann, 1999). Parte de este incremento puede atribuirse a un incremento de 12% en el área de tierras cultivables del mundo, pero la mayor parte de estas ganancias de producción resultaron de tecnologías asociadas a la "Revolución Verde", tales como el uso de cultivares de alto rendimiento, fertilizantes químicos y pesticidas, mecanización e irrigación (Matson *et al.*, 1997; Wood *et al.*, 2000). Durante los últimos 40 años, se ha producido un aumento de aproximadamente 700% en el uso de fertilizantes a nivel mundial (Matson *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 2001), y cerca de un 70% de aumento en el área de tierras de cultivo irrigadas (Rosegrant *et al.*, 2002; Gleick, 2003).

Aunque la agricultura moderna ha tenido éxito en aumentar la producción de alimentos, también ha causado daños ambientales extensos. Por ejemplo, el aumento del uso de fertilizantes ha llevado a la degradación de la calidad del agua en muchas regiones (Matson, 1997; Pimm y Raven, 2000; Bennett *et al.*, 2001). Además, algunas tierras de regadío se han salinizado fuertemente, causando la pérdida mundial de aproximadamente 1,5 millones de hectáreas de tierra arable por año (Wood *et al.*, 2000). La pérdida de hábitats nativos también afecta la producción agrícola degradando los servicios de los polinizadores, especialmente las abejas (Kremen *et al.*, 2002; Ricketts *et al.*, 2004). A su vez, estas prácticas agrícolas han llevado a incrementar fuertemente las emisiones de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> (IPCC, 2007). En resumen, las prácticas modernas de uso de la tierra agrícola pueden estar negociando aumentos en la producción de alimentos a corto plazo por pérdidas a largo plazo en los servicios de los ecosistemas, incluyendo muchos que son importantes para la agricultura (Foley, 2005). Por lo tanto, la mitigación del cambio climático, a través de la disminución en las emisiones de GEI, es sólo una de muchas medidas que son vitales para el bienestar humano. Consecuentemente, las opciones de mitigación en el sector conformado por la agricultura, la silvicultura y otros usos del suelo, deben ser evaluadas, en la medida de lo posible, por su impacto potencial en todos los otros servicios prestados por la tierra.

#### **1.1.4.1 Emisiones de gases efecto invernadero debido a la conversión de la vegetación natural en cultivos o pasturas**

Las actividades antrópicas de uso de la tierra (por ejemplo, manejo de tierras de cultivo, bosques, pastizales, humedales) y cambios en el uso de tierras (CUS) (por ejemplo, conversión de tierras forestales y pastizales naturales en tierras de cultivo y pasturas o forestación) provocan cambios superpuestos a los flujos de GEI naturales. La agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra pueden constituirse en fuentes de CO<sub>2</sub> (por ejemplo, deforestación, drenaje de turberas), sumideros de CO<sub>2</sub> (por ejemplo, forestación, manejo para el secuestro de carbono en el suelo), y/o emisiones de otros GEI (por ejemplo, CH<sub>4</sub> de ganado y arroz, N<sub>2</sub>O del almacenamiento de estiércol, fertilización en suelos agrícolas y combustión de biomasa). Se estima que el flujo anual de GEI proveniente de las actividades de uso y cambio de uso de la tierra es aproximadamente de 4,3 a 5,5 Gt CO<sub>2</sub> eq.año<sup>-1</sup> (IPCC, 2014). Globalmente, la agricultura es directamente responsable del 14% de las emisiones anuales de GEI e induce un 17% adicional de emisiones de GEI a través del cambio de uso de la tierra, principalmente en los países en desarrollo (Vermeulen *et al.*, 2012). Se espera que la intensificación y expansión

de la agricultura en los países en desarrollo catalicen aumentos relativos más significativos de las emisiones de GEI durante la próxima década (Smith *et al.*, 2008; Tilman *et al.*, 2011).

En los sistemas naturales, las plantas absorben CO<sub>2</sub> de la atmósfera y nitrógeno (N) del suelo y/o atmósfera (en el caso de las leguminosas) cuando crecen, re-distribuyéndolo entre diferentes reservorios, incluyendo la biomasa viva, los residuos muertos y la materia orgánica del suelo. Sin embargo, cuando la tierra no cultivada es puesta en producción, puede resultar en emisiones de GEI muy grandes, ya que el C es liberado de la vegetación original y de la materia orgánica del suelo (Robert, 2001; Kindred *et al.*, 2008). Cuando un ecosistema se transforma en tierra de cultivo, los GEI, especialmente las emisiones de CO<sub>2</sub>, ocurren durante la limpieza y la preparación de la tierra mediante la quema y/o descomposición de la biomasa (Agus *et al.*, 2013). La cantidad de C almacenado de la biomasa del uso inicial de la tierra determina la cantidad de emisiones de CO<sub>2</sub> asociadas con la limpieza y la preparación de la tierra (Agus *et al.*, 2013). Entre el 30 y 50% de la materia orgánica del suelo (MOS) se reduce a medida que la vegetación natural se convierte en plantación (Kucharik *et al.*, 2001; Murty *et al.*, 2002). Así, por ejemplo, se estimó que la pérdida de C en un suelo con un stock de C inicial de  $120 \pm 60$  t ha<sup>-1</sup> en el suelo forestal, será de aproximadamente  $40,8 \pm 20,4$  t ha<sup>-1</sup> cuando la tierra se convierta en cultivo y/o pastizal (Agus *et al.*, 2013). A su vez, el CO<sub>2</sub>, el CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O continúan siendo liberados a la atmósfera por la respiración de las plantas, por la descomposición de la nueva biomasa vegetal muerta y la materia orgánica remanente del suelo.

El CUS tiene grandes impactos ambientales, los que incluyen cambios en el flujo neto de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O a través de procesos biogeoquímicos alterados (Forster *et al.*, 2007; Kirschbaum *et al.*, 2013). El efecto de CUS sobre los flujos de CO<sub>2</sub> está directamente relacionado con los cambios en el C orgánico del suelo (COS) y el C en la vegetación, ya que cualquier pérdida de reservas de C biosféricas aumenta el CO<sub>2</sub> atmosférico. En cuanto al efecto del CUS en los flujos de CH<sub>4</sub>, el mismo está relacionado con cualquier proceso del suelo que produce o consume CH<sub>4</sub>. El flujo neto de CH<sub>4</sub> en el suelo es el resultado del equilibrio entre la metanogénesis (producción microbiana de CH<sub>4</sub> principalmente bajo condiciones anaeróbicas) y metanotrofia (consumo microbiano de CH<sub>4</sub>) (Dutaur y Verchot, 2007; Kirschbaum *et al.*, 2013). La metanogénesis se produce a través de la degradación anaeróbica de la materia orgánica, mientras que la metanotrofia se produce por microorganismos metanotróficos que metabolizan CH<sub>4</sub> como su fuente de C y energía (Hanson y Hanson, 1996). Los suelos forestales son generalmente los sumideros de CH<sub>4</sub> más activos, seguidos por los pastizales y los suelos cultivados (Dutaur y Verchot, 2007; Le Mer y Roger, 2001; Topp y Pattey, 1997). Finalmente, el N<sub>2</sub>O producido por el CUS se produce a través de tres procesos principales: 1) nitrificación, que es la oxidación del amoníaco (NH<sub>3</sub>) a nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (Kowalchuk y Stephen, 2001); 2) la desnitrificación, que es la conversión gradual de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a N<sub>2</sub>O y finalmente N<sub>2</sub> por bacterias anaeróbicas que utilizan NO<sub>3</sub><sup>-</sup> como aceptor de electrones para la respiración en condiciones anaeróbicas (Knowles, 1982); y 3) la desnitrificación nitrificante por bacterias oxidantes de NH<sub>3</sub> que convierten NH<sub>3</sub> en N<sub>2</sub>O y N<sub>2</sub> (Wrage *et al.*, 2001). La entrada de N, el uso de la tierra y su manejo se consideran generalmente como los principales factores de control de los flujos de N<sub>2</sub>O en los suelos (Snyder *et al.*, 2009; Smith, 2010; Kirschbaum *et al.*, 2013).

Debido a que el potencial de mitigación deriva tanto de un incremento de la absorción de GEI como de una reducción de emisiones a través del manejo de la tierra y el ganado, la identificación de las potenciales actividades de mitigación dentro del sector AFOLU es extremadamente importante para alcanzar los objetivos de reducción de emisiones.

#### **1.1.4.2 El carbono del suelo y su pérdida por actividades agrícolas**

Los suelos contienen la mayor reserva de C terrestre en el planeta. Dado que aproximadamente el 12% del C del suelo se mantiene en suelos cultivados, el manejo de estas áreas agrícolas tiene un enorme potencial para afectar el ciclo global del C, actuando a veces como sumidero, pero también como fuente (Haddaway *et al.*, 2016). En este sentido, el C del suelo es un componente clave de los ecosistemas funcionales y es crucial para la mitigación del aumento de GEI en la atmósfera (Follett, 2001; Sauerbeck, 2001).

Además de mitigar los efectos adversos del cambio climático, el COS tiene una serie de posibles beneficios asociados, entre los que se pueden destacar: aumento de la fertilidad del suelo (Bolinder *et al.*, 2010; Lal y Follett, 2009); mejora de las características biológicas y físicas del suelo mediante una reducción de la densidad aparente (Hati *et al.*, 2007), una mejor capacidad de retención de agua y una mayor actividad de los microorganismos del suelo (Yang *et al.*, 2011) (aunque esto puede aumentar la emisión de CO<sub>2</sub>); aumento de la biodiversidad del suelo que incrementan las funciones de los ecosistemas mejorando la productividad agrícola mediante el ciclaje de los nutrientes (Holland, 2004), la formación de la estructura del suelo y la resistencia de los cultivos a las plagas y enfermedades (Barrios, 2007).

El cambio en el contenido de C en el suelo se determina por factores como la labranza del suelo y el aporte de materia orgánica (Reicosky, 2003; Agus *et al.*, 2013), indicándose que los suelos agrícolas tienen potencial para mitigar el cambio climático a través de secuestro de C (Lal *et al.*, 2011; González-Sánchez *et al.*, 2012). Históricamente, la labranza se ha realizado debido a una serie de beneficios asociados con la práctica que conducen a incrementar los rendimientos. Sin embargo, la labranza convencional puede generar efectos adversos (compactación del suelo por debajo de la profundidad de la labranza, disminución en la infiltración de agua y el almacenamiento de la misma, aumento de la erosión hídrica y eólica, etc.) que conduzcan a grandes pérdidas del COS.

En los últimos años, la promoción de prácticas de labranza menos intensiva (también conocida como labranza de conservación) y el manejo agrícola sin labranza (siembra directa o “labranza cero”) ha tratado de mitigar algunos de estos impactos negativos sobre la calidad del suelo y preservar el COS. Estas prácticas apuntan a mantener la materia orgánica en la superficie o en la capa superior del suelo, aumentando la concentración de COS (Kern y Johnson, 1993; West y Post, 2002). La reducción de la necesidad de prácticas de labranza mecánica reduce el consumo de energía y las emisiones de C mediante el uso de combustibles fósiles (Holland, 2004), beneficio que puede reducirse, en cierta medida, por el aumento de las necesidades de plaguicidas. Sin embargo, las emisiones de N<sub>2</sub>O debido a la utilización de la labranza reducida o sin laboreo aumentan debido a las condiciones del suelo más húmedas y más densas, lo que

eventualmente puede compensar los efectos positivos sobre los balances de COS (Rochette *et al.*, 2008; Basche *et al.*, 2014).

Alvarez (2005) reconoció la necesidad de un amplio enfoque sistémico para evaluar el impacto del manejo agrícola. Como tal, varios autores han revisado el impacto de la labranza en el C del suelo, demostrando efectos benéficos (González-Sánchez *et al.*, 2012; West y Post, 2002) y nulos (Dimassi *et al.*, 2014; Powlson *et al.*, 2014) sobre el potencial de secuestro de C en el suelo, debido a la ausencia de laboreo en relación con la labranza convencional. No obstante, la eficacia de la labranza reducida en relación con la labranza cero no está clara (Alvarez, 2005; Angers y Eriksen-Hamel, 2008). Las discrepancias pueden depender de si las existencias totales de COS se miden, o sólo se presentan como la concentración de COS sin tener en cuenta las masas de suelo iguales. En resumen, si bien algunas ventajas de la labranza de conservación son claras (por ejemplo, la erosión reducida y el consumo de combustible reducido), otros impactos (por ejemplo, la emisión de N<sub>2</sub>O, el rendimiento de los cultivos, y el secuestro de C) pueden ser variables (Baker *et al.*, 2007). Lo que parece ser decisivo para la dirección de los cambios de COS es el efecto de la labranza sobre la producción primaria neta. Si la producción primaria neta aumenta debido a ciertas prácticas de labranza, es más probable que las reservas de C en el suelo aumenten y viceversa (Virto *et al.*, 2012).

## **1.2 La caña de azúcar en el contexto del cambio climático**

### **1.2.1 La caña de azúcar en la Argentina**

La caña de azúcar (*Saccharum spp.*) es una gramínea de gran crecimiento con una ruta fotosintética del ciclo del carbono C<sub>4</sub> y un alto número de cromosomas (Meyer *et al.*, 2011). Es adaptable a una amplia gama de climas tropicales y subtropicales, suelos y condiciones culturales, y se cultiva económicamente en más de 100 países situados entre 37° N en el sur de España y 31° S en KwaZulu-Natal en Sudáfrica (Meyer *et al.*, 2011). La caña de azúcar es la principal especie productora de azúcar en el mundo, aportando en 2014 alrededor del 87% de la producción total. El cultivo se extendió totalizando en el año 2014 aproximadamente 27 millones de hectáreas cultivadas, 1.884 millones de toneladas de caña producidas y un rendimiento medio de 70 t ha<sup>-1</sup> (FAO, 2017b).

El ciclo de producción de la caña de azúcar suele durar de cinco a seis años en la mayoría de los países, durante los cuales se realizan tres o cinco cosechas, pero bajo riego y manejo agronómico adecuado, el ciclo puede extenderse a más de 30 cosechas, como ocurre con algunos cultivadores de Suazilandia (Meyer *et al.*, 2011). Es una fuente de alimentos y energía renovable, y un proveedor de ingresos para millones de personas, y por lo tanto, figura entre los principales cultivos agrícolas del mundo (Meyer *et al.*, 2011).

En 2014, la Argentina clasificó como el duodécimo productor mundial de caña de azúcar con un 1,36% del área total cosechada (FAO, 2017b). En el Noroeste de la Argentina (NOA), la cadena azucarera adquirió gran relevancia en la producción agroindustrial, tanto en la generación de empleo como de ingresos. De hecho, la actividad industrial de la caña de azúcar en el NOA la desarrollan 20 ingenios azucareros cuya producción equivalente es de 2,2 a 2,5

millones de toneladas de azúcar, 690 millones de litros de etanol de caña (destinados al Plan Nacional de Biocombustibles) y 100 MW/h por cogeneración eléctrica de biomasa (CAA, 2017). Las provincias de Tucumán, Jujuy y Salta representan el 99,5% del total de la producción de azúcar del país. El resto se distribuye entre Misiones y Santa Fe (Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas de la Nación, 2016). La producción de caña de azúcar en Tucumán es realizada principalmente por pequeños agricultores (Digonzelli, 2015), mientras que Salta y Jujuy concentran su producción en dos grandes ingenios/destilerías.

En la Argentina, el cultivo de la caña se realiza a lo largo de los 12 meses del año en aproximadamente una superficie de 360 mil ha (promedio de los últimos 10 años), en tanto que la actividad fabril ocupa seis meses, entre mayo y mediados de noviembre. El consumo interno de azúcar es de 1,7 a 1,6 millones de toneladas, quedando un excedente para la exportación de 0,5 a 0,9 millones toneladas. El mercado interno puede considerarse maduro, en tanto que la exportación no presenta mayores atractivos (CAA, 2017).

Una característica marcada del sistema cañero de la Argentina es que un 60% de la caña de azúcar es producida por productores independientes, mayormente pequeños agricultores, mediante procesos altamente mecanizados. La actividad tiene un fuerte impacto socioeconómico en la región del NOA: se estima que genera 54.000 puestos de trabajo directos y 140.000 indirectos (CAA, 2017).

La industria sucro-alcoholera destina una parte de su producción a la elaboración de bioetanol anhidro que es mezclado con las naftas que producen las petroleras en una proporción de 12%. El mercado de biocombustibles comenzó a desarrollarse en enero de 2010, a través de la Ley 26093, del Régimen de Regulación y Promoción para la Producción y Uso Sustentables de Biocombustibles, en la que se estableció un corte inicial de las naftas con un 5% de bioetanol. La proporción fue aumentando progresivamente hasta que el gobierno anunció un incremento del corte a 12%. El etanol de caña de azúcar participa con el 50% del volumen de bioetanol entregado a las petroleras. El objetivo final de esta ley es alcanzar la autorización del uso del Flex Fuel, consistente en la mezcla de 25% de etanol anhidro en las naftas (CAA, 2017). Uno de los objetivos principales del Plan de Biocombustibles es promover la elaboración y el uso sustentable de biocombustibles como fuente de energía renovable y alternativa a los combustibles fósiles.

### **1.2.2 La caña de azúcar y el cambio en el uso del suelo**

Durante la fotosíntesis, el CO<sub>2</sub> es absorbido por la planta de caña de azúcar y almacenado en la biomasa vegetal (raíces, tallos, hojas y flores). Las hojas verdes representan el 12%, las hojas pardas el 13%, los tallos el 60% (Donaldson *et al.*, 2008) y las raíces el 15% (Rostron, 1974) del C de la biomasa seca total de la caña de azúcar. Considerando a la planta en general, y como resultado de la falta de información cuantitativa, se supone que el C comprende el 45% de la biomasa seca total de la caña de azúcar (Donaldson *et al.*, 2008). Hasta la década de los ochenta, la investigación del carbono en suelos cultivados se centró principalmente en su papel en el mantenimiento óptimo de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Posteriormente, debido a la creciente preocupación por los problemas ambientales de mayor



escala, la investigación ha experimentado un cambio de enfoque hacia la captura de carbono del suelo y las emisiones de GEI (Eustice *et al.*, 2011). Sin embargo, sólo se dispone de información limitada sobre la emisión de CO<sub>2</sub> de los campos de caña de azúcar (Weier, 1998).

A menudo se propone que los balances de CO<sub>2</sub> en los cultivos son neutros, ya que secuestran cantidades similares de C que se devuelven a la atmósfera durante el ciclo de crecimiento (Denmead *et al.*, 2010). Los estudios sobre la conversión de pastizales naturales en cultivos de caña de azúcar bajo condiciones de suelo desnudo (con quemado de rastrojo) demuestran que el C orgánico disminuye en los suelos independientemente de la textura (Dominy *et al.*, 2002; Li y Mathews, 2010). Esto indica que, a pesar de ser una gramínea de gran crecimiento, la caña de azúcar en condiciones de quema del rastrojo de cosecha no es capaz de mantener los mismos niveles de materia orgánica del suelo que los pastizales naturales. Por otra parte, la comparación entre los suelos de pastizales y cultivos de caña de azúcar (sin quemado de rastrojo) revela que, luego de 59 años de cultivo, la materia orgánica bajo los suelos de la caña de azúcar es 11 a 19% superior a la de las pasturas (Haynes y Graham, 2004). Lo anterior implica que los suelos en la producción de caña de azúcar pueden ser un reservorio efectivo de C. De hecho, se ha observado una fuerte relación entre el contenido de arcilla y la materia orgánica en los suelos de la industria azucarera sudafricana (Miles *et al.*, 2008). Pocos estudios se han realizado para comparar las emisiones de CO<sub>2</sub> de los sistemas de cultivo de caña de azúcar con o sin quema del rastrojo del cultivo (Weier, 1996), y en particular, no se sabe cómo las emisiones de CO<sub>2</sub> (durante el ciclo del cultivo) de los sistemas cañeros con quema y sin quema del rastrojo en superficie afectan los flujos de GEI en Tucumán, Argentina.

En la Argentina, debido a las crecientes demandas de alimentos y biocombustibles, la alta tasa de crecimiento de la población y la dependencia económica de la agricultura, la deforestación de los bosques del norte se ha acelerado durante las últimas décadas, representando la segunda fuente de emisiones de GEI, después del consumo de combustibles fósiles por parte de las fuentes fijas (Gasparri *et al.*, 2008). Se estima que hacia 1900, 30% de la superficie forestal de las Yungas había sido convertida a tierras de cultivo (Pacheco y Brown, 2006). En 1998, la selva de las Yungas pasó a cubrir una superficie de 3,7 millones de hectáreas, un 12% menos de las 4,2 millones de hectáreas estimadas en 1900 (Dirección de Bosques, 2003). Durante los siglos XIX y XX, el sector de las tierras bajas más secas de la Yungas (Selva Pedemontana), con topografía plana, precipitaciones anuales por encima de 1000 mm anuales y suelos fértiles profundos, ha sido parcialmente removido para la agricultura (principalmente para caña de azúcar y cítricos). De hecho, para estimar la deforestación de esta zona en el periodo desde 1900 a 1980 se utilizó la tasa de expansión de la caña de azúcar, que fue el principal motor económico de la expansión agrícola del NOA. Entre 1900 y 2005, la deforestación de las Yungas produjo en total emisiones de C en el orden de  $0,077 \pm 0,04$  Pg (1 Pg =  $10^9$  t =  $10^{12}$  Kg), lo cual contribuyó como una de las principales fuentes de C debidas al cambio de uso de la tierra en el hemisferio sur (Gasparri *et al.*, 2008). Sin embargo, no se sabe cómo la conversión de las tierras forestales a la caña de azúcar influyó e influye, luego de muchos años con este cultivo, en los flujos de GEI bajo los ecosistemas de agricultores.

Existe actualmente en la Argentina una superficie cultivada con caña de aproximadamente 390.000 ha, de las cuales 288.000 ha se encuentran en Tucumán (Benedetti, 2017; comunicación personal). Prácticamente la totalidad de la superficie cañera de la Argentina se concentra en el NOA. Sin embargo, existe un gran potencial de expansión en el resto del norte argentino. Carballo *et al.* (2009) estimaron desde el punto de vista agroecológico, económico y ambiental, las zonas aptas con distintas potencialidades para el cultivo de caña de azúcar en el territorio argentino, definiendo un área potencial cultivable de 7,7 millones de ha. Aunque muchas de estas áreas están ocupadas por otros cultivos (girasol, maíz, soja, algodón, principalmente), la caña de azúcar ofrece un potencial de expansión sobre áreas sin cultivos altamente prometedor, más aún teniendo en cuenta la importancia potencial de este cultivo como proveedor de bioenergía de cara al futuro (Valeiro y Acreche, 2014). Sin embargo, el ritmo de un potencial proceso de expansión dependerá de la escasez relativa de combustibles fósiles y su correlato en los precios, del grado de conciencia social acerca del cambio climático que pudieren generar cambios en la cultura de consumo energético, y en definitiva de las políticas gubernamentales que devengan de las dos razones anteriores (Valeiro y Acreche, 2014).

Dado a que más de 20 millones de hectáreas de tierra son cultivadas con caña de azúcar a nivel mundial, principalmente como monocultivo, y que se realiza un uso intensivo de insumos agrícolas (fertilizantes, herbicidas y maduradores) y combustible fósil (cosechadoras mecánicas y equipos de transporte pesados en el interior de los cañaverales), no es sorprendente que la producción de caña de azúcar continúe suscitando preocupación por las cuestiones de impacto ambiental y la sostenibilidad social, económica y ambiental (Meyer *et al.*, 2011).

### **1.2.3 Emisiones de gases efecto invernadero provenientes del cultivo de caña de azúcar**

#### **1.2.3.1 Emisión de óxido nitroso de los campos fertilizados de caña de azúcar**

El fertilizante inorgánico nitrogenado es una tecnología que puede utilizarse en todas las escalas de producción agrícola -desde pequeñas parcelas de hortalizas hasta grandes plantaciones extensivas- para mejorar la productividad (Benson *et al.*, 2012). Dentro de los principales elementos en la nutrición vegetal se encuentra el N. El N es esencial para un vigoroso crecimiento y desarrollo vegetativo, influyendo así en los rendimientos y la calidad en la producción de los cultivos, entre los que se encuentra la caña de azúcar. Es constituyente de la célula vegetal, proteínas, aminoácidos y ácidos nucleicos, y su deficiencia inhibe el crecimiento de las plantas, reduce el área foliar, y disminuye la fotosíntesis, lo que suprime el rendimiento y la calidad (Sreewarome *et al.*, 2007; Taiz y Zeiger, 2002). En este sentido se debe destacar que la caña de azúcar ocupa el segundo lugar en la tasa de fertilizantes utilizados para la producción de cultivos (216 kg ha<sup>-1</sup>) comparada con la tasa media de 109 kg ha<sup>-1</sup> para otros cultivos en el mundo (FAO, 2006).

El N es un elemento indispensable en el cultivo intensivo de caña de azúcar para producir alta biomasa (Thorburn *et al.*, 2005). Los rendimientos máximos de la caña de azúcar se logran con una cantidad sustancial de fertilizante nitrogenado (Wiedenfled, 1995; Ahmed *et al.*, 2009). Sin embargo, en muchas ocasiones, se utiliza el N en exceso, lo cual no sólo genera pérdidas económicas (ya que no aumenta el rendimiento), sino que también contamina el ambiente. En Irán, diferentes dosis de N aplicados como urea no tuvieron ningún efecto sobre el rendimiento de caña (Koochekzadeh *et al.*, 2009). En Texas, EEUU, los rendimientos no se vieron afectados con el aumento de las tasas de N bajo contenidos de agua de suelo limitantes (Wiedenfled, 1995). Además, Gana (2008) estableció que para aplicaciones de más de 120 kg N ha<sup>-1</sup> no hubo diferencias significativas en los rendimientos de la caña de azúcar. En Nigeria, la calidad de la caña de azúcar se redujo con niveles crecientes de N (Muchow *et al.*, 1996; Rattey y Hogarth, 2001).

La utilización del fertilizante nitrogenado en altas dosis en la producción de caña de azúcar comercial puede resultar en incrementos en las emisiones de N<sub>2</sub>O (Thorburn *et al.*, 2009). De hecho, se ha informado que estas emisiones son más altas de lo esperado en comparación con otros sistemas de cultivo donde se utilizan fertilizantes nitrogenados (Galbally *et al.*, 2005). Si bien las emisiones de GEI del sector AFOLU son de preocupación general debido a su alto impacto en el calentamiento global, el caso de la caña de azúcar es de particular relevancia ya que se trata de un cultivo de gran potencial bioenergético, que podría perder parte de sus beneficios por un manejo inadecuado durante su ciclo (Thorburn *et al.*, 2009).

Los primeros estudios sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O de la caña de azúcar se han realizado en Australia y Estados Unidos, incrementándose en los últimos años el número de reportes desde Brasil. Los resultados muestran que existe gran variabilidad en las emisiones de N<sub>2</sub>O (0,45-45,9 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), principalmente asociada al ambiente y la dosis de aplicación (Tabla 1). Sin embargo, en la Argentina no existen este tipo de estudios en este cultivo.

**Tabla 1. Emisiones de N<sub>2</sub>O de suelos con caña de azúcar en diferentes partes del mundo. Fuente: Lisboa *et al.* (2011).**

Sitio	Tipo de suelo	Precipitación anual (mm)	Fertilizante nitrogenado	Dosis de Nitrogeno (kg N ha <sup>-1</sup> )	Emisiones de N <sub>2</sub> O (dato original) N-N <sub>2</sub> O g ha <sup>-1</sup>	Emisiones anuales <sup>1</sup> de N <sub>2</sub> O estimada (kg N-N <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Referencia
Ingham, Queensland, Australia	Arcilloso gris blanqueado	2250	Urea	80 + 80	1143 (104 días) <sup>-1</sup>	1,14 x 365/104= 4,0 x 0,7 ó x 1,3 = 4 ± 1,2	Weier (1999)
			Urea	160	1082 (104 días) <sup>-1</sup>	1,08 x 365/104= 3,8 x 0,7 ó x 1,3 = 3,8 ± 1,1	
			(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	160	1562 (104 días) <sup>-1</sup>	1,14 x 365/104= 5,5 x 0,7 ó x 1,3 = 5,5 ± 1,6	
New South Wales, Mackay, Queensland, Australia	Sulfaquets y Humaquets	1879	Urea	160	45900 (año) <sup>-1</sup>	45,9 ± 13,8	Denmead et al. (2010)
	Chromosol	2142		150	4700 (año) <sup>-1</sup>	4,7 ± 1,4	
East Brisbane, Australia	Hydrosol	1017	Urea	0	2860 (año) <sup>-1</sup>	2,9 ± 0,9	Allen et al. (2010)
				50 + 50	3860 (año) <sup>-1</sup>	3,9 ± 1,2	
				100	3930 (año) <sup>-1</sup>	3,9 ± 1,2	
				100	5810 (año) <sup>-1</sup>	5,8 ± 1,7	
				200	9560 (año) <sup>-1</sup>	9,6 ± 2,9	
Maui, Hawaii, USA	Inceptisol	1000-1500	Urea	84	11 (96 hs) <sup>-1</sup>	*	Matson et al. (1996)
	Mollisol	1000-1250		34	110 (144 hs) <sup>-1</sup>	*	
	Mollisol	1000-1250		22	13 (240 hs) <sup>-1</sup>	0,01 x 365/10= 0,45 x 0,7 ó x 1,3 = 0,45 ± 0,14	
	Mollisol	250-300		45	52 (217 hs) <sup>-1</sup>	*	
	Mollisol	250-300		35	170 (218 hs) <sup>-1</sup>		
	Mollisol	250-300		39	92 (240 hs) <sup>-1</sup>	0,9 x 365/10= 3,29 x 0,7 ó x 1,3= 3,29 ± 1,0	
		250-300		20	6 (163 hs) <sup>-1</sup>	*	
	Andisol	1100		95	380 (695 hs) <sup>-1</sup>	0,38 x 365/29= 4,78 x 0,7 ó x 1,3= 4,78 ± 1,4	
	Andisol	3810		124	1250 (509 hs) <sup>-1</sup>	1,25 x 365/21= 21,7 x 0,7 ó x 1,3= 21,7 ± 6,5	
Andisol	3800	94	330 (382 hs) <sup>-1</sup>	0,33 x 365/16= 7,5 x 0,7 ó x 1,3= 7,5 ± 2,3			
Brasil	-	-	(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	75	1700 (382 hs) <sup>-1</sup>	1,7 ± 0,5	Macedo et al. (2008)

<sup>1</sup>Cuando los valores no estaban dados en la referencia, se estimaron basados en una simple extrapolación lineal del valor medio para el período de observación extendido para todo el año. Se supuso que la incertidumbre de las estimaciones fue ± 30%, por lo cual la desviación estándar se calcula multiplicando el valor medio por 0,7 y 1,3.

\* Datos no usados debido a que el periodo de medición fue menor a 10 días.

En la caña de azúcar, las emisiones de óxidos de nitrógeno provenientes del sistemas suelo-planta hacia la atmósfera se produce como resultado de la nitrificación y desnitrificación biológica, y la desnitrificación química (Bouwman, 1998; van Vuuren *et al.*, 2015). El NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del suelo, el amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) soluble en agua y fácilmente descomponible, la temperatura, la

disponibilidad de agua y el oxígeno tendrán un papel importante en la influencia de las cantidades liberadas de estos gases desde el suelo (Dalal *et al.*, 2003). Al igual que con el CO<sub>2</sub>, la falta de investigación previa y la existencia de desafíos metodológicos asociados a la medición de las emisiones de N<sub>2</sub>O de los sistemas de cultivo de caña de azúcar, se traduce en una muy baja disponibilidad de datos para estimar las emisiones de este gas en la caña de azúcar. Como se mencionó anteriormente, el N<sub>2</sub>O es un potente gas de efecto invernadero que puede aumentar significativamente la huella de carbono de la producción de azúcar o etanol. Es problemático no sólo porque es 310 veces más radiación-absorbente que el CO<sub>2</sub>, sino también porque puede permanecer en la atmósfera durante más de cien años (Meyer *et al.*, 2011).

Debido a que las emisiones de N<sub>2</sub>O en los suelos se producen principalmente por procesos de nitrificación y desnitrificación (Stevens y Laughlin, 1998), muchos factores intervienen en la estimación de la cantidad de N<sub>2</sub>O emitida, incluyendo (i) las prácticas de manejo (por ejemplo, la fuente/tipo de fertilizante, la tasa/dosis de aplicación, la ubicación del fertilizante o método de aplicación, el momento de aplicación, otros productos químicos, el cultivo, el riego y la presencia de residuos vegetales), y (ii) los factores ambientales y del suelo (por ejemplo, temperatura, precipitación, humedad del suelo, C orgánico, concentración de oxígeno, porosidad, pH y microorganismos) (Eichner, 1990; Carmo *et al.*, 2013; Vargas *et al.*, 2014).

En estudios de balance de GEI, se ha informado que la contribución al calentamiento global de las emisiones generadas por el uso del fertilizante nitrogenado (N<sub>2</sub>O, NO/NO<sub>x</sub>) es limitada, debido a que el uso intensivo de las tierras en cultivos genera otras vías de pérdida del N como ser la lixiviación de nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y volatilización de amoníaco (NH<sub>3</sub><sup>+</sup>), las cuales producen impactos ambientales negativos (Smith *et al.*, 2013). En Brasil, el N<sub>2</sub>O es el GEI más importante emitido por los suelos agrícolas (Cerri *et al.*, 2009). Además, el N<sub>2</sub>O es la principal fuente de óxido nítrico que causa el agotamiento de la capa de ozono estratosférico (IPCC, 2007). El valor por defecto para el N<sub>2</sub>O emitido por los fertilizantes nitrogenados es del 1% del nitrógeno aplicado (IPCC, 2006), pero el porcentaje real puede variar según las condiciones de cada ambiente, cultivo y manejo del mismo. Se han informado factores de emisión del 3 al 5% del nitrógeno total aplicado (Crutzen *et al.*, 2007). Los datos recopilados de Australia, Hawái y Brasil sugirieron un factor de emisión promedio de 3,9% de nitrógeno aplicado en los campos de caña de azúcar (Lisboa *et al.*, 2011). Estas emisiones de N<sub>2</sub>O pueden representar el 40% de la emisión total de GEI para sistemas en los que se produce etanol a partir de caña de azúcar (Lisboa *et al.*, 2011). En Piracicaba, Brasil, la proporción de N de urea perdida como N<sub>2</sub>O varió entre 2,84 y 6,67% (Signor *et al.*, 2013). De Oliveira *et al.* (2013) también informaron un aumento de las emisiones de N<sub>2</sub>O cuando la fertilización en caña de azúcar se realizó con la aplicación de vinaza (residuo orgánico de la fabricación del alcohol que se utiliza habitualmente como fertilizante), respecto a un control no fertilizado.

La adición de rastrojo de cosecha aumenta el flujo de nitrógeno de los suelos (Weier, 1996). En Jaú, Brasil, la proporción de N emitido fue influenciada por la retención del rastrojo de la cosecha de caña de azúcar y promedió el 1,1% del N aplicado (Carmo *et al.*, 2013). Weier (1998) reportó que las emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos cubiertos con rastrojo de cosecha de caña de azúcar fueron más altas en comparación con los suelos de caña de azúcar sin rastrojo de

cobertura y fertilizados superficialmente. Sin embargo, también se han informado mayor pérdida de N de suelos con caña de azúcar quemada con respecto a suelos con caña de azúcar sin quema, sugiriéndose que el factor de emisión recomendado por el IPCC podría ser demasiado bajo para esas condiciones ambientales y de manejo (Denmead, 2008; Denmead *et al.*, 2010). Sin embargo, las emisiones de N<sub>2</sub>O de los campos de caña de azúcar fertilizados en muchas regiones, como en Tucumán, no se conocen.

Acreche y Valeiro (2013) siguiendo las metodologías del IPCC, estimaron para la principal área de caña de azúcar de Tucumán, que el 17% del CO<sub>2</sub> eq. ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> emitido durante la etapa agrícola de la caña de azúcar proviene del N<sub>2</sub>O asociado a la aplicación del fertilizante nitrogenado. De hecho, Otto *et al.* (2016) revisaron que los incrementos de las emisiones de N<sub>2</sub>O debidas a la fertilización nitrogenada en los sistemas de producción de caña de azúcar pueden reducir las ventajas obtenidas al reemplazar los combustibles fósiles por el bioetanol en términos de emisiones de GEI. Si la producción de biocombustibles a base de caña de azúcar es una opción viable para reducir las emisiones de GEI relacionadas con la energía, se necesitan más conocimientos sobre las fuentes de GEI relacionadas con la gestión agrícola durante la producción de caña de azúcar (Lisboa *et al.*, 2011).

A pesar del uso generalizado de fertilizantes nitrogenados en la producción de caña de azúcar (Thorburn *et al.*, 2005), en muchas regiones azucareras no se ha evaluado la influencia del N en los flujos de GEI. Por lo tanto, no se sabe cómo los niveles crecientes de N afectarán los flujos de GEI en los cinturones de caña de azúcar de numerosas áreas productivas del mundo, entre las que se encuentra el NOA.

### **1.2.3.2 Emisiones de gases efecto invernadero asociadas al manejo del rastrojo de cosecha en caña de azúcar**

Una de las principales prácticas culturales y/o de manejo en las áreas productivas de caña de azúcar que ha causado preocupación desde el punto de vista ambiental, y particularmente en las emisiones de GEI, es la quema de la caña en pie previa a la cosecha o la quema del rastrojo de la caña posterior a la cosecha. A mediados del siglo XX la práctica de la quema en la caña de azúcar fue impulsada mundialmente por la falta de mano de obra para cosecha manual. La difusión de esta práctica permitió incrementar la productividad de la mano de obra (Lima *et al.*, 1999; Giarracca, 2001; Ribeiro y Ficarelli, 2010; CENGICANA, 2014; Paraiso y Gouveia, 2015; Jaldo Alvaro *et al.*, 2016), convirtiendo la quema en una actividad tradicional. En la Argentina, existen tres formas de quema de caña de azúcar: i) quema de caña en pie previa a la cosecha, práctica habitual en el pasado y actualmente prohibida por ley; ii) quema de caña cosechada manualmente y amontonada en el suelo, donde la quema es permitida sólo a pequeños productores; iii) quema de rastrojo de pos-cosecha de caña cosechada mecánicamente, también prohibida por la ley y en la que en muchos casos la quema puede ser intencional (Vicini y Vicini, 2010; Malizia *et al.*, 2014). En todos los casos pueden producirse quemas accidentales y/o vandálicas, especialmente en zafras donde se han producido fuertes heladas, sequías, alta insolación, temperaturas diurnas elevadas y vientos fuertes que favorecen la propagación del fuego en los cañaverales. Tucumán no fue la excepción en la implementación

de esta práctica en todas sus modalidades (Fogliata, 1995a), y a pesar que actualmente es una práctica regulada y prohibida por la ley (como en muchos países), aún subsiste en el sector.

Dada la cantidad de rastrojo de cosecha que aporta el cultivo de caña de azúcar al suelo, la quema del mismo representa una importante pérdida de nutrientes. Se han informado pérdidas substanciales de C y N debido a la quema de caña de azúcar (Ball-Coelho *et al.*, 1993), ya que los rastrojos de caña de azúcar representan el 11% de los residuos agrícolas en todo el mundo (IPCC, 1996). Además del impacto en las emisiones de GEI, no existen grandes relevamientos sobre el impacto en la calidad del aire debido al uso de la tierra para cultivar caña de azúcar, y menos aun cuando se quema el rastrojo de cosecha (Cançado *et al.*, 2006; Goldemberg *et al.*, 2008).

La quema del rastrojo de cosecha de caña de azúcar libera grandes cantidades de CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Ball-Coelho *et al.*, 1993; Lima *et al.*, 1999; Campos, 2003). En Hawái, se observó que las emisiones de CO<sub>2</sub> eran más altas en un tratamiento con residuo de cosecha en superficie que en un tratamiento con residuo de cosecha quemado en un campo de caña de azúcar (Weier, 1996). No obstante, las variaciones de las emisiones de CO<sub>2</sub> también pueden ser afectadas por la presencia de fertilizantes nitrogenados (Eustice *et al.*, 2011).

La quema de residuos de cultivos también libera cantidades significativas de CH<sub>4</sub>. La quema del rastrojo de caña de azúcar produjo un factor de emisión de CH<sub>4</sub> del 0,4% del C original contenido en el rastrojo de caña de azúcar (Galbally *et al.*, 1992). A su vez, se ha informado un aparente efecto posterior del quemado de rastrojo sobre los flujos de CH<sub>4</sub>. En Australia, se informaron altas emisiones de CH<sub>4</sub> debido a la producción de caña de azúcar con quema de residuos en comparación con el mantenimiento del rastrojo, que produjo una emisión neta cercana a cero (Denmead *et al.*, 2010). Por lo cual los suelos con rastrojo en superficie podrían actuar como sumidero de CH<sub>4</sub> (Weier, 1996).

La quema de biomasa también libera cantidades significativas de N<sub>2</sub>O (IPCC, 2006). Andreae y Merlet (2001) informaron que la quema de rastrojo agrícola generó 0,07 g N<sub>2</sub>O por kg de materia seca quemada. En Brasil, se estimó que la quema de residuos de caña de azúcar y algodón generaron 0,006 Tg (1Tg= 1000 Gg) de N<sub>2</sub>O, de los cuales el 97% provenía de la caña de azúcar (Lima *et al.*, 1999).

Además del efecto sobre las emisiones de GEI, la quema del rastrojo de cosecha destruye la materia orgánica en descomposición en los suelos con cultivos de caña de azúcar. Esto puede influir en los flujos de GEI en las áreas de caña cosechadas. Por el contrario, la llamada cosecha en verde, mecanizada y sin quema, mantiene grandes cantidades de rastrojo del cultivo en la superficie de los suelos (Cerri *et al.*, 2007). Desde el punto de vista del manejo del cultivo, la retención del rastrojo de caña de azúcar tiene potencialmente varios efectos tanto positivos como negativos. La retención del rastrojo no quemado puede aumentar la conservación de nutrientes, controlar el crecimiento de malezas y conservar la humedad del suelo (Wiedenfled, 2009). Sin embargo, el rastrojo retenido dificulta las operaciones de labranza, interfiere con la aplicación de fertilizantes y herbicidas, y puede inmovilizar N y P (Kee Kwong *et al.*, 1987).

En zonas de altas precipitaciones, los residuos de cosecha se pueden dejar en la superficie ya que se descompone rápidamente (Spain y Hodgen, 1994).

Una práctica conservadora, como dejar el rastrojo de cosecha en la superficie del suelo en lugar de quemarlo, se ha introducido con gran esfuerzo para lograr una agricultura de caña “limpia”. Se ha demostrado que la cobertura de residuos de cultivos reduce las fluctuaciones en la temperatura del suelo, mantiene las capas del suelo más frías y retiene la humedad, especialmente durante las estaciones más calientes y más secas (Souza Andrade *et al.*, 2002). Se cree que el mantenimiento de los residuos de los cultivos en la superficie del suelo tiene grandes beneficios en términos de almacenamiento de C en el suelo, un proceso frecuentemente llamado secuestro de C en el suelo (Razafimbelo *et al.*, 2006; Galdos *et al.*, 2009; Ussiri *et al.*, 2009). Además de los beneficios en la temperatura y la humedad del suelo, se ha demostrado que los residuos vegetales en la superficie del suelo afectan a otras propiedades del suelo y, en consecuencia, al hábitat microbiano, la actividad microbiana y la dinámica del C del suelo (Franchini *et al.*, 2007). Sin embargo, la descomposición de la materia orgánica suele ir acompañada de la producción de flujos de GEI. Por lo tanto, no se sabe cómo la materia orgánica dejada in situ o la quema de la misma en la caña de azúcar influye en los flujos de GEI en los cinturones azucareros de la Argentina.

A pesar de la relevancia del manejo del rastrojo y su efecto sobre las emisiones de GEI, no existen reportes sobre cómo el rastrojo y la quema de residuos de caña de azúcar afectan las emisiones CO<sub>2</sub>, y en particular las emisiones/capturas de CH<sub>4</sub>, en Tucumán, Argentina.

### **1.3 Declaración del problema**

Varios estudios han demostrado que las actividades humanas (incluida la agricultura) han contribuido a una mayor liberación de GEI en la atmósfera y al cambio climático acelerado (por ej. Weier, 1998). En los últimos 50 años, las temperaturas promedio se han incrementado en aproximadamente 0,2 °C por década (Fu *et al.*, 2004). Por lo tanto, las emisiones de GEI y el cambio climático exigen una mayor atención de la investigación, especialmente debido a presiones sociales y de mercado, para estimar y mitigar las emisiones de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> hacia la atmósfera.

Dentro del sector AFOLU, se generan importantes emisiones de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> hacia la atmósfera. Dentro de los factores relevantes en estas emisiones, la MOS desempeña un papel importante en el ciclo global del C (Bot y Benites, 2005), representando más del 40% del reservorio total de C de la biosfera terrestre (Stocker *et al.*, 2013). La descomposición de la MOS está determinada naturalmente por los microorganismos del suelo, el ambiente físico y la calidad de la misma. Por lo tanto, la pérdida del stock de C del suelo puede intensificarse debido a la gestión del uso de la tierra (Panosso *et al.*, 2009; van Wesemael *et al.*, 2010), especialmente cuando se produce una drástica reducción en la diversidad de especies por monocultivo (Amado *et al.*, 2001). Por lo tanto, los suelos han sido, son y serán significativamente capaces de afectar las concentraciones atmosféricas de CO<sub>2</sub> (Bouwman, 1989; Lal, 1997; Murty *et al.*, 2002), el principal GEI emitido por la acción antrópica (IPCC, 2014).



Otro GEI que genera flujos de C en el sector AFOLU es el CH<sub>4</sub>, el cual es el segundo GEI de origen antrópico más importante, y es responsable de aproximadamente el 16% del efecto invernadero (Aydin *et al.*, 2010; IPCC, 2014; Serrano-Silva *et al.*, 2014; Malyan *et al.*, 2016; Oertel *et al.*, 2016; Saunio *et al.*, 2016). Los suelos tienen un papel importante en el ciclo del CH<sub>4</sub>, ya que en ellos se producen la metanotrofia y la metanogénesis (Serrano-Silva *et al.*, 2014). La mayor parte de la producción de CH<sub>4</sub> en los suelos se ha atribuido a la metanogénesis anaeróbica (Watanabe *et al.*, 2007). Sin embargo, se ha informado la producción de CH<sub>4</sub> en ambientes aeróbicos (von Fischer y Hedin, 2007). De hecho, las tasas de flujo de CH<sub>4</sub> son sensibles a las condiciones del suelo (Gulledge *et al.*, 2004).

Los sistemas de cultivo basados en una alta incorporación de residuos al suelo, y en una labranza reducida, suelen acumular más C en el suelo de lo que se pierde a la atmósfera (Cole *et al.*, 1997; Batjes, 1998). En consecuencia, los suelos agrícolas pueden ser fuente o sumidero para el C atmosférico (ya sea CO<sub>2</sub> o CH<sub>4</sub>) dependiendo del tipo de uso de la tierra y el manejo del suelo (Paustian *et al.*, 1997). Estos sistemas tienen potencial para aumentar el secuestro de C, proporcionando una forma prospectiva de mitigar la creciente concentración atmosférica de CO<sub>2</sub> (Robert, 2001; Lal, 2004). Por esta razón, la determinación del intercambio suelo-atmósfera de C, asociado con las prácticas agrícolas actuales (principalmente referidas al manejo de los residuos agrícolas de cosecha), es importante para proporcionar soluciones sostenibles al mitigar las pérdidas de C, como parte de la "mejor práctica" de manejo de tierras. De esta manera se podrían tender a equilibrar los balances nacionales de C (Dawson y Smith, 2007).

Por último, el N<sub>2</sub>O es el principal GEI emitido por los sistemas agrícolas (IPCC, 2007). Las emisiones de N<sub>2</sub>O en la agricultura están asociadas con la aplicación de fertilizantes con N (Eichner, 1990; Bouwman, 1996; De Klein *et al.*, 2006) y con la descomposición de materia orgánica presente en el medio ambiente (Aulakh *et al.*, 1984; Vinther *et al.*, 2004). Las emisiones de N<sub>2</sub>O suelen estar limitadas por la disponibilidad de N en el suelo, que a su vez se ve afectada por parámetros físicos, químicos, bioquímicos y microbiológicos del suelo (Butterbach-Bahl *et al.*, 2013; Carter y Rennie, 1982); por lo tanto, diferentes manejos de la fertilización nitrogenada y de los residuos de cultivos podrían afectar las emisiones de N<sub>2</sub>O. Además, las condiciones ambientales tendrían un efecto directo sobre el intercambio de N<sub>2</sub>O entre el suelo y la atmósfera.

En la Argentina, el 27,8% de las emisiones antrópicas de GEI proceden del sector agropecuario, de las cuales 16,3% corresponden a emisiones antrópicas de N<sub>2</sub>O (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2015). Las emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos agrícolas han aumentado desde 1992 en la Argentina, como consecuencia del uso cada vez más intensivo de fertilizantes nitrogenados y de la descomposición de residuos de cultivos, ya que sólo se queman residuos de caña de azúcar y de algodón (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2015). Sin embargo, estas estimaciones se basaron en factores de emisión propuestos por defecto por el IPCC y pueden no reflejar las condiciones específicas del sector agrícola de la Argentina. Por lo tanto, la cuantificación de las emisiones de GEI de los cultivos a través de estudios de campo que obtengan factores de emisión específicos será

útil para identificar puntos críticos regionales, y desarrollar estrategias para mitigar las emisiones de GEI de los sistemas agrícolas.

En el caso particular del cultivo de caña de azúcar en la Argentina, ya sean grandes agricultores comerciales o pequeños productores de caña de azúcar, se aplican cantidades sustanciales de fertilizantes nitrogenados para mejorar los rendimientos y la calidad de su producción. Las cantidades sustanciales de fertilizantes nitrogenados resultan en flujos de GEI de los suelos. Sin embargo, los flujos de GEI de la producción de caña de azúcar debido a la fertilización nitrogenada no se han cuantificado en Argentina.

En cuanto a la generación y manejo del rastrojo de la caña de azúcar en la Argentina, se producen 5-16 Mg ha<sup>-1</sup> (materia seca) del rastrojo en la cosecha (Sopena *et al.*, 2006; Romero *et al.*, 2007). La quema de rastrojo en la cosecha -como en muchos países productores de caña de azúcar- se produce con frecuencia en la Argentina. En la actualidad, alrededor del 85% del área de la caña de azúcar de la Argentina emplea una práctica de "cosecha verde" mediante el uso de maquinaria moderna evitando la quema antes de la cosecha (Valeiro y Acreche, 2014). Sin embargo, a pesar de las restricciones legales, sigue existiendo la práctica del quemado de rastrojo después de la cosecha. Como en Brasil, los efectos del quemado sobre la salud humana y la contaminación ambiental son bien conocidos (Filoso *et al.*, 2015).

Teniendo en cuenta que el rastrojo representa una entrada variable de C residual y N en el suelo, el quemado o la remoción del rastrojo puede afectar los flujos de GEI hacia la atmósfera, modificando significativamente el potencial de mitigación de GEI de los cultivos bioenergéticos como la caña de azúcar (Beeharry, 2001; Carvalho *et al.*, 2017). Por otra parte, hay resultados controversiales que reportan mayores o menores emisiones de GEI cuando se maneja el cultivo con rastrojo quemado o dejando el mismo en el campo (Acreche *et al.*, 2014; Carmo *et al.*, 2013; Corradi *et al.*, 2013; De Figueiredo *et al.*, 2014; de Oliveira *et al.*, 2013; Shan y Yan, 2013; Teixeira *et al.*, 2013; Weier, 1996).

Según mi conocimiento, no se ha realizado ningún estudio explorando el efecto combinado de la quema del rastrojo y fertilización nitrogenada sintética sobre las emisiones a largo plazo de N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> del sistema caña de azúcar, teniendo como referencia un sistema en equilibrio sin cultivo (monte nativo). Esto podría proporcionar información importante sobre el balance de GEI de este sistema agrícola, para establecer criterios sostenibles de manejo de la fertilización y de los residuos de cosecha. Asimismo, la escasez de información con mediciones de campo directo de las emisiones de GEI provenientes de la caña de azúcar en la Argentina, y la creciente demanda de biocombustibles, destaca la necesidad de mediciones de campo de la caña de azúcar en Tucumán. Esto podría permitir que esta agro-industria sucro-alcoholera compita mejor en el mercado internacional de biocombustibles, nutriendo el ACV para mejorar el eco-etiquetado (Mele, comunicación personal).

## **1.4 Objetivos e hipótesis de la investigación**

### **1.4.1 Objetivo general**

Cuantificar las emisiones de GEI de la caña de azúcar en Tucumán, Argentina, generando tasas de emisiones específicas y locales.

### **1.4.2 Objetivos específicos**

- a) Estimar el potencial de secuestro de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán comparando sistemas con y sin quema del rastrojo, y con y sin fertilización nitrogenada.
- b) Establecer el efecto de la quema del rastrojo de cosecha y la fertilización nitrogenada sintética en las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, comparándolas con las de un sistema con escasa perturbación antrópica (monte nativo).
- c) Definir los factores del suelo, ambientales y microbiológicos que explican las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán.
- d) Realizar un escalamiento de las emisiones de GEI generadas por el cultivo de la caña de azúcar a nivel de la provincia de Tucumán, considerando el manejo de la fertilización nitrogenada y del rastrojo.

### **1.4.3 Hipótesis planteadas**

El cultivo de la caña de azúcar en Tucumán, Argentina, se caracteriza por presentar prácticas de manejo agresivas con el ambiente, entre las que se destacan la fertilización nitrogenada y la quema del rastrojo de cosecha. Teniendo en cuenta que se cuantificaron las emisiones generadas durante el ciclo del cultivo por dichos tratamientos en el sistema suelo-caña de azúcar, y que se estimaron las emisiones al momento de la quema del rastrojo, se plantean las siguientes hipótesis de trabajo:

- 1) Sin considerar las emisiones de GEI debido al quemado del rastrojo e independientemente del tratamiento aplicado a la caña de azúcar, las emisiones de GEI del sistema suelo-caña de azúcar son mayores que las emisiones del monte nativo de Tucumán.
- 2) Sin considerar las emisiones de GEI debido al quemado del rastrojo, mantener el rastrojo después de la cosecha de la caña de azúcar y fertilizar con nitrógeno el cultivo aumenta las emisiones de GEI durante el ciclo del cultivo, respecto a la eliminación del rastrojo por quema y la no fertilización del cultivo.
- 3) El aumento de las emisiones de C como CO<sub>2</sub> durante el ciclo del cultivo que genera la retención del rastrojo de cosecha de la caña de azúcar respecto a la eliminación del mismo mediante la quema, es menor a la cantidad de C que se incorpora al suelo con el rastrojo, generándose al no quemar un secuestro potencial de C.

## 1.5 Justificación del estudio

Las actividades humanas son las principales impulsoras del cambio climático, y la agricultura aporta en gran medida al mismo. Durante los cultivos, los agricultores alteran el suelo generalmente para cultivar en diferentes momentos, utilizando diferentes estrategias de fertilización, ya sean más frecuentes o menos frecuentes, con mayor o menos dosis, etc. Además, el manejo del suelo, y principalmente del rastrojo de cosecha, es una práctica habitual que se utiliza para tratar de dejar el menor tiempo posible el suelo libre de cobertura para evitar erosiones del mismo. Sin embargo, estas prácticas influyen en las emisiones de GEI y, por ende, causan parte del cambio climático. La tasa potencial y la cantidad de emisiones de GEI difieren dependiendo del cultivo, el ambiente y el manejo.

El cultivo de caña de azúcar se asocia con prácticas agronómicas tales como la fertilización nitrogenada y el manejo de residuos (quema y/o retención del rastrojo en los campos). Estas prácticas son algunas de las fuentes potenciales de emisiones de GEI de este cultivo.

Esta tesis contiene seis capítulos. Los mismos incluyen una introducción general (Capítulo 1), un capítulo de materiales y métodos generales (Capítulo 2), tres capítulos de resultados y un capítulo final de discusión general y conclusiones (Capítulo 6). El Capítulo 3 es más bien descriptivo y estima el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán comparando sistemas con y sin quema del rastrojo, y con y sin fertilización nitrogenada. El mismo intenta demostrar la importancia del tema estudiado, poniendo énfasis en la sustentabilidad del sistema. El Capítulo 4 investiga cómo estas dos prácticas de manejo habitualmente utilizadas en la caña de azúcar en Tucumán (manejo de la fertilización y el rastrojo) alteran las tasas de emisión de GEI, cuantificando las emisiones de los mismos y comparándolas con la situación sin perturbación antrópica (monte nativo). Además, determina el factor de emisión del fertilizante nitrogenado utilizado en este ensayo y correlaciona los principales factores ambientales que podrían explicar las emisiones de GEI de este sistema. El Capítulo 5 extrapola y agranda la escala de análisis de los resultados obtenidos en los capítulos precedentes, realizando una estimación de las emisiones de GEI a nivel de la provincia de Tucumán. Finalmente, el Capítulo 6 ofrece una discusión general del tema que (i) intenta recapturar los principales hallazgos de esta tesis, explorando las potencialidades y debilidades de la misma, (ii) resalta desde mi punto de vista las principales contribuciones de esta tesis al conocimiento, y (iii) identifica brevemente posibles líneas futuras de investigación relacionadas con esta tesis.

# CAPÍTULO DOS

## *Materiales y métodos*

Con el objetivo de evitar repeticiones de las descripciones y metodologías de los ensayos en los diferentes capítulos, los materiales y métodos desarrollados en este capítulo corresponden a los generales de la tesis ya que, de manera directa o indirecta, son utilizados en todos los capítulos de la misma. En el caso de metodologías específicas de algún capítulo, las mismas son desarrolladas en un apartado de materiales y métodos del mismo.

### 2.1 Localización y descripción del área de estudio

El área de estudio se ubicó en la provincia de Tucumán, Noroeste de la Argentina (NOA). El experimento se realizó en la Estación Experimental Famaillá del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (27° 01' S, 65° 22' O, 363 msnm) durante los ciclos agrícolas 2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015 (Figura 3). El suelo está clasificado como Argiudol ácuico (Zuccardi y Fadda, 1992) definido por textura franco limoso, con contenido de carbono orgánico del suelo (COS) y contenido de N en el suelo (NOS) en los 20 cm superiores de 1,5 y 0,14%, respectivamente, y con un pH de 5,9. El clima es húmedo con una temperatura media en el mes más cálido (enero) y en el mes más frío (julio) de 25,2 y 12,2 °C, respectivamente. La precipitación media anual es de 1324 mm, concentrada de noviembre a abril (Portocarrero y Acreche, 2014). Los datos meteorológicos para el período de estudio se obtuvieron de una estación meteorológica automatizada ubicada cerca del sitio del experimento.



**Figura 3.** Localización del sitio experimental, Ruta Provincial 301, km 32, EEA INTA Famaillá, Tucumán, Argentina. El símbolo amarillo marca la ubicación del ensayo.

## 2.2 Diseño experimental

El área experimental fue cultivada con la variedad LCP 85-384 que ocupa más del 80% del área de caña de azúcar de Tucumán (Digonzelli, 2015). En todos los ciclos agrícolas, el cultivo fue cosechado mecánicamente, y luego de cada cosecha se aplicaron los siguientes tratamientos:

- i) caña con quema del rastrojo y con fertilización nitrogenada (en adelante abreviado como Quemado Fertilizado)
- ii) caña con quema del rastrojo y sin fertilización nitrogenada (en adelante abreviado como Quemado No fertilizado)
- iii) caña sin quema del rastrojo y con fertilización nitrogenada (en adelante abreviado como No quemado Fertilizado)
- iv) caña sin quema del rastrojo y sin fertilización nitrogenada (en adelante abreviado como No quemado No fertilizado)

Cada parcela de caña de azúcar constaba de seis filas de 100 m de largo, con espaciamento de 1,60 m.

Debido a restricciones legales y ambientales (Hurlbert, 1984), el diseño experimental fue en franjas con tres pseudo-réplicas (Balzarini, comunicación personal). Los tratamientos se aplicaron en un área con condiciones topográficas y edafo-climáticas similares. Los flujos de óxido nitroso ( $N_2O$ ) del suelo pueden variar significativamente en el espacio y el tiempo, generalmente excediendo el 100% a pocos metros (Butterbach-Bahl *et al.*, 2011; Davidson *et al.*, 2000; Parkin y Venterea, 2010; Verchot *et al.*, 1999). Por lo tanto, las cámaras de muestreo se instalaron con una distancia mínima de 20 m y para cada momento de muestreo fueron cambiadas en el espacio, lo que permitió que fueran consideradas unidades experimentales (Figura 4).

Se utilizó como referencia un área de monte nativo prácticamente inalterado por el hombre, adyacente a la plantación de caña de azúcar. Representa la condición natural del suelo, con 1,7 y 0,19% de COS y NOS en el suelo en los primeros 20 cm, respectivamente, y un pH de 7,0. En este caso, se utilizó un área de 0,4 ha para el muestreo de gases efecto invernadero (GEI) (Figura 4).





**Figura 4. Detalles de los tratamientos aplicados a la caña de azúcar del experimento y del área de referencia en Tucumán. N se refiere a nitrógeno.**

Con el fin de representar las prácticas actuales de los agricultores en Tucumán, la fertilización nitrogenada se realizó mediante surcos con urea sólida incorporada a 10-15 cm de profundidad, a 20 cm del surco de plantas, utilizando la tasa de fertilización comercial ( $110 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Las malezas fueron controladas manualmente, salvo casos excepcionales donde se aplicaron herbicidas recomendados. Los detalles de las fechas de los tratamientos, la cosecha, la temperatura media y la precipitación total se muestran en la Tabla 2.

**Tabla 2. Fechas de aplicación de tratamientos, cosecha, temperatura media y precipitación total durante los ciclos agrícolas de la caña de azúcar 2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015 en Tucumán.**

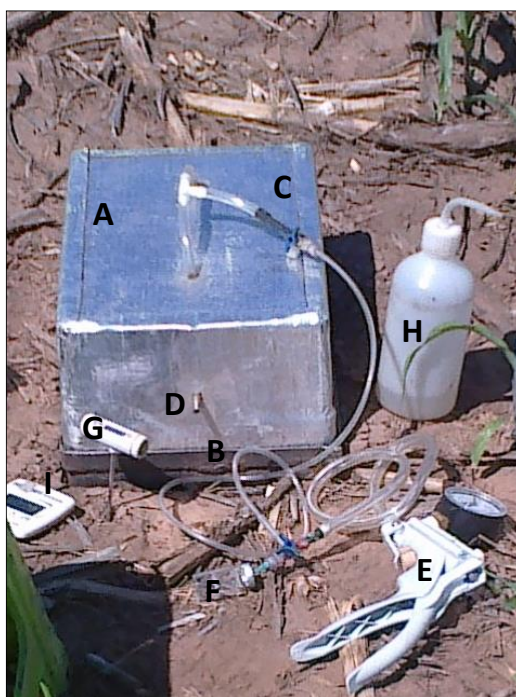
Edad de la plantación	Fecha de quemado del rastrojo	Fecha de fertilización	Fecha de cosecha	Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )*	Precipitación del ciclo (mm)
Caña planta	–	–	15/09/2012	–	–
Caña soca 1	28/09/2012	31/10/2012	18/09/2013	$19,7 \pm 5,7$	1.040,3
Caña soca 2	27/09/2013	07/11/2013	27/09/2014	$19,8 \pm 5,6$	1.102,4
Caña soca 3	09/10/2014	08/11/2014	20/09/2015	$19,9 \pm 5,2$	1.637,6

\* temperatura media diaria  $\pm$  desviación estándar.

## 2.3 Recopilación de información

### 2.3.1 Determinación de las tasas de emisión de dióxido de carbono, metano y óxido nítrico del cultivo de la caña de azúcar

Estas determinaciones se realizaron a través de la utilización de cámaras de muestreo estáticas, cerradas y con ventilación no forzada (Parkin *et al.*, 2014), que permitieron la captura y recolección de los gases emitidos por el suelo y los restos vegetales en un periodo de tiempo no superior a 60 minutos. Las cámaras consisten en una base de cámara y en una cabeza de cámara. La base de cámara es un collar rectangular metálico de aproximadamente 10 cm de alto enterrado permanentemente en el suelo (salvo su parte superior que queda fuera del suelo para servir de acople a la cabeza de cámara). La cabeza de cámara consistió en un estructura de PVC no reactivo de aproximadamente 15 cm de altura y 10,7 L de volumen (Figura 5). Los días de muestreo, la cabeza de cámara se inserta en la parte no enterrada del collar de cámara. La cabeza de cámara presenta en su parte superior dos tubos, uno funciona como puerto de muestreo (cerrado con llave de tres puntos) para tomar la colecta de gases, y el otro como puerto de venteo, que evita variaciones entre la presión estática y/o temperatura internas de las cámaras y los valores ambientales externos. Las mismas se construyeron siguiendo las directrices de Parkin y Venterea (2010) y Hutchinson y Livingston, (2001).



**Figura 5. Cámara cerrada y ventilada utilizada para el muestreo de gases. A: cabeza de cámara; B: base de cámara; C: puerto de muestreo; D: puerto de venteo; E: bomba manual de vacío; F: vial de muestra (10mL); G: termómetro de suelo; H: piseta con agua; I: cronómetro.**



### 2.3.1.1 Muestreo de gases

Los muestreos se realizaron mensualmente durante todo el ciclo del cultivo, siendo el primer muestreo realizado después de la cosecha del ciclo precedente (antes del quemado del rastrojo de cosecha, para permitir el rebrote del cultivo), y el último inmediatamente antes de la cosecha del ciclo agrícola evaluado. La captura de gases siempre se realizó entre las 9:00 AM y las 12:30 PM para minimizar las variaciones diurnas de temperatura, e intentar que el muestreo sea representativo del momento de ocurrencia de la temperatura media diaria (Alves *et al.*, 2012; Cosentino *et al.*, 2012). Esto genera que las mediciones realizadas representen la emisión media de gases durante el día. Las muestras se extrajeron a intervalos constantes de 20 minutos (tiempos 0, 20 y 40 min) con bombas de vacío y se almacenaron en viales de antibióticos de 10 mL, sellados y evacuados para eliminar cualquier contenido de gases de los mismos (Figura 5). En cada muestreo de gas, se tomó una muestra de aire como control.

Para cada unidad experimental, se utilizaron dos cámaras. Una ubicada en el espacio entre surcos y la otra en el surco de planta (entresurco y surco, respectivamente), totalizando seis cámaras por tratamiento de caña de azúcar, más tres cámaras en el área de referencia (monte nativo). La disposición de las cámaras de muestreo por tratamiento puede observarse en la Figura 6. Para capturar la heterogeneidad inherente del suelo dentro de cada tratamiento, las cámaras se cambiaron de ubicación aleatoriamente entre muestras sucesivas en el tiempo.

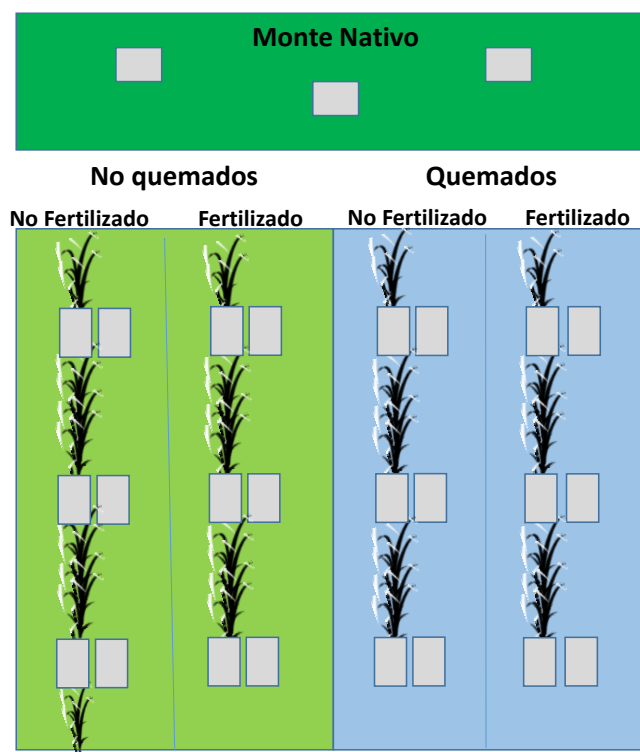


Figura 6. Esquema de la disposición de las cámaras de muestreo en el ensayo experimental.

### 2.3.1.2 Determinación de las concentraciones de los gases

Las concentraciones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) y N<sub>2</sub>O se obtuvieron en laboratorio mediante cromatografía gaseosa (GC 7890 A con auto-sampler 7697 A, Agilent Technologies, EEUU). En el caso del CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> se realizó por medio de un detector de ionización de llama con “methanizer”, mientras que para el N<sub>2</sub>O se utilizó un detector de captura de electrones. Como controles se utilizaron patrones de gases de concentraciones estándares (ej. 99 ppm CO<sub>2</sub>, 5 ppm CH<sub>4</sub>, and 10 ppm N<sub>2</sub>O) que permitieron elaborar curvas patrones de la lectura cromatográfica en función de las concentraciones de gases estándares. A partir de estas curvas, se determinaron las concentraciones de los gases de las distintas muestras.

### 2.3.1.3 Cálculo del flujo de los gases

El cálculo de flujo de los gases se realizó a partir de la velocidad de cambio de la concentración en la cámara. Se ajustaron los resultados de las concentraciones de los gases, obtenidos por cromatografía gaseosa, mediante modelos de regresión lineales que permitieron la determinación del flujo de un gas a través de la pendiente entre la concentración del gas en cuestión y el tiempo de muestreo (Vachon, 2008; Parkin *et al.*, 2014). Para descartar errores de muestreo, las concentraciones se compararon con la muestra de control de aire en el momento inicial. Además, se evitaron tasas atípicas (“outliers”) al aceptar regresiones lineales con un  $r^2 \geq 0,7$  para los flujos de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>; y un  $r^2 \geq 0,9$  para los flujos de CO<sub>2</sub>. Las emisiones o absorciones de GEI fueron expresadas en términos de masa de los elementos C y N según los gases considerados (C para los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>; y N para el flujo de N<sub>2</sub>O). Las unidades finales del intercambio gaseoso suelo-atmósfera fueron expresadas en  $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$  para los flujos de N-N<sub>2</sub>O y C-CH<sub>4</sub>, y en  $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$  para los flujos de C-CO<sub>2</sub>. Para el cálculo de los flujos de gases se aplicaron conversiones de unidades como detalla Parkin *et al.* (2003). Para ello, se necesitaron los datos meteorológicos de temperatura del aire y presión atmosférica. La temperatura del aire se determinó *in situ* mediante termómetro digital, a 10 cm por encima de la superficie del suelo, mientras que la presión atmosférica fue obtenida de la estación meteorológica que se encuentra instalada en la EEA Famaillá del INTA. Básicamente, el cálculo de flujo puede resumirse en la siguiente formula (Butterbach-Bahl *et al.*, 2011):

$$F = \frac{m \times PM \times V_c \times 60 \times 10^6}{A_c \times T \times R \times 10^9} ,$$

donde:

F= Tasa de flujo del gas ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ );

m= Pendiente de aumento / disminución de concentración del gas ( $\text{ppm min}^{-1}$ );

PM= Peso atómico del elemento considerado ( $\text{g mol}^{-1}$ );

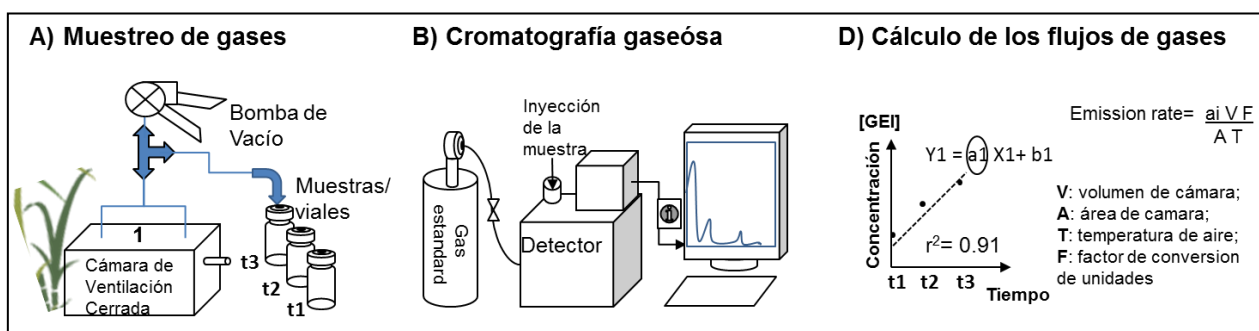
V<sub>c</sub>= Volumen de la camara (L);

A<sub>c</sub>= Área de la camara ( $\text{m}^2$ );

T= Temperatura del aire (K);

R= Constante universal de los gases= 0,08205 (L atm/ K mol).

El resumen del muestreo se puede apreciar en la Figura 7.



**Figura 7. Diagrama que muestra el proceso completo de toma, cuantificación y cálculo de los flujos de los gases.**

La emisión acumulada anual por tratamiento se calculó a partir de las tasas de emisiones calculadas por unidad de tiempo y establecidas mensualmente a través del ciclo de crecimiento de la caña de azúcar (cubriendo la variación temporal). Por ello, la emisión acumulada anual resulta de calcular la integral de la función de la curva definida por sus tasas de emisión mensuales. Debido a que los muestreos fueron mensuales, el área bajo la curva descrita por dichas tasas se calculó por integración trapezoidal de los flujos medios mensuales en el tiempo (De Klein y Harvey, 2012). Para este propósito, se realizó la sumatoria de las áreas parciales calculadas, como el flujo medio de dos muestreos consecutivos por el tiempo transcurrido entre estos muestreos, según la siguiente fórmula:

$$\sum_{i=1}^N f_i(x) \times dx \Rightarrow \sum_{i=1}^N \left( \frac{y_1 + y_2}{2} \right) \times dx_i ,$$

donde:

$y_1, y_2$  = flujos consecutivos de gases;

$N$  = número final de áreas ó intervalos de tiempo;

$i$  = número de intervalo de tiempo inicial considerado;

$dx$  = intervalo de tiempo en días entre flujos consecutivos.

Para cubrir los 365 días de emisiones acumuladas anuales (debido a que los tiempos entre el primer y el último muestreo de cada ciclo agrícola promediaron los 330 días), se realizó una interpolación lineal con el valor medio de los flujos del último muestreo de la primera campaña y el primero de la campaña siguiente (Brumme y Beese, 1992; Smith y Dobbie, 2001). En la última campaña, la interpolación lineal se realizó utilizando únicamente el valor de flujo del último muestreo.

### 2.3.2 Determinación de las emisiones totales de gases efecto invernadero

Las emisiones totales de los tratamiento se calcularon a partir de las emisiones acumuladas y se expresaron en términos de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub> eq.), teniendo en cuenta que, de acuerdo al potencial de calentamiento global (PCG) en un horizonte de 100 años, una molécula de CH<sub>4</sub> y de N<sub>2</sub>O equivalen a 21 y 310 moléculas de CO<sub>2</sub>, respectivamente. Para ello, las emisiones acumuladas expresadas en término de masa de los elementos de C y N de los GEI

respectivos, fueron re-expresadas en términos de masa de las moléculas de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, y luego se multiplicaron por el PCG correspondiente. Las emisiones de GEI debidas al quemado de rastrojo se estimaron según la metodología del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, 2006) mediante la utilización de la siguiente ecuación:

$$EGEI_Q = A \times M \times EC \times FE_G \times 10^{-3},$$

donde:

EGEI<sub>Q</sub>= cantidad de emisiones de GEI por el quemado del rastrojo (t de cada GEI considerado, por ejemplo, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, etc.);

A= área quemada (ha);

M= biomasa de combustible (rastrojo) disponible para la combustión (t MS ha<sup>-1</sup>);

EC= eficiencia de combustión. Para la caña de azúcar el valor por defecto según el IPCC es 0,8 (adimensional);

FE<sub>G</sub>= factor de emisión del gas considerado según Tabla 3 (g kg<sup>-1</sup> MS quemada).

Finalmente, las emisiones de GEI estimadas según esta fórmula son expresadas en CO<sub>2</sub> eq. multiplicándolas por el potencial de calentamiento del gas correspondiente.

**Tabla 3. Factores de emisión (g kg<sup>-1</sup> materia seca quemada) para varios tipos de residuos agrícolas. Los valores son promedios ± desvío estándar y están basados en la revisión integral de Andreae y Marlet (2001).**

Categoría	CO <sub>2</sub>	CO	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	NO <sub>x</sub>
Residuo agrícola	1.515 ± 177	92 ± 84	2,7	0,07	2,5 ± 1,0

Nota: Para la combustión de biomasa no leñosa en pastizales y tierras de cultivo, las emisiones de CO<sub>2</sub> no necesitan ser estimadas e informadas, ya que se supone que las remociones anuales de CO<sub>2</sub> (a través del crecimiento) y las emisiones (ya sea por descomposición o fuego) por biomasa se encuentran balanceadas.

## 2.4 Análisis estadístico

Debido al diseño experimental que consistió en la utilización de franjas con pseudo-réplicas (Hurlbert, 1984), se asumió la menor probabilidad de error ( $p\text{-valor} \leq 0,01$ ) para probar las diferencias entre los tratamientos. Se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) para los flujos de los gases (N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>) estrictamente siguiendo a Schank y Koehnle (2009), mediante el ajuste de un modelo mixto. Esto incluyó la heterogeneidad de las varianzas y la correlación temporal de errores debidos a muestreos sucesivos y años. Asimismo, las emisiones acumuladas se sometieron a ANOVAs. Se utilizó la prueba de Fisher ( $p\text{-valor} \leq 0,01$ ) para comparar los valores medios entre los tratamientos. Se utilizó el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2014) para todos los análisis.

## CAPÍTULO TRES

### *Secuestro potencial de carbono del sistema suelo-caña de azúcar en Tucumán, Argentina*

#### **3.1 Introducción**

Como se ha descrito en la introducción general de esta tesis, muchos investigadores han informado la importancia de mantener y/o aumentar el contenido de materia orgánica de los suelos (MOS) agrícolas. Más recientemente, científicos que trabajan en cambio climático interesados en sumideros de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y agro-ecologistas interesados en la intensificación ecológica, han resaltado la necesidad de reconstruir el stock de carbono (C) en los suelos agrícolas (McLauchlan, 2006). El secuestro del CO<sub>2</sub> atmosférico en el suelo, en última instancia como humus estable, podría ser una solución más duradera que el secuestro temporal de CO<sub>2</sub> en la biomasa mediante la reforestación y la repoblación forestal (Batjes, 1998). Sin embargo, la contradicción es que la agricultura en sí misma es responsable de la dramática pérdida de MOS.

Cuando los ecosistemas de pastizales o bosques son convertidos a la agricultura, múltiples mecanismos participan en la disminución de la MOS, la cual declina entre un 20 y un 70% (Crews y Rumsey, 2017). Dos de los más importantes mecanismos son la reducción de la entrada de materia orgánica de raíces por el remplazo de la vegetación perenne con especies de cultivos anuales, y el incremento de la respiración microbiana cuando el laboreo rompe los agregados del suelo exponiendo la materia orgánica protegida (McLauchlan, 2006).

El mayor desafío para lograr evaluar correctamente el impacto del cambio en el uso del suelo (CUS) es definir indicadores sensibles que reflejen las especificidades locales de las implicaciones ambientales del CUS (Gasparatos *et al.*, 2011; Efrogmson *et al.*, 2013; Fu *et al.*, 2015). En este sentido, un atributo químico como el carbono orgánico del suelo (COS) puede utilizarse como indicador potencial para evaluar los efectos del uso de la tierra, la gestión del suelo sobre la calidad del mismo (Vezzani and Mielniczuk, 2009; Cardoso *et al.*, 2013) y la erosión (Smith *et al.*, 2016). Sin embargo, el tiempo de renovación del COS aumenta con la profundidad en el suelo desde varios años para la hojarasca, pasando por 15-40 años en los 10 cm superiores, y más de 100 años por debajo de una profundidad de 25 cm (Lobo *et al.*, 1980; Harrison *et al.*, 1990). Esto demuestra la necesidad de estudios que evalúen a largo plazo la dinámica del COS bajo diferentes agro-ecosistemas.

Por otro lado, utilizando una mirada simplista del contenido de COS, se podría decir que el COS representa tasas diferenciales de entradas y salidas de materia orgánica (Johnston *et al.*, 2009). En este sentido, las entradas provienen de la fotosíntesis, y en la mayoría de los ecosistemas se originan de los brotes y raíces de las plantas que crecen y senescen en el sitio; mientras que las salidas se originan de la mineralización de los compuestos a base de C que se liberan principalmente en forma de CO<sub>2</sub> a la atmósfera. Por este motivo, sabiendo las

principales entradas y salidas de C es posible evaluar el secuestro/pérdida potencial de C de los suelos.

Las prácticas agrícolas inciden en la MOS de suelos cultivados. Muchas prácticas agrícolas como la labranza reducida y los cultivos de cobertura han demostrado alcanzar algún grado de mejora en el contenido de MOS; sin embargo, la adopción de estas prácticas no llega a acumular las reservas de MOS mantenidas por pastizales, bosques u otros ecosistemas nativos (Crews y Rumsey, 2017). Por lo tanto, es esencial en la MOS cultivados el manejo de los residuos de cosecha. En este sentido, en la caña de azúcar el quemado del residuo de cosecha (rastrojo) puede contribuir a la pérdida de la MOS. Una de las prácticas agrícolas en este cultivo que promueve el secuestro del C en el suelo es la conservación del rastrojo de cosecha (evitando el quemado del mismo). De hecho, en la parte centro-sur de Brasil se encontraron aumentos en las existencias de C cuando las tierras con cultivos anuales se convirtieron en caña de azúcar (Mello *et al.*, 2014). Por otro lado, Carvalho *et al.* (2009) mostraron en el Cerrado de Brasil que la conversión de las tierras de cultivo con manejo tradicional a cultivos bajo manejo conservador aumentó el COS y los nutrientes (P, K, Ca, Mg), reduciendo la acidez del suelo.

En la Argentina, la existencia de la práctica del quemado de rastrojo de caña de azúcar, y la incierta incorporación de áreas adicionales para satisfacer la demanda interna proyectada de bioetanol, requerirá de nuevos estudios que investiguen los efectos de las prácticas de manejo del cultivo para evaluar la sostenibilidad de la expansión de la producción de esta agro-industria, principalmente de cara a la producción de bioetanol.

El objetivo de este capítulo fue estimar el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, comparando sistemas con y sin quema del rastrojo, y con y sin fertilización nitrogenada.

### **3.2 Materiales y Métodos**

Los materiales y métodos de este capítulo se corresponden, en parte, a los informados en el Capítulo 2.

La particularidad de este capítulo es el cálculo del secuestro/pérdida potencial de C de la caña de azúcar en Tucumán. Para ello se estimó el balance de C del suelo cañero para cada tratamiento y ciclo agrícola (ver Capítulo 2), considerando entre las entradas de C las provenientes del rastrojo de cosecha y del sistema radical de la caña de azúcar; y las salidas de C derivadas de las emisiones acumuladas de C en forma de CO<sub>2</sub>. Las emisiones acumuladas de CO<sub>2</sub> en cada ciclo agrícola se calcularon a partir de los flujos mensuales obtenidos en campo de acuerdo a la metodología general detallada precedentemente en el Capítulo 2. Estas emisiones de CO<sub>2</sub> corresponden a las generadas por la descomposición del rastrojo de cosecha, la descomposición de la MOS, la respiración de raíces y la descomposición de la urea aplicada (De Klein *et al.*, 2006). Si bien existieron emisiones acumuladas de CH<sub>4</sub> en los sistemas de caña de azúcar, se consideraron despreciables en términos de masa ya que no superaron los 1,2 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Se entiende que durante los ciclos agrícolas experimentados el contenido de COS es igual entre tratamientos, por lo que las emisiones de CO<sub>2</sub> responden exclusivamente al

tratamiento del rastrojo (con y sin quemado). Por otro lado, este balance no tiene en cuenta las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y CO por el quemado de rastrojo ya que se considera que no son pérdidas directas del suelo, y están consideradas directamente en la menor cantidad de rastrojo que ingresa al suelo.

La cantidad de rastrojo generado por la caña de azúcar se determinó únicamente al inicio del experimento (antes de efectuar el quemado de rastrojo), a través de la recolección de seis muestras aleatorias en toda el área del experimento. Cada una de las muestras se recolectó de un área de 1 m<sup>2</sup>. Las muestras se secaron en estufa hasta peso constante y se pesaron en balanza analítica. La cantidad de rastrojo (peso seco) por m<sup>2</sup> se promedió entre las seis muestras, y luego se extrapolaron a una hectárea. Debido a la deficiencia de nitrógeno (N) en los tratamientos sin fertilizar, se estimó que anualmente se generó en promedio un 20% menos rastrojo que la cantidad de rastrojo generada en el ciclo anterior (Fogliata, 1995b); manteniéndose la cantidad de rastrojo en los tratamientos fertilizados con N en todos los ciclos agrícolas experimentados. También se consideró que la disminución del rendimiento/rastrojo en los años sucesivos por efecto del quemado de rastrojo fue nula (Tabla 4). El contenido de C de los residuos de biomasa aérea (hojas y despuntes) utilizado fue del 45%, valor informado en Tucumán para la variedad de caña de azúcar LCP 85-384 utilizada en este ensayo ( Digonzelli *et al.*, 2011).

La tasa anual de C orgánico que ingresa al suelo proveniente del sistema radical de la caña de azúcar se estimó de acuerdo a los valores informados para la caña de azúcar cultivada en Piracicaba, Brasil, con similar rendimiento que el promedio de Tucumán, y bajo similar cantidad de precipitación (Carvalho *et al.*, 2013). Se asume un valor de 0,23 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y que el aporte de C desde este sistema es constante en cada ciclo agrícola experimentado (Tabla 5).

Para fijar el escenario de reducción de la entrada de C y N por el quemado de rastrojo, se consideró una eficiencia de combustión para la caña de azúcar del 80% (IPCC, 2006); por lo tanto se reduce el aporte de C y N al suelo en los tratamientos de rastrojo quemado, pero no es cero o nulo (Tabla 4).

Los flujos teóricos de gases efecto invernadero (GEI) del agro-ecosistema cañero debido al quemado de rastrojo de cosecha representan una merma del ingreso de C y N al sistema suelo-caña de azúcar. Estos flujos se calcularon en base a las directrices del IPCC de 2006 para la preparación de Inventarios Nacionales de GEI (IPCC, 2006). De acuerdo a las mismas, se utilizaron valores propuestos por defecto para la quema de biomasa seca. Además de las emisiones de CO<sub>2</sub>, metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) por el quemado de rastrojo, se incluyeron las emisiones de monóxido de carbono (CO) y óxido nítrico (NO) que también se emiten durante la combustión y se traducen como C y N que no ingresan al suelo (Tabla 8).

### 3.3 Resultados

#### 3.3.1 Balance de carbono del suelo

##### 3.3.1.1 Entrada de carbono al sistema suelo-caña de azúcar

La cosecha de caña de azúcar con maquina integral al inicio del ensayo (ciclo agrícola 2012-2013) generó en promedio  $12,23 \pm 2,1$  t ha<sup>-1</sup> de materia seca de rastrojo (Tabla 4). Dentro de los tratamientos quemados se asumió que 9,78 t ha<sup>-1</sup> (80% de esta biomasa) se quemó completamente, por lo que el aporte de rastrojo fue 2,45 t ha<sup>-1</sup>. Debido a la disminución del rendimiento y rastrojo anual mencionada en materiales y métodos (20%) causada por la no aplicación de fertilizante nitrogenado, en los ciclos agrícolas siguientes (2013-2014 y 2014-2015) la quema del rastrojo en el tratamiento no fertilizado fue de 7,82 y 6,26 t ha<sup>-1</sup> de rastrojo (materia seca) para los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015, respectivamente. Esto generó aportes de rastrojo de 1,96 y 1,57 t ha<sup>-1</sup> para los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015, respectivamente. En el caso del tratamiento no quemado, el aporte del rastrojo fue de 9,78 y 7,83 t ha<sup>-1</sup> para los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015, respectivamente.

**Tabla 4. Cantidad estimada de rastrojo de caña de azúcar que ingresa al sistema suelo-caña de azúcar por ciclo agrícola para los cuatro tratamientos de caña de azúcar en Tucumán.**

Ciclo agrícola	Entrada de rastrojo (t ha <sup>-1</sup> )			
	No quemado Fertilizado	No quemado No fertilizado	Quemado Fertilizado	Quemado No fertilizado
2012-2013	12,23	12,23	2,45	2,45
2013-2014	12,23	9,78	2,45	1,96
2014-2015	12,23	7,83	2,45	1,57

El ingreso de C al sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán varió de 0,93 a 5,73 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, dependiendo del tratamiento y del ciclo agrícola. Este ingreso de C provino casi exclusivamente del rastrojo de cosecha, representando entre 75 y 96% del total ingresado. El ingreso promedio de C de todos los sistemas fue de  $3,72 \pm 1,7$  t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> con un coeficiente de variación del 45% (Tabla 5).



**Tabla 5. Cantidad estimada de carbono (C) que ingresa al suelo por ciclo agrícola para los cuatro tratamientos de caña de azúcar en Tucumán.**

Ciclo agrícola	No quemado Fertilizado	No quemado No fertilizado	Quemado Fertilizado	Quemado No fertilizado
<b>Entrada de C del rastrojo de cosecha (t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)</b>				
<b>2012-2013</b>	5,50	5,50	1,10	1,10
<b>2013-2014</b>	5,50	4,40	1,10	0,88
<b>2014-2015</b>	5,50	3,52	1,10	0,70
<b>Entrada de C del sistema radical (t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)</b>				
*	0,23	0,23	0,23	0,23

\*Se asume que en cada ciclo agrícola el ingreso de C proveniente el sistema radical no cambia.

### 3.3.1.2 Salidas de carbono del sistema suelo-caña de azúcar

Las salidas de C, medidas como emisiones de CO<sub>2</sub>, del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán en todos los ciclos agrícolas y tratamientos variaron de 2,20 a 5,03 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Tabla 6). La salida promedio de C de todos los tratamientos y ciclos agrícolas fue de 3,42 ± 0,83 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> con un coeficiente de variación del 24% (Tabla 6).

**Tabla 6. Cantidad medida de carbono (C) que sale del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán por ciclo agrícola para los cuatro tratamientos de esta tesis.**

<b>Salidas de C -emisiones C-CO<sub>2</sub> (t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)-</b>				
Ciclo agrícola	No quemado Fertilizado	No quemado No fertilizado	Quemado Fertilizado	Quemado No fertilizado
<b>2012-2013</b>	2,87	3,34	2,55	2,20
<b>2013-2014</b>	4,29	3,78	2,66	3,57
<b>2014-2015</b>	3,95	5,03	2,84	3,92
<b>Promedio</b>	3,70	4,05	2,68	3,23

Cuando el rastrojo de cosecha se mantuvo sin quemar, las salidas de C fueron en promedio 38 y 25% mayores que cuando se quemó el rastrojo en los tratamientos fertilizados y sin fertilizar, respectivamente. Cuando se realizó fertilización nitrogenada, las salidas de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán fueron en promedio un 8,5 y 17% menores que sin fertilizar con N en los tratamientos no quemados y quemados respectivamente (Tabla 6).

### 3.3.1.3 Secuestro o pérdida potencial de carbono del sistema suelo-caña de azúcar

A partir de las entradas y salidas de C en el suelo bajo diferentes sistemas de manejo de caña de azúcar del experimento, fue posible determinar la pérdida o el secuestro potencial del C del suelo (Tabla 7).

El balance de C del suelo para la caña de azúcar varió de -0,87 a -2,99 y de 2,87 a -1,28 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para los tratamientos con y sin quema del rastrojo, respectivamente (Tabla 7). La quema del rastrojo junto a la no adición del fertilizante nitrogenado generó la peor combinación posible de pérdida de C del sistema de cultivo de la caña de azúcar (pérdida media de C de -2,11 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). Aparentemente, la fertilización nitrogenada evitó que las pérdidas de C del suelo fuesen tan altas: en el tratamiento fertilizado, la práctica del quemado del rastrojo dio lugar a una pérdida media neta de C de -1,35 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) (Tabla 7).

La cosecha verde de la caña de azúcar (sin quema del rastrojo) promovió definitivamente una ganancia neta de C en el suelo, alcanzando valores de aproximadamente 2,0 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> cuando la caña de azúcar se fertilizó, representando aproximadamente el 37% de la entrada inicial del C del rastrojo (Tabla 7).

**Tabla 7. Balance de entradas y salidas de carbono (C) del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán para los tratamientos aplicados en los tres ciclos agrícolas.**

Secuestro/pérdida potencial de C del suelo (t ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )				
Ciclo agrícola	No quemado Fertilizado	No quemado No fertilizado	Quemado Fertilizado	Quemado No fertilizado
2012-2013	2,87	2,40	-1,22	-0,87
2013-2014	1,44	0,85	-1,33	-2,46
2014-2015	1,78	-1,28	-1,51	-2,99
<b>Promedio</b>	<b>2,03</b>	<b>0,66</b>	<b>-1,35</b>	<b>-2,11</b>

Nota: los valores negativos representan pérdidas de C del sistema.

### 3.3.2 Reducción de la entrada de carbono y nitrógeno al sistema suelo-caña de azúcar debido a las emisiones de gases efecto invernadero por el quemado de rastrojo

Las emisiones estimadas de GEI debidas al quemado de rastrojo para los tratamientos de rastrojo quemado, ya sea fertilizado y no fertilizado se pueden observar en la Tabla 8.

**Tabla 8. Emisiones estimadas de gases efecto invernadero (GEI) debido a la quema del rastrojo de caña de azúcar en Tucumán para los tres ciclos agrícolas.**

Tratamiento	Ciclo agrícola	Rastrojo quemado (t ha <sup>-1</sup> )	Emisiones de GEI (kg ha <sup>-1</sup> )				
			CO <sub>2</sub>	CO	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	NO <sub>x</sub>
Quemado Fertilizado	2012-2013	9,78	14.822,76	900,13	26,42	0,68	24,46
	2013-2014	9,78	14.822,76	900,13	26,42	0,68	24,46
	2014-2015	9,78	14.822,76	900,13	26,42	0,68	24,46
Quemado No fertilizado	2012-2013	9,78	14.816,70	899,76	26,41	0,68	24,45
	2013-2014	7,82	11.853,36	719,81	21,12	0,55	19,56
	2014-2015	6,26	9.482,69	575,85	16,90	0,44	15,65

\*Factores de emisión por quema de residuos agrícola (kg t<sup>-1</sup>): CO<sub>2</sub> 1515; CO 92; CH<sub>4</sub> 2,7; N<sub>2</sub>O 0,07; NO<sub>x</sub> 2,5 (IPCC, 2006).

En los tratamientos con quemado de rastrojo, se liberó instantáneamente al momento de la quema GEI a la atmósfera (Tabla 8), reduciendo el rastrojo original a un 20%. Debido a que el rastrojo remanente en estos tratamientos fue menor, pudo establecerse, a priori, que las emisiones de GEI por descomposición del mismo a lo largo del ciclo de cultivo (después del quemado de rastrojo) fueron menores que los tratamientos sin quema de rastrojo (ver Capítulo 4). Sin embargo, estas menores emisiones durante el ciclo del cultivo no compensaron las emisiones instantáneas debido a la quema del mismo (ver Capítulo 5). Además, el menor ingreso de rastrojo de cosecha (materia orgánica) a los suelos debido a la ausencia de fertilización nitrogenada en estos tratamientos contribuyó a reducir el stock de C del suelo por la descomposición natural de la materia orgánica remanente (Tabla 7).

Las emisiones de GEI por quemado de rastrojo se tradujeron en una reducción de la entrada de C y N a los suelos, debido a que estos elementos fueron liberados en forma de GEI a la atmósfera. Las pérdidas de estos elementos pueden observarse en la Tabla 9.

**Tabla 9. Pérdidas estimadas de carbono (C) y nitrógeno (N) (kg ha<sup>-1</sup>) en forma de gas efecto invernadero debido al quemado del rastrojo de caña de azúcar en Tucumán para los tres ciclos agrícolas.**

Trata- miento	Ciclo agrícola	Rastrojo quemado (t ha <sup>-1</sup> )	C- CO <sub>2</sub>	C- CO	C- CH <sub>4</sub>	N- N <sub>2</sub> O	N- NO <sub>x</sub>	Total de C (t ha <sup>-1</sup> )	Total de N (kg ha <sup>-1</sup> )
Quemado Fertilizado	2012-2013	9,78	4.043	386	19,81	0,44	11,41	4,45	11,85
	2013-2014	9,78	4.043	386	19,81	0,44	11,41	4,45	11,85
	2014-2015	9,78	4.043	386	19,81	0,44	11,41	4,45	11,85
Quemado No fertilizado	2012-2013	9,78	4.041	386	19,80	0,44	11,41	4,45	11,85
	2013-2014	7,82	3.233	308	15,8	0,3	9,1	3,6	9,5
	2014-2015	6,26	2.586	247	12,7	0,3	7,3	2,8	7,6

### 3.4 Discusión

El quemado del rastrojo disminuyó el ingreso de C orgánico al sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán. Las prácticas de manejo que minimizan los insumos orgánicos disminuyen el potencial de actividad enzimática del suelo, lo que probablemente afecte su capacidad para ciclar y proporcionar nutrientes (Dick, 1992). Consecuentemente, durante el ciclo de cultivo, las salidas de C-CO<sub>2</sub> del sistema suelo-caña de azúcar con quema también se reducen en comparación a los sistemas sin quema. El promedio de las emisiones fueron 4,05, 3,70, 3,23 y 2,68 t de C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para los tratamientos No quemado No fertilizado, No quemado Fertilizado, Quemado No fertilizado y Quemado Fertilizado, respectivamente. El quemado de rastrojo disminuyó en promedio las emisiones acumuladas de CO<sub>2</sub> durante el ciclo del cultivo un 27,6 y 20,3% en los tratamientos fertilizados y no fertilizados, respectivamente. Esto podría estar asociado al efecto acumulativo de los tratamientos (tres años consecutivos quemado vs. no quemado) sobre la diversidad de la comunidad microbiana presente en el suelo (Rachid *et al.*, 2013; 2016). Los tratamientos no quemados podrían presentar una comunidad microbiana más grande y estable que descompongan más rápido y eficientemente el rastrojo, liberando mayor cantidad de CO<sub>2</sub> (Siavosh y Madriñán, 2000). En los tratamientos con quema, las emisiones de C-CO<sub>2</sub> mayormente se deben a la descomposición del COS y del rastrojo remanente sin quemar. A pesar que en los tratamientos quemados las salidas de C-CO<sub>2</sub> son menores que los tratamientos no quemados, éstas son significativamente mayores que el C que ingresa al sistema luego del quemado del rastrojo. Por este motivo, el balance de C cuando se quema el rastrojo resultó negativo, es decir que la práctica del quemado de rastrojo en la caña de azúcar en Tucumán disminuye el COS. Dominy y Haynes (2002) informaron que en la caña de azúcar con quema pre-cosecha, la biomasa microbiana, el porcentaje de C de la misma y la respiración basal fueron más bajos que en el maíz (sin quemar), concluyendo que la pérdida de

MOS, el tamaño y la actividad de la comunidad microbiana del suelo son los principales factores que conducen a la degradación del suelo. Asimismo, Graham y Haynes (2005) determinaron que en la caña de azúcar con rastrojo sin quemar, la fracción ligera del COS, el C de la biomasa microbiana y la respiración basal fueron mayores que en la caña de azúcar quemada, y que estas variables tendieron a ser mayores en las parcelas fertilizadas que en las no fertilizadas. Además, demostraron que las prácticas que aumentan la MOS tendieron a aumentar la diversidad catabólica de las comunidades microbianas del suelo. Nuestros resultados van en la misma dirección que estos antecedentes.

Por otro lado, la fertilización nitrogenada conduce a una mayor fijación de CO<sub>2</sub> atmosférico por el crecimiento del cultivo, generando en la cosecha mayor cantidad de rastrojo que los sistemas sin fertilizar. De hecho, la fertilización nitrogenada aumentó en promedio 21,8 y 18,3% el ingreso de C en los tratamientos no quemados y quemados respectivamente. Sin embargo, las salidas de C como CO<sub>2</sub> en los tratamientos fertilizados fueron en promedio 8,5 y 17% menor que los tratamientos no fertilizados cuando no se quema y se quema el rastrojo, respectivamente. Por lo cual, el efecto de la fertilización con N claramente aumenta el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán. La reducción de las salidas de C cuando se fertiliza con N sugiere que aumentos en la disponibilidad de este nutriente probablemente conduzcan a una disminución neta en las tasas de descomposición del rastrojo (Moorhead y Sinsabaugh, 2006). Algunos microbios utilizan C lábil para descomponer la materia orgánica recalcitrante con el fin de adquirir N (Berg y McLaugherty, 2013; Fontaine y Barot, 2005; Moorhead y Sinsabaugh, 2006), es decir, la baja disponibilidad de N puede aumentar la descomposición de la hojarasca ya que los microbios usan sustratos lábiles para adquirir N de la materia orgánica recalcitrante (Craine *et al.*, 2007), lo que podría aumentar las emisiones de CO<sub>2</sub>. Sin embargo, la fertilización nitrogenada conduce a aumentos en las emisiones de N<sub>2</sub>O (Eustice *et al.*, 2011). Lisboa *et al.* (2011) realizaron una revisión bibliográfica donde muestran que las emisiones de N<sub>2</sub>O debido a la aplicación de fertilizantes nitrogenados generan emisiones anuales en el rango 0,45-45,9 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Por otro lado, se ha demostrado que los sistemas de cultivo que aumentan las entradas de C a través de abonos verdes tienen más microbios y una mayor actividad microbiana que la que se encuentra en sistemas que utilizan sólo insumos de fertilizantes sintéticos (Dick, 1992). Otros estudios demostraron que las enmiendas orgánicas estimularon la actividad microbiana, pero las tasas crecientes de N inorgánico disminuyeron la actividad de las enzimas ureasa y amidasa (Dick *et al.*, 1988; Samuel, 2009), lo cual puede explicar por qué la conservación del rastrojo aumenta las emisiones de CO<sub>2</sub> y disminuye las emisiones de N<sub>2</sub>O (Gentile *et al.*, 2008). A su vez, ello explica la menor pérdida de C en suelos fertilizados. Por lo tanto, estos resultados sugieren que hace falta N para "construir" carbono orgánico estable en los suelos (Paustian *et al.*, 1992; Alvarez, 2005).

El resultado del balance de C para el tratamiento más representativo del área cañera de Tucumán (sin quema de rastrojo y fertilizado con N) fue 2,03 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, similar a los informados por Galdos *et al.* (2010) y Cerri *et al.* (2011) en Brasil, quienes en una revisión de trabajos de la literatura, informaron una ganancia neta de 2,04 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para una profundidad de 30

cm de suelo arcilloso, bajo el sistema de cosecha verde (sin quema) y fertilizado con N. En Australia, Wood (1991) en experimentos de manejo de rastrojo, informó que la concentración de COS en los primeros 10 cm del suelo luego de cinco años de tratamientos fue 16,6% más baja en parcelas con caña de azúcar quemada que en parcelas con cosecha en verde sin quema. Igualmente, Oliveira *et al.* (2016) informaron un aumento de las reservas de C en el suelo (1,97 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en áreas convertidas de pastizal a cultivo de caña de azúcar. Sin embargo, existen reportes que muestran que las ganancias de C en los suelos de caña de azúcar sin quema serían menores a las informadas. En Pradópolis, Brasil, Razafimbelo *et al.* (2006) informaron que después de 6 años de tratamiento de caña de azúcar sin quema, se secuestró 0,65 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en los primeros 10 cm de profundidad, lo cual representó el 14% del C del rastrojo devuelto al suelo. Campos (2003) y Galdos *et al.* (2009) también informaron en Brasil ganancias de C menores a las del presente estudio: 1,0 y 1,2 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente.

Los resultados de esta tesis presentan las mismas tendencias de ganancia/pérdida de C que las informadas por experimentos que miden el C *in situ* a largo plazo. En Australia, Thorburn *et al.* (1999) informaron que luego de 35 años de experimento, el tratamiento de cosecha sin quema aumentó aproximadamente 4 g C kg<sup>-1</sup> suelo la concentración del COS a 20 cm de profundidad, mientras que el tratamiento con quema disminuyó 1,4 g C kg<sup>-1</sup> suelo la concentración del COS. De Resende *et al.* (2006), en el noroeste de Brasil, midieron después de 15 años de experimento una mayor concentración de C en el suelo (0-10 cm de profundidad) bajo caña de azúcar sin quema, con una diferencia promedio de 2,5 g C kg<sup>-1</sup> suelo respecto a la caña con quema pre-cosecha. En Sudáfrica, tras 59 años de experimentación, la cosecha de caña sin quema aumentó el COS entre 1,5 y 5,1 t C ha<sup>-1</sup> a una profundidad de 30 cm de suelo respecto a las parcelas con quema (Graham *et al.*, 2002a; Graham *et al.*, 2002b). Canellas *et al.* (2003) informaron en un experimento de 35 años de antigüedad, que para una profundidad de 0-20 cm la concentración de C en el suelo de caña de azúcar no quemada fue 70% mayor que el aporte de C de caña quemada.

Las ganancias netas anuales de C en el suelo de Tucumán estimadas para el tratamiento no quemado y fertilizado fueron del 37% del C contenido en el rastrojo. Robertson y Thorburn (2007a) midiendo el contenido de C en el suelo y en el rastrojo de caña de azúcar en Australia, determinaron que la retención del C en el suelo a lo largo de 5 años fue en promedio del 13% por año de la entrada de C del rastrojo acumulado. Sin embargo, para estos experimentos se informó una alta tasa de descomposición del rastrojo (82-98%), vinculada principalmente a las elevadas temperaturas características de esa área cañera (Robertson y Thorburn, 2007b). En Tucumán, el mayor aporte de C al suelo puede ser explicado porque se reportó allí una tasa anual de descomposición del rastrojo de caña de azúcar de 53,6-63,8% (Digonzelli *et al.*, 2011). Esto probablemente se asocia con las características subtropicales de Tucumán, con inviernos definidos con bajas temperaturas medias durante esta estación.

El balance de C presentado en esta tesis podría estar subestimando las pérdidas de C como CO<sub>2</sub> que se generan al momento de realizar las distintas labores de manejo del suelo en este cultivo, las cuáles incrementan las emisiones de CO<sub>2</sub> de manera abrupta y por un tiempo reducido, y por lo tanto son difíciles de captar (La Scala *et al.*, 2006; Teixeira *et al.*, 2013; De Figueiredo

*et al.*, 2014). Además, supone un escenario fijo en cuanto a la eficacia de quema/combustión del rastrojo (80%; valor recomendado por el IPCC). Sin embargo, en condiciones reales de quema del rastrojo en campo, la entrada de C al suelo podría ser menor. De hecho, de Lima *et al.* (2010) y Sornpoon *et al.* (2014) informaron para la quema del rastrojo de caña de azúcar factores de combustión diferentes a los del IPCC (0,79 y 0,83, respectivamente). Por lo tanto, los valores de la pérdida potencial de COS estimada en este trabajo podrían ser mayores/menores dependiendo de la eficiencia de quema del rastrojo.

En este capítulo se ha determinado el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, teniendo en cuenta tanto las pérdidas de C debido a la quema del rastrojo como las generadas durante el ciclo del cultivo debido a los tratamientos de manejo del rastrojo y de la fertilización nitrogenada; el siguiente capítulo (Capítulo 4) analiza si las principales prácticas de manejo que se realizan en el cultivo de caña de azúcar en Tucumán (manejo del rastrojo y/o fertilización nitrogenada) generan cambios en las tasas o velocidades de emisión de GEI durante el ciclo del cultivo. De esta manera se puede llegar a tener más precisiones del efecto de estas prácticas en el secuestro potencial de C y en las emisiones de GEI de este sistema cañero.

### **3.5 Conclusiones**

El sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán tuvo un secuestro potencial de C estimado de 2,03 t de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> cuando el rastrojo no se quemó y se fertilizó con 110 kg de N ha<sup>-1</sup> de urea sólida incorporada.

La quema del rastrojo transformó la capacidad secuestradora de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, en un sistema emisor de C como CO<sub>2</sub> a la atmósfera, agotando gradualmente el C del suelo.

La fertilización nitrogenada disminuyó, parcialmente, el efecto adverso de la quema del rastrojo de reducir consistentemente el C del suelo cultivado con caña de azúcar en Tucumán.

## CAPÍTULO CUATRO

### *Tasas de emisión de gases efecto invernadero durante el ciclo de cultivo del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, Argentina*

#### 4.1 Introducción

Entre las principales prácticas culturales y/o de manejo que se realizan en caña de azúcar en Tucumán se encuentran la fertilización nitrogenada y la quema de la caña en pie previa a la cosecha o la quema del rastrojo de la caña posterior a la cosecha. Estas prácticas se caracterizan por ser emisoras de gases efecto invernadero (GEI), entre los que se destacan el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), el metano (CH<sub>4</sub>) y el óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (Lisboa *et al.*, 2011).

La quema del rastrojo de cultivos destruye la materia orgánica en descomposición en los suelos generando emisiones de GEI, especialmente CO<sub>2</sub> (Agus *et al.*, 2013). Pocos estudios se han realizado para comparar las emisiones de GEI de los sistemas de cultivo de caña de azúcar con y sin quema del rastrojo del cultivo a través de mediciones de campo (Weier, 1996). Sin embargo, existen reportes de emisiones de GEI comparando sistemas con y sin quema de rastrojo de caña de azúcar pero a nivel de balance de GEI (siguiendo la metodología del IPCC) (De Figueiredo y La Scala, 2011; de Oliveira Bordonal *et al.*, 2012) y a través de análisis de los cambios en el stock de carbono (C) (Galdos *et al.*, 2009; Galdos *et al.*, 2010; Cerri *et al.*, 2011). Estos estudios muestran que sólo a través del secuestro de C, la reducción de las emisiones de GEI puede alcanzar hasta 2,38 t C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> si se evita la quema de los cañaverales. Se debe destacar que, durante la quema del rastrojo, también se emite CH<sub>4</sub>: la quema del rastrojo de caña de azúcar produjo un factor de emisión de CH<sub>4</sub> del 0,4% del C original contenido en el rastrojo de caña de azúcar (Galbally *et al.*, 1992).

Si bien la retención del rastrojo de cosecha mejora el contenido de materia orgánica y la capacidad de retención de humedad del suelo a largo plazo (Razafimbelo *et al.*, 2006; Galdos *et al.*, 2009; Ussiri *et al.*, 2009), la descomposición de la materia orgánica suele ir acompañada de la producción de flujos de GEI. Por lo tanto, no se sabe cómo la materia orgánica dejada *in situ* o la quema de la misma en la caña de azúcar influyen en los flujos de GEI en los cinturones azucareros a nivel mundial, y menos en la Argentina. Lisboa *et al.* (2011) informaron que el 17% de las emisiones totales de GEI de un sistema de caña de azúcar con producción de etanol derivan de la quema del rastrojo de cosecha. En la Argentina, Acreche y Valeiro (2013) estimaron que la quema del rastrojo de caña de azúcar contribuye con más del 30% de las emisiones totales de GEI durante la etapa agrícola de este cultivo.

Estudios a campo posteriores a la quema del rastrojo de caña de azúcar mostraron que las emisiones de CO<sub>2</sub> eran más altas en un tratamiento con residuo de cosecha en superficie que en un tratamiento con residuo de cosecha quemado (Weier, 1996 en Hawái; Acreche *et al.*, 2014 en Argentina). A su vez, se ha informado un aparente efecto posterior del quemado de rastrojo sobre los flujos de CH<sub>4</sub>. En Australia, se informaron altas emisiones de CH<sub>4</sub> debido a la producción de caña de azúcar con quema de residuos en comparación con el mantenimiento del



rastrajo, que produjo una emisión neta cercana a cero (Denmead *et al.*, 2010). Acreche *et al.* (2014) informaron en Tucumán que no existieron emisiones ni capturas significativas de CH<sub>4</sub> durante el ciclo del cultivo comparando tratamientos con y sin quema del rastrojo.

Las variaciones de las emisiones de GEI debido a la quema del rastrojo también pueden ser afectadas por la presencia de fertilizantes nitrogenados (Eustice *et al.*, 2011), generalmente ocasionando aumentos de las emisiones de N<sub>2</sub>O. Thorburn *et al.* (2005) informaron que a pesar del uso generalizado de fertilizantes nitrogenados en la producción de caña de azúcar, en muchas regiones azucareras no se ha evaluado la influencia del nitrógeno (N) en los flujos de GEI. Por lo tanto, no se sabe cómo los niveles crecientes de N afectarán los flujos de GEI en algunos de los cinturones de caña de azúcar del mundo, entre los que se encuentra la Argentina.

Lisboa *et al.* (2011) realizaron una revisión bibliográfica donde muestran que las emisiones de N<sub>2</sub>O debidas a la aplicación de fertilizantes nitrogenados varían mucho según la cantidad de N aplicado, la formulación del fertilizante y los momentos de las mediciones. Estos autores informaron emisiones anuales en el rango 0,45-45,9 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. En la Argentina, Acreche y Valeiro (2013) estimaron que el 17% del CO<sub>2</sub> eq. ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> emitidos durante la etapa agrícola de la caña de azúcar proviene del N<sub>2</sub>O asociado a la aplicación del fertilizante nitrogenado.

Además, existen evidencias de una posible interacción entre la quema del rastrojo de la caña de azúcar y la fertilización nitrogenada que alteran los flujos de GEI. Weier (1998) reportó que las emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos fertilizados con N y cubiertos con rastrojo de caña de azúcar fueron más altas que las emisiones en suelos sin rastrojo de cobertura y fertilizados superficialmente con N. La adición de rastrojo de cosecha aumenta el flujo de N de los suelos (Weier, 1996). También se han informado pérdidas de N de los suelos de caña de azúcar quemada (Denmead *et al.*, 2005).

Por otro lado, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) reporta por defecto que el 1,25 o 1% (porcentaje variable sujeto a decisión de los países no Anexo I al realizar el Inventario Nacional de Emisiones de GEI) del fertilizante aplicado a los cultivos se emite como N<sub>2</sub>O (IPCC, 1996b, 2006); sin embargo, este porcentaje puede variar según las condiciones de cada ambiente, cultivo y manejo. En caña de azúcar, existen reportes que muestran que este factor está por encima (Lisboa *et al.*, 2011; Signor *et al.*, 2013) o es similar (Carmo *et al.*, 2013) al factor por defecto informado por el IPCC.

En el cultivo de caña de azúcar, el balance de emisiones de GEI es de particular relevancia ya que se trata de un cultivo de gran potencial bioenergético, que podría perder parte de sus beneficios por un manejo inadecuado durante su ciclo (Thorburn *et al.*, 2009). En particular, si la agroindustria sucro-alcoholera de la Argentina pretende participar del creciente mercado internacional de biocombustibles, determinaciones reales a campo son necesarias para calcular las emisiones de GEI de este sector.

Los objetivos de este capítulo son:

-Establecer el efecto de la quema del rastrojo de cosecha y la fertilización nitrogenada sintética en las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, comparándolas con las de un sistema con escasa perturbación antropogénica (monte nativo).

-Definir los factores del suelo, ambientales y microbiológicos que explican las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán.

## **4.2 Materiales y métodos**

Los materiales y métodos de este capítulo corresponden en general a los informados en el Capítulo 2.

Las particularidades en cuanto a materiales y metodologías de este capítulo son las que se describen a continuación:

### **4.2.1 Cálculo de los factores de emisión del fertilizante nitrogenado aplicado**

Los factores de emisión de N<sub>2</sub>O para el fertilizante nitrogenado sintético aplicado (en el caso de este estudio, urea sólida incorporada) representan la emisión de N<sub>2</sub>O generada por unidad de fertilizante nitrogenado aplicado. Se calcula como la diferencia de emisión entre la parcela fertilizada y la de control, y se presenta como un porcentaje del N del fertilizante aplicado (Bouwman, 1996), según la siguiente ecuación:

$$FE \% = \frac{E_F - E_T}{N_A} \times 100$$

donde:

FE (%)= Factor emisión de N-N<sub>2</sub>O expresado como porcentaje del N aplicado con el fertilizante;

E<sub>F</sub>= Emisión de la parcela fertilizada (kg N-N<sub>2</sub>O);

E<sub>T</sub>= Emisión de la parcela testigo sin fertilizar (kg N-N<sub>2</sub>O);

N<sub>A</sub>= Nitrógeno del fertilizante aplicado (kg N).

### **4.2.2 Establecimiento de los principales factores del suelo y ambientales relacionados a los cambios en los patrones de emisión de gases efecto invernadero de la caña de azúcar**

Para cada muestreo de gases y sitio de cámara, se determinó el contenido de nitratos y amonio, la humedad, la temperatura y parámetros físicos del suelo en los primeros 5-10 cm del mismo. Además, se utilizaron datos de precipitación, presión atmosférica y temperatura ambiental provenientes de la estación meteorológica automatizada próxima al sitio del experimento.

#### **4.2.2.1 Determinación de la densidad aparente, del contenido humedad y la temperatura de suelo**

Después de cada muestreo de gases, se tomaron seis muestras de los primeros 10 cm de suelo de cada cámara, utilizando un barreno sacabocados cuyo diámetro interno fue de 1,7 cm. A partir de estas muestras, se preparó una muestra compuesta para determinar su volumen, el peso húmedo y el peso seco con balanza analítica. A partir de estos datos se calculó el contenido gravimétrico de humedad del suelo, la densidad aparente del suelo ( $D_a$ ), la porosidad del suelo ( $P$ ) y el espacio poroso lleno de agua (WFPS, por sus siglas en inglés). El contenido de humedad del suelo se determinó gravimétricamente mediante el secado de muestras hasta peso constante a 110°C durante 72 horas. En cada muestreo, también se determinó la temperatura del suelo *in situ*, utilizando termómetros digitales manuales. La temperatura del suelo se midió a 5 cm de profundidad.

#### **4.2.2.2 Determinación de nitratos y amonio**

El contenido de nitratos y amonio del suelo se determinó a partir de soluciones de suelo de submuestras del suelo extraído con el barreno sacabocado. Su cuantificación en laboratorio se realizó utilizando la técnica de micro-distilación por arrastre de vapor (Bremner, 1965; Keeney y Nelson, 1982). La solución del suelo se extrajo de cada muestra de suelo mediante la adición de 100 mL de solución de KCl (1N) cada 20 g de suelo muestreado. Luego de agitación vigorosa durante 40 min, la solución del suelo se filtró, y el filtrado se utilizó para cuantificar los contenidos de nitratos y el amonio.

#### **4.2.2.3 Determinación de la actividad microbiana del suelo**

La actividad de la microflora del suelo se determinó mediante la actividad enzimática del suelo (estimación de la actividad microbiana total) por el método enzimático de hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA, por sus siglas en inglés) según lo descrito por Schnurer y Rosswall (1982). La actividad microbiana total se expresó como la fluoresceína liberada después de la hidrólisis en  $\mu\text{g h}^{-1} \text{g}^{-1}$  (peso seco del suelo), de acuerdo con Margesin (2005). La actividad microbiana total fue estimada por triplicado a partir de una muestra mixta de suelo por tratamiento, en condiciones de laboratorio. En cada ciclo agrícola de crecimiento, los muestreos de suelo para la estimación de la actividad microbiana total, se realizaron en cuatro momentos:

- a) aproximadamente 5 días después de la cosecha precedente (antes de quemar el rastrojo);
- b) aproximadamente 15 días después de la quema del rastrojo;
- c) aproximadamente 15 días después de la fertilización nitrogenada;
- d) al final de la etapa de macollaje del cultivo (aproximadamente 45 días después de la fertilización nitrogenada).

#### **4.2.3 Análisis estadístico**

Los valores de la FDA se sometieron a ANOVA. Se utilizó la prueba de Fisher ( $p\text{-valor} \leq 0,01$ ) para comparar los valores medios entre los tratamientos. La asociación entre los flujos de gases y las variables ambientales y microbiológicas se realizó mediante el análisis de la correlación con el coeficiente de Pearson. Se utilizó el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2014) para todos los análisis.

## 4.3 Resultados

### 4.3.1 Temperatura y precipitaciones durante las estaciones de cultivo

El patrón de la temperatura media y de las precipitaciones fue similar entre los tres ciclos agrícolas, como así también entre los ciclos agrícolas y el valor promedio de la serie 1968-2014 (Figura 8). Sin embargo, la magnitud de las precipitaciones fue diferente entre los ciclos agrícolas. El ciclo agrícola 2012-2013 fue seco, el 2013-2014 fue normal a seco y el 2014-2015 fue húmedo (Figura 8a). La temperatura media mensual mostró pocas diferencias entre los ciclos de cultivo. Los ciclos 2012-2013 y 2013-2014 fueron similares, siendo 0,61 °C más altos en primavera-verano que el valor promedio de la serie 1968-2014, mientras que la temperatura media en el resto del año fue similar a la serie histórica. El ciclo agrícola 2014-2015 tuvo una temperatura media similar durante la primavera-verano con respecto a la serie histórica, mientras que fue 1,3 °C más alta que la serie 1968-2014 en el período restante (Figura 8b).

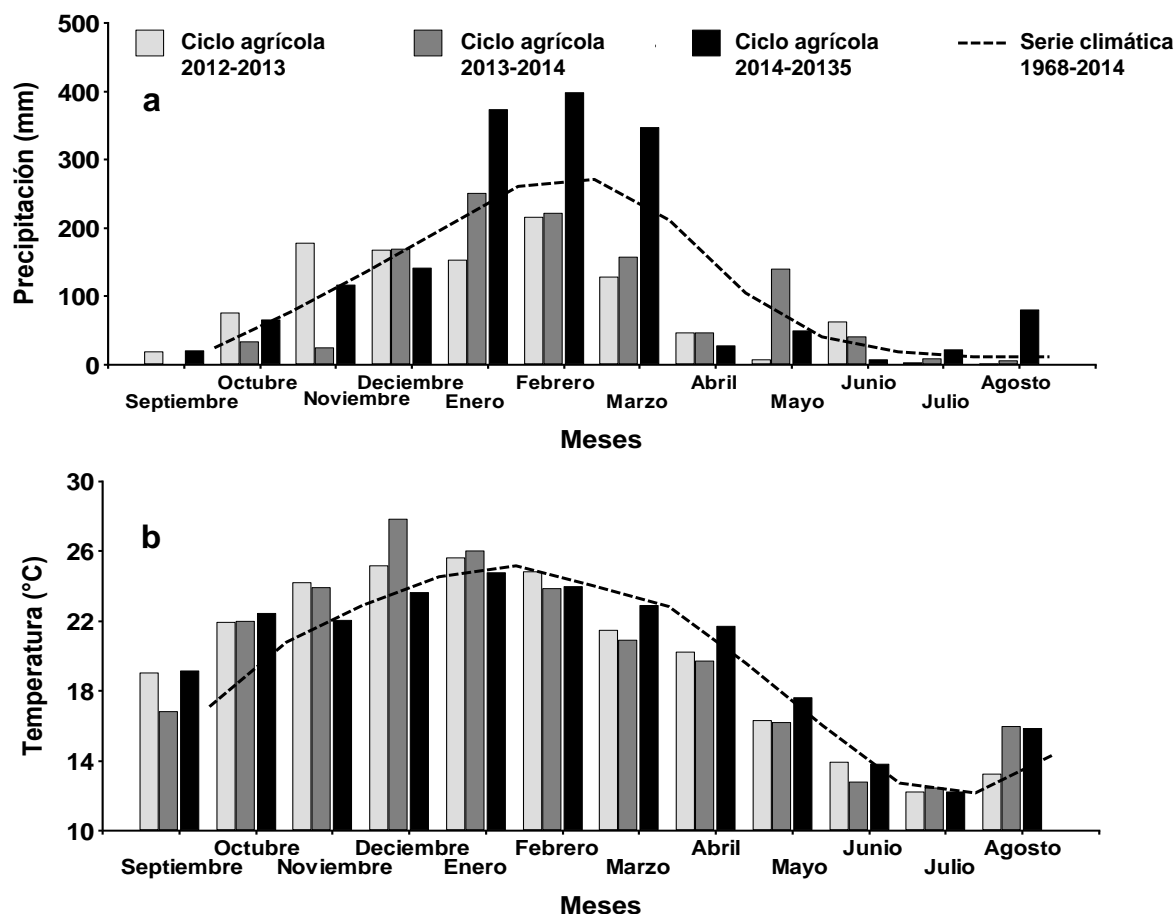


Figura 8. Patrón de las precipitaciones (a) y de las temperaturas medias (b) en los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán. Las líneas punteadas representan los valores promedio para la serie histórica 1968-2014.

### 4.3.2 Emisiones de dióxido de carbono

Se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos, los ciclos agrícolas y la interacción entre ambos para la emisión media de CO<sub>2</sub> ( $p < 0,0001$ ) (Tabla 10).

En general, se observa mayores tasas de emisiones medias de CO<sub>2</sub> a medida que el año fue más húmedo, destacándose que en general las mayores tasas de emisión medias se encontraron en el monte nativo y los tratamientos sin quema del rastrojo (Tabla 10).

**Tabla 10. Flujos medios anuales de dióxido de carbono (mg C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) para los cuatro tratamientos de caña de azúcar y el monte nativo de referencia en Tucumán, en los tres ciclos agrícolas analizados en Tucumán.**

Tratamientos	Flujos de CO <sub>2</sub> (mg C-CO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )		
	Ciclo agrícola		
	2012-2013	2013-2014	2014-2015
Quemado Fertilizado	26,7 ± 4,53 <i>ab</i>	25,3 ± 5,3 <i>a</i>	39,6 ± 4,5 <i>bcd</i>
No quemado Fertilizado	31,8 ± 4,7 <i>abc</i>	40,0 ± 5,1 <i>bcd</i>	55,9 ± 4,8 <i>efg</i>
No quemado No fertilizado	33,2 ± 4,6 <i>abc</i>	32,6 ± 5,1 <i>abc</i>	56,9 ± 4,9 <i>fg</i>
Quemado No fertilizado	26,7 ± 4,4 <i>a</i>	37,0 ± 5,5 <i>abcd</i>	48,6 ± 4,8 <i>def</i>
Monte Nativo	28,8 ± 4,9 <i>ab</i>	43,4 ± 5,7 <i>cde</i>	65,7 ± 5,7 <i>g</i>

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,01$ ) para la interacción tratamientos por ciclos agrícolas.

#### 4.3.2.1 Patrón estacional de las emisiones de dióxido de carbono

Independientemente del tratamiento, hubo flujos positivos de CO<sub>2</sub> del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán durante los tres ciclos agrícolas, no encontrándose flujos negativos significativos (Figura 9). Las tasas de emisión de CO<sub>2</sub> fueron altas para los tratamientos con y sin quema del rastrojo de noviembre a marzo en todos los ciclos agrícolas analizados, coincidiendo con el período de altas temperaturas del suelo y del aire, y altas precipitaciones (Figura 8). Luego de este período, las tasas de emisión fueron bajas y estables durante los inviernos, excepto en el ciclo agrícola 2014-2015 donde las tasas de emisión elevadas de CO<sub>2</sub> se prolongan hasta mayo, principalmente en los tratamientos no quemados (fertilizado y no fertilizado) (Figura 9).

Las diferencias entre los tratamientos de caña de azúcar en los primeros meses de cada ciclo agrícola (septiembre a noviembre) no fueron claras. Sin embargo, a partir del comienzo de las

precipitaciones (diciembre), los tratamientos marcaron las mayores diferencias entre ellos, correspondiendo siempre las menores tasas de emisión de CO<sub>2</sub> a los tratamientos de rastrojo quemado, ya sea con o sin fertilización nitrogenada. En los meses secos (abril a septiembre) de cada ciclo agrícola analizado, los diferentes manejos del rastrojo de caña de azúcar para tratamientos no fertilizados no presentaron diferencias significativas, mientras que la fertilización con N generó mayores tasas de emisión de CO<sub>2</sub> cuando no se quemó el rastrojo sólo en los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015 (Figura 9).

Independientemente de la fertilización, la quema del rastrojo redujo la tasa de emisión *in situ* de CO<sub>2</sub> durante todos los ciclos agrícolas. De hecho, en los tratamientos fertilizados, las tasas de emisión medias de CO<sub>2</sub> variaron de  $16,9 \pm 5,5$  a  $78,1 \pm 6,4$ , y de  $6,9 \pm 3,0$  a  $106,1 \pm 13,7$  mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para los tratamientos de rastrojo quemado y no quemado, respectivamente (Figura 9a). En los tratamientos no fertilizados, las tasas de emisión de CO<sub>2</sub> variaron de  $12,9 \pm 3,9$  a  $98,1 \pm 20,3$ , y de  $17,8 \pm 2,9$  a  $115,3 \pm 6,5$  mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para los tratamientos de rastrojo quemado y no quemado, respectivamente (Figura 9b).

El tratamiento del área de referencia del monte nativo mostró una tendencia similar a la de los tratamientos de caña de azúcar en el patrón de las tasas de emisión de CO<sub>2</sub> (Figura 9). Las tasas de emisión de CO<sub>2</sub> del monte nativo fueron similares a las de los tratamientos no quemados (fertilizado y no fertilizado) en todos los ciclos agrícolas (Figura 9). Sin embargo, las tasas de emisión de CO<sub>2</sub> del área de monte nativo fueron mayores que las de los tratamientos quemados (fertilizado y no fertilizado) (Figura 9).

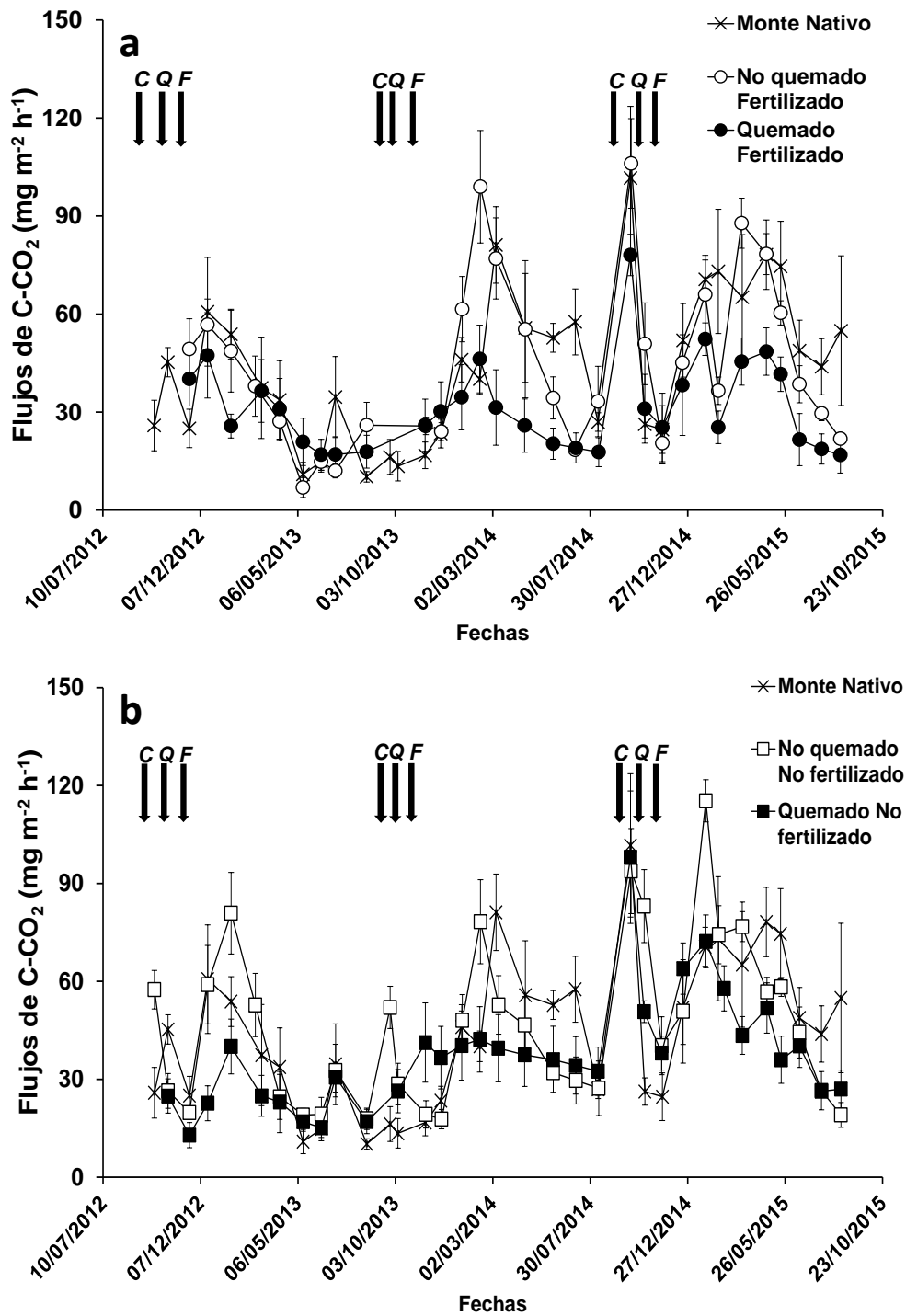


Figura 9. Patrón de los flujos de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) durante los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán. Las barras representan el error estándar. Las flechas indican los momentos de la cosecha (C), la quema de rastrojo (Q) y la fertilización nitrogenada (F).

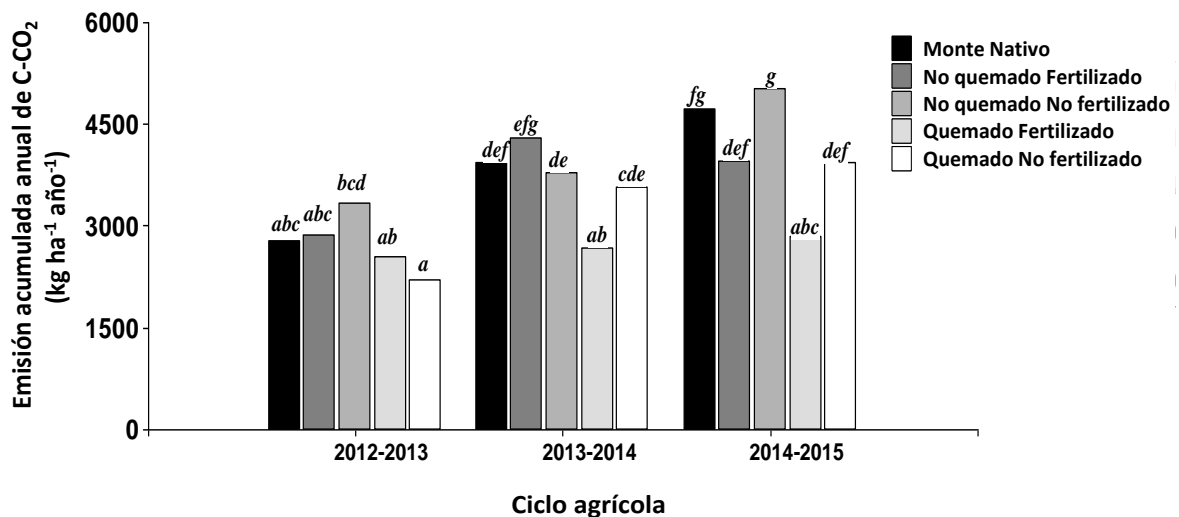
#### 4.3.2.2 Emisiones acumuladas anuales de dióxido de carbono

Los tratamientos, los ciclos agrícolas y su interacción difirieron significativamente para la emisión acumulada anual de CO<sub>2</sub> ( $p < 0,001$ ) (Figura 10).

El efecto de la combustión del rastrojo sobre el CO<sub>2</sub> emitido durante cada ciclo agrícola fue más importante cuando no se realizó la fertilización nitrogenada. Sin embargo, se debe destacar para los tres ciclos agrícolas que la emisión acumulada anual de CO<sub>2</sub> fue de 12,4 a 61,4% más alta en el tratamiento no quemado y fertilizado que en el tratamiento quemado y fertilizado, mientras que en el tratamiento no quemado y no fertilizado fue de 5,9 a 51,5% mayor que el tratamiento quemado y no fertilizado (Figura 10).

El efecto de la fertilización nitrogenada sobre las emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub> no fue significativo en el ciclo agrícola seco (2012-2013), independientemente del manejo del rastrojo, y en el ciclo agrícola normal a seco (2013-2014) sólo cuando no se quemó el rastrojo. Tanto en el tratamiento de rastrojo quemado del ciclo agrícola normal a seco, como en ambos tratamientos de rastrojo del ciclo agrícola de elevadas precipitaciones (2014-2015), la fertilización generó significativamente menores emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub> que el tratamiento sin fertilizar (Figura 10).

El área de monte nativo emitió importantes cantidades de CO<sub>2</sub> durante los tres ciclos agrícolas. De hecho, las emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub> del área de monte nativo fueron similares a las de los tratamientos no quemados, mientras que fueron 27,5% (en promedio) superior a las emisiones acumuladas anuales de los tratamientos quemados (Figura 10).



**Figura 10. Emisión acumulada anual de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) para los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán, los cuatro tratamientos aplicados y el monte nativo de referencia. Barras con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,01$ ).**

### 4.3.3 Emisiones de metano

Existieron diferencias significativas entre los tratamientos para los flujos medios de CH<sub>4</sub> ( $p < 0,0001$ ) (Tabla 11). Los ciclos agrícolas no mostraron diferencias para los flujos medios de CH<sub>4</sub> ( $p \geq 0,3562$ ). No hubo interacción significativa entre los ciclos agrícolas y los tratamientos ( $p \geq 0,1682$ ).



Se observa que salvo en el tratamiento fertilizado y sin quema del rastrojo, los flujos medios de CH<sub>4</sub> siempre tendieron a la captura. El monte nativo fue el tratamiento que más metano capturó (Tabla 11).

**Tabla 11. Flujos medios de metano ( $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) para los cuatro tratamientos de caña de azúcar y el monte nativo de referencia en Tucumán.**

Tratamientos	Flujos de C-CH <sub>4</sub> ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )	
No quemado Fertilizado	7,25 ± 2,8	<i>a</i>
No quemado No fertilizado	-0,01 ± 2,6	<i>ab</i>
Quemado Fertilizado	-6,05 ± 2,8	<i>b</i>
Quemado No fertilizado	-8,39 ± 2,7	<i>b</i>
Monte Nativo	-20,34 ± 3,3	<i>c</i>

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,01$ ) para los tratamientos.

#### 4.3.3.1 Patrón de las emisiones de metano

Los resultados muestran que existieron flujos negativos y positivos significativos (capturas y emisiones, respectivamente) de CH<sub>4</sub> del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán durante los tres ciclos agrícolas analizados (Figura 11). Sin embargo, el 57% de los flujos medios presentaron un coeficiente de variación igual o superior al 100%. En general, en los tratamientos de caña de azúcar, los flujos de CH<sub>4</sub> no mostraron patrones claros o tendencia a través de los ciclos agrícolas. Las mayores tasas de emisión de CH<sub>4</sub> fueron significativas para el tratamiento de rastrojo no quemado y fertilizado de noviembre a marzo en todos los ciclos agrícolas (Figura 11), coincidiendo con el período de altas temperaturas del suelo y del aire, altas precipitaciones (Figura 8). Para el resto de los tratamientos de la caña de azúcar, la captura de metano fue significativamente mayor de noviembre a marzo en los ciclos agrícolas 2012-2013 y 2013-2014 (Figura 11). En el ciclo agrícola 2014-2015 (ciclo de altas precipitaciones), todos los tratamientos con caña de azúcar presentaron flujos positivos, y los tratamientos no fertilizados prolongaron el período de altas tasas de emisión de CH<sub>4</sub> hasta mayo (Figura 11). Luego de este período, las tasas de emisión de CH<sub>4</sub> fueron bajas (cerca de cero) y estables durante los inviernos.

En los tratamientos con rastrojo quemado, los flujos de CH<sub>4</sub> variaron de  $-78,6 \pm 17,7$  a  $24,5 \pm 7,9$ , y de  $-65,4 \pm 17,8$  a  $39,2 \pm 23,4 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente (Figura 11a, b). En los tratamientos sin quema del rastrojo, los flujos de CH<sub>4</sub> variaron de  $-33,7 \pm 25,7$  a  $50,1 \pm 13,2$ , y de  $-60,1 \pm 25,4$  a  $48,9 \pm 24,2 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente.

Para el área de monte nativo, no existió un patrón claro de los flujos de CH<sub>4</sub> en los diferentes ciclos agrícolas; sin embargo, hubo capturas significativas de metano, variando las tasas de captura/emisión de  $-107,5 \pm 5,3$  a  $69,9 \pm 24,7$   $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (Figura 11).

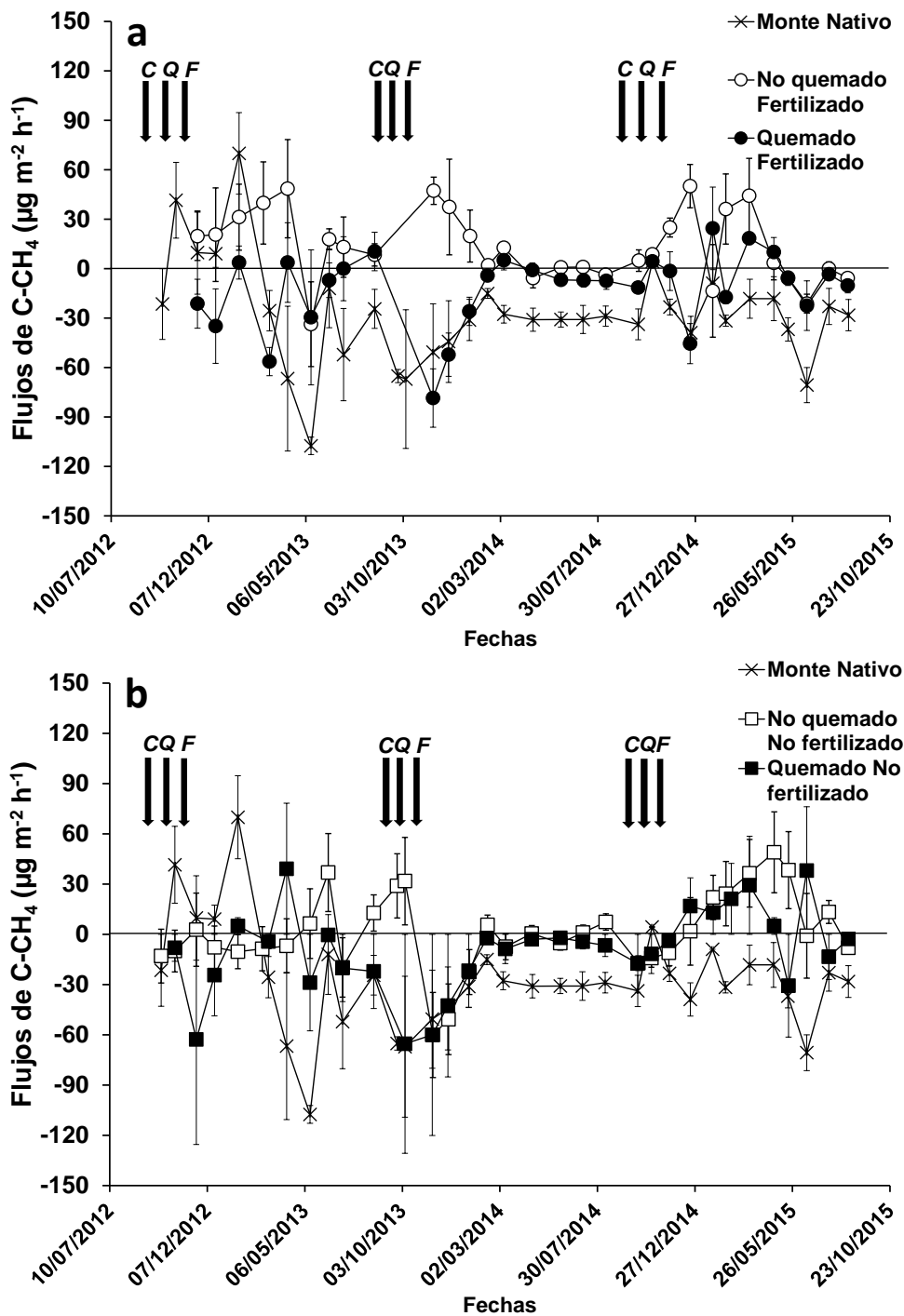


Figura 11. Patrón de los flujos de metano (CH<sub>4</sub>) durante los tres ciclos de caña de azúcar analizados en Tucumán. Las barras representan el error estándar. Las flechas indican los momentos de la cosecha (C), la quema de rastrojo (Q) y la fertilización con N (F).

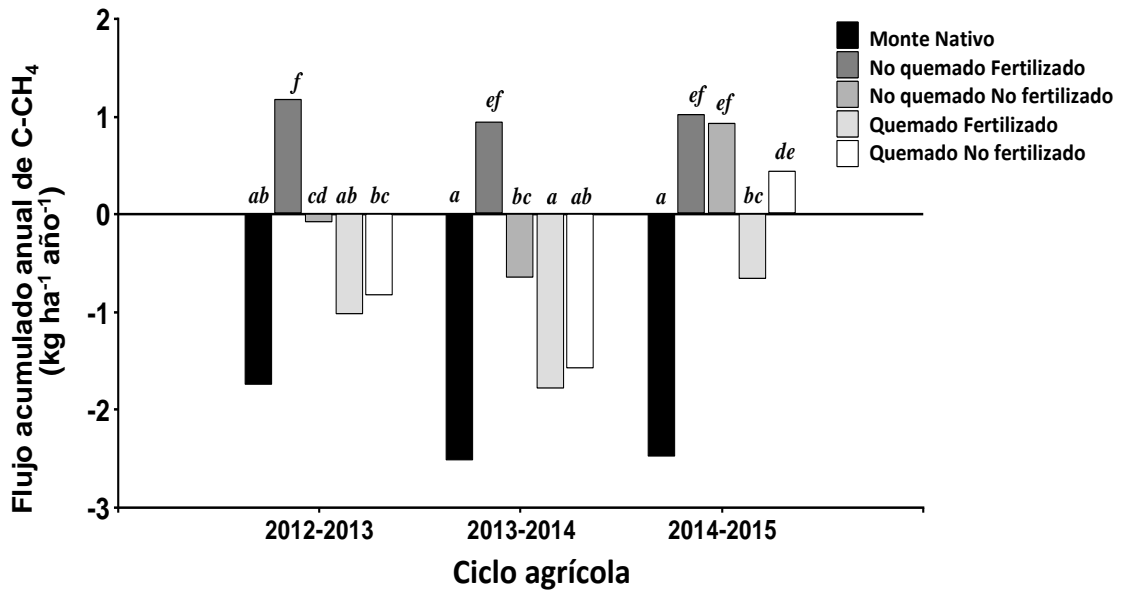
### 4.3.3.2 Emisiones acumuladas anuales de metano

Los tratamientos, los ciclos agrícolas y su interacción se diferenciaron significativamente para la emisión anual acumulada de CH<sub>4</sub> ( $p < 0,0001$ ).

Durante los ciclos agrícolas seco (2012-2013) y normal a seco (2013-2014), la fertilización nitrogenada en el tratamiento con quema del rastrojo aumentó la captura anual de CH<sub>4</sub> en un promedio de 17,4% con respecto al tratamiento con quema del rastrojo pero sin fertilización (Figura 12). Sin embargo, al considerar el ciclo agrícola húmedo (2014-2015), estas diferencias fueron mucho mayores. De hecho, en este ciclo agrícola, el tratamiento con quema del rastrojo y fertilizado con N mostró una captura acumulada anual de CH<sub>4</sub> de -0,66 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, mientras que el tratamiento con quema el rastrojo y no fertilizado mostró una emisión de CH<sub>4</sub> acumulada de 0,44 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Figura 12).

En cuanto al tratamiento sin quema del rastrojo, la fertilización nitrogenada generó consistentes emisiones de CH<sub>4</sub>. Este efecto fue más marcado en los ciclos agrícolas seco (2012-2013) y normal a seco (2013-2014) (Figura 12). De hecho, en esos ciclos agrícolas, el intercambio acumulativo anual de CH<sub>4</sub> en el tratamiento fertilizado con nitrógeno y rastrojo sin quemar dio como resultado una emisión media de 1,1 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, mientras que en el tratamiento sin quema del rastrojo y no fertilizado, el intercambio acumulado anual de CH<sub>4</sub> resultó en una captura media de -0,36 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Figura 12). Sin embargo, particularmente cuando el ciclo agrícola fue húmedo (2014-2015), no hubo diferencias significativas entre los tratamientos sin quema del rastrojo fertilizado y no fertilizado (Figura 12).

Se debe destacar que el monte nativo actuó siempre como sumidero de C-CH<sub>4</sub> en los tres ciclos agrícolas, capturando siempre mucho más CH<sub>4</sub> que cualquier tratamiento de caña de azúcar (Figura 12).



**Figura 12.** Flujo acumulado anual de CH<sub>4</sub> para los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán, los cuatro tratamientos aplicados y el monte nativo de referencia. Barras con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,01$ ).

#### 4.3.4 Emisiones de óxido nitroso

La emisión media anual de N<sub>2</sub>O difirió significativamente ( $p < 0,0001$ ) entre los tratamientos, sin presentar diferencias entre los ciclos agrícola ( $p \geq 0,16$ ). Sin embargo, hubo una interacción significativa entre los ciclos agrícolas y los tratamientos ( $p < 0,0001$ ) (Tabla 12).

Salvo en el ciclo agrícola húmedo (2014-2015), donde no se observaron tendencias claras en las emisiones de N<sub>2</sub>O, el monte nativo presentó menores emisiones medias de N<sub>2</sub>O que los tratamientos de caña de azúcar, especialmente cuando se fertilizó las misma (Tabla 12).

**Tabla 12. Medias anuales ajustadas y errores estándar de los flujos de N<sub>2</sub>O para la interacción entre los tratamientos y los ciclos agrícolas en caña de azúcar en Tucumán.**

Tratamientos	Flujos de N <sub>2</sub> O (µg N-N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )					
	2012-2013		2013-2014		2014-2015	
Quemado Fertilizado	17,1 ± 3,0	<i>b</i>	20,9 ± 3,5	<i>b</i>	40,3 ± 4,1	<i>a</i>
No quemado Fertilizado	16,9 ± 2,4	<i>b</i>	17,5 ± 1,9	<i>b</i>	11,4 ± 3,2	<i>bc</i>
No quemado No fertilizado	11,9 ± 1,9	<i>bc</i>	9,2 ± 2,1	<i>bcd</i>	8,8 ± 4,2	<i>bcd</i>
Quemado No fertilizado	9,4 ± 1,9	<i>bcd</i>	9,6 ± 2,4	<i>bcd</i>	-0,4 ± 3,5	<i>d</i>
Monte Nativo	4,4 ± 2,7	<i>cd</i>	4,9 ± 2,2	<i>cd</i>	19,9 ± 3,9	<i>b</i>

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,01$ ) para la interacción tratamientos por ciclos agrícolas.

#### 4.3.4.1 Patrón de las emisiones de óxido nítrico

En general, hubo flujos positivos de N<sub>2</sub>O del sistema suelo-de caña de azúcar de Tucumán en los tres ciclos agrícolas estudiados (Figura 13). Los escasos flujos negativos significativos se encontraron para el área de monte nativo y tratamientos no fertilizados (Figura 13). Las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O fueron altas para los tratamientos fertilizados con nitrógeno de noviembre a marzo en todos los ciclos agrícolas, coincidiendo con el período de altas temperaturas del suelo y del aire, altas precipitaciones (Figura 8), y alto contenido de N como nitrato en el suelo. En invierno, las tasas de emisión fueron bajas y estables, excepto para el tratamiento quemado y fertilizado en el ciclo agrícola 2014-2015, cuyo período de altas tasas de emisión de N<sub>2</sub>O se prolongó hasta mayo (Figura 13a). En los tratamientos fertilizados con N, las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O variaron de 5,2 ± 2,9 a 123,6 ± 46,8, y de -2,6 ± 3,4 a 81,9 ± 19,6 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para los tratamientos de rastrojo quemado y no quemado, respectivamente (Figura 13a). En los tratamientos no fertilizados, las tasas de los flujos de N<sub>2</sub>O oscilaron entre -30,3 ± 10,9 a 36,9 ± 29,4, y de -15,4 ± 7,1 a 62,0 ± 16,5 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para los tratamientos de rastrojo quemado y no quemado, respectivamente (Figura 13b).

La quema del rastrojo aumentó las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O sólo cuando se aplicaron fertilizantes nitrogenados (noviembre-diciembre), variando de 12,1 ± 5,2 a 81,9 ± 19,6, y de 10,8 ± 3,5 a 123,6 ± 46,8 µg de N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para los tratamientos de rastrojo no quemado y quemado, respectivamente (Figura 13a, b).

El monte nativo no mostró ninguna tendencia clara en el patrón de las emisiones de N<sub>2</sub>O. Las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O fueron inferiores a las del tratamiento no quemado y fertilizado con nitrógeno (la práctica más común en esta zona de caña de azúcar) en los ciclos agrícolas 2012-2013 y 2013-2014, caracterizados por ser seco y normal a seco, respectivamente. Sin embargo, las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O de la zona de monte nativo durante el ciclo agrícola 2014-2015 (ciclo agrícola húmedo) fueron similares a las del tratamiento no quemado y fertilizado con N (Figura 13a, b). Este ciclo agrícola se caracterizó por fuertes lluvias durante la primavera y el verano (Figura 8a).

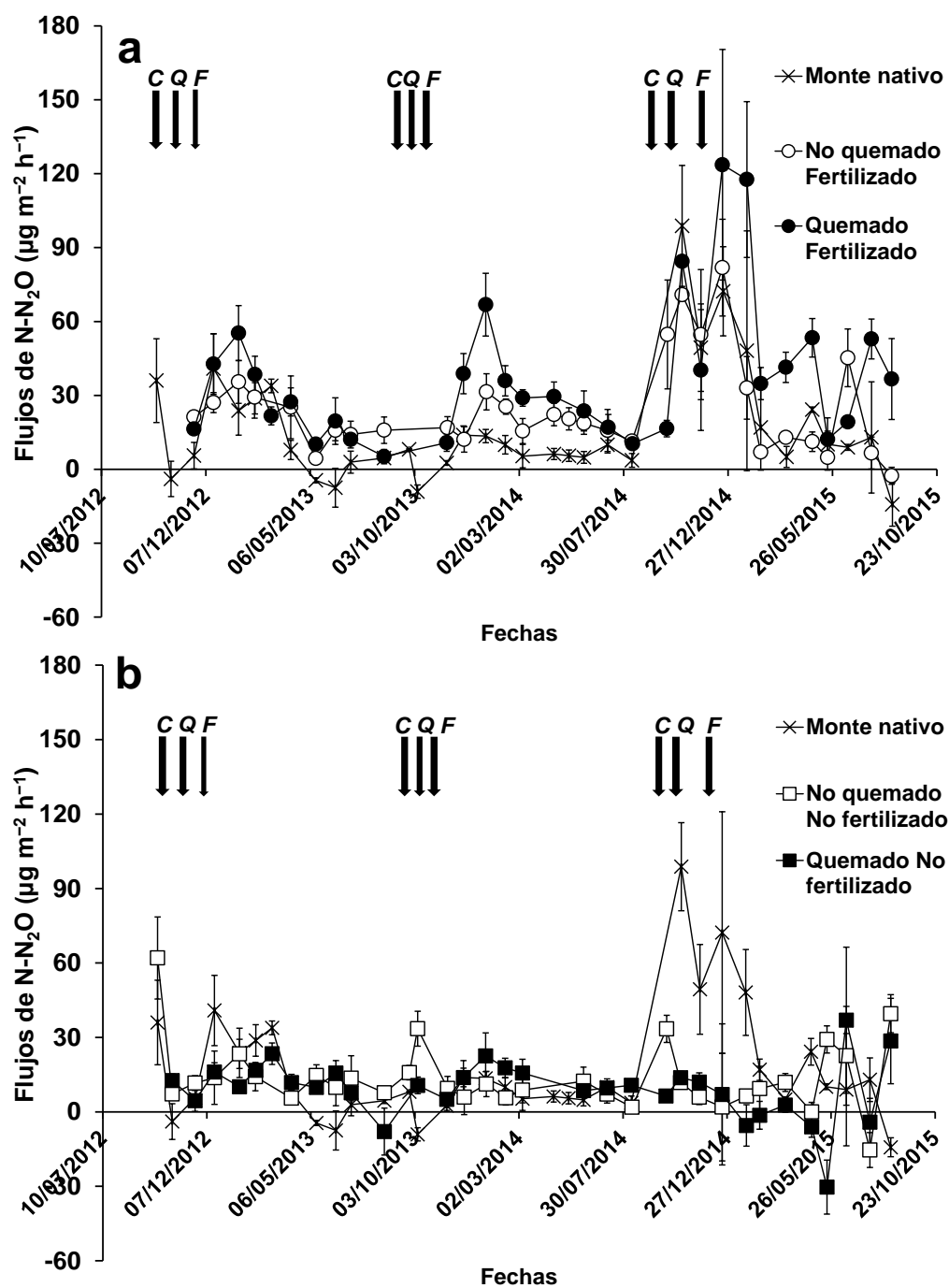


Figura 13. Patrón de los flujos de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) durante los tres ciclos de caña de azúcar analizados en Tucumán. Las barras representan el error estándar. Las flechas indican los momentos de la cosecha (C), la quema de rastrojo (Q) y la fertilización nitrogenada (F).

#### 4.3.4.2 Emisiones acumuladas anuales de óxido nitroso

Las emisiones acumuladas anuales de N<sub>2</sub>O difirieron significativamente entre tratamientos, ciclos agrícolas y su interacción ( $p < 0,01$ ) (Figura 14).

El efecto de la fertilización nitrogenada sobre las emisiones acumuladas anuales de N<sub>2</sub>O en todos los ciclos agrícolas fue mucho mayor cuando se quemó el rastrojo, particularmente cuando el ciclo agrícola fue húmedo (2014-2015). De hecho, en los ciclos agrícolas seco (2012-2013) y normal a seco (2013-2014), la emisión anual acumulada de N<sub>2</sub>O fue 73% mayor en el tratamiento fertilizado con N y sin quema del rastrojo que en los tratamientos no fertilizados y sin quema del rastrojo, mientras que en el tratamiento con quema del rastrojo, la fertilización con N aumentó las emisiones anuales de N<sub>2</sub>O un 105% con respecto al tratamiento de quema del rastrojo y sin adición de fertilizante nitrogenado (Figura 14). Sin embargo, estas diferencias fueron mucho mayores en el ciclo agrícola húmedo (2014-2015) (131 y 325%, respectivamente) (Figura 14).

Aunque el efecto de la fertilización nitrogenada sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O parece evidente, el N<sub>2</sub>O emitido anualmente promedio del tratamiento de rastrojo no quemado y fertilizado con N (el tratamiento comercial más común en esta área cañera) fue ligeramente superior al N<sub>2</sub>O emitido de manera anual por el área de monte nativo (2,14 y 1,72 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para la caña de azúcar y monte nativo, respectivamente), donde no se aplica ningún tipo de fertilizante nitrogenado sintético. De hecho, el área de monte nativo emitió importantes cantidades de N<sub>2</sub>O durante los tres ciclos agrícola. En los ciclos agrícolas seco y normal a seco (2012-2013 y 2013-2014), el monte nativo emitió tanto N<sub>2</sub>O como los tratamientos no fertilizados, mientras que en el ciclo agrícola húmedo (2014-2015) emitió una cantidad de N<sub>2</sub>O similar a la del tratamiento fertilizado con nitrógeno sintético y sin quema del rastrojo. Por lo tanto, la cantidad de precipitaciones, y por ende la humedad del suelo que se generó en cada ciclo agrícola, presentó un efecto muy grande en las emisiones de N<sub>2</sub>O del área de monte nativo.



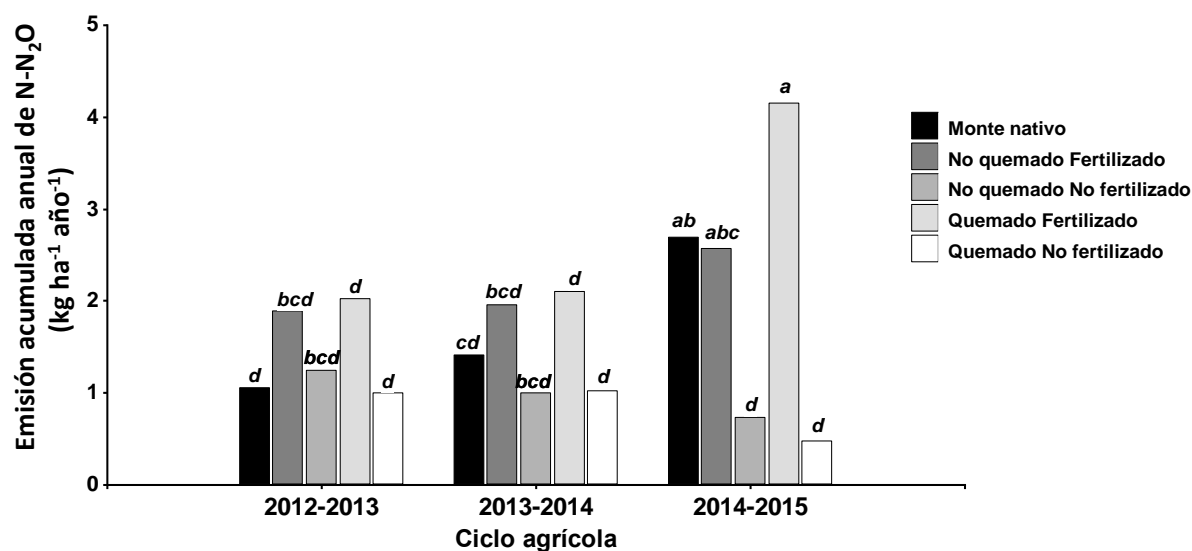


Figura 14. Emisión acumulada anual de óxido nitroso ( $N_2O$ ) para los tres ciclos agrícolas analizados, los cuatro tratamientos de caña de azúcar aplicados en Tucumán y el monte nativo de referencia. Barras con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,01$ ).

#### 4.3.4.3 El factor de emisión de óxido nitroso de la urea sólida incorporada al suelo en caña de azúcar

Con el fin de evaluar la cantidad de  $N-N_2O$  emitida por unidad de N sintético aplicado como urea sólida incorporada, se calcularon los factores de emisión medios para cada ciclo agrícola (Tabla 13). Los resultados muestran que la aplicación anual de  $110 \text{ kg de N ha}^{-1}$  como urea resultó en un factor de emisión de  $N_2O$  promedio de todos los ciclos agrícolas de 1,04 y 1,76% para los tratamientos sin y con quema del rastrojo, respectivamente (Tabla 13). Sin embargo, hubo una alta variabilidad en los factores de emisión de  $N_2O$  entre los ciclos agrícolas: 0,58-1,67% en los tratamientos sin quema del rastrojo y 0,94-3,34% en los tratamientos con quema del rastrojo, respectivamente (Tabla 13). Los factores de emisión de  $N_2O$  extremadamente altos en el ciclo agrícola 2014-2015 parecen estar asociados con las excesivas y anormales precipitaciones que ocurrieron durante la primavera y el verano de ese ciclo agrícola (Figura 8a).

Sin embargo, se debe destacar que los factores de emisión medios para los ciclos agrícolas seco y normal a seco (2012-2013 y 2013-2014, respectivamente) fueron 0,73 y 0,97% para los tratamientos sin y con quema del rastrojo, respectivamente.

**Tabla 13. Factores de emisión medio de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) ± error estándar para la urea aplicada e incorporada al suelo en caña de azúcar en Tucumán, expresados como porcentajes de N-N<sub>2</sub>O por kg de N aplicado.**

Tratamientos	Factores de emisión (% N-N <sub>2</sub> O por kg de N aplicado)				
	Ciclo agrícola			Promedio	
	2012-2013	2013-2014	2014-2015	A	B
Quemado Fertilizado	0,94 ± 0,13	0,99 ± 0,07	3,34 ± 0,8	0,97	1,76
No quemado Fertilizado	0,58 ± 0,15	0,87 ± 0,3	1,67 ± 0,31	0,73	1,04

A= factor de emisión promedio entre los ciclos agrícolas 2012-2013 y 2013-2014. B= factor de emisión medio entre los ciclos agrícolas 2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015.

### **4.3.5 Análisis de las propiedades edáficas y microbiológicas del suelo y su relación con las emisiones de gases efecto invernadero**

#### **4.3.5.1 Asociaciones entre las emisiones de dióxido de carbono y las condiciones ambientales**

Los flujos de CO<sub>2</sub> del sistema suelo-planta de caña de azúcar en Tucumán fueron positivamente correlacionados con la temperatura del suelo y del aire, la humedad gravimétrica del suelo y el contenido de nitratos del suelo (Tabla 14). Probablemente la temperatura del suelo/aire y la humedad del suelo, principalmente, definieron los patrones de emisiones de CO<sub>2</sub>. Las interacciones entre estas variables podrían contribuir a explicar las tasas de CO<sub>2</sub>, ya que ninguna variable por sí sola fue suficiente para determinar las diferencias mostradas por los tratamientos (coeficiente de Pearson < 0,5). De hecho, se determinó que las emisiones de CO<sub>2</sub> son afectadas por una interacción significativa entre los tratamientos y el ciclo agrícola considerado.

**Tabla 14. Coeficientes de correlación entre las emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y los factores ambientales para los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán (2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015).**

Variable (1)	Variable (2)	n	Coefficiente de Pearson	p-valor
C-CO <sub>2</sub> (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	Temperatura del aire	674	0,33	***
	Temperatura del suelo	674	0,33	***
	Humedad gravimétrica del suelo	674	0,14	**
	Densidad aparente del suelo	674	-0,08	ns
	Porosidad total	674	0,08	ns
	Espacio poroso lleno de agua	674	-0,02	ns
	Contenido de nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) del suelo	489	0,12	**
	Contenido de amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) del suelo	152	-0,03	ns

\*( $p < 0,05$ ); \*\* ( $p < 0,01$ ); \*\*\*( $p < 0,0001$ ); ns (no significativo).

#### **4.3.5.2 Asociaciones entre las emisiones de metano y las condiciones ambientales**

El análisis de correlaciones entre los flujos de CH<sub>4</sub> y las variables ambientales analizadas mostró que existen correlaciones positivas significativas de los flujos de CH<sub>4</sub> con el espacio poroso lleno de agua y la densidad aparente del suelo, y negativa con la porosidad (Tabla 15). Sin embargo, ninguna de estas variables por si sola explica más del 30% de los flujos de CH<sub>4</sub>. Los patrones de emisión/captura de CH<sub>4</sub> fueron poco dependientes de las variables climáticas (temperatura y/o precipitaciones). De hecho, los patrones de CH<sub>4</sub> fueron muy poco claros. En cambio, las condiciones físicas del suelo tales como la densidad aparente y la porosidad, dependientes del material original del suelo y el grado de estructuración del mismo, fueron los factores principales que determinaron las variables asociadas a los flujos de CH<sub>4</sub>.

**Tabla 15. Coeficientes de correlación entre las emisiones de metano (CH<sub>4</sub>) y los factores ambientales para los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán (2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015).**

Variable (1)	Variable (2)	n	Coefficiente de Pearson	p-valor
C-CH <sub>4</sub> (μg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	Temperatura del aire	646	0,03	ns
	Temperatura del suelo	646	0,01	ns
	Humedad gravimétrica del suelo	646	0,06	ns
	Densidad aparente del suelo	646	0,15	**
	Porosidad total	646	-0,15	**
	Espacio poroso lleno de agua	646	0,23	***
	Contenido de nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) del suelo	489	-0,01	ns
	Contenido de amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) del suelo	130	-0,09	ns

\*( $p < 0,05$ ); \*\* ( $p < 0,01$ ); \*\*\*( $p < 0,0001$ ); ns (no significativo).

#### 4.3.5.3 Asociaciones entre las emisiones de óxido nitroso y los factores ambientales

Se observaron correlaciones positivas significativas entre las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O y la humedad del suelo ( $p < 0,001$ ), la temperatura del suelo a 5 cm de profundidad, la temperatura del aire a 10 cm ( $p < 0,01$ ) y el contenido de nitratos del suelo a 10 cm de profundidad ( $p < 0,05$ ) (Tabla 16). Sin embargo, los coeficientes de correlación explican sólo una parte de las emisiones de N<sub>2</sub>O. El espacio de poros lleno de agua (WFPS), la densidad aparente, la porosidad del suelo y el contenido de amonio del suelo no se correlacionaron con las emisiones de N<sub>2</sub>O.

**Tabla 16. Coeficientes de correlación entre las emisiones de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y los factores ambientales para los tres ciclos agrícolas de caña de azúcar analizados en Tucumán (2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015).**

Variable (1)	Variable (2)	n	Pearson	p-valor
N-N <sub>2</sub> O (μg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	Temperatura del Aire	715	0,10	**
	Temperatura del Suelo	715	0,11	**
	Humedad gravimétrica del suelo	715	0,2	***
	Espacio poroso lleno de agua	715	-0,01	ns
	Densidad aparente del suelo	715	-0,04	ns
	Porosidad Total	715	0,04	ns
	Contenido de nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) del suelo	522	0,12	*
	Contenido de amonio (NH <sub>4</sub> ) del suelo	161	0,06	ns

\*( $p < 0,05$ ); \*\* ( $p < 0,01$ ); \*\*\*( $p < 0,0001$ ); ns (no significativo).

#### 4.3.5.4 Actividad microbiana total y su relación con las emisiones de gases efecto invernadero

La actividad microbiana total (AMT), medida como hidrólisis de la FDA, fue significativamente diferente entre los tratamientos ( $p < 0,0001$ ), mientras que no fue afectada por los ciclos agrícolas ( $p \geq 0,18$ ). Sin embargo, la interacción entre los tratamientos y ciclos agrícolas fue significativa ( $p < 0,01$ ) (Tabla 17).

En general, el monte nativo presentó valores más altos de hidrólisis de FDA durante los tres ciclos agrícolas respecto de todos los tratamientos de caña de azúcar, los cuales no difirieron entre ellos (Tabla 17). Por lo tanto, no hubo efecto de la fertilización nitrogenada ni de la quema del rastrojo en la hidrólisis de la FDA. Los valores de FDA oscilaron entre 8,7-57,8  $\mu\text{g}$  de fluoresceína  $\text{g}^{-1}$  de suelo seco  $\text{h}^{-1}$  para el área de monte nativo, mientras que el rango para el promedio de los cuatro tratamientos de caña de azúcar fue de entre 4,6-43,7  $\mu\text{g}$  de fluoresceína  $\text{g}^{-1}$  de suelo seco  $\text{h}^{-1}$ .

No existieron diferencias entre los momentos de determinación de la FDA para ningún tratamiento ( $p \geq 0,09$ ). Sin embargo, después de la fertilización nitrogenada, se observó un valor medio más alto de la hidrólisis de la FDA (28,6  $\mu\text{g}$  de fluoresceína  $\text{g}^{-1}$  del suelo seco  $\text{h}^{-1}$ ).

Aunque no fue significativa, hubo una tendencia a correlacionar positivamente las tasas de emisión de  $\text{CO}_2$  y  $\text{N}_2\text{O}$  y la AMT: a medida que aumentaban los valores de la FDA aumentaban las tasas de emisión de estos dos GEI ( $p < 0,07$ ;  $n = 117$ ). Sin embargo, no se encontró ninguna correlación entre las emisiones/capturas de  $\text{CH}_4$  y la AMT.

**Tabla 17. Medias anuales ajustadas y errores estándar de la hidrólisis de la FDA para la interacción entre los tratamientos (caña de azúcar y monte nativo) y los ciclos agrícolas en Tucumán.**

Tratamientos	Hidrólisis de FDA ( $\mu\text{g}$ fluoresceína $\text{g}$ suelo $^{-1}$ $\text{h}^{-1}$ )					
			Ciclo agrícola			
	2012-2013		2013-2014		2014-2015	
Quemado Fertilizado	21,1 $\pm$ 5,1	<i>abc</i>	20,0 $\pm$ 3,7	<i>bcde</i>	19,3 $\pm$ 4,6	<i>e</i>
No quemado Fertilizado	22,4 $\pm$ 4,6	<i>ab</i>	8,7 $\pm$ 2,9	<i>cde</i>	22,9 $\pm$ 4,4	<i>de</i>
No quemado No fertilizado	13,2 $\pm$ 3,4	<i>bcd</i>	7,5 $\pm$ 2,8	<i>cde</i>	19,3 $\pm$ 3,9	<i>e</i>
Quemado No fertilizado	20,9 $\pm$ 4,3	<i>bcd</i>	18,3 $\pm$ 3,6	<i>cde</i>	25,8 $\pm$ 4,1	<i>cde</i>
Monte nativo	31,1 $\pm$ 4,9	<i>a</i>	37,7 $\pm$ 4,9	<i>bcd</i>	45,4 $\pm$ 5,3	<i>cde</i>

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,01$ ) para la interacción tratamientos por ciclos agrícolas.

## 4.4 Discusión

### 4.4.1 Emisiones de dióxido de carbono

El patrón de los flujos de CO<sub>2</sub> durante el ciclo del cultivo descrito en este capítulo refleja las condiciones específicas del sistema clima-suelo-caña de azúcar de Tucumán (altas temperaturas ambientales y de suelo, y altas precipitaciones y humedad del suelo). Muchos estudios coinciden en que el patrón de las tasas de emisión de CO<sub>2</sub> depende de la fluctuación estacional del clima característica de cada sitio de estudio (Lundegårdh, 1927; Singh y Gupta, 1977; Raich y Schlesinger, 1992; Nunes Carvalho *et al.*, 2016). De hecho, a escala global, los flujos de CO<sub>2</sub> del suelo se correlacionan significativamente con la temperatura y la precipitación, y no se correlacionan bien con las reservas de C y N del suelo o la relación C:N del suelo (Raich y Potter, 1995). Sin embargo, los resultados de este capítulo también indican que las diferencias en las emisiones de CO<sub>2</sub> entre los tratamientos quemados y no quemados se asocian a los cambios en la disponibilidad de C del rastrojo de caña de azúcar, y que existe un efecto temporal del rastrojo sobre las tasas de emisión de CO<sub>2</sub> (tasa de descomposición del rastrojo), principalmente de noviembre a marzo. En general, las mayores tasas de emisión de CO<sub>2</sub> en los tratamientos de rastrojo no quemado se asociaron precisamente con la presencia física del rastrojo, ya que el mismo propicia una mayor retención de humedad en el suelo (Carmo *et al.*, 2013; Acreche *et al.*, 2014; Badagliacca *et al.*, 2017; Yamaguchi *et al.*, 2017), sobre todo en los intervalos entre los eventos de precipitaciones. Asimismo, Panosso *et al.* (2009) informaron en Brasil que la humedad del suelo fue capaz de explicar el 73% y el 50% de la variabilidad temporal de las emisiones de CO<sub>2</sub> en suelos con quema del rastrojo antes de la cosecha y en suelos con cosecha verde, respectivamente. Moitinho *et al.* (2015) concluyeron que las mayores variaciones temporales en las emisiones de CO<sub>2</sub> fueron explicadas por los cambios en el contenido de agua en el suelo, especialmente después de la lluvia. La baja humedad y temperatura del suelo en los meses no estivales podrían estar generando las menores emisiones durante el resto del año en Tucumán. En este sentido, los resultados experimentales de esta tesis coinciden con Davidson y Janssens (2006), quienes informaron que la descomposición de la materia orgánica del suelo, como todas las reacciones químicas y bioquímicas en el mismo, dependen de la temperatura (tanto del suelo como del aire), y de la disponibilidad de agua del suelo; sin embargo, concluyeron en que aún no se ha llegado a un consenso sobre la sensibilidad de este proceso a la temperatura ya que las propiedades de los diversos compuestos orgánicos del suelo exhiben diferentes grados de sensibilidad a la temperatura.

Por otro lado, las tasas de emisión de CO<sub>2</sub> durante los primeros meses posteriores a la cosecha en Tucumán (septiembre a noviembre) fueron similares para los tratamientos con y sin quema del rastrojo, probablemente debido a que el efecto a corto plazo de la eliminación del rastrojo por quema aumenta las emisiones de CO<sub>2</sub> del suelo como consecuencia del aumento de la temperatura del mismo, equiparando las tasas de emisión del tratamiento con rastrojo en superficie (Corradi *et al.*, 2013; Teixeira *et al.*, 2013; De Figueiredo *et al.*, 2014). De hecho, en Tucumán (en la misma variedad de caña de azúcar utilizada en el experimento de esta tesis) se ha demostrado que desde la cosecha hasta el cierre del cultivo el rastrojo de cosecha generó a 20 cm de profundidad del suelo un promedio de temperatura media diaria 3,42°C menor que el

tratamiento sin cobertura de rastrojo (Fernández de Ullivarri *et al.*, 2016). A su vez, al ser un período de escasas a nulas precipitaciones, la humedad del suelo no tiene un rol importante en este período en las emisiones de CO<sub>2</sub>. Precisamente, Vargas *et al.* (2014) estudiando el efecto de la humedad en suelos incubados con y sin rastrojo de caña de azúcar, informaron que independientemente de la aplicación de rastrojo de cultivos, las emisiones de CO<sub>2</sub> son estimuladas linealmente con el aumento de la humedad del suelo, y que a baja humedad del suelo las emisiones de CO<sub>2</sub> de parcelas con y sin rastrojo de caña de azúcar son relativamente similares.

Sin embargo, la presencia del rastrojo en superficie sí es importante en las emisiones de CO<sub>2</sub>. De Figueiredo *et al.* (2014) informaron en Brasil una emisión acumulada adicional de CO<sub>2</sub> significativa (para el mes de febrero, cuatro meses posteriores a la cosecha) en el suelo sin rastrojo (remoción manual, sin influencia de la quema) respecto a la cosecha verde. Sin embargo, la diferencia entre el tratamiento con quema de rastrojo antes de la cosecha, y el tratamiento con rastrojo en el suelo (sin quema) no fue significativa. En esta tesis, para el mismo período de tiempo analizado por De Figueiredo, el tratamiento sin quema de rastrojo mostro una emisión acumulada igual a 418 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>, similar a la de estos autores. Sin embargo, en Tucumán el tratamiento con quema post-cosecha tuvo una emisión promedio de C-CO<sub>2</sub> de 238 kg ha<sup>-1</sup>, la cual fue significativamente ( $p < 0.01$ ) menor al tratamiento sin quema del rastrojo. Esta diferencia podría deberse a que las emisiones en este periodo ya reflejan la diferencia debida a las reservas de C disponible en el suelo para la descomposición.

Para el sistema suelo-caña de azúcar parece que la tasa de mineralización de un residuo orgánico añadido al suelo está fuertemente influenciada por la composición del mismo (Oliveira *et al.*, 1999; Fortes *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2012). En lugar de la relación C/N del residuo, las emisiones de CO<sub>2</sub> pueden verse afectadas por la composición bioquímica de los residuos de los cultivos y ser un reflejo de las diferencias en las reservas de C del suelo (Badagliacca *et al.*, 2017). Sin embargo, bajo condiciones adecuadas de temperatura y humedad, la disponibilidad de N debería desempeñar un papel clave en el proceso de descomposición del rastrojo (Potrich *et al.*, 2014). De hecho, los resultados de esta tesis mostraron que en general los tratamientos no fertilizados tuvieron valores más altos de emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub>, por lo que la fertilización con N puede tener tendencia a reducir las pérdidas de CO<sub>2</sub>. Esto podría estar asociado a que la actividad de los microorganismos del suelo no se centra en descomponer el rastrojo de alta relación C/N al contar con N del fertilizante. Por otra parte, los experimentos donde las mayores emisiones de GEI fueron atribuidas a la presencia del rastrojo de caña de azúcar y parecieron no haber sido influenciados por las relaciones C/N tuvieron altas condiciones de humedad y/o utilizaron vinaza (fertilizante nitrogenado orgánico) como fertilizante, lo que probablemente promovió una disponibilidad rápida de C y N del rastrojo (Carmo *et al.*, 2013; de Oliveira *et al.*, 2013; Vargas *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2016).

La adición de urea a los suelos durante la fertilización conduce a una pérdida extra de CO<sub>2</sub> previamente fijado en el proceso de producción industrial de este fertilizante. La urea (CO (NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>) se convierte en iones amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), hidroxilo (OH<sup>-</sup>) y bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) en presencia de agua y ureasa. El bicarbonato que se forma evoluciona a CO<sub>2</sub> y agua (De Klein *et*

*al.*, 2006). Sin embargo, en esta tesis, la fertilización nitrogenada con urea ( $110 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) no tuvo un efecto claro y directo en las tasas de emisión de  $\text{CO}_2$ . Esto sugiere que posiblemente gran parte del C de urea puede retenerse temporalmente en el suelo como C inorgánico y/o lixiviarse como bicarbonato en aguas subterráneas profundas, sin emitirse como  $\text{CO}_2$ . Vargas *et al.* (2014) tampoco encontraron un efecto significativo de la aplicación de N ( $21 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) en la respiración del suelo.

#### 4.4.2 Emisiones de metano

Las emisiones/capturas de  $\text{CH}_4$  en los tratamientos de caña de azúcar no mostraron patrones regulares durante los ciclos agrícolas analizados, y sus valores acumulados anuales fueron muy bajos en comparación a los del  $\text{CO}_2$  ( $-1,8$  a  $1,1 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). Las variaciones en los flujos de  $\text{CH}_4$  pueden explicarse por la gran variación de estos flujos en suelos cultivados aeróbicos (Butterbach-Bahl *et al.*, 2011). Se destaca que los ciclos agrícola seco (2012-2013) y normal a seco (2013-2014) presentaron las mismas tendencias en emisión o captura anual de  $\text{CH}_4$  en todos los tratamientos; sin embargo, el ciclo agrícola húmedo (2014-2015) alteró estas tendencias generando emisiones en la mayoría de los tratamientos. Las excesivas precipitaciones del ciclo agrícola 2014-2015 podrían haber generado condiciones temporales de anaerobiosis prevaleciendo la metanogénesis (Watanabe *et al.*, 2007; Serrano-Silva *et al.*, 2014). En los ciclos agrícolas seco y normal a seco, las capturas generalizadas de  $\text{CH}_4$  podrían estar asociadas a procesos de metanotrofia. En este sentido, Vargas *et al.* (2014) informaron capturas y emisiones que resultaron en flujos netos acumulados de poca relevancia para el suelo (valores cercanos a cero). Le Mer y Roger (2001) apreciaron grandes incertidumbres respecto a las mediciones del flujos de  $\text{CH}_4$ , especialmente de los suelos aireados, aunque informaron que en general los suelos aireados oxidan (capturan) más  $\text{CH}_4$  del que producen, lo cual ocurrió consistentemente en los tratamientos de rastrojo quemado (especialmente cuando se fertilizó) y en el monte nativo de este experimento. La excepción fue el tratamiento de rastrojo no quemado y fertilizado que mantuvo una emisión acumulada anual de  $\text{CH}_4$  cercana a  $1 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1}$  en todos los ciclos agrícolas. Weier (1999) también reportó emisiones acumuladas de  $\text{CH}_4$  de suelos cañeros fertilizados con urea ( $160 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) entre  $297$  y  $1005 \text{ g C-CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ , para un periodo de 104 días en Queensland, Australia. Estos resultados evidencian que las emisiones de  $\text{CH}_4$  están promovidas no sólo por las propiedades físicas del suelo tales como porosidad o densidad aparente, o variables ambientales tales como contenido de humedad y temperatura del suelo, sino también por la presencia de residuos y la disponibilidad de N del fertilizante. De hecho, Weier (1999) no encontró diferencias significativas entre los flujos de  $\text{CH}_4$  de suelos con diferente contenido de humedad, y Vargas *et al.* (2014) concluyeron que la humedad del suelo, la presencia de residuos vegetales o de fertilizante nitrogenados no alteraron significativamente ( $p > 0.1$ ) los procesos de emisión y captura de  $\text{CH}_4$ , ya que ambos mecanismos (metanotrofia y metanogénesis) ocurrieron a lo largo del período de su evaluación (60 días).

El monte nativo resultó ser claramente un sistema de captura de  $\text{CH}_4$ , a pesar que el valor medio anual de captura fue relativamente bajo ( $-2,2 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). De hecho, los montes son considerados sumideros importantes de  $\text{CH}_4$  (Grunwald *et al.*, 2012). La menor densidad



aparente del suelo y la mayor porosidad (y probablemente una mejor distribución del espacio poroso entre poros chicos, medianos y grandes) en el monte nativo podrían haber generado menores condiciones de anaerobiosis, propiciando la metanotrofia. De este modo, las emisiones de CH<sub>4</sub> podrían estar indicando el mayor grado de perturbación antrópica de los sistemas agrícolas, particularmente en caña de azúcar debida a la compactación del suelo reportada para Tucumán (Tesouro *et al.*, 2016a, 2016b).

#### 4.4.3 Emisiones de óxido nitroso

Los patrones de las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán mostraron la presencia de flujos positivos de N<sub>2</sub>O durante todo el ciclo del cultivo. El pico de las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O se produjo entre finales de primavera y finales de verano, lo que demuestra que las emisiones de N<sub>2</sub>O se asociaron principalmente con las altas temperaturas medias y las precipitaciones de ese período, probablemente debido a mayores índices de descomposición de materia orgánica. Esto fue confirmado por las correlaciones positivas y significativas entre las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O y la humedad del suelo, el contenido de nitrato del suelo, la temperatura del suelo y la temperatura del aire informadas en este estudio. Este patrón es similar a los informados por Acreche *et al.* (2013), Allen *et al.* (2010) y Jantalia *et al.* (2008) para la caña de azúcar cultivada en la Argentina, Australia y Brasil, respectivamente.

La magnitud de las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O en Tucumán (0-124 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) fue similar a la reportada por Jantalia *et al.* (2008) para un oxisol en Passo Fundo, Brasil (1-183 µg de N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>); sin embargo, estos autores no informaron flujos negativos o absorciones de N<sub>2</sub>O que sí se producen en Tucumán. Otros experimentos que informaron emisiones de N<sub>2</sub>O en caña de azúcar mostraron mayores tasas de emisión de N<sub>2</sub>O que los resultados de esta tesis. De Oliveira *et al.* (2013) informaron tasas de emisión de N<sub>2</sub>O dentro del rango de 0,6-592 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para un oxisol en Piracicaba, Brasil. Sin embargo, de Oliveira experimentó con nitrógeno proveniente de la vinaza, lo que puede haber generado condiciones anaeróbicas que aumentaron el proceso de desnitrificación.

En los tratamientos no fertilizados, los picos de tasas de emisión no fueron evidentes, mostrando rangos de tasas de emisión más bajos que los fertilizados. Como se observó en el área de monte nativo, los flujos bajos y/o negativos significativos de N<sub>2</sub>O podrían estar asociados con baja disponibilidad de nitrógeno inorgánico y baja temperatura del suelo en momentos particulares del ciclo. De hecho, Chapuis-lardy *et al.* (2007) informaron este tipo de registros concluyendo que los flujos negativos o absorciones de N<sub>2</sub>O podrían ser causados por los microorganismos desnitrificadores, y en menor medida nitrificadores (dentro de un rango de condiciones a menudo conectadas con bajo contenido de N y oxígeno en el suelo).

La emisión anual acumulada de N<sub>2</sub>O estuvo influenciada por las lluvias durante el ciclo agrícola que generaron un rango de 0,64 a 3,67 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Por lo tanto, la mayor acumulación anual de N<sub>2</sub>O se asoció con el ciclo agrícola húmedo. Este fenómeno puede estar relacionado con la alta desnitrificación producida, el principal proceso de generación de N<sub>2</sub>O en suelos agrícolas (Nevison, 2000; Dalal *et al.*, 2003). En consecuencia, bajo las lluvias anormales y excesivas de la primavera y el verano del ciclo agrícola 2014-2015, el suelo estaba casi saturado

y se produjo una alta desnitrificación. Vargas *et al.* (2014) informaron que las emisiones de N<sub>2</sub>O fueron el doble en suelos eutrotox arcillosos incubados con cubierta del rastrojo a mayor humedad que en los suelos sin rastrojo y baja humedad.

Las tasas de emisión de N<sub>2</sub>O se incrementaron sustancialmente mediante la fertilización sintética con N cuando se quemó el rastrojo con respecto a cuándo el mismo no se quemó. Este resultado podría explicarse por las diferentes relaciones C/N entre los tratamientos: el tratamiento sin quemar contribuye a una alta entrada de C al suelo (es decir, una mayor relación C/N) dada por el rastrojo añadido, mientras que la quema de este rastrojo generó relaciones C/N más bajas. De hecho, el rastrojo de caña de azúcar se caracteriza por una alta relación C/N que oscila entre 101-142 (Digonzelli *et al.*, 2011; Muhammad *et al.*, 2011), y se ha informado que su adición produce inmovilización significativa temporal del N disponible en el suelo (Muhammad *et al.*, 2011). En concordancia, Gentile *et al.* (2008) informaron que la inmovilización de N cuando se incorporan residuos de cosecha de alta relación C/N en el suelo conduce a menores pérdidas de N<sub>2</sub>O. Sin embargo, de Oliveira *et al.* (2013) no observaron interacción entre la fertilización nitrogenada y la quema del rastrojo, con emisiones similares de N<sub>2</sub>O debidas a la fertilización nitrogenada con vinaza para tratamientos quemados y no quemados. Siqueira Neto *et al.* (2016) no encontraron diferencias en las emisiones de N<sub>2</sub>O entre las diferentes cantidades del rastrojo de caña que quedaron en el suelo; sin embargo, llevaron a cabo un experimento a corto plazo sin analizar un efecto combinado de la adición de N y rastrojo. Sin embargo, se debe destacar que si bien las emisiones acumuladas anuales de N<sub>2</sub>O fueron mayores en el tratamiento con rastrojo quemado y fertilización nitrogenada con respecto al tratamiento de rastrojo no quemado y fertilizado con N, las diferencias fueron mayores a medida que el ciclo agrícola fue más húmedo. Esto demuestra que existe una interacción entre la fertilización sintética con N, el manejo del rastrojo y el las condiciones ambientales del ciclo agrícola.

La aplicación de 110 kg de N ha<sup>-1</sup> como urea resultó en factores de emisión medios de 1,04 y 1,76% para los tratamientos de rastrojo no quemado y quemado, respectivamente. Sin embargo, estos valores fueron influenciados por las lluvias anormales que ocurrieron durante la primavera y el verano del ciclo agrícola 2014-2015. El ciclo agrícola normal a seco (2013-2014) (Figura 8a) mostró factores de emisión de 0,87 y 0,99% para los tratamientos no quemados y quemados, respectivamente. Los resultados mostrados coinciden con los de Signor (2010) quien reportó un factor de emisión de N<sub>2</sub>O de 0,84% para la aplicación de 60 kg N ha<sup>-1</sup> como urea en la caña de azúcar en un suelo oxisol en Piracicaba, Brasil. De Oliveira *et al.* (2013) también informaron un mayor factor de emisión de N<sub>2</sub>O debido a la quema del rastrojo (0,44%) que en los tratamientos no quemados (0,68%) cuando se aplicó N. Sin embargo, estos factores tan reducidos pueden estar asociados a la fuente y dosis de N que utilizaron (vinaza con 46 kg N ha<sup>-1</sup>).

El factor de emisión de N<sub>2</sub>O medio del fertilizante nitrogenado para el tratamiento de rastrojo no quemado en el ciclo agrícola normal a seco de este estudio (0,87%) fue inferior al propuesto por el IPCC (1,25-1%, dependiendo de la decisión del país al elaborar su Inventario Nacional de GEI). En este sentido, se debe aclarar que los países del Anexo III y del no Anexo I, al

preparar sus Inventarios Nacionales de GEI deberían usar las Directrices del IPCC de 1996 y las guías de buenas prácticas (GPG, por sus siglas en inglés) del 2000 y 2003 del IPCC, para reportar las emisiones de GEI del sector que incluye el uso del suelo, el cambio de uso del suelo y la silvicultura. Sin embargo, los países pueden optar por utilizar las Directrices del IPCC más recientes (2006), que se basan en investigaciones más actualizadas. De acuerdo a esto las estimaciones de las emisiones de N<sub>2</sub>O de acuerdo a los factores de emisión por la aplicación de fertilizante nitrogenado utilizados (1,25% o 1% para las Directrices de 1996 y 2006, respectivamente) pueden generar brechas importantes con las emisiones reales, ya sea por sub o sobrestimación. Al mismo tiempo las incertidumbres podrían ampliarse para algunas actividades específicas (sistemas de producción) y es particularmente importante en los países en desarrollo, donde la base de la economía se basa en actividades agrícolas muy diversificadas. En este sentido, el desarrollo sostenible a través de las decisiones políticas más adecuadas de mitigación contra el cambio climático en el sector agrícola serán aquellas que estén basadas en estudios propios. Estos estudios resultan imprescindibles para actividades con alto potencial de expansión y que presentan grandes posibilidades para la generación de biocombustibles, como es el caso de la caña de azúcar.

Los resultados de esta tesis muestran que cuando el rastrojo no se quema y se aplica urea sólida, las emisiones de N<sub>2</sub>O debidas al fertilizante nitrogenado serían 10,6 a 37,3% (dependiendo del factor de emisión utilizado, véanse los casos A y B de la Tabla 8) menores que las informadas por Acreche y Valeiro (2013) en Tucumán, utilizando los factores de emisión del IPCC (1,25%). Parece que el factor de emisión propuesto por el IPCC es demasiado general, generando diferencias para el cultivo de la caña de azúcar bajo diferentes condiciones ambientales y prácticas de manejo, como es el caso de Tucumán. De hecho, se encontró que el factor de emisión del IPCC para la aplicación de fertilizantes nitrogenados estaba sobreestimado para diferentes regiones agrícolas (de Oliveira *et al.*, 2013; Dobbie y Smith, 2003; Jantalia *et al.*, 2008; Rochette *et al.*, 2008; Siqueira Neto *et al.*, 2016). Sin embargo, en una revisión exhaustiva, Lisboa *et al.* (2011) informaron que el factor de emisión promedio para la fertilización nitrogenada en áreas sin quema del rastrojo fue del 3,87%, más del doble del factor de emisión para el tratamiento no quemado y fertilizado con nitrógeno durante el ciclo agrícola húmedo (2014-2015) informado en este estudio. Se debe aclarar que este valor se obtuvo extrapolando algunos datos de una amplia gama de prácticas de manejo (tipos de fertilizantes y tasas de aplicación) y condiciones edafo-climáticas.

Dado que los factores de emisión de N<sub>2</sub>O para la caña de azúcar no dependen sólo del N aplicado como insumo y/o de la cantidad de N mineralizado del suelo, los factores de emisión calculados en este trabajo deben ser utilizados para condiciones ambientales similares a las informadas en este estudio, y deben ser utilizados como valor de referencia para reducir la emisión de N<sub>2</sub>O debido a la aplicación de N sintético a la caña de azúcar en Tucumán.

A pesar que es evidente que la caña de azúcar emite importantes cantidades de N<sub>2</sub>O durante el ciclo del cultivo, especialmente cuando el suelo es fertilizado con N, el N<sub>2</sub>O acumulado anual emitido desde el área de monte nativo (que podría considerarse la línea de base para la emisión de N<sub>2</sub>O) fue similar o incluso más alto que los tratamientos sin fertilización con N, y fue sólo

un 20% menor que el tratamiento sin quema del rastrojo y fertilizado con N, la práctica de manejo más común aplicada en la producción de caña de azúcar en la Argentina.

Teniendo en cuenta que el último Inventario Nacional de emisiones de GEI de la Argentina del año 2015 estima las emisiones de N<sub>2</sub>O del sector agrícola utilizando un factor de emisión debido a la utilización del N como fertilizante y a la descomposición de la materia orgánica de 1,25%, resulta muy evidente que los factores de emisión encontrados en esta investigación fundamentan la importancia de contar con factores específicos y locales de otros sistemas productivos con el propósito de tomar las mejores decisiones tendientes a mitigar las emisiones de GEI.

#### **4.3.4 Actividad microbiológica total y emisiones de gases efecto invernadero**

La AMT medida como hidrólisis de FDA está relacionada con la cantidad de N presente en el suelo (Vinther *et al.*, 2004). Sin embargo en este estudio no se observaron efectos significativos de la combustión del rastrojo y de la fertilización con N en la AMT, probablemente debido a un efecto acumulativo reducido de los tratamientos (sólo tres temporadas consecutivas de crecimiento) y/o el bajo nivel de sensibilidad de esta técnica. De hecho, Rachid *et al.* (2012) encontraron diferencias significativas en la diversidad de las comunidades bacterianas oxidantes y desnitrificantes de amoníaco entre los cultivos de control (vegetación brasileña nativa del Cerrado) y tratamientos de caña de azúcar con y sin quema del rastrojo, utilizando la técnica de electroforesis en gel de gradiente desnaturalizante (DGGE). Sin embargo, los resultados de esta tesis reflejan diferencias significativas en la AMT entre el área de monte nativo y los tratamientos de caña de azúcar, dado por la conversión del suelo a uso agrícola. El alto nivel de C lábil en el suelo, característico del área de monte nativo, habría conducido a la alta hidrólisis de la FDA en este estudio. La alta AMT habría generado condiciones anaeróbicas debido al alto consumo de oxígeno, lo que contribuiría, en parte, a la pérdida de N<sub>2</sub>O debido a la desnitrificación. Por lo tanto, las diferencias en la AMT podrían utilizarse como un indicador potencial, económico y rápido del impacto del cambio de uso del suelo. Las correlaciones positivas entre hidrólisis de FDA y las tasas de emisión de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O, y las dinámicas temporales de emisión similares de ambos GEI ante cambios en las condiciones ambientales, podrían estar reflejando que existe uno a más grupos de microorganismos comunes que están detrás de las emisiones de estos dos GEI.

Los Capítulos 3 y 4 han identificado el efecto del cultivo de caña de azúcar y sus principales prácticas de manejo (manejo del rastrojo y fertilización nitrogenada) sobre el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, y las emisiones de GEI durante el ciclo del cultivo. Sin embargo, estas determinaciones se han realizado a escala predial, o sea considerando las emisiones por unidad de superficie. Por ello, el Capítulo 5 reporta un escalamiento de estos resultados a la provincia de Tucumán, determinando las emisiones totales de GEI de este sistema en la provincia, comparando la práctica de manejo habitual de esta zona cañera (quema del rastrojo y fertilización nitrogenada), con una alternativa más sustentable de mantener el rastrojo del cultivo y fertilizar con N. Además, considera futuros escenarios

ambientales y de manejo del rastrojo que podrían repercutir en las emisiones totales de GEI de este sistema de cultivo.

#### **4.5 Conclusiones**

-La dinámica de flujos de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán fue generalmente positiva (emisiones) y estuvo fuertemente marcada por las condiciones ambientales: las mayores tasas de emisión de ambos GEI se produjeron en los meses de verano, con mayores temperaturas, humedad y contenido de nitratos en el suelo.

-Mientras más húmedo fue el año, mayores fueron las tasas de emisión y las emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O de todos los sistemas suelo-caña de azúcar analizados y del monte nativo.

-La no quema del rastrojo aumento las emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub> y no modificó las emisiones acumuladas anuales de N<sub>2</sub>O durante el ciclo del cultivo.

-La fertilización nitrogenada aumentó las emisiones acumuladas anuales de N<sub>2</sub>O y disminuyó las emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub> durante el ciclo del cultivo, principalmente cuando se quemó el rastrojo.

-Las emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub> del monte nativo fueron al menos iguales que las mayores emisiones de caña de azúcar (tratamientos no quemados).

-Las emisiones acumuladas anuales de N<sub>2</sub>O del monte nativo fueron mayores que las de los tratamientos de caña de azúcar sin fertilizar, pero menores que los tratamientos fertilizados.

-No existió un patrón claro en la dinámica de flujos de CH<sub>4</sub>, ni una tendencia hacia la captura o emisión de este GEI con la quema del rastrojo y/o la fertilización nitrogenada en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán.

-El monte nativo siempre capturó CH<sub>4</sub>, captura asociada a la menor densidad aparente y al mayor espacio poroso del suelo.

-El factor de emisión del fertilizante nitrogenado “urea” incorporado al suelo en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán para un ciclo agrícola normal a seco fue 0,87 y 0,99% cuando no se quemó y se quemó el rastrojo, respectivamente.

## CAPÍTULO V

### *Emisiones de gases efecto invernadero del sistema suelo-caña de azúcar de la provincia de Tucumán, Argentina*

#### **5.1 Introducción**

La caña de azúcar es la principal especie productora de azúcar en el mundo, aportando en 2014 alrededor del 87% de la producción mundial. El cultivo se extiende en regiones tropicales y subtropicales en más de 90 países, totalizando en el año 2014 unas 27 millones de hectáreas cultivadas, 1.884 millones de toneladas de caña producidas y un rendimiento promedio de 70 t ha<sup>-1</sup>, siendo la Argentina el duodécimo productor mundial de caña de azúcar con un 1,36% del área total cosechada (FAO, 2017b). A pesar de la importancia del cultivo, poco se sabe sobre el impacto ambiental de su producción, especialmente de sistemas productivos de caña de azúcar de pequeña escala. Este tipo de sistemas productivos es característico en países subdesarrollados, donde la caña de azúcar tiene una importante incidencia en las economías regionales. La falta de datos de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) en el sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo (AFOLU) de estos países, limita la capacidad de planificar un desarrollo sostenible de bajo carbono (C), y por ende de bajas emisiones de GEI. Por ello, las oportunidades para que los pequeños productores capitalicen los mercados de C y su capacidad para contribuir a las negociaciones climáticas globales son limitadas (Rufino *et al.*, 2016).

En el Noroeste de la Argentina (NOA), la caña de azúcar es un cultivo de fuerte identidad cultural y una producción clave de la economía regional de Tucumán, Salta y Jujuy. En Tucumán hay unos 5.000 productores cañeros (el 90% con menos de 50 hectáreas) que proveen el 60% de la materia prima a los ingenios (Morandi *et al.*, 2011). Aproximadamente un 80-90% de la actividad cañera de Tucumán se encuentra mecanizada. El uso de cosechadora integral en verde abarca actualmente un 80% del área implantada con caña de azúcar; el 20% restante, corresponde a pequeños productores que realizan la cosecha en forma semi-mecánica con quema (Digonzelli, 2015; Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas de la Nación, 2016). Sin embargo, en los casos de cosecha mecanizada integral, el rastrojo de cosecha permanece en el suelo secándose naturalmente, con los consiguientes riesgos de quema accidental o intencional. De hecho, algunos productores realizan el quemado preventivo del rastrojo para impedir que posteriormente la quema accidental o intencionada dañe la caña en brotación (Malizia *et al.*, 2014).

En Tucumán, el quemado de rastrojo de caña de azúcar es una de las principales fuentes de GEI. Para identificar alternativas para reducir las emisiones de GEI (es decir, posibilidades de mitigación) de este cultivo, y proporcionar datos que se puedan utilizar para ayudar en estos esfuerzos, es necesario evaluar las emisiones de GEI de diferentes actividades/prácticas de manejo agrícolas (Chalco Vera *et al.*, 2017). Existen reportes puntuales de casos experimentales que muestran que el 33% de las emisiones totales de GEI de la fase agrícola de la caña de azúcar en Tucumán se deben a la quema del rastrojo (Acreche y Valeiro, 2013). Sin embargo, a nivel

provincial, las emisiones anuales de GEI por esta práctica pueden variar grandemente en función de la superficie quemada. En este sentido, el último Inventario Nacional de GEI cuantificó estas emisiones tomando como línea de base un promedio fijo de rastrojo seco, y el área quemada promedio de dos ciclos agrícolas (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2015). Estas estimaciones pueden no reflejar las emisiones reales de GEI del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán (Chalco Vera *et al.*, 2017), principalmente debido a que el sistema productivo de la caña de azúcar en Tucumán presenta una enorme variación anual de la superficie cañera quemada. A su vez, la cantidad de rastrojo quemado puede variar por regiones (regiones agroecológicas), sitios (suelos) y manejo de cultivo, ya que las fincas productivas no se encuentran verticalmente integradas a los ingenios (Acreche y Valeiro, 2013). A esto debe sumarse que las condiciones ambientales anuales representan un factor importante en la variación anual del rastrojo disponible y de la superficie cañera quemada.

Por otro lado, en el sector agrícola las mediciones de los flujos de GEI y las reservas de nutrientes en el suelo se suelen hacer a escalas muy locales y prediales, para luego extrapolar los resultados y estimar los impactos a mayores extensiones espaciales (granjas, paisajes, provincias, o incluso países). Traducir las mediciones puntuales a niveles más altos de agregación se denomina escalado o escalamiento. La ampliación de la escala de análisis implica fundamentalmente la conversión de datos mediante integración, interpolación, simplificación y/o anidación de modelos (Rosenstock *et al.*, 2016). Sin embargo, a nivel nacional, la falta de datos específicos y locales en la cuantificación de las emisiones de GEI del sector agrícola representa el desafío más grande para la adecuada adopción de medidas de mitigación en el país, ya que hasta ahora los Inventarios Nacionales de GEI se limitan a utilizar la metodología y factores de emisión propuestos por defecto por el IPCC.

Con el fin de soslayar las incertidumbres de las estimaciones de emisiones de GEI para la caña de azúcar de Tucumán, se plantea como objetivo de este capítulo cuantificar las emisiones totales de GEI de la caña de azúcar de Tucumán, realizando un escalamiento de los resultados de los capítulos precedentes, e incluyendo las emisiones de GEI durante el quemado de rastrojo y las emisiones acumuladas anuales durante el ciclo del cultivo para las áreas con quema de rastrojo, y sólo las emisiones acumuladas durante el ciclo del cultivo para las áreas sin quemado de rastrojo. Asimismo, se realiza un análisis de sensibilidad que considera escenarios de posibles condiciones climáticas anuales y superficie de rastrojo quemada.

## **5.2 Materiales y Métodos**

### **5.2.1 Escalamiento de las emisiones de gases efecto invernadero para la provincia de Tucumán**

Las emisiones de GEI de la provincia de Tucumán debidas a la producción agrícola de caña de azúcar contemplan las emisiones por el quemado de rastrojo más las emisiones del sistema suelo-caña durante el ciclo agronómico de crecimiento (informadas en el Capítulo 4). En ambos casos, las emisiones de GEI fueron expresadas en giga-gramos de CO<sub>2</sub> equivalente (Gg CO<sub>2</sub> eq.), multiplicando la cantidad de emisión de cada gas por su potencial de calentamiento global

(21 y 310 para CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, respectivamente). El escalamiento se realizó para los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015 debido a que existe un relevamiento oficial de la superficie cañera con quemado de rastrojo para los mismos (Carreras Baldrés *et al.*, 2016).

### 5.2.1.1 Emisiones provinciales de gases efecto invernadero debido al quemado de rastrojo de la caña de azúcar

Las emisiones debidas al quemado de rastrojo se calcularon según los factores de emisión del IPCC (IPCC, 2006). Los ciclos agrícolas con relevamiento del área cañera quemada en Tucumán fueron determinados por Carreras Baldrés *et al.* (2016) mediante el análisis de imágenes satelitales (Tabla 18). El área total cultivada con caña de azúcar de los ciclos agrícolas mencionados se obtuvo de la Dirección de Estadística de Tucumán (Dirección de Estadística de la Provincia de Tucumán, 2017) (Tabla 18).

**Tabla 18. Superficies totales con caña de azúcar, con y sin quema para los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015 en Tucumán (adaptado de Carreras Baldrés *et al.* (2016) y Dirección de Estadística de Tucumán (2017).**

Ciclo agrícola	Superficie total con caña de azúcar (ha)	Superficie con quema de rastrojo (ha)	Superficie sin quema del rastrojo (ha)
2012-2013	278.780	-	-
2013-2014	265.250	121.440	143.810
2014-2015	271.370	40.680	230.690

La cantidad de rastrojo quemado en Tucumán depende de la cantidad de rastrojo producido, y éste varía de acuerdo al ambiente de producción, la variedad cultivada, el manejo agronómico del cultivo, el tipo de suelo y la edad del cañaveral. Dado que no existe información publicada sobre la extensión de las áreas con caña de azúcar según la productividad del sistema en Tucumán, la cantidad de rastrojo producido por la caña de azúcar se consideró a partir de los promedios informados en la provincia para diferentes sitios y condiciones de producción (Tabla 19), el cuál fue de 11 t MS ha<sup>-1</sup>. Este valor no sólo incluye el promedio medido para la condición experimental de esta tesis (12,2 t ha<sup>-1</sup>), sino que es muy cercano al mismo, lo que demuestra la representatividad bajo las cuales se midieron las emisiones de GEI durante el ciclo de crecimiento.



**Tabla 19. Reportes de cantidades de rastrojo (t MS ha<sup>-1</sup>) generados por la cosecha de caña de azúcar en Tucumán.**

<b>Rastrojo de cosecha (t MS ha<sup>-1</sup>)</b>		
<b>Referencias</b>	<b>Rango</b>	<b>Promedio</b>
Sopena <i>et al.</i> 2006	5-8	6,5
Romero <i>et al.</i> 2007	7-16	11,5
Digonzelli <i>et al.</i> 2011	12-16	14,0
Saez <i>et al.</i> 2012*	-	11,0
Datos propios	10,5 -14,9	12,23

\*Trabajo no publicado (comunicación personal)

Para elaborar el escalamiento se tuvo en cuenta ciertas directrices del IPCC para este tipo de reportes (IPCC, 2006): la eficiencia de combustión utilizada para el rastrojo fue del 80%, y las emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) debido al quemado de rastrojo no se contabilizaron como tales ya que se entiende que el CO<sub>2</sub> liberado durante el quemado vuelve a ser fijado a través del crecimiento del cultivo en el siguiente ciclo agrícola.

Las emisiones por el quemado de rastrojo incluyen, además del metano (CH<sub>4</sub>) y del óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), las emisiones de monóxido de carbono (CO) y óxido nítrico (NO). Sin embargo, para este escalamiento, sólo se consideraron el CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O ya que son los gases que tienen efecto invernadero directo.

### **5.2.1.2 Emisiones provinciales de gases efecto invernadero del sistema suelo-caña de azúcar durante el ciclo de crecimiento del cultivo**

Las emisiones de GEI del sistema suelo-caña de azúcar durante el ciclo de crecimiento del cultivo en la provincia de Tucumán se calcularon utilizando las emisiones acumuladas anuales de los tratamientos experimentales de caña de azúcar con quemado y sin quemado de rastrojo, ambos fertilizados (ver Capítulo 2). De esta manera se contempla las condiciones y prácticas habituales representativas del área bajo producción con caña de azúcar en Tucumán (cultivos con y sin quemado de rastrojo, y siempre fertilizados con urea sólida incorporada a 10-15 cm de profundidad en la banda de los surcos, con una dosis de 110 kg N ha<sup>-1</sup>). Es importante notar que debido a que la cantidad de rastrojo experimental (sometido o no a quema) es similar al promedio provincial, las emisiones acumuladas se asumen modales. Las emisiones acumuladas de GEI incluyen solamente el CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O. Las emisiones acumuladas de CO<sub>2</sub> durante el ciclo del cultivo no se incluyeron debido a que el balance de este gas se considera neutro. Esto se debe a que, si no se consideran cambios en balance de C del suelo, se asume que todas las emisiones generadas por el sistema suelo-planta se vuelven a fijar por fotosíntesis, generando nuevamente la materia orgánica del cultivo en el siguiente ciclo agrícola (IPCC, 2006). Este tipo de balances se abordan dentro de un balance de entradas y salidas de C hacia y desde el suelo (Capítulo 3).

Debido a que los ciclos agrícolas del experimento presentaron diferentes condiciones de temperatura y precipitación, se utilizaron las emisiones acumuladas de cada ciclo agrícola experimentado. Las emisiones se escalaron a la superficie con caña de azúcar con y sin quema (según corresponda) y para todos los ciclos agrícolas considerados.

### 5.2.2 Análisis de sensibilidad de las emisiones provinciales de gases efecto invernadero

El análisis se realizó calculando las emisiones totales de GEI para la provincia de Tucumán expresadas en Gg CO<sub>2</sub> eq. año<sup>-1</sup>, bajo simulación de 10 escenarios compuestos por proporciones de superficie provincial con rastrojo de caña de azúcar quemado (0, 25, 50, 75 y 100%) y dos condiciones ambientales basadas en el régimen de precipitación (ciclo agrícola normal a seco y húmedo, correspondientes a los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015, respectivamente). Con el propósito de comparar regímenes de precipitación, se considera que la superficie cultivada con caña de azúcar fue el promedio de dichos ciclos agrícolas. Las emisiones totales provinciales de GEI incluyeron las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O debidas al quemado de rastrojo más las emisiones acumuladas durante el ciclo de cultivo de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, tanto de la superficie con quema como de la superficie sin quema de rastrojo. Finalmente, estas emisiones son contrastadas con las emisiones estimadas siguiendo el protocolo del IPCC.

## 5.3 Resultados

### 5.3.1 Emisiones provinciales de gases efecto invernadero debido al quemado de rastrojo de la caña de azúcar

Las emisiones de GEI debido al quemado de rastrojo claramente variaron de acuerdo a la superficie con rastrojo quemado en cada ciclo agrícola. Las emisiones en forma de CH<sub>4</sub>, representan el 72,32% de las emisiones totales de GEI debido al quemado de rastrojo (Tabla 20), por lo cual la influencia de dicha práctica en el calentamiento global es mayormente causada por la emisión de este gas. Se destaca que a medida que el año fue más húmedo (mayores precipitaciones) (Figura 8a), las emisiones de GEI debido a la quema del rastrojo fueron menores por existir menor cantidad de superficie quemada (Tablas 18 y 20).

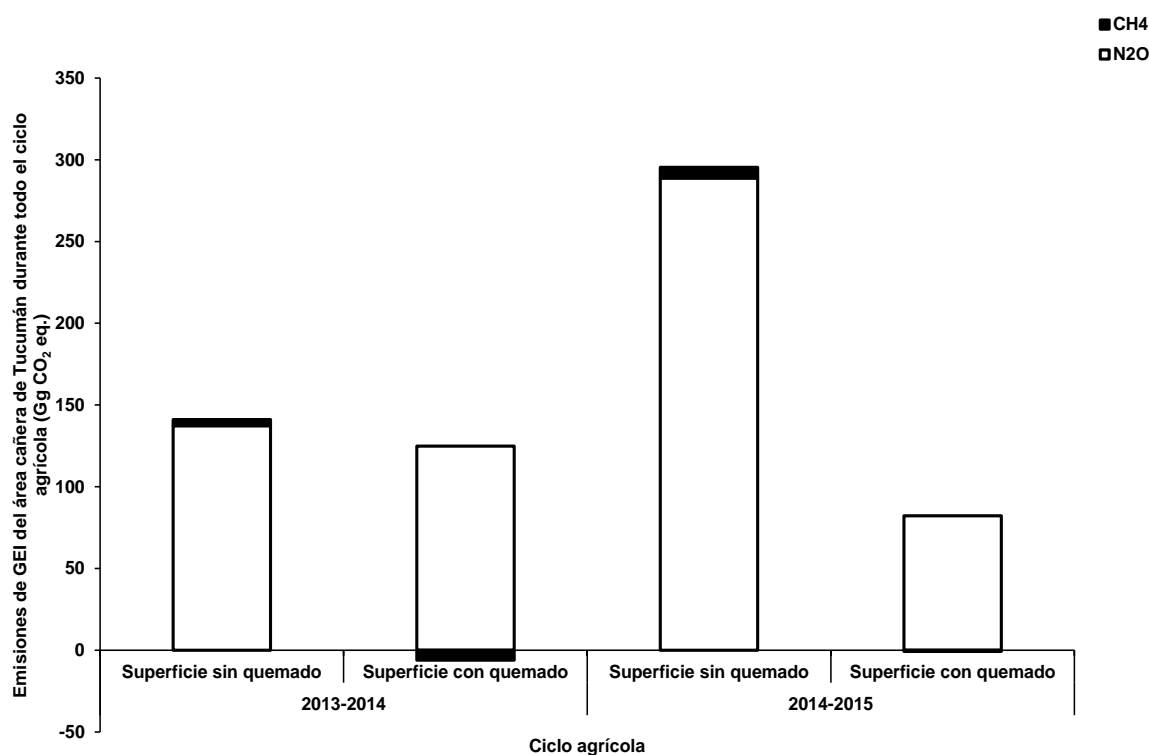
**Tabla 20. Emisiones de gases efecto invernadero (Gg CO<sub>2</sub> eq.) por quema de rastrojo para los dos ciclos agrícolas analizados en Tucumán. Considera las emisiones del óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y metano (CH<sub>4</sub>).**

Ciclo agrícola	Superficie total con caña de azúcar (ha)	Superficie con quema de rastrojo (ha)	CH <sub>4</sub> * (Gg CO <sub>2</sub> eq.)	N <sub>2</sub> O * (Gg CO <sub>2</sub> eq.)	Total (Gg CO <sub>2</sub> eq.)
2013-2014	265250	121440	60,59	23,19	83,78
2014-2015	271370	40680	20,30	7,77	28,07

\* Factores de emisión: 2,7 y 0,07 g de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, respectivamente, por Kg de MS quemada (Andreae y Merlet, 2001)

### 5.3.2 Emisiones provinciales de gases efecto invernadero del sistema suelo-caña durante el ciclo de crecimiento del cultivo

Las emisiones de GEI ( $N_2O + CH_4$ , expresadas en  $CO_2$  eq.) acumuladas durante el ciclo de cultivo del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán fueron 259,8 y 376,9 Gg  $CO_2$  eq. para los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015, respectivamente (Figura 15). La contribución de cada GEI al total de las emisiones provinciales, según la superficie total con y sin quema de rastrojo indico que, en la superficie sin quemado de rastrojo, no existieron variaciones proporcionales de emisiones de GEI. Las mismas fueron de 97,3 a 97,7% para  $N_2O$  y de 2,2 a 2,7% para  $CH_4$  de un ciclo normal a seco (2013-2014) a uno húmedo (2014-2015), respectivamente (Figura 15). Sin embargo, en la superficie con quemado de rastrojo, el 100% de las emisiones correspondieron al  $N_2O$ , ya que en esta área no hubo emisiones acumuladas de  $CH_4$  en todos los ciclos agrícolas, contabilizándose sólo absorciones (Figura 15).



**Figura 15. Emisiones de gases efecto invernadero (óxido nitroso:  $N_2O$  y metano:  $CH_4$ ) generadas por el cultivo de caña de azúcar durante cada ciclo agrícola a nivel de la provincia de Tucumán (Gg  $CO_2$  eq.), para las superficie con y sin quema.**

En general, el aporte a las emisiones de GEI provinciales del sistema suelo-planta de la superficie con rastrojo no quemado se incrementó a medida que el año presentó mayores precipitaciones, mientras que el aporte de la superficie con rastrojo quemado a las emisiones de GEI provinciales tendió a disminuir con mayor precipitación del ciclo del cultivo (Figuras 8a y 15).

### 5.3.3 Emisiones totales de gases efecto invernadero por la actividad agrícola de la caña de azúcar en Tucumán

Las emisiones totales de GEI (N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>) generadas por el cultivo de la caña de azúcar en Tucumán, que incluyeron las emisiones por el quemado de rastrojo (Tabla 20) más las emisiones acumuladas anuales de las superficies con y sin quema de rastrojo en cada ciclo agrícola (Figura 15) fueron igual a 343,61 y 404,96 Gg CO<sub>2</sub> eq. para los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015, respectivamente. Se debe destacar que, en el caso de la superficie con quema del rastrojo, las capturas de CH<sub>4</sub> se restaron de las emisiones de N<sub>2</sub>O (en términos de CO<sub>2</sub> eq.).

Las emisiones totales de GEI en el cultivo de caña de azúcar en Tucumán no presentaron ninguna relación directa con la cantidad de superficie cultivada total, ni con la cantidad de superficie con rastrojo quemado y/o no quemado.

### 5.3.4 Análisis de sensibilidad de las emisiones totales de gases efecto invernadero debido a caña de azúcar

Conforme a la ocurrencia de precipitaciones (Figura 8a), los ciclos agrícolas 2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015 fueron considerados seco, normal a seco y húmedo, respectivamente. De acuerdo a esto, el análisis de los escenarios de emisión reveló que las emisiones totales de GEI provenientes del cultivo de la caña de azúcar en Tucumán son mayores en ciclos agrícolas muy húmedos, independientemente de la cantidad de superficie con rastrojo quemado. Se destaca que, si bien las condiciones climáticas del ciclo agrícola son determinantes, las emisiones totales de GEI se maximizan cuando aumenta el porcentaje de área quemada (Tabla 21). En el ciclo húmedo, las emisiones totales de GEI aumentaron 30,5; 41,7; 50,0; 56,4 y 61,5% en relación a las emisiones totales de GEI del ciclo normal a seco con 0, 25, 50, 75 y 100% de la superficie quemada, respectivamente. En el ciclo agrícola normal a seco las emisiones de GEI aumentaron 17,5; 34,9; 52,5 y 69,7% con el aumento de la superficie quemada de 0 a 25, 50, 75 y 100%, respectivamente. En el ciclo húmedo las emisiones de GEI aumentaron 27,6; 55,2; 82,7 y 110,3% con el aumento de la superficie quemada de 0 a 25, 50, 75 y 100%, respectivamente. Estos incrementos significaron que, por cada hectárea quemada, la emisión total de GEI aumentó 687 y 1413 kg CO<sub>2</sub> eq, para el ciclo normal a seco (2013-2014) y húmedo (2014-2015), respectivamente.

**Tabla 21. Emisiones de gases efecto invernadero (GEI) totales debido al cultivo de caña de azúcar en la provincia de Tucumán (Gg CO<sub>2</sub> eq.) para distintos escenarios de proporciones de superficie con rastrojo quemado y de precipitación del ciclo agrícola.**

Superficie total con caña de azúcar (ha)	Superficie quemada (%)	Emisiones totales de GEI por ciclo (Gg CO <sub>2</sub> eq.)		
		2013-2014 (normal a seco)	2014-2015 (húmedo)	Metodología IPCC
268310	0	263,24	343,58	331,99
	25	309,30	438,33	361,62
	50	355,35	533,08	391,25
	75	401,40	627,83	420,87
	100	447,45	722,58	456,93

A diferencia de lo observado en el análisis de las emisiones reales totales de GEI de la caña de azúcar en Tucumán (Tabla 20 y Figura 15), el análisis de sensibilidad reveló que la quema del rastrojo es el principal factor asociado al incremento de las emisiones totales de GEI cuando ocurre un ciclo agrícola donde las condiciones ambientales (principalmente las precipitaciones) son secas o normales a secas, y que si el ciclo agrícola es húmedo, tanto la quema del rastrojo como la precipitación son factores asociados al incremento de las emisiones totales de GEI (Tabla 21).

Según este análisis, si se evita el quemado de rastrojo a nivel provincial en un ciclo normal a seco (2013-2014, tomado como modal), la mitigación de emisiones de GEI ( $N_2O$  y  $CH_4$ ) sería de 46,1; 92,1; 138,2 y 184,2 Gg  $CO_2$  eq. en relación a cuando se quema 25, 50, 75 y 100% del área cañera, respectivamente.

## 5.4 Discusión

Nuestros resultados demuestran que en el ciclo húmedo hubo menor superficie quemada; sin embargo, no existe evidencia suficiente para establecer alguna asociación. De hecho, en los ciclos húmedos la mayor generación de rastrojo en la cosecha causa una reducción de la temperatura del suelo que retrasa la siguiente brotación, aumenta los costos de manejo del cañaveral (Fernández de Ullivarri *et al.*, 2011) e incluso aumenta la probabilidad de daños a la caña en brotación por quemas accidentales o intencionadas posteriores a la misma (Malizia *et al.*, 2014), promoviendo la quema temprana e ilegal del rastrojo.

El principal factor detrás de las emisiones totales de GEI fueron las precipitaciones durante el ciclo agrícola. Sin embargo, la gran contribución de emisiones del área con rastrojo quemado demostró la relevancia del manejo del rastrojo en las emisiones totales anuales de GEI de este sistema. Esto indica que una de las opciones de minimizar/mitigar las emisiones totales de GEI es evitar el quemado de rastrojo. De hecho, el análisis de escenarios reveló que la quema del rastrojo es el principal factor de manejo asociado con incrementos de las emisiones totales de GEI cuando ocurre un ciclo agrícola donde las condiciones ambientales (principalmente las precipitaciones) son normales a secas; mientras que, en ciclos agrícolas húmedos, tanto la quema del rastrojo como la precipitación son factores asociados al incremento de las emisiones totales de GEI.

Debido a que los eventos climáticos extremos son cada vez más frecuentes, es posible encontrar a futuro escenarios de elevada precipitación anual (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2015), lo que generaría importantes emisiones totales de GEI debido al cultivo de la caña de azúcar en Tucumán. Ante esto resulta clave la prevención de la quema del rastrojo, como medida efectiva para disminuir las emisiones totales de GEI de Tucumán. De hecho, si se tiene en cuenta el balance potencial de C en el suelo cuando se evita el quemado de rastrojo (Ver Capítulo 3), es altamente probable que la mitigación de emisiones de GEI sea más importante.

Según la metodología y los factores de emisión propuestos por el IPCC (IPCC, 2006), las emisiones totales provinciales de GEI serían de 406,7 y 357,3 Gg CO<sub>2</sub> eq. para los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015, respectivamente. Las mismas incluyeron las emisiones estimadas de N<sub>2</sub>O por el residuo de cosecha, la fertilización nitrogenada, la mineralización del N de la materia orgánica del suelo y las emisiones de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> por la quema de rastrojo (IPCC, 2006). Si se compara estos valores con los calculados a partir de mediciones de este trabajo (343,61 y 404,96 Gg CO<sub>2</sub> eq. para los ciclos agrícolas 2013-2014 y 2014-2015) se demuestra que, en años normales a secos, el IPCC sobrestima las emisiones provinciales en un 18,4%; mientras que en el ciclo húmedo las emisiones son subestimadas por el IPCC en un 11,8%. El análisis de escenarios mostró que la sobreestimación de las emisiones de GEI del IPCC, en un ciclo normal a seco, aumentó con la disminución de la superficie quemada (Tabla 21); mientras que, en un año húmedo, la subestimación incrementó con el aumento de la superficie quemada (Tabla 21). Debido a que la diferencia de las emisiones totales entre las calculadas según el IPCC y las de este trabajo no está dada por las emisiones del quemado de rastrojo (ya que son las mismas), en el ciclo agrícola normal a seco la menor diferencia se observó en el escenario con 100% del área quemada; mientras que en el ciclo húmedo la menor diferencia se observó en el escenario con 0% del área con rastrojo quemado (completamente sin quema). Esto se debe a que, el incremento de emisiones de GEI durante el ciclo del cultivo por un aumento de humedad del ciclo es mayor cuando el área está quemada.

Las diferencias en las emisiones provinciales de GEI entre los valores calculados en base a mediciones a campo y los valores calculados siguiendo la metodología del IPCC son exclusivamente relativas a las emisiones durante el ciclo del cultivo, ya que las emisiones por quemado de rastrojo (para ambos casos) fueron calculadas de la misma manera e utilizando los mismos datos. En este sentido, nuestros resultados demostraron que, para determinar las emisiones de la caña de azúcar, las directrices del IPCC son muy limitadas ya que no reflejan la influencia de las prácticas de manejo ni del ciclo agrícola en los flujos de GEI. De hecho, se ha demostrado en inventarios nacionales de GEI previos al 2015, que los factores de emisión del IPCC sobrestimaron en un 52% las emisiones de N<sub>2</sub>O debido a la aplicación de fertilizante nitrogenado en la caña de azúcar en años modales (Chalco Vera *et al.*, 2017). Sin embargo, es importante notar que las emisiones totales de GEI de la caña de azúcar en Tucumán calculadas en este trabajo tienen componentes de incertidumbre difíciles de pronosticar. En primer lugar, se asume una disponibilidad de rastrojo igual en toda el área cultivada con caña de azúcar y constante en el tiempo (en cada ciclo agrícola). Este balance puede enmascarar mayores o menores emisiones considerando no sólo la variabilidad de los ciclos agrícolas y las prácticas de manejo agrícola, sino también el efecto de los sitios (suelos), variedades cultivadas, plagas o enfermedades y/o edad del cañaveral. La cantidad de rastrojo actúa afectando tanto las emisiones de GEI por el quemado de rastrojo, como también las emisiones de GEI acumuladas durante el ciclo de cultivo. Aunque la presencia de rastrojo puede propiciar condiciones de humedad para la desnitrificación y el aumento de emisiones de N<sub>2</sub>O (Denmead *et al.*, 2010; Eustice *et al.*, 2011; Fracetto *et al.*, 2017), se ha demostrado que factores como la reducción de la temperatura del suelo y el nitrógeno asimilado poco disponible pueden limitar estas emisiones (Gentile *et al.*, 2008; Chalco Vera *et al.*, 2017; Pitombo *et al.*, 2017) respecto a las

áreas con quemado de rastrojo. Sin embargo, los resultados de este trabajo demostraron que la variación porcentual de las emisiones totales de GEI debida a la proporción del área quemada es menor que la variación debida a la condición de humedad del ciclo agrícola, y que parte de las emisiones de GEI debido al quemado del rastrojo son contrarrestadas por las mayores emisiones de las áreas sin quema durante el ciclo del cultivo, por lo cual pueden considerarse una aproximación muy útil como patrones o modelos precedentes para futuros escenarios de producción. Este primer componente de incertidumbre también se relaciona a la eficiencia de combustión asumida (80%), ya que ésta puede variar por el sitio de producción y por la misma condición hídrica del ciclo agrícola, ya sea aumentando la disponibilidad de rastrojo como modificando su condición de humedad.

Por otro lado, el segundo componente de incertidumbre a tener en cuenta es el efecto acumulado (con los años) de la práctica del quemado de rastrojo (o la retención del mismo) en las emisiones totales de GEI durante el ciclo del cultivo. Es esperable que a largo plazo la condición del suelo cambie con la sucesiva quema o retención del rastrojo. Aunque este componente agudiza las incertidumbres hacia el futuro (considerando sobre todo el contexto de un ambiente cambiante), los pronósticos de emisiones potenciales pueden inferirse en base a un porcentaje fijo de área quemada. No obstante, estos componentes de incertidumbres exigen desde ya el planteamiento de nuevas propuestas de investigación que consideren mediciones in situ de emisiones de GEI.

## **5.5 Conclusiones**

Las emisiones totales de GEI ( $\text{CH}_4 + \text{N}_2\text{O}$ ) debido a la quema del rastrojo (Tabla 20) y a las emisiones durante el ciclo del cultivo de la caña de azúcar en Tucumán (Figura 15) fueron 343,61 y 404,96 Gg  $\text{CO}_2$  eq. para los ciclos agrícolas 2013-2014 (normal a seco) y 2014-2015 (húmedo), respectivamente.

El principal factor detrás de las emisiones totales de GEI debido al cultivo de caña de azúcar en Tucumán fueron las precipitaciones durante el ciclo agrícola, lo que generaría a futuro escenarios de mayor emisión de GEI debido a la ocurrencia cada vez más frecuente de eventos extremos.

La prevención de la quema del rastrojo de la caña de azúcar conduce efectivamente a disminuir las emisiones totales de GEI de Tucumán, lo que puede revertir el efecto adverso sobre el incremento de las emisiones totales de GEI de los eventos extremos de alta precipitación.

# CAPÍTULO VI

## *Discusión general*

Este último capítulo de la tesis tiene por objetivos:

- Recapitular los principales logros de esta tesis, integrando los hallazgos encontrados en los diferentes capítulos de la misma, teniendo en cuenta el secuestro potencial de carbono (C) y las emisiones de gases efecto invernadero (GEI) del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, Argentina.
- Resaltar el aporte de las principales conclusiones de cada capítulo y su aporte en los contrastes de las hipótesis de la tesis.
- Identificar brevemente posibles líneas futuras de investigación relacionadas al tema tratado en esta tesis.

### **6.1 Principales hallazgos de la tesis**

A lo largo de la presente tesis se puso en evidencia que el quemado del rastrojo redujo el ingreso de carbono (C) orgánico al sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, lo que generó menores emisiones de C como dióxido de carbono (C-CO<sub>2</sub>) durante el ciclo del cultivo; sin embargo, las emisiones de C-CO<sub>2</sub> luego del quemado del rastrojo son significativamente mayores que el C que ingresa al sistema. Por este motivo, el balance potencial de C cuando se quema el rastrojo resulto negativo, es decir que la práctica del quemado de rastrojo en la caña de azúcar disminuye el carbono orgánico del suelo (COS) (**Capítulo 3**). Además, se determinó que la fertilización nitrogenada aumenta el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán (**Capítulo 3**), pero esta aplicación de nitrógeno (N) repercute directamente en el balance de flujos de GEI de este sistema, aumentando las emisiones de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (**Capítulo 4**). En la Tabla 22 se presenta el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar escalado a toda el área cañera de Tucumán, para los ciclos agrícolas y los tratamientos comercialmente viables (con fertilización nitrogenada) analizados en esta tesis. En la misma se tiene en cuenta el área quemada y no quemada de caña de azúcar en cada ciclo agrícola.

**Tabla 22. Balance potencial de carbono (C) del sistema suelo-caña de azúcar para la provincia de Tucumán.**

Ciclo agrícola	Superficie con caña de azúcar (ha)	Área no quemada (ha)	Área quemada (ha)	Balance de C (t ha <sup>-1</sup> )		Balance Provincial de C (Gg)	Balance Provincial de CO <sub>2</sub> (Gg)
				Área no quemada	Área quemada		
2012-2013	278.780	-	-	2,87	-1,22	-	-
2013-2014	265.250	143.810	121.440	1,44	-1,33	45,9	168,2
2014-2015	271.370	230.690	40.680	1,78	-1,51	349,7	1.282,2

Nota: los valores negativos representan pérdidas de C del sistema.



Se desprende de la Tabla 22 que, a nivel del área cañera de la provincia de Tucumán, el secuestro potencial de C fue positivo en los ciclos agrícolas analizados, pero que existe un mayor potencial para secuestrar C mediante la conservación del rastrojo de cosecha (no quema del mismo) y la utilización de fertilización nitrogenada.

Precisamente, en el **Capítulo 4** se reporta en qué medida estas dos prácticas de manejo habitualmente utilizadas en la caña de azúcar en Tucumán alteran las tasas de emisión de GEI, y se las compara con las emisiones generadas en un sistema sin perturbación antrópica (monte nativo). Los resultados obtenidos muestran un marcado patrón temporal en las emisiones de GEI, donde a medida que las temperaturas y precipitaciones fueron mayores, se generaron aumentos en las emisiones de GEI independientemente del tratamiento analizado. Este patrón global de emisiones de GEI ( $\text{CO}_2$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) (Lundegårdh, 1927; Singh y Gupta, 1977; Raich y Schlesinger, 1992; Carvalho *et al.*, 2017) no fue alterado por los tratamientos de manejo del rastrojo y fertilización nitrogenada, pero sí se modificaron las tasas de emisión de GEI debido a estos tratamientos. Mantener el rastrojo en superficie aumentó las emisiones acumuladas anuales de  $\text{CO}_2$  y no modificó las emisiones acumuladas anuales de  $\text{N}_2\text{O}$  durante el ciclo del cultivo. En general, las mayores tasas de emisión de  $\text{CO}_2$  en los tratamientos de rastrojo no quemado se asocian a una mayor retención de humedad en el suelo debido al rastrojo (Carmo *et al.*, 2013; Badagliacca *et al.* 2017; Yamaguchi *et al.* 2017). En el caso de la fertilización nitrogenada, la misma aumentó las emisiones acumuladas anuales de  $\text{N}_2\text{O}$  y disminuyó las emisiones acumuladas anuales de  $\text{CO}_2$  durante el ciclo del cultivo. El aumento en la disponibilidad de N reduce la actividad de los microorganismos del suelo en descomponer el rastrojo de alta relación C/N para obtener este nutriente (Craine *et al.*, 2007), generando menores emisiones de  $\text{CO}_2$ . Las emisiones acumuladas anuales de  $\text{CO}_2$  de los tratamientos de caña de azúcar no superan a las generadas por el monte nativo, mientras que sólo superan al monte nativo en las emisiones acumuladas anuales de  $\text{N}_2\text{O}$  si el cultivo se fertiliza. En cuanto al metano ( $\text{CH}_4$ ), no existió un efecto evidente y marcado de la quema del rastrojo y/o la fertilización nitrogenada sobre las emisiones acumuladas anuales del mismo, presentando siempre el monte nativo capturas significativas de este GEI.

Estos resultados constituyen las primeras tasas específicas y locales de emisión de GEI de la agroindustria de la caña de azúcar de Tucumán, ya que los experimentos llevados a cabo durante esta tesis representan tanto las condiciones productivas a campo de este cultivo, como las condiciones ambientales, de Tucumán. Se debe destacar que, en el cálculo del balance de emisiones de GEI del sector agrícola para elaborar los Inventarios Nacionales de GEI, no se incluye el flujo de  $\text{CO}_2$  ya que se considera que las emisiones generadas durante el ciclo del cultivo son fijadas por la planta en el proceso de fotosíntesis (IPCC, 2006); ni se incluye el flujo de  $\text{CH}_4$  por ser valores extremadamente bajos (salvo que se trate del cultivo de arroz). En cuanto a las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , se considera que las mismas provienen del aporte del N de los residuos vegetales, la mineralización de la materia orgánica del suelo y de los fertilizantes nitrogenados (IPCC, 2006). En este sentido, las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  informadas en esta tesis corresponden al total de emisiones de este GEI generadas por estas tres fuentes. Sin embargo, se debe destacar que en base a las mediciones realizadas, se ha podido determinar el factor de emisión del

fertilizante nitrogenado “urea” incorporado al suelo en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, el cual fue inferior en años modales al valor propuesto por defecto por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) (**Capítulo 4**).

Debido a que las mediciones de las emisiones totales de GEI (debido a la quema del rastrojo y a las emisiones durante el ciclo del cultivo) del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán se han realizado a escala predial, o sea considerando las emisiones por unidad de superficie, en el **Capítulo 5** se realizó un escalamiento de estos resultados a toda el área cañera de la provincia de Tucumán. En el mismo, se determinó las emisiones totales de GEI de este sistema en la provincia, comparando la práctica de manejo habitual de esta zona cañera (quema del rastrojo y fertilización nitrogenada), con una alternativa más sustentable de mantener el rastrojo del cultivo y fertilizar con N. Los resultados muestran que las emisiones totales de GEI ( $\text{CH}_4 + \text{N}_2\text{O}$ ) debido al cultivo de caña de azúcar a nivel de la provincia de Tucumán se encontraron en el rango de 343,61 y 404,96 Gg  $\text{CO}_2$  eq. Estos valores son en general menores a los que resultarían de calcular las emisiones totales de GEI con los factores de emisión propuestos por el IPCC. El principal factor detrás de las emisiones totales de GEI en el cultivo de caña de azúcar a nivel de la provincia de Tucumán fueron las precipitaciones. Sin embargo, el análisis de sensibilidad llevado a cabo en este capítulo reveló que la quema del rastrojo es un factor de manejo sumamente importante a considerar en las emisiones totales de GEI cuando ocurre un ciclo agrícola donde ocurren altas precipitaciones. Consecuentemente, queda demostrado que para determinar las emisiones de la caña de azúcar las directrices del IPCC son muy limitadas ya que no reflejan la influencia de las prácticas de manejo ni del ciclo agrícola en los flujos de GEI. Un aspecto importante a resaltar es que el efecto del cambio climático marca que a futuro se encontrarán escenarios de elevada precipitación anual (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2015), lo que generaría importantes aumentos emisiones totales de GEI debido al cultivo de la caña de azúcar en Tucumán, por lo que la prevención de la quema del rastrojo resultará imprescindible para disminuir las emisiones de GEI del cultivo de la caña de azúcar en Tucumán.

Es importante notar que el Inventario Nacional de GEI de la Argentina (que sigue las directrices elaboradas por el IPCC) no tiene en cuenta, cuando realizan el balance final de GEI, la línea base de emisiones para comparar si los cultivos efectivamente emiten más GEI que la situación previa a la implantación de los mismos. En base a los resultados de esta tesis se ha podido confirmar que las emisiones totales de GEI del cultivo de la caña de azúcar en la provincia de Tucumán son mayores que las del sistema natural de referencia considerado como línea base (monte nativo), por lo que el reemplazo del monte nativo por el cultivo de caña de azúcar efectivamente genera emisiones de GEI. Sin embargo, considerando la línea base, y sin considerar los cambios en el stock de C debido al cambio en el uso del suelo, las emisiones generadas son sensiblemente inferiores a las informadas por el Inventario Nacional de GEI (**Capítulo 5**).

Por último, y no menos relevante, el Inventario Nacional de GEI de la Argentina tampoco tiene en cuenta en la elaboración de los balances de GEI la contribución del secuestro de C generado por la conservación del rastrojo de cosecha en los diversos cultivos. Incluir el C- $\text{CO}_2$  asociado

al manejo del rastrojo puede inducir cambios significativos en el balance de GEI del sistema. La Tabla 23 muestra el análisis de escenarios elaborado en el **Capítulo 5**, incluyendo el potencial de secuestro/pérdida de C a nivel de la provincia de Tucumán (Tabla 23). En la misma se observa que, independientemente del ciclo agrícola, no se debería quemar más del 25% del rastrojo de toda el área cañera de Tucumán para lograr que el balance final del sistema productivo provincial sea positivo (es decir, mantenga o aumente en promedio el contenido de C del suelo). Así mismo, si se evita la quema del rastrojo en toda el área cañera de Tucumán, la mitigación potencial de GEI se maximizaría, asociada principalmente a la gran captura de C del en el suelo debido al rastrojo (Tabla 23).

**Tabla 23. Balances de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) totales (considerando el balance de carbono en el suelo) en Gg CO<sub>2</sub> eq. debido al cultivo de caña de azúcar para la provincia de Tucumán.**

Superficie total con caña de azúcar (ha)	Superficie quemada (%)	Balance de GEI (Gg CO <sub>2</sub> eq.)		
		Ciclo agrícola		
		2012-2013 (seco)	2013-2014 (normal a seco)	2014-2015 (húmedo)
268310	0	2600,42	1172,79	1431,96
	25	1512,12	427,13	505,56
	50	460,49	-300,09	-398,03
	75	-591,13	-1027,31	-1301,63
	100	-1658,36	-1771,54	-2224,51

Nota: los valores negativos y positivos representan emisiones y capturas (respectivamente) de GEI (Gg CO<sub>2</sub> eq.) del sistema.

Tilman *et al.* (2009) afirmaron que la sociedad moderna no podía perder la oportunidad de utilizar los biocombustibles para ayudar a mitigar las emisiones de GEI, haciendo hincapié en la importancia de producir biocombustible de manera sostenible y sin competir por la tierra con la producción de alimentos. Sin embargo, el Informe Especial del IPCC sobre Fuentes de Energía Renovable (Youngs y Somerville, 2014) advirtió que los efectos indirectos de los cambios en el uso de la tierra asociados con la producción de biomasa para la bioenergía podrían disminuir o incluso neutralizar los posibles ahorros de emisiones de GEI. En este sentido, a pesar que la producción de bioetanol de la caña de azúcar se considera una estrategia de mitigación de GEI beneficiosa y rentable, sigue siendo un tema de controversia debido a la insuficiente información sobre el secuestro potencial total de GEI de este sistema (Lisboa *et al.*, 2011). *Precisamente, los resultados de esta tesis son los primeros informados en el sistema cañero argentino asociados a las emisiones y capturas de GEI.*

## 6.2 Contraste de hipótesis

En base a los datos obtenidos y analizados durante el desarrollo de esta tesis, se resaltan las principales conclusiones derivadas de cada capítulo que aportan de manera directa a la

resolución de las hipótesis de esta tesis. Se mencionan los objetivos específicos a los cuales responden estas conclusiones y cómo aportan a responder una determinada hipótesis planteada:

**Objetivo a:** *Estimar el potencial de secuestro de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán comparando sistemas con y sin quema del rastrojo, y con y sin fertilización nitrogenada.*

El sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán presenta un importante potencial para secuestrar C. Este potencial depende de las prácticas de manejo realizadas al cultivo: la quema del rastrojo disminuye esta potencialidad, mientras que la fertilización nitrogenada la aumenta. Sin embargo, el efecto positivo de la fertilización nitrogenada podría venir acompañado de mayores emisiones de N<sub>2</sub>O.

**Hipótesis 1:** La diferencia de emisiones de C como CO<sub>2</sub> durante el ciclo del cultivo entre los tratamientos con y sin quema del rastrojo de cosecha es menor al C del rastrojo quemado, generándose al no quemar un secuestro potencial de C.

No hay evidencia suficiente para rechazarla. Ver Capítulo 3.

**Objetivo b:** *Establecer el efecto de la quema del rastrojo de cosecha y la fertilización nitrogenada sintética en las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, comparándolas con las de un sistema con escasa perturbación antrópica (monte nativo).*

- La dinámica de flujos de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán fue generalmente positiva.
- La no quema del rastrojo aumenta las emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub> y no modifica las emisiones acumuladas anuales de N<sub>2</sub>O durante el ciclo del cultivo.
- La fertilización nitrogenada aumenta las emisiones acumuladas anuales de N<sub>2</sub>O y disminuye las emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub> durante el ciclo del cultivo.
- Las emisiones acumuladas anuales de CO<sub>2</sub> de los tratamientos de caña de azúcar no superan a las generadas por el monte nativo, mientras que sólo superan al monte nativo en las emisiones acumuladas anuales de N<sub>2</sub>O si el cultivo se fertiliza.
- No existió un efecto evidente y marcado de la quema del rastrojo y/o la fertilización nitrogenada sobre las emisiones acumuladas anuales de CH<sub>4</sub>, presentando siempre el monte nativo capturas significativas de este GEI.

**Hipótesis 2:** Sin considerar las emisiones de GEI debido al quemado del rastrojo e independientemente del tratamiento aplicado a la caña de azúcar, las emisiones de GEI del sistema suelo-caña de azúcar son mayores que las emisiones del monte nativo de Tucumán.

No hay evidencia suficiente para aceptarla. Ver Capítulo 4.

**Hipótesis 3:** Sin considerar las emisiones de GEI debido al quemado del rastrojo, mantener el rastrojo después de la cosecha de la caña de azúcar y fertilizar con nitrógeno el cultivo aumenta las emisiones de GEI durante el ciclo del cultivo.

No hay evidencia suficiente para aceptarla. Ver Capítulo 4.

Por otro lado, se destacan importantes conclusiones que aportan de manera indirecta a la resolución de las hipótesis de esta tesis, pero que principalmente responden objetivos específicos de la misma:

**Objetivo c:** *Definir los factores del suelo, ambientales y microbiológicos que explican las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán.*

- Los flujos de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O están fuertemente marcados por las condiciones ambientales: las mayores emisiones de ambos GEI se producen en los meses de verano, con mayores temperaturas, humedad y contenido de nitratos en el suelo. Ver Capítulo 4.

- El monte nativo siempre capturó CH<sub>4</sub>, captura asociada a la menor densidad aparente y al mayor espacio poroso del suelo. Ver Capítulo 4.

**Objetivo d:** *Realizar un escalamiento de las emisiones de GEI generadas por el cultivo de la caña de azúcar a nivel de la provincia de Tucumán, considerando el manejo de la fertilización nitrogenada y del rastrojo.*

Las emisiones totales de GEI (CH<sub>4</sub> + N<sub>2</sub>O) debido a la quema del rastrojo y a las emisiones acumuladas anuales durante el ciclo del cultivo de la caña de azúcar en Tucumán fueron 343,61 y 404,96 Gg CO<sub>2</sub> eq. para los ciclos agrícolas 2013-2014 (normal) y 2014-2015 (húmedo), respectivamente. Ver Capítulo 5.

Finalmente, la integración de los resultados de los tres capítulos de resultados de esta tesis permitieron cumplimentar el **Objetivo general:** *Cuantificar las emisiones de GEI de la caña de azúcar en Tucumán, Argentina, generando tasas de emisión específicas y locales.*

Luego del desarrollo de esta tesis, ya se disponen de tasas de emisión específicas y locales para el cultivo de caña de azúcar en Tucumán. Además, se dispone de una estimación de un balance de emisiones totales de GEI debido a este cultivo a nivel de la provincia de Tucumán elaborado con factores locales y específicos que representan las condiciones reales productivas y ambientales de este sistema productivo.

### **6.3 Investigación futura**

En base a los resultados de esta tesis, se sugiere explorar en mayor profundidad formulaciones y dosis alternativas de fertilización nitrogenada sintética en caña de azúcar en Tucumán. La exploración de estos ensayos debería contemplar no sólo aspectos relacionados al flujo de emisiones de N<sub>2</sub>O, sino también aspectos relacionados a la productividad del cañaveral y la eficiencia con que se utiliza el nitrógeno. Si bien disminuir la dosis de nitrógeno aplicado y/o utilizar formulaciones de fertilizante que tiendan a liberar de manera más lenta el mismo pueden

ayudar a mitigar las emisiones de N<sub>2</sub>O, la productividad, y por ende, lo que busca el productor, se podrían ver penalizadas.

Con el cambio progresivo del sistema de cosecha con quemado del rastrojo a uno sin quemado, la mayor parte del rastrojo de cosecha, que actualmente es retenido en la superficie del suelo, se ha convertido en materia prima económicamente viable para la producción de bioenergía (Carvalho *et al.*, 2017). Sin embargo, hasta el momento no existen estudios que fijen un criterio de aprovechamiento sustentable de este rastrojo, teniendo en cuenta que su uso puede traducirse en la pérdida del C del suelo. Estudiar cómo distintas cantidades de rastrojo de caña de azúcar repercuten en el balance de C del suelo, midiendo tanto los contenidos de carbono orgánico del suelo como las emisiones de C-CO<sub>2</sub> parece ser muy relevante de cara a un sistema productivo sustentable.

La necesidad de cuantificar los GEI reales de la caña de azúcar u otros sistemas de producción heterogéneos a escala regional, exigirá de nuevos estudios que contemplen la cuantificación de las emisiones de GEI a gran escala. En esta tesis, el escalamiento de emisiones de GEI del cultivo de caña de azúcar en Tucumán sólo fue realizado con emisiones de GEI provenientes de un sistema productivo y un ambiente. Si bien el mismo es altamente representativo del área cañera de Tucumán, existe una gran diversidad de los mismos. En este sentido, ha sido demostrado que a nivel local, la diversidad de los suelos y la gestión de la tierra se pueden resumir de manera significativa utilizando una tipología/clasificación adecuada (Rufino *et al.*, 2016). Considerando los sistemas productivos y ambientes más representativos del área cañera de Tucumán, se podrían reflejar los gradientes de fertilidad a pequeña escala que están correlacionados con la calidad de la tierra, la productividad de la tierra y las emisiones de GEI (Rufino *et al.*, 2016). En este sentido, las clasificaciones pueden utilizarse para ampliar las mediciones de puntos o de campo representativos a toda el área cañera de Tucumán. Lo mencionado, permitirá redefinir el método para reducir los costos y aumentar la eficiencia y la efectividad de las medidas de mitigación en la agricultura cañera.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acreche MM, Valeiro AH. 2013. Greenhouse gasses emissions and energy balances of a non-vertically integrated sugar and ethanol supply chain: A case study in Argentina. *Energy* 54: 146–154.
- Acreche MM, Portocarrero R, Chalco Vera J, Danert C, Valeiro AH. 2014. Greenhouse Gas Emissions from Green-Harvested Sugarcane With and Without Post-harvest Burning in Tucumán, Argentina. *Sugar Tech* 16: 195–199.
- Agus F, Gunarso P, Sahardjo BH, Harris N, Noordwijk M van, Killeen TJ. 2013. Historical CO<sub>2</sub> emissions from land use and land use change from the oil palm industry in Indonesia, Malaysia and Papua New Guinea. *Reports from the Technical Panels of the 2nd Greenhouse Gas Working Group of the Roundtable on Sustainable Palm Oil*: 13.
- Ahmed MA, Ferweez H, Saher MA. 2009. The optimum yield and quality properties of sugar cane under different organic, nitrogen and potassium fertilizers levels. *J. Agric. Res. Kafer El-Sheikh Univ.* 35: 879–896.
- Allen DE, Kingston G, Rennenberg H, Dalal RC, Schmidt S. 2010. Effect of nitrogen fertilizer management and waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136: 209–217.
- Alvarez R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management* 21: 38–52.
- Alves BJR, Smith KA, Flores RA, Cardoso AS, Oliveira WRD, Jantalia CP, Urquiaga S, Boddey RM. 2012. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N<sub>2</sub>O flux from soils. *Soil Biology and Biochemistry* 46: 129–135.
- Amado TJC, Bayer C, Eltz FLF, Brum ACR. 2001. Potencial De Culturas De Cobertura Em Acumular Carbono E Nitrogênio No Solo No Plantio Direto E a Melhoria Da Qualidade Ambiental. *R. Bras. Ci. Solo* 25: 189–197.
- Andreae MO, Merlet P. 2001. Emissions of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* 15: 955–966.
- Angers DA, Eriksen-Hamel NS. 2008. Full-Inversion Tillage and Organic Carbon Distribution in Soil Profiles: A Meta-Analysis. *Soil Science Society of America Journal* 72: 1370.
- Arrhenius S. 1896. On the Influence of Carbonic Acid in the Air upon the Temperature of the Ground. *Philosophical Magazine and Journal of Science* 41: 237–279.
- Asner GP, Elmore AJ, Olander LP, Martin RE, Harris AT. 2004. Grazing Systems, Ecosystem Responses, and Global Change. *Annual Review of Environment and Resources* 29: 261–299.
- Aulakh MS, Rennie D a., Paul E a. 1984. Gaseous Nitrogen Losses from Soils Under Zero-Till as Compared with Conventional-Till Management Systems<sup>1</sup>. *Journal of Environment Quality* 13: 130.
- Aydin G, Karakurt I, Aydiner K. 2010. Evaluation of geologic storage options of CO<sub>2</sub>: Applicability, cost, storage capacity and safety. *Energy Policy* 38: 5072–5080.
- Badagliacca G, Ruisi P, Rees RM, Saia S. 2017. An assessment of factors controlling N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from crop residues using different measurement approaches. *Biology and Fertility of Soils* 53: 547–561.
- Baker JM, Ochsner TE, Venterea RT, Griffis TJ. 2007. Tillage and soil carbon sequestration-What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 1–5.
- Ball-Coelho B, Tiessen H, Stewart JWB, Salcedo IH, Sampaio EVSB. 1993. Residue management

- effects on sugarcane yield and soil properties in northeastern Brazil. *Agronomy Journal*.
- Barrios E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 64: 269–285.
- Basche AD, Miguez FE, Kaspar TC, Castellano MJ. 2014. Do cover crops increase or decrease nitrous oxide emissions? A meta-analysis. *Journal of Soil and Water Conservation* 69: 471–482.
- Batjes NH. 1998. Mitigation of atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations by increased carbon sequestration in the soil. *Biology and Fertility of Soils* 27: 230–235.
- Beeharry RP. 2001. Carbon balance of sugarcane bioenergy systems. *Biomass and Bioenergy* 20: 361–370.
- Bennett EM, Carpenter SR, Caraco NF. 2001. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. *BioScience* 51: 227.
- Benson T, Cunguara B, Moguees T. 2012. The Supply of Inorganic Fertilizers to Smallholder Farmers Mozambique: Evidence for Fertilizer Policy Development. *International Food Policy Research Institute*: 40.
- Berg B, McClaugherty C. 2013. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Springer Berlin Heidelberg.
- Bolinder MA, Kätterer T, Andrén O, Ericson L, Parent LE, Kirchmann H. 2010. Long-term soil organic carbon and nitrogen dynamics in forage-based crop rotations in Northern Sweden (63-64°N). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138: 335–342.
- Bot A, Benites J. 2005. *The importance of soil organic matter*.
- Bouwman a. F. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 53–70.
- Bouwman AF. 1989. The role of soils and land use in the greenhouse effect. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 37: 13–19.
- Bouwman AF. 1998. Nitrogen oxides and tropical agriculture. *Nature* 392: 866–867.
- Bremner J. 1965. Inorganic forms of nitrogen. In *Methods of Soil Analysis, Part 2. Agronomy* 9 1179–1237.
- Brumme R, Beese F. 1992. Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O from a temperate forest. *Journal of Geophysical Research* 97: 12851.
- Butterbach-Bahl K, Baggs EM, Dannenmann M, Kiese R, Zechmeister-Boltenstern S. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 368: 20130122.
- Butterbach-Bahl K, Kiese R, Liu C. 2011. Measurements of biosphere-atmosphere exchange of CH<sub>4</sub> in terrestrial ecosystems. *Methods in enzymology* 495: 271–87.
- CAA. 2017. Centro Azucarero Argentino.
- Campos DC de. 2003. Potencialidade do sistema de colheita sem queima da cana-de-açúcar para o seqüestro de carbono. Universidade de São Paulo.
- Cançado JED, Saldiva PHN, Pereira LAA, Lara LBLS, Artaxo P, Martinelli LA, Arbex MA, Zanobetti A, Braga ALF. 2006. The impact of sugar cane-burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. *Environmental Health Perspectives* 114: 725–729.
- Canellas LP, Velloso ACX, Marciano CR, Ramalho JFGP, Rumjanek VM, Rezende CE, Santos GA. 2003. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhicho e adição de vinhaça por longo tempo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 27: 935–



- Carballo S, Anschau A, Flores Marco N, Hilbert J. 2009. Argentine potentiality to develop sustainable bioenergy projects. Methodology to determine driving forces of land use changes using GIS tools. *Proceedings of Energy Sustainability*: 1–13.
- Cardoso EJB, Vasconcellos RLF, Bini D, Miyauchi MYH, Santos CA dos, Alves PRL, Paula AM De, Nakatani AS, Pereira J de M, Nogueira MA. 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola* 70: 274–289.
- Carmo JB do, Filoso S, Zotelli LC, De Sousa Neto ER, Pitombo LM, Duarte-Neto PJ, Vargas VP, Andrade CA, Gava GJC, Rossetto R, et al. 2013. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. *GCB Bioenergy* 5: 267–280.
- Carreras Baldrés JJ, Fandos C, Soria F, Scandaliaris P. 2016. Relevamiento del área cañera quemada en la provincia de Tucumán, mediante el uso de teledetección y SIG, zafras 2013, 2014 y 2015. In *XX Reunión Técnica Nacional de la Caña de Azúcar Tucumán, Argentina*; 1–5.
- Carter MR, Rennie D. 1982. Changes in soil quality under zero tillage farming systems: Distribution of Microbial Biomass and Mineralizable C and N Potentials. *Canadian Journal of Soil Science* 62: 587–597.
- Carvalho JLN, Carlos Eduardo Pelegrino C, Feigl BJ, Píccolo MDC, Godinho VDP, Herpin U, Cerri CC. 2009. Conversion of cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: carbon stocks and soil fertility. *Scientia Agricola* 66: 233–241.
- Carvalho JLN, Nogueirol RC, Menandro LMS, Bordonal RDO, Borges CD, Cantarella H, Franco HCJ. 2017. Agronomic and environmental implications of sugarcane straw removal: a major review. *GCB Bioenergy* 9: 1181–1195.
- Carvalho JLN, Otto R, Junqueira Franco HC, Ocheuze Trivelin PC. 2013. Input of sugarcane post-harvest residues into the soil. *Scientia Agricola* 70: 336–344.
- CENGICAÑA CG de I y C de la C de A. 2014. *El Cultivo de la Caña de Azúcar en Guatemala* (M Melgar, A Meneses, H Orozco, O Pérez, and R Espinoza, Eds).
- Cerri CC, Maia SMF, Galdos MV, Cerri CEP, Feigl BJ, Bernoux M. 2009. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. *Scientia Agricola* 66: 831–843.
- Cerri CC, Galdos M V., Maia SMF, Bernoux M, Feigl BJ, Powlson D, Cerri CEP. 2011. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: An examination of existing data. *European Journal of Soil Science* 62: 23–28.
- Cerri CEPC, Sparovek G, Bernoux M, Easterling WE, Melillo M, Cerri CEPC, Melillo JM, Cerri CEPC. 2007. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. *Scientia Agricola* 64: 83–99.
- Chalco Vera J, Valeiro A, Posse G, Acreche MM. 2017. To burn or not to burn: The question of straw burning and nitrogen fertilization effect on nitrous oxide emissions in sugarcane. *Science of The Total Environment* 587–588: 399–406.
- Chapuis-Lardy L, Wrage N, Metay A, Chotte J-L, Bernoux M. 2006. Soils, a sink for N<sub>2</sub>O? A review. *Global Change Biology* 13: 1–17.
- Cole C V, Duxbury J, Freney J, Heinemeyer O, Minami K, Mosier A, Paustian K, Rosenberg N, Sampson N, Sauerbeck D, et al. 1997. Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49: 221–228.
- Corradi MM, Panosso AR, Martins Filho M V, La Scala Junior N. 2013. Crop Residues on Short-Term CO<sub>2</sub> Emissions in Sugarcane Production Areas. *Engenharia Agricola* 33: 699–708.

- Cosentino VRN, Fernandez PL, Figueiro Aureggi SA, Taboada MA. 2012. N<sub>2</sub>O emissions from a cultivated mollisol: optimal time of day for sampling and the role of soil temperature. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 36: 1814–1819.
- Craine JM, Morrow C, Fierer N. 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology* 88: 2105–2113.
- Crews TE, Rumsey BE. 2017. What agriculture can learn from native ecosystems in building soil organic matter: A review. *Sustainability (Switzerland)* 9.
- Crutzen PJ, Mosier AR, Smith KA, Winiwarter W. 2007. N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 7: 11191–11205.
- Dalal RC, Wang W, Robertson GP, Parton WJ. 2003. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: A review. *Australian Journal of Soil Research* 41: 165–195.
- Davidson EA, Janssens IA. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440: 165–173.
- Davidson EA, Keller M, Erickson HE, Verchot L V., Veldkamp E. 2000. Testing a Conceptual Model of Soil Emissions of Nitrous and Nitric Oxides. *BioScience* 50: 667.
- Dawson JJC, Smith P. 2007. Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. *Science of the Total Environment* 382: 165–190.
- Denmead OT. 2008. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant and Soil* 309: 5–24.
- Denmead OT, Macdonald BCT, Bryant G, Reilly RJ, Griffith DWT, Stainlay W, White I, Melville MD. 2005. Gaseous nitrogen losses from acid sulfate sugarcane soils on the coastal lowlands. *Proc. Aust. Soc. Sugar Cane Technol.* 27: 211–219.
- Denmead OT, Macdonald BCT, Bryant G, Naylor T, Wilson S, Griffith DWT, Wang WJ, Salter B, White I, Moody PW. 2010. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. *Agricultural and Forest Meteorology* 150: 748–756.
- Dick RP. 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40: 25–36.
- Dick RP, Rasmussen PE, Kerle E a. 1988. Influence of long-term residue management on soil enzyme activities in relation to soil chemical properties of a wheat-fallow system. *Biology and Fertility of Soils* 6: 159–164.
- Digonzelli P, Romero ER, Tonatto J, Ullivarri JF De, Giardina J, Alonso L, Quinteros R. 2011a. Dinámica de la descomposición del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar ( RAC ). *EEAOC - Avance Agroindustrial* 32: 20–24.
- Digonzelli PA. 2015. *Guía técnica del cañero* (PA Digonzelli, ER Romero, and J Scandaliaris, Eds). Tucumán, Argentina.
- Digonzelli PA, Romero ER, Alonso L, Fernández de Ullivarri J, Rojas Quinteros H, Scandaliaris J, Fajre S. 2011b. Assessing a sustainable sugarcane production system in Tucumán, Argentina: Part 1: Dynamics of sugarcane harvest residue (trash) decomposition. *Rev. ind. agric. Tucumán* 88: 1–12.
- Dimassi B, Mary B, Wylleman R, Labreuche J, Couture D, Piraux F, Cohan JP. 2014. Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 188: 134–146.
- Dirección de Bosques S de A y DS. 2003. Atlas de los bosques nativos argentinos. *Atlas de los bosques nativos Argentinos 2003, Proyecto Bosques Nativos y Areas Protegidas BIRF 4085-AR*: 117.

- Dirección de Estadística de la Provincia de Tucumán. 2017. Dirección de Estadística de Tucumán.
- Dobbie KE, Smith KA. 2003. Impact of different forms of N fertilizer on N<sub>2</sub>O emissions from intensive grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 67: 37–46.
- Dominy C, Haynes R, van Antwerpen R. 2002. Loss of soil organic matter and related soil properties under long-term sugarcane production on two contrasting soils. *Biology and Fertility of Soils* 36: 350–356.
- Dominy CS, Haynes RJ. 2002. Influence of agricultural land management on organic matter content, microbial activity and aggregate stability in the profiles of two Oxisols. *Biology and Fertility of Soils* 36: 298–305.
- Donaldson R, Redshaw K, Rhodes R, Van Antwerpen R. 2008. Season effects on productivity of some commercial south african sugarcane cultivars, II: thash production. In *Proc S Afr Sug Technol Ass* 528–538.
- Dutaur L, Verchot L V. 2007. A global inventory of the soil CH<sub>4</sub> sink. *Global Biogeochemical Cycles* 21: 1–9.
- Efroymsen RA, Dale VH, Kline KL, McBride AC, Bielicki JM, Smith RL, Parish ES, Schweizer PE, Shaw DM. 2013. Environmental indicators of biofuel sustainability: What about context? *Environmental Management* 51: 291–306.
- Eichner MJ. 1990. Nitrous Oxide Emissions from Fertilized Soils: Summary of Available Data. *Journal of Environment Quality* 19: 272.
- Eustice T, Van Der Laan M, Van Antwerpen R. 2011. Comparison of Greenhouse Gas Emissions From Trashed and Burnt Sugarcane Cropping Systems in South Africa. *Proc. S. Afr. Sug. Technol. Ass.:* 326–339.
- FAO. 2006. *Fertilizer use by crop*.
- FAO. 2017a. The national greenhouse gas inventory for agriculture. *Homepage: [www.fao.org](http://www.fao.org)*.
- FAO. 2017b. Faostat. *Homepage: [www.fao.org](http://www.fao.org)*.
- Fernández de Ullivarri E, Vallejo JI, Valeiro A. 2011. Briquetas de carbón elaboradas con residuos agrícolas de cosecha de caña de azúcar. *Ciencia y Tecnología de los Cultivos Industriales* 1: 71–72.
- Fernández de Ullivarri J, Digonzelli PA, Medina M, Pérez Taboada S, Leggio MS. 2016. Análisis de la temperatura del suelo en un ciclo completo de caña de azúcar con dos sistemas de manejo de la cobertura. In *XX Reunión Técnica Nacional de la Caña de Azúcar*.
- De Figueiredo EB, La Scala N. 2011. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest in Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141: 77–85.
- De Figueiredo EB, Panosso AR, Reicosky DC, La Scala N. 2014. Short-term CO<sub>2</sub>-C emissions from soil prior to sugarcane (*Saccharum* spp.) replanting in southern Brazil. *GCB Bioenergy* 7: 316–327.
- Filoso S, Do Carmo JB, Mardegan SF, Lins SRM, Gomes TF, Martinelli LA. 2015. Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 52: 1847–1856.
- Finanzas Carbono. 2017. EU ETS | Finanzas Carbono.
- von Fischer JC, Hedin LO. 2007. Controls on soil methane fluxes: Tests of biophysical mechanisms using table isotope tracers. *Global Biogeochemical Cycles* 21.
- Fogliata FA. 1995a. La caña de azúcar - Cosecha. In *Agronomía de la Caña de Azúcar: tecnología, costos, producción. Tomo I*. El Graduado: Tucumán, Argentina; 1–496.

- Fogliata FA. 1995b. La caña de azúcar - La fertilización. In *Agronomía de la caña de azúcar: tecnología, costos, producción. Tomo 3* El Graduado: Tucumán, Argentina; 1081–1451.
- Foley J a. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570–574.
- Follett R. 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil and Tillage Research* 61: 77–92.
- Fontaine S, Barot S. 2005. Size and functional diversity of microbe populations control plant persistence and long-term soil carbon accumulation. *Ecology Letters* 8: 1075–1087.
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Berntsen T, Betts R, Fahey DW, Haywood J, Lean J, Lowe DC, Myhre G, et al. 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Solomon S, Qin D, Manning M, et al. (eds). Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA; 129–234.
- Fortes C, Trivelin PCO, Vitti AC. 2012. Long-term decomposition of sugarcane harvest residues in Sao Paulo state, Brazil. *Biomass and Bioenergy* 42: 189–198.
- Fracetto FJC, Fracetto GGM, Bertini SCB, Cerri CC, Feigl BJ, Siqueira Neto M. 2017. Effect of agricultural management on N<sub>2</sub>O emissions in the Brazilian sugarcane yield. *Soil Biology and Biochemistry* 109: 205–213.
- Franchini JC, Crispino CC, Souza RA, Torres E, Hungria M. 2007. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research* 92: 18–29.
- Fu B, Zhang L, Xu Z, Zhao Y, Wei Y, Skinner D. 2015. Ecosystem services in changing land use. *Journal of Soils and Sediments* 15: 833–843.
- Fu Q, Johanson CM, Warren SG, Seidel DJ. 2004. Contribution of stratospheric cooling to satellite-inferred tropospheric temperature trends. *Nature* 429: 55.
- Galbally I, Meyer M, Bentley S, Weeks I, Leuning R, Kelly K, Phillips F, Barker-Reid F, Gates W, Baigent R, et al. 2005. A study of environmental and management drivers of non-CO<sub>2</sub> greenhouse gas emissions in Australian agro-ecosystems. *Environmental Sciences* 2: 133–142.
- Galbally IE, Fraser PJ, Meyer CP, Griffith DW. 1992. Biosphere-atmosphere exchange of trace gases over Australia. In *Australia's Renewable Resources: Sustainability and Global Change. Bureau of Rural Resources Proceedings No. 14: 206 pp.*, Gifford RM, Barson MM (eds). Parkes, A.C.T.: Bureau of Rural Resources & CSIRO Division of Plant Industry: Canberra, Australia; 117–149.
- Galdos M V., Cerri CC, Cerri CEP. 2009. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. *Geoderma* 153: 347–352.
- Galdos MV, Cerri CC, Lal R, Bernoux M, Feigl B, Cerri CEP. 2010. Net greenhouse gas fluxes in Brazilian ethanol production systems. *GCB Bioenergy* 2: 37–44.
- Gana AK. 2008. Determination of optimal rate of nitrogen for chewing sugarcane production in the southern Guinea Savanna of Nigeria. *Sugar Tech* 10: 278–279.
- Gasparatos A, Stromberg P, Takeuchi K. 2011. Biofuels, ecosystem services and human wellbeing: Putting biofuels in the ecosystem services narrative. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 142: 111–128.
- Gasparri NI, Grau HR, Manghi E. 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11: 1247–1261.
- Gentile R, Vanlauwe B, Chivenge P, Six J. 2008. Interactive effects from combining fertilizer and organic residue inputs on nitrogen transformations. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 2375–2384.

- Giarracca N. 2001. *¿Una Nueva Ruralidad En América Latina?*
- Gleick PH. 2003. Water use. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 275–314.
- Goldemberg J, Coelho ST, Guardabassi P. 2008. The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy* 36: 2086–2097.
- González-Sánchez EJ, Ordóñez-Fernández R, Carbonell-Bojollo R, Veroz-González O, Gil-Ribes JA. 2012. Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil and Tillage Research* 122: 52–60.
- Graham MH, Haynes RJ. 2005. Catabolic diversity of soil microbial communities under sugarcane and other land uses estimated by Biolog and substrate-induced respiration methods. *Applied Soil Ecology* 29: 155–164.
- Graham MH, Haynes RJ, Meyer JH. 2002a. Changes in soil chemistry and aggregate stability induced by fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *European Journal of Soil Science* 53: 589–598.
- Graham MH, Haynes RJ, Meyer JH. 2002b. Soil organic matter content and quality: effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 93–102.
- Grand MC, D'Elia V. 2017. Impacto potencial de las restricciones europeas por “fuga de carbono” en las exportaciones de América Latina. *Nota Técnica del BID*; 1232: 72.
- Grunwald D, Fender AC, Erasmi S, Jungkunst HF. 2012. Towards improved bottom-up inventories of methane from the European land surface. *Atmospheric Environment* 51: 203–211.
- Gulledge J, Hrywna Y, Cavanaugh C, Steudler PA. 2004. Effects of long-term nitrogen fertilization on the uptake kinetics of atmospheric methane in temperate forest soils. *FEMS Microbiology Ecology* 49: 389–400.
- Haddaway NR, Hedlund K, Jackson LE, Kätterer T, Lugato E, Thomsen IK, Jørgensen HB, Isberg P-E. 2016. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* 5: 1–8.
- Hanson RS, Hanson TE. 1996. Methanotrophic bacteria. *Microbiological reviews* 60: 439–471.
- Harrison AF, Harkness DD, Bacon PJ. 1990. The use of bomb-14C for studying organic matter and N and P dynamics in a woodland soil. In *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems: field methods, application and interpretation*. Elsevier Applied Science Publishers Ltd.: Barking; 246–258.
- Hati KM, Swarup A, Dwivedi AK, Misra AK, Bandyopadhyay KK. 2007. Changes in soil physical properties and organic carbon status at the topsoil horizon of a vertisol of central India after 28 years of continuous cropping, fertilization and manuring. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119: 127–134.
- Haynes RJ, Graham MH. 2004. Composition of the Soil Microbial Community Under Sugarcane Production As Indicated By Phospholipid Fatty Acid Analysis. *Proceeding of South African Sug Technology and Assessment* 78: 331–342.
- Holland JM. 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: Reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103: 1–25.
- Hurlbert SH. 1984. Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. *Ecological Monographs* 54: 187–211.
- Hutchinson GL, Livingston GP. 2001. Vents and seals in non-steady-state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere. *European Journal of Soil Science* 52: 675–682.
- IPCC. 1990. *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment (1990)* (JT Houghton, GJ Jenkins, and JJ Ephraums, Eds). Cambridge University Press: Cambridge, Great Britain, New York, NY, USA

and Melbourne, Australia.

- IPCC. 1996a. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Volume 2)
- IPCC. 1996b. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Volume 3)
- IPCC. 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (JT Houghton, Y Ding, DJ Griggs, M Noguer, PJ van der Linden, X Dai, K Maskell, and CA Johnson, Eds). Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K (eds). Kanagawa, Japan;
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (S Solomon, D Qin, M Manning, Z Chen, M Marquis, KB Averyt, M Tignor, and HL Miller, Eds). New York Cambridge University Press: Cambridge, UK and New York, USA.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis* (TF Stocker, D Qin, G-K Plattner, M Tignor, SK Allen, J Boschung, A Nauels, Y Xia, V Bex, and PM Midgley, Eds). Cambridge University Press: Cambridge, UK and New York, USA.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*.
- Jaldo Alvaro M, Ortiz J, Biaggi C. 2016. La trayectoria socio-técnica de la mecanización de cosecha de caña de azúcar en Tucumán. *IX Jornadas de Sociología de la UNLP. Memoria Académica*.
- Jantalia CP, dos Santos HP, Urquiaga S, Boddey RM, Alves BJR. 2008. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82: 161–173.
- Johnston AE, Poulton PR, Coleman K. 2009. *Chapter 1 Soil Organic Matter. Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes*. Elsevier Inc.
- Karl TR, Trenberth KE. 2003. Modern Global Climate Change. *Science* 302: 1719–1723.
- Kee Kwong KFNG, Deville J, Cavalot PC, Riviere V. 1987. Value of cane trash in nitrogen nutrition of sugarcane. *Plant and Soil* 102: 79–83.
- Keeling CD. 1960. The Concentration and Isotopic Abundances of Carbon Dioxide in the Atmosphere. *Tellus* 12: 200–203.
- Keeney DR, Nelson DW. 1982. *Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and Microbiological Properties* (RD Page, A. L.; Miller, R. H.; Keeney, Ed). American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America, Inc.: Madison, Wisconsin USA.
- Kern JS, Johnson MG. 1993. Conservation Tillage Impacts on National Soil and Atmospheric Carbon Levels. *Soil Science Society of America Journal* 57: 200.
- Kindred BD, Berry P, Burch O, Mowthorpe AH, Yo NY. 2008. Effects of nitrogen fertiliser use on green house gas emissions and land use change. : 1–4.
- Kirschbaum MUF, Saggar S, Tate KR, Thakur KP, Giltrap DL. 2013. Quantifying the climate-change consequences of shifting land use between forest and agriculture. *Science of The Total Environment* 465: 314–324.
- De Klein C a. M, Harvey M. 2012. Nitrous Oxide Chamber Methodology Guidelines. *Global Research Alliance on Agricultural Greenhouse Gases*: 1–148.
- De Klein C, Novoa RSA, Ogle S, Smith KA, Rochette P, Wirth TC. 2006. N<sub>2</sub>O Emissions From Managed Soils, and CO<sub>2</sub> Emissions From Lime and Urea application. In *2006 IPCC Guidelines*

for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use Geneva; 11.1-11.54.

- Knowles R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews* 46: 43–70.
- Koochekzadeh A, Fathi G, Gharineh MH, Siadat SA, Jafari S, Alami-Saeid. K. 2009. Impacts of rate and split application of n fertilizer on sugarcane quality. *International Journal of Agricultural Research* 4: 116–123.
- Kowalchuk GA, Stephen JR. 2001. Ammonia-oxidizing bacteria: a model for molecular microbial ecology. *Annual Reviews in Microbiology* 55: 485–529.
- Kremen C, Williams NM, Thorp RW. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: 16812–16816.
- Kucharik CJ, Brye KR, Norman JM, Foley JA, Gower ST, Bundy LG. 2001. Projected Effects of Climate Change on Patterns of Vertebrate and Tree Species Richness in the Conterminous United States. *Ecosystems* 4: 216–225.
- Lal R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO<sub>2</sub>-enrichment. *Soil and Tillage Research* 43: 81–107.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1–22.
- Lal R, Follett RF. 2009. Soils and Climate Change. In *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect, 2nd edition*. Soil Science Society of America, Inc.: Madison, WI 53711, USA.; 29–46.
- Lal R, Delgado JA, Groffman PM, Millar N, Dell C, Rotz A. 2011. Management to mitigate and adapt to climate change. *Journal of Soil and Water Conservation* 66: 276–285.
- Li Y, Mathews BW. 2010. Effect of conversion of sugarcane plantation to forest and pasture on soil carbon in Hawaii. *Plant and Soil* 335: 245–253.
- Lima MA, Ligo MA, Cabral MR, Boeira RC, Pessoa MCPY, Neves MC. 1999. *Emissão de gases do efeito estufa provenientes da queima de resíduos agrícolas no Brasil*. Jaguariúna.
- de Lima MA, Vieira Ligo MA, Pessoa MCPY, Neves MC, de Carvalho EC. 2010. Emissões de gases de efeito estufa na queima de resíduos agrícolas
- Lisboa CC, Butterbach-Bahl K, Mauder M, Kiese R. 2011. Bioethanol production from sugarcane and emissions of greenhouse gases – known and unknowns. *GCB Bioenergy*.
- Lobo PFS, Barrera DS, Silva LF, Flexor JM. 1980. Carbon isotopes on the profile of characteristic soil of the south of the state of Bahia (Brazil). *Revista Brasileira de Ciencia do Solo (Brazil)* v. 4.
- Lundegårdh H. 1927. Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. *Soil Science* 23: 417–453.
- Malizia S, Garcia Moritán M, Brown AD. 2014. *La Ruta del Azúcar*.
- Malyan SK, Bhatia A, Kumar A, Gupta DK, Singh R, Kumar SS, Tomer R, Kumar O, Jain N. 2016. Methane production, oxidation and mitigation: A mechanistic understanding and comprehensive evaluation of influencing factors. *Science of the Total Environment* 572: 874–896.
- Mann CC. 1999. FUTURE FOOD: Crop Scientists Seek a New Revolution. *Science*.
- Margesin R. 2005. Determination of enzyme activities in contaminated soil (SF Margesin R. and (Eds.), Eds). *Manual of soil analysis: monitoring and assessing soil bioremediation* 5: 309–320.
- Martin R, Muûls M, de Preux LB, Wagner UJ. 2014. On the empirical content of carbon leakage criteria in the EU Emissions Trading Scheme. *Ecological Economics* 105: 78–88.
- Martínez MF, Bremauntz AF, Osnaya P. 2004. *Cambio climático: una visión desde México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- Maslin M. 2009. Global Warming: A Very Short Introduction. *Oxford University Press*: 176.

- Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277: 504–509.
- McLauchlan K. 2006. The nature and longevity of agricultural impacts on soil carbon and nutrients: A review. *Ecosystems* 9: 1364–1382.
- Mello FFC, Cerri CEP, Davies CA, Holbrook NM, Paustian K, Maia SMF, Galdos M V., Bernoux M, Cerri CC. 2014. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nature Climate Change* 4: 605–609.
- Le Mer J, Roger P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology* 37: 25–50.
- Meyer J, Rein P, Turner P, Mathias K, McGregor C. 2011. Good Management Practices Manual for the Cane Sugar Industry (Final)
- Miles N, Meyer JH, Antwerpen R van. 2008. Soil organic matter data: what do they mean? *Proceedings of the Annual Congress - South African Sugar Technologists' Association*: 324–332.
- Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas de la Nación. 2016. Informes de cadenas de valor. Azúcar.
- Moitinho MR, Padovan MP, Panosso AR, Teixeira DDB, Ferraudo AS, La Scala N. 2015. On the spatial and temporal dependence of CO<sub>2</sub> emission on soil properties in sugarcane (*Saccharum* spp.) production. *Soil and Tillage Research* 148: 127–132.
- Moorhead DL, Sinsabaugh RL. 2006. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. *Ecological Monographs* 76: 151–174.
- Morandi J, Neme H, Fornés L. 2011. Aportes para la elaboración de un plan estratégico del sector sucroalcoholero en la provincia de Tucumán. In *Ciencia y Tecnología de los Cultivos Industriales* 81–87.
- Mosier A, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger S. 1998. Closing the global N<sub>2</sub>O budget : nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle inventory methodology. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52: 225–248.
- Muchow RC, Robertson MJ, Wood AW, Keating BA. 1996. Effect of nitrogen on the time-course of sucrose accumulation in sugarcane. *Field Crops Research* 47: 143–153.
- Muhammad W, Vaughan SM, Dalal RC, Menzies NW. 2011. Crop residues and fertilizer nitrogen influence residue decomposition and nitrous oxide emission from a Vertisol. *Biology and Fertility of Soils* 47: 15–23.
- Murty D, Kirschbaum MUF, Mcmurtrie RE, Mcgilvray H. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology* 8: 105–123.
- Nevison C. 2000. Review of the IPCC methodology for estimating nitrous oxide emissions associated with agricultural leaching and runoff. *Chemosphere - Global Change Science* 2: 493–500.
- Oertel C, Matschullat J, Zurba K, Zimmermann F, Erasmi S. 2016. Greenhouse gas emissions from soils??A review. *Chemie der Erde - Geochemistry* 76: 327–352.
- de Oliveira BG, Carvalho JLN, Cerri CEP, Cerri CC, Feigl BJ. 2013. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. *Geoderma* 200–201: 77–84.
- de Oliveira Bordonal R, de Figueiredo EB, La Scala N. 2012. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest, considering other conservationist management practices. *GCB Bioenergy* 4: 846–858.
- Oliveira DM da S, Paustian K, Davies CA, Cherubin MR, Franco ALC, Cerri CC, Cerri CEP. 2016. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 228: 38–48.



- Oliveira MW de, Trivelin PCO, Gava GJ de C, Penatti CP. 1999. Degradação da palhada de cana-de-açúcar. *Scientia Agricola* 56: 803–809.
- ONU. 1992. United Nations Framework Convention on Climate Change. *Fccc/Informal/84* 1: 270–277.
- Otto R, Castro SAQ, Mariano E, Castro SGQ, Franco HCJ, Trivelin PCO. 2016. Nitrogen Use Efficiency for Sugarcane-Biofuel Production: What Is Next? *BioEnergy Research* 9: 1272–1289.
- Pacheco S, Brown A. 2006. La biodiversidad de la Ecorregión Yungas ¿es sustentable a largo plazo? In *La Situación Ambiental Argentina 2005*, A. Brown, , Ortiz UM, , Acerbi M, , Corcuera J (eds). Fundación Vida Silvestre Argentina: Buenos Aires, Argentina; 1–587.
- Panosso AR, Marques J, Pereira GT, La Scala N. 2009. Spatial and temporal variability of soil CO<sub>2</sub> emission in a sugarcane area under green and slash-and-burn managements. *Soil and Tillage Research* 105: 275–282.
- Paraiso ML de S, Gouveia N. 2015. Health risks due to pre-harvesting sugarcane burning in São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Epidemiologia* 18: 691–701.
- Parkin T, Mosier A, Smith J, Venterea R, Johnson J, Reicosky D, Doyle G, Mccarty G, Baker J. 2003. USDA-ARS GRACEnet Chamber-based Trace Gas Flux Measurement Protocol. *Trace Gas Protocol Development Committee*.
- Parkin T, Mosier A, Smith J, Venterea R, Reicosky D, Doyle G, Mccarty G. 2014. USDA-ARS GRACEnet chamber-based trace gas flux measurement protocol. *Protocol. 1 ed. Washington DC, USDA-ARS Gracenet*: 28.
- Parkin TB, Venterea RT. 2010. Chamber-based trace gas flux measurements. *Sampling Protocols* 2010: 3.1-3.29.
- Paustian K, Andrén O, Janzen HH, Lal R, Smith P, Tian G, Tiessen H, Van Noordwijk M, Woomer PL. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil Use and Management* 13: 230–244.
- Paustian K, Parton WJ, Persson J. 1992. Modeling Soil Organic Matter in Organic-Amended and Nitrogen-Fertilized Long-Term Plots. *Soil Science Society of America Journal* 56: 476.
- Peter C, Helming K, Nendel C. 2017. Do greenhouse gas emission calculations from energy crop cultivation reflect actual agricultural management practices? – A review of carbon footprint calculators. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 67: 461–476.
- Pimm SL, Raven P. 2000. Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature* 403: 843–845.
- Pitombo LM, Cantarella H, Packer APC, Ramos NP, do Carmo JB. 2017. Straw preservation reduced total N<sub>2</sub>O emissions from a sugarcane field. *Soil Use and Management* 33: 583–594.
- Plass GN. 1956. The carbon dioxide theory of climatic change. *Tellus* 8: 140–154.
- Portocarrero R de los A, Acreche MM. 2014. Nitrate Leaching in an Argiudoll Cultivated with Sugarcane. *Sugar Tech* 16: 329–332.
- Potrich DC, Marchetti ME, Potrich DC, Ensinas SC, Serra AP, Silva EF da, Souza NH de. 2014. Decomposição de resíduos culturais de cana-de-açúcar submetidos a diferentes doses de nitrogênio. *Semina: Ciências Agrárias* 35: 1751.
- Powlson DS, Stirling CM, Jat ML, Gerard BG, Palm CA, Sanchez PA, Cassman KG. 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change* 4: 678–683.
- Rachid CT, Piccolo MC, Leite DC a, Balieiro FC, Coutinho HLC, van Elsas J, Peixoto RS, Rosado AS. 2012. Physical-chemical and microbiological changes in Cerrado Soil under differing sugarcane harvest management systems. *BMC Microbiology* 12: 1.
- Rachid CTCC, Santos AL, Piccolo MC, Balieiro FC, Coutinho HLC, Peixoto RS, Tiedje JM, Rosado

- AS. 2013. Effect of Sugarcane Burning or Green Harvest Methods on the Brazilian Cerrado Soil Bacterial Community Structure. *PLoS ONE* 8: 1–8.
- Rachid CTCC, Pires CA, Leite DCA, Coutinho HLC, Peixoto RS, Rosado AS, Salton J, Zanatta JA, Mercante FM, Angelini GAR, et al. 2016. Sugarcane trash levels in soil affects the fungi but not bacteria in a short-term field experiment. *Brazilian Journal of Microbiology* 47: 322–326.
- Raich JW, Potter CS. 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 23–36.
- Raich JW, Schlesinger WH. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B* 44: 81–99.
- Ramankutty N, Foley JA. 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 997–1027.
- Rathey AR, Hogarth DM. 2001. The effect of different nitrogen rates on CCS accumulation over time. *Proceedings of the International Society of Sugar Cane Technologists* 24: 168–170.
- Razafimbelo T, Barthès B, Larré-Larrouy MC, Luca EF De, Laurent JY, Cerri CC, Feller C. 2006. Effect of sugarcane residue management (mulching versus burning) on organic matter in a clayey Oxisol from southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115: 285–289.
- Reicosky DC. 2003. *Tillage-induced CO<sub>2</sub> emissions and carbon sequestration: effect of secondary tillage and compaction* (L García-Torres, J Benites, A Martínez-Vilela, and A Holgado-Cabrera, Eds). Springer Netherlands: Dordrecht.
- De Resende AS, Xavier RP, De Oliveira OC, Urquiaga S, Alves BJR, Boddey RM. 2006. Long-term effects of pre-harvest burning and nitrogen and vinasse applications on yield of sugar cane and soil carbon and nitrogen stocks on a plantation in Pernambuco, N.E. Brazil. *Plant and Soil* 281: 339–351.
- Ribeiro H, Ficarelli TR de A. 2010. Queimadas nos canaviais e perspectivas dos cortadores de cana-de-açúcar em Macatuba, São Paulo. *Saude e Sociedade* 19: 48–63.
- Ricketts TH, Daily GC, Ehrlich PR, Michener CD. 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 12579–82.
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Robledo CW. 2014. InfoStat. *Grupo Infoestat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina*.
- Robert M. 2001. *Soil carbon sequestration for improved land management*.
- Robertson FA, Thorburn PJ. 2007a. Management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. *Australian Journal of Soil Research* 45: 13–23.
- Robertson FA, Thorburn PJ. 2007b. Decomposition of sugarcane harvest residue in different climatic zones. *Australian Journal of Soil Research* 45: 1–11.
- Rochette P, Worth DE, Lemke RL, McConkey BG, Pennock DJ, Wagner-Riddle C, Desjardins RL. 2008. Estimation of N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology. *Canadian Journal of Soil Science* 88: 641–654.
- Rogner H-H, Zhou D, Bradley R, Crabbé P, Edenhofer O, B.Hare, Kuijpers L, Yamaguchi M. 2007. Introduction. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Metz B, , Davidson OR, , Bosch PR, , Dave R, , Meyer LA (eds). Cambridge University Press, Cambridge: United Kingdom and New York, NY, USA; 66.
- Romero ER, Scandaliaris J, Digonzelli P, Alonso L, Leggio-Neme F, Giardina J, Casen S, Tonatto J, Fernández de Ullivarri J. 2007. Sugarcane potential trash estimation: variety and cane yield effect.

*Proc. Int. Soc. Sugar Cane Technol* 26: 421–425.

- Rosegrant MW, Cai X, Cline S. 2002. *World Water and Food to 2025: Dealing with Scarcity*.
- Rosenstock TS, Rufino MC, Chirinda N, van Bussel L, Reidsma P, Butterbach-Bahl K. 2016. Scaling Point and Plot Measurements of Greenhouse Gas Fluxes, Balances, and Intensities to Whole Farms and Landscapes. In *Methods for Measuring Greenhouse Gas Balances and Evaluating Mitigation Options in Smallholder Agriculture*, Rosenstock TS, , Rufino MC, , Butterbach-Bahl K, , Wollenberg L, , Richards M (eds). Springer International Publishing: Cham; 175–188.
- Rosenstock TS, Rufino MC, Butterbach-Bahl K, Wollenberg E. 2013. Toward a protocol for quantifying the greenhouse gas balance and identifying mitigation options in smallholder farming systems. *Environmental Research Letters* 8: 021003.
- Rostron H. 1974. Radiant energy interception, root growth, dry matter production and the apparent yield potential of two sugarcane varieties. *Plant Physiology* 93: 1001–1010.
- Rufino MC, Atzberger C, Baldi G, Butterbach-Bahl K, Rosenstock TS, Stern D. 2016. Targeting Landscapes to Identify Mitigation Options in Smallholder Agriculture. In *Methods for Measuring Greenhouse Gas Balances and Evaluating Mitigation Options in Smallholder Agriculture* 15–36.
- Samuel AD. 2009. Influence of long-term fertilization on soil enzyme activities. *Analele Universității din Oradea, Fascicula Biologie*: 113–116.
- Santos F a, Queiróz JH De, Colodette JL, Fernandes S a, Guimarães VM. 2012. Potencial da palha de cana-de-açúcar para produção de etanol. *Química nova* 35: 1004–1010.
- Sauerbeck D. 2001. CO<sub>2</sub> emissions and C sequestration by agriculture—perspectives and limitations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*: 253–266.
- Saunio M, Bousquet P, Poulter B, Peregón A, Ciais P, Canadell JG, Dlugokencky EJ, Etiope G, Bastviken D, Houweling S, et al. 2016. The Global Methane Budget: 2000-2012. *Earth System Science Data Discussions*: 1–79.
- La Scala N, Bolonhezi D, Pereira GT. 2006. Short-term soil CO<sub>2</sub> emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. *Soil and Tillage Research* 91: 244–248.
- Schank JC, Koehnle TJ. 2009. Pseudoreplication is a pseudoproblem. *Journal of comparative psychology (Washington, D.C. : 1983)* 123: 421–33.
- Schnurer J, Rosswall T. 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied and Environmental Microbiology* 43: 1256–1261.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2015. Tercera Comunicación Nacional de la Republica Argentina a la Convención marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
- Serrano-Silva N, Sarria-Guzmán Y, Dendooven L, Luna-Guido M. 2014. Methanogenesis and Methanotrophy in Soil: A Review. *Pedosphere* 24: 291–307.
- Shan J, Yan X. 2013. Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils. *Atmospheric Environment* 71: 170–175.
- Siavosh SKH, Madriñán RM. 2000. La actividad microbiana-CO<sub>2</sub> en suelos cultivados en caña de azúcar con y sin quema. *Acta Agronómica* 50: 24–29.
- Signor D. 2010. Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba Piracicaba
- Signor D, Cerri CEP, Conant R. 2013. N<sub>2</sub>O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. *Environmental Research Letters* 8: 015013.

- Singh JS, Gupta SR. 1977. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *The Botanical Review* 43: 449–528.
- Siqueira Neto M, Galdos M V., Feigl BJ, Cerri CEP, Cerri CC. 2016. Direct N<sub>2</sub>O emission factors for synthetic N-fertilizer and organic residues applied on sugarcane for bioethanol production in Central-Southern Brazil. *GCB Bioenergy* 8: 269–280.
- Smith K. 2010. *Nitrous oxide and climate change*.
- Smith KA, Dobbie K. 2001. The impact of sampling frequency and sampling times on chamber-based measurements of N<sub>2</sub>O emissions from fertilized soils. *Global Change Biology* 7: 933–945.
- Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen H, Kumar P, McCarl B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, et al. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363: 789–813.
- Smith P, Ashmore MR, Black HIJ, Burgess PJ, Evans CD, Quine TA, Thomson AM, Hicks K, Orr HG. 2013. REVIEW: The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality (D Angeler, Ed). *Journal of Applied Ecology* 50: 812–829.
- Smith P, House JI, Bustamante M, Sobocká J, Harper R, Pan G, West PC, Clark JM, Adhya T, Rumpel C, et al. 2016. Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology* 22: 1008–1028.
- Snyder CS, Bruulsema TW, Jensen TL, Fixen PE. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133: 247–266.
- Sopena RA, Mariotti JA, Terán CH. 2006. Variation and evolution of potential vegetative trash during the harvest season in the main sugarcane varieties at Tucumán, Argentina. In *8th ISSCT Agricultural Engineering Workshop Tucumán, Argentina*;
- Sornpoon W, Bonnet S, Kasemsap P, Prasertsak P, Garivait S. 2014. Estimation of emissions from sugarcane field burning in thailand using bottom-up country-specific activity data. *Atmosphere* 5: 669–685.
- Souza Andrade D, Colozzi-Filho A, Giller KE. 2002. The soil microbial community and soil tillage. In *Soil tillage in agroecosystems. Advances in Agroecology*, Titi A El (ed). CRC Press;
- Spain A V, Hodgen MJ. 1994. Changes in the composition of sugarcane harvest residues during decomposition as a surface mulch. *Biology and Fertility of Soils* 17: 225–231.
- Sreewarome A, Saensupo S, Prammanee P, Weerathworn P. 2007. Effect of rate and split application of nitrogen on agronomic characteristics, cane yield and juice quality. *Proc. Int. Soc. Sugar Cane Technol.* 26: 465–469.
- Stevens RJ, Laughlin RJ. 1998. Measurement of nitrous oxide and di-nitrogen emissions from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52: 131–139.
- Stocker TF, Plattner G-K, Tignor MMB, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM. 2013. *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*.
- Taiz L, Zeiger E. 2002. Photosynthesis: physiological and ecological considerations. *Plant physiology*: 171–191.
- Teixeira LG, Corradi MM, Fukuda A, Panosso AR, Reicosky D, Lopes A, La Scala Jr. N. 2013. Soil and crop residue CO<sub>2</sub>-C emission under tillage systems in sugarcane-producing areas of southern Brazil. *Scientia Agricola* 70: 327–335.
- Tesouro O, Roba M, Romito Á, Fernandez de Ullivarri E, Donato L, Neiman O. 2016a. Cultivo de caña en Famaillá: Estudio de caso. Propiedades físicas del suelo: Evolución e impacto en el rendimiento

del cultivo. *Informes Técnicos INTA*.

- Tesouro O, Roba MA, Fernández de Ullivarri, E. Venturelli L, Neiman OE, Romito A, Donato LB. 2016b. Resultados iniciales de un ensayo de sistemas de manejo de caña de azúcar. *XX Reunión Técnica Nacional de la Caña de azúcar*.
- Thorburn PJ, Meier EA, Probert ME. 2005. Modelling nitrogen dynamics in sugarcane systems: Recent advances and applications. *Field Crops Research* 92: 337–351.
- Thorburn PJ, O’Connell D, Grant T. 2009. Enhancing the assessment of biofuels feedstock production through more realistic representation of farming systems. In *Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009)*, Van Ittersum MK, Wolf J, Van Laar HH (eds). Wageningen University and Research Centre, Wageningen: Egmond aan Zee, The Netherlands; 388–389.
- Thorburn PJ, Probert M, Lisson S, Wood A, Keating B. 1999. Impacts of Trash Retention on Soil Nitrogen and Water : an Example From the Australian Sugarcane Industry. *Proc S Afr Sug Technol Ass* 73: 75–79.
- Tilman D, Fargione J, Wolff B, D’Antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger WH, Simberloff D, Swackhamer D. 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science* 292: 281–284.
- Tilman D, Socolow R, Foley J a, Hill J, Larson E, Lynd L, Pacala S, Reilly J, Searchinger T, Somerville C, et al. 2009. Beneficial Biofuels-The Food, Energy, and Environment Trilemma. *Science* 325: 270–271.
- Tilman D, Balzer C, Hill J, Befort BL. 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 20260–20264.
- Topp E, Pattey E. 1997. Soils as sources and sinks for atmospheric methane. *Canadian Journal of Soil Science* 77: 167–177.
- Treut L, Somerville R, Cubasch U, Ding Y, Mauritzen C, Mokssit a, Peterson T, Prather M, Qin D, Manning M, et al. 2007. Historical Overview of Climate Change Science. *Earth* Chapter 1: 93–127.
- Ussiri DAN, Lal R, Jarecki MK. 2009. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. *Soil and Tillage Research* 104: 247–255.
- Vachon K. 2008. Soil carbon and nitrogen dynamics and greenhouse gas mitigation in intercrop agroecosystems in Balcarce , Argentina. University of Waterloo.
- Valeiro AH, Acreche M. 2014. Mejora de la eficiencia energética a partir de residuos de caña de azúcar. In *Suelos, Producción Agropecuaria y Cambio Climático: Avances en la Argentina*, Pascale Medina C., Zubilliaga MM., Taboada MA (eds). Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación Argentina: Buenos Aires, Argentina; 110–130.
- Vargas VP, Cantarella H, Martins AA, Soares JR, do Carmo JB, de Andrade CA. 2014. Sugarcane Crop Residue Increases N2O and CO2 Emissions Under High Soil Moisture Conditions. *Sugar Tech* 16: 174–179.
- Verchot L V., Davidson EA, Cattânio JH, Ackerman IL, Erickson HE, Keller M. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 31–46.
- Vermeulen SJ, Campbell BM, Ingram JSI. 2012. Climate Change and Food Systems. *Annual Review of Environment and Resources* 37: 195–222.
- Vezzani FM, Mielniczuk J. 2009. Uma visão sobre qualidade do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 33: 743–755.

- Vicini LE, Vicini C Luis. 2010. Mecanización del Cultivo de Caña de Azúcar una mirada desde 1949 al 2050. *Informes Técnicos del Proyecto PERCOP II* 2: 28.
- Vinther FP, Hansen EM, Olesen JE. 2004. Effects of plant residues on crop performance, N mineralisation and microbial activity including field CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in unfertilised crop rotations. In *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 189–199.
- Virto I, Barré P, Burlot A, Chenu C. 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry* 108: 17–26.
- van Vuuren DP, Stehfest E, Gernaat DEHJ, Doelman JC, van den Berg M, Harmsen M, de Boer HS, Bouwman LF, Daioglou V, Edelenbosch OY, et al. 2015. Energy, land-use and greenhouse gas emissions trajectories under a green growth paradigm. *Global Environmental Change*: 1–14.
- Wang WJ, Reeves SH, Salter B, Moody PW, Dalal RC. 2016. Effects of urea formulations, application rates and crop residue retention on N<sub>2</sub>O emissions from sugarcane fields in Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 216: 137–146.
- Watanabe T, Kimura M, Asakawa S. 2007. Dynamics of methanogenic archaeal communities based on rRNA analysis and their relation to methanogenic activity in Japanese paddy field soils. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 2877–2887.
- Weier KL. 1996. Trace gas emissions from a trash blanketed sugarcane field in tropical Australia. In *Sugarcane: Research towards efficient and sustainable production*, Wilson JR, Hogarth DM, Campbell JA, Garside AL (eds). CSIRO Division of Tropical Crops and Pastures: Brisbane, Australia; 271–272.
- Weier KL. 1998. Sugarcane fields: sources or sinks for greenhouse gas emissions? *Australian Journal of Agricultural Research* 49: 1–10.
- Weier KL. 1999. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emission and CH<sub>4</sub> consumption in a sugarcane soil after variation in nitrogen and water application. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1931–1941.
- van Wesemael B, Paustian K, Meersmans J, Goidts E, Barancikova G, Easter M. 2010. Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 14926–30.
- West TO, Post WM. 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1930–1946.
- Wiedenfeld B. 2009. Effects of Green Harvesting Vs Burning on Soil Properties, Growth and Yield of Sugarcane in South Texas. *Journal of the American Society of Sugar Cane Technologists* 29: 102–109.
- Wiedenfeld RP. 1995. Effects of irrigation and N fertilizer application on sugarcane yield and quality. *Field Crops Research* 43: 101–108.
- Williams JW, Jackson ST, Kutzbach JE. 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 5738–5742.
- Wood AW. 1991. Management of crop residues following green harvesting of sugarcane in north Queensland. *Soil and Tillage Research* 20: 69–85.
- Wood S, Sebastian K, Scherr SJ. 2000. Soil resource condition. In *Pilot Analysis of Global Ecosystems - Agroecosystems* 45–54.
- Wrage N, Velthof GL, Van Beusichem ML, Oenema O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1723–1732.
- Yamaguchi CS, Ramos NP, Carvalho CS, Marlene A, Pires M, Andrade CA De. 2017. Sugarcane straw decomposition and carbon balance as a function of initial biomass and vinasse addition to soil

surface. *Bragantia* 76: 135–144.

Yang X, Li P, Zhang S, Sun B, Xinping C. 2011. Long-term-fertilization effects on soil organic carbon, physical properties, and wheat yield of a loess soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 174: 775–784.

Youngs H, Somerville C. 2014. Best practices for biofuels. *Science* 344: 1095–1096.

Zuccardi RB, Fadda GS. 1992. Bosquejo Agroecológico de la provincia de Tucumán. *Facultad de Agronomía y Zootecnia*. Miscelánea: 4–6.