

Emisiones de gases de efecto invernadero desde un relleno sanitario activo  
y otro en rehabilitación

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,  
Área Ciencias del Suelo*

Verónica Inés Pierini  
Licenciada en Ciencias Ambientales - Universidad de Buenos Aires- 2011

Lugar de trabajo: Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía UBA



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

# COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

**Silvia Elisa Ratto**

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)  
MSc.en Ciencias del Suelo (Universidad de Buenos Aires)

Consejero de Estudios

**Lidia Giuffré**

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires))  
MSc.en Ciencias del Suelo (Universidad de Buenos Aires))

## JURADO DE TESIS

Director de tesis

**Silvia Elisa Ratto**

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires))  
MSc.en Ciencias del Suelo (Universidad de Buenos Aires))

JURADO

**Laura Yahdjian**

Licenciada en Biología (Universidad de Buenos Aires)  
Dra. en Ciencias Agrarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

**Liliana Inés Picone**

Ingeniera Agrónoma (Universidad Nacional de Mar del Plata)  
Master of Science (Kansas State University)

JURADO

**Vanina R. N. Cosentino**

Licenciada en Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa de la tesis: 12 de diciembre de 2016

## DEDICATORIA

*A Matías*

*A todos aquellos que con su esfuerzo y apoyo  
me ayudaron a hacer esto posible*

## AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer profundamente a Matías, mi pareja, y a mi familia, quienes han sido más que un apoyo para mí en esta etapa de mi vida. Gracias a ellos ha resultado menos dificultoso el camino.

Quisiera agradecer también a mi otra gran familia ¡los edafólogos! (Cátedra de Edafología de la FAUBA). Especialmente a Silvia Ratto, Mariángeles Vanier y Javier Fava, Federico Avedissian, y Eduardo Vella que me ayudaron en el diseño y confección de mis cámaras y en cosas varias.

A mis amigas y todas las personas con las que hice catarsis durante el tiempo de armado de las cámaras (¡varios meses! ¡y muchas más personas!)

A la gente de CEAMSE (Coordinadora Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado) por permitirme hacer la tesis en sus terrenos.

A Fernando Pierini; a Alex Guglielmone; a la gente de carpintería de la FAUBA; a Florencia Goldman, Esteban Ferrero Holtz y Joaquín Rodríguez Kalmbach por ir a muestrear conmigo; al Ing. Agr. Norberto Bartoloni; a Mariana Rutitzky.

A todos... ¡muchas, muchas gracias!

## DECLARACIÓN

*Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.*

## PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS

### Artículos

- ✓ Pierini V & Ratto S. 2015. Yard trimmings' life cycle: composting vs. landfilling. *Indian Journal of Scientific Research and Technology*, 3 (3) 43-51. ISSN: 2321-9262 (online)

### Difusión

- ✓ Pierini, V.; Ratto, S.E; Zubillaga, M & Cittadino A, 2011 Emisiones de gases de efecto invernadero: opciones en la gestión de residuos verdes. En: libro de resúmenes del Congreso de Ciencias Ambientales, COPIME 2011. 5-7 de octubre, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, p. 103
- ✓ Pierini, VI; Ratto, SE; Zubillaga, M; Cittadino, A. 2012. Emisiones de metano: el compost como alternativa de mitigación. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Abril 2012. Publicado y replicado. pISBN 978-987-1829-11-8. Compiladores: Guijarro V; K Hernández; N Reussi Calvo; G.Studdert.
- ✓ Pierini, V; Ratto, S; Guillot, J; Corzo, C & Ríos, P. 2014. Impacto del proceso de compostaje -planta CEAMSE-, su desarrollo y eficiencia sobre el balance de gases de efecto invernadero. Libro de resúmenes del I Congreso Latinoamericano sobre Conflictos Ambientales 28-31 Octubre 2014. Universidad Nacional General Sarmiento (UNGS). Los Polvorines, provincia de Buenos Aires. pág. 218-219
- ✓ Pierini, V; Ratto, S; Guillot, J; Corzo, C & Ríos, P. 2014. Impacto del proceso de compostaje -planta CEAMSE-, su desarrollo y eficiencia sobre el balance de gases de efecto invernadero. Primera jornada sobre problemáticas del ambiente urbano. 20 noviembre 2014, Facultad de Agronomía - UBA, Ciudad de Buenos Aires, Argentina.
- ✓ Pierini, V; Ferrero Holtz, E & Ratto, S. 2015. Flujo de gases desde el suelo: Herramientas de medición. Libro de resúmenes de las V Jornadas de jóvenes investigadores "Ciencia y sociedad" 10-12 de junio de 2015, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. p 101.
- ✓ *Disertación*: Pierini, V. 2015. Tratamiento de los restos de podas de CABA y AMBA: compostaje vs relleno sanitario. I Jornadas sobre Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Arg. 2 y 3 diciembre 2015.

# ÍNDICE GENERAL

Comité Consejero.....	2
Dedicatoria .....	iii
Agradecimientos .....	iv
Declaración .....	v
Publicaciones derivadas de la tesis .....	vi
Índice general .....	vii
Índice de tablas.....	x
Índice de figuras.....	xiii
Abreviaturas .....	xv
Resumen.....	xvi
Abstract .....	xvii
Capítulo 1. Introducción general.....	1
Objetivos generales .....	4
Capítulo 2. Aportes al ciclo de vida de los restos de podas: compostaje vs relleno sanitario <sup>0</sup> .....	6
1. Introducción .....	6
1.1. Objetivo general.....	9
1.2. Objetivos específicos .....	9
1.3. Hipótesis .....	9
2. Materiales y métodos .....	10
2.1. Desarrollo del proceso de compostaje .....	10
2.2. Evaluación de emisiones durante el compostaje o enterramiento de los residuos verdes .....	12
2.3. Balance de emisiones.....	23
3. Resultados .....	24
Evaluación de emisiones de GEIs en ACV de los residuos verdes.....	24
3.1. Emisiones del proceso de compostaje .....	24
3.2. Emisiones por enterramiento .....	25
4. Discusión.....	30
4.1. Emisiones del proceso de compostaje .....	30
4.2. Emisiones de GEIs por enterramiento .....	33
4.3. Balance de carbono.....	38
4.4. Limitaciones de los modelos utilizados y del análisis de ciclo de vida.....	39
5. Conclusiones .....	41

Capítulo 3. Emisiones de CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O y CO <sub>2</sub> desde un relleno sanitario cerrado implantado con <i>Pennisetum purpureum</i> y <i>Miscanthus giganteus</i> .....	43
1. Introducción .....	43
1.1. Objetivo general.....	46
1.2. Objetivos particulares .....	46
1.3. Hipótesis .....	46
2. Materiales y métodos .....	47
2.1. Ubicación.....	47
2.2. Diseño del muestreo .....	47
2.3. Construcción de los elementos de medición.....	47
2.4. Consideraciones para el armado de las cámaras.....	49
2.5. Toma de muestras y análisis de gases.....	51
2.6. Cálculo de flujo de emisión de cada gas.....	52
2.7. Ajuste metodológico y ensayos .....	53
2.8. Condiciones del sitio.....	55
3. Resultados .....	57
3.1. Uso de la concentración como indicador de flujo .....	57
3.2. Concentraciones medias iniciales de cada gas.....	57
3.3. Flujo de emisión de CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> y N <sub>2</sub> O.....	57
3.4. Efecto de las especies implantadas y de la estacionalidad sobre la concentración de CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> y N <sub>2</sub> O.....	62
3.5. Influencia de la temperatura y la humedad en la concentración de gases ....	65
4. Discusión.....	67
4.1. Uso de la concentración como indicador de flujo .....	67
4.2. Concentración inicial de GEIs sobre el relleno sanitario.....	68
4.3. Flujo de gases desde el tecnosuelo del relleno de Villa Domínico.....	68
4.4. Efecto de las especies implantadas y la estacionalidad en la emisión de gases	72
5. Conclusión .....	76
Elementos a tener en cuenta en futuras investigaciones: .....	77
Capítulo 4. Conclusiones generales .....	78
Resultados más destacados .....	78
Reflexiones finales .....	79
Anexo 1. Aportes al ciclo de vida de los restos de podas: compostaje vs relleno sanitario .....	81
Anexo 2. Emisiones de CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O y CO <sub>2</sub> desde un relleno sanitario cerrado implantado con <i>Pennisetum purpureum</i> y <i>Miscanthus giganteus</i> .....	83
1. Características de las cámaras.....	83

2. Análisis de regresión múltiple.....	85
3. Características edafológicas .....	85
4. Características climáticas .....	86
5. Estimación de la concentración inicial de cada gas .....	86
6. Estimación de parámetros de la regresión lineal y flujo global .....	87
7. Resultados del ANOVA con medidas repetidas .....	90
8. Estimaciones para la regresión múltiple .....	92
Bibliografía .....	93

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 2.1.</b> Descripción de las etapas del compostaje en la planta de CEAMSE (Bs.As., Argentina). Se detallan la masa y el volumen ingresante de residuos y las reducciones de éstos por descarte o por degradación biológica en cada etapa del proceso de compostaje .....	10
<b>Tabla 2.2.</b> Valores de carbono orgánico en base húmeda (%) medio, máximo, mínimo, desvío estándar y límites del intervalo de confianza (IC95) del material verde que ingresó en el período 2007-2009 a la planta de compostaje de CEAMSE. n= 215 datos. ....	15
<b>Tabla 2.3.</b> Consumo de gasoil por tipo y cantidad de maquinaria y en total (L.año <sup>-1</sup> ) de la planta de compostaje de CEAMSE .....	18
<b>Tabla 2.4.</b> Consumo eléctrico por tipo de maquinaria y en total (KWh.año <sup>-1</sup> ), tiempo de uso (hs.día <sup>-1</sup> ) de la planta de compostaje de CEAMSE .....	19
<b>Tabla 2.5.</b> Estimación de emisiones de CO <sub>2</sub> (Mg) para la descomposición aeróbica de la masa de restos de podas a compostar. Estimación de emisiones evitadas al compostar: emisión potencial de CH <sub>4</sub> (L <sub>0</sub> ; Mg), emisiones reales de CH <sub>4</sub> (Mg) y su equivalente en emisiones de CO <sub>2</sub> (Mg) para la masa a chipear y la porción orgánica del descarte inicial generados en un año. Se tuvieron en cuenta un escenario de máxima y de mínima producción de compost con tres contenidos de carbono orgánico (promedio, mínimo y máximo, los dos últimos entre paréntesis y en ese orden). Se estimaron emisiones de CH <sub>4</sub> (Mg) para 30 años de aporte de biomasa al relleno sanitario.....	25
<b>Tabla 2.6.</b> Emisiones de las etapas del Ciclo de Vida del compostaje y del enterramiento de residuos en la CEAMSE por unidad de residuo (kg de CO <sub>2</sub> equivalente) y totales (Gg CO <sub>2</sub> ; 1Gg =1000Mg) para un año de aporte de restos verdes. Las emisiones de CO <sub>2</sub> durante el compostaje y la emisión potencial y real para la degradación en el relleno sanitario presentan un valor promedio y entre paréntesis el mínimo y el máximo de emisión según el contenido de carbono medio, mínimo y máximo en el residuo orgánico. Las emisiones totales son el promedio de las condiciones anteriores.....	28
<b>Tabla 3.1.</b> Condiciones meteorológicas en las fechas de muestreo. Días desde la última lluvia; Agua acumulada durante el último evento de precipitación (mm); Temperatura atmosférica media diaria; Velocidad del viento escalar media diaria; presión atmosférica diaria media. Temperatura media del suelo a los 5cm de profundidad durante todo el día de muestreo. ....	56
<b>Tabla 3.2.</b> Flujo de emisión promedio de N <sub>2</sub> O medido por distintos autores por el método de cámaras estáticas cerradas desde rellenos sanitarios con diversas características en varios países y desde cultivos o pradera natural en Argentina y Uruguay.....	71
<b>Anx. 1 Tabla 1.</b> Ciclo del compostaje en la planta de compostaje del Relleno Norte III de la CEAMSE. Obtención de la masa de compost mensual (Mg.mes <sup>-1</sup> ) en un escenario de máxima y mínima producción. Las letras debajo de las masas indican la operación matemática que se realizó para obtenerla, letras solas, excepto la “A” representan los coeficientes de reducción de la masa inicial que ingresa.....	81

<b>Anx. 1 Tabla 2.</b> Ciclo del compostaje en la planta de compostaje del Relleno Norte III de la CEAMSE. Obtención del volumen de compost mensual ( $\text{m}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$ ) en un escenario de máxima y mínima producción. Las letras debajo de los volúmenes indican la operación matemática que se realizó para obtenerlos, letras solas, excepto la “A” representan los coeficientes de reducción del volumen inicial que ingresa. ....	81
<b>Anx. 1 Tabla 3.</b> Densidad de la masa a compostar en los distintos pasos del proceso de compostaje.....	82
<b>Anx. 2 Tabla 1.</b> Características de las cámaras de medición de GEIs y de las mediciones a campo. ....	83
<b>Anx. 2 Tabla 2.</b> Combinaciones únicas de las variables explicativas (una para cada fecha) para el análisis de regresión lineal múltiple. Variables explicativas: Temperatura Media (TM) del día de muestreo; días que transcurrieron desde el último evento de precipitación (Días desde la última lluvia, DUL) y la fecha (Días transcurridos, D). ....	85
<b>Anx. 2 Tabla 3.</b> Resultados de análisis de pH y conductividad eléctrica (C.E.) en profundidad para tres sitios en las parcelas utilizada para los ensayos de biomasa en la CEAMSE.....	85
<b>Anx. 2 Tabla 4.</b> Datos climáticos de Aeroparque Jorge Newbery, extrapolables a Villa Domínico, correspondientes al período 1991-2000. Fuente: Servicio Meteorológico Nacional .....	86
<b>Anx. 2 Tabla 5.</b> Medias de la concentración inicial ( $t = 0$ ) de metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (ppm), para los tratamientos ( <i>Pennisetum purpureum</i> , <i>Miscanthus giganteus</i> y Testigo: vegetación herbácea espontánea) y para los meses de muestreo (julio 2014, febrero, marzo, abril, junio y julio de 2015). Media general: es el promedio de concentración inicial de cada gas en todo el ensayo. Entre paréntesis: Desvío Estándar. ....	86
<b>Anx. 2 Tabla 6.</b> Resultados del ajuste lineal ( $R^2$ ; pendiente de la curva y valor p para la pendiente) para los gases metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) en los meses muestreados y los tratamientos ( <i>Pennisetum purpureum</i> , <i>Miscanthus giganteus</i> y Testigo: vegetación herbácea espontánea). Los datos en color rojo son aquellos que superan $R^2=0,7$ .....	87
<b>Anx. 2 Tabla 7.</b> Resultados del ajuste lineal ( $R^2$ ; pendiente de la curva y valor p para la pendiente) para los gases metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) en los meses muestreados, los tratamientos ( <i>Pennisetum purpureum</i> , <i>Miscanthus giganteus</i> y Testigo: vegetación herbácea espontánea) y las cámaras (repeticiones para cada tratamiento).....	87
<b>Anx. 2 Tabla 8.</b> Flujo global de metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) ( $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) y flujo en equivalentes de $\text{CO}_2$ para el $\text{CH}_4$ y $\text{N}_2\text{O}$ ( $\text{mg CO}_2\text{e} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) durante los meses muestreados en las parcelas de los tratamientos: <i>Pennisetum purpureum</i> , <i>Miscanthus giganteus</i> y Testigo: vegetación herbácea espontánea.....	90
<b>Anx. 2 Tabla 9.</b> Resumen de los efectos de la FECHA (F), los TRATAMIENTOS (T) y el TIEMPO (Tp) sobre la variable $\log(\text{CH}_4)$ .....	90
<b>Anx. 2 Tabla 10.</b> Test Tukey para la variable FECHA (Grupos homogéneos). Variable respuesta $\log(\text{CH}_4)$ .....	90
<b>Anx. 2 Tabla 11.</b> Resumen de los efectos de la FECHA (F), los TRATAMIENTOS (T) y el TIEMPO (Tp) sobre la variable $\log(\text{CO}_2)$ .....	91
<b>Anx. 2 Tabla 12.</b> Test Tukey para la variable FECHA (Grupos homogéneos). Variable respuesta $\log(\text{CO}_2)$ .....	91

<b>Anx. 2 Tabla 13.</b> Resumen de los efectos de la FECHA (F), los TRATAMIENTOS (T) y el TIEMPO (Tp) sobre la variable $\log(\text{N}_2\text{O})$ . .....	91
<b>Anx. 2 Tabla 14.</b> Test Tukey para la variable FECHA (Grupos homogéneos). Variable respuesta $\log(\text{N}_2\text{O})$ .....	91
<b>Anx. 2 Tabla 15.</b> Resultados de la regresión lineal múltiple para la variable $\log(\text{CH}_4)$ a los 60 minutos y para las variables explicativas <i>Temperatura Media (TM)</i> del día de muestreo; días que transcurrieron desde el último evento de precipitación ( <i>Días desde la última lluvia, DUL</i> ) y la fecha ( <i>Días transcurridos, D</i> ).....	92
<b>Anx. 2 Tabla 16.</b> Resultados de la regresión lineal múltiple para la variable $\log(\text{CO}_2)$ a los 60 minutos y para las variables explicativas <i>Temperatura Media (TM)</i> del día de muestreo; días que transcurrieron desde el último evento de precipitación ( <i>Días desde la última lluvia, DUL</i> ) y la fecha ( <i>Días transcurridos, D</i> ).....	92
<b>Anx.2 Tabla 17.</b> Resultados de la regresión lineal múltiple para la variable $\log(\text{N}_2\text{O})$ a los 60 minutos y para las variables explicativas <i>Temperatura Media (TM)</i> del día de muestreo; días que transcurrieron desde el último evento de precipitación ( <i>Días desde la última lluvia, DUL</i> ) y la fecha ( <i>Días transcurridos, D</i> ).....	92

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.1.</b> Esquema del módulo de un relleno sanitario y las partes que lo componen. Incluye los sistemas de recolección de gases y recolección de lixiviados .....	1
<b>Figura 1.2.</b> Evolución del volumen de residuos sólidos urbanos (RSU) enterrados en los rellenos sanitarios de la CEAMSE. Se muestran los residuos enviados por la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (-■-), los municipios que conforman el Área Metropolitana de Buenos Aires (-◆-), y el total de RSU enterrados (-▲-). El Total se conforma por la suma de los residuos de la CABA, del AMBA, de otros municipios de la provincia de Buenos Aires y de los generadores privados (datos de estos dos últimos no mostrados). Fuente: elaboración propia en base a datos de la CEAMSE, 2015.....	3
<b>Figura 2.1.</b> Esquema de las etapas del ACV, las entradas y salidas de recursos y los impactos en el ambiente. Se detalla la posibilidad de estimar la cantidad de material y las emisiones provenientes de cada proceso: <i>Línea punteada:</i> imposible de estimar; <i>línea discontinua:</i> no estimado, línea de base y alternativa iguales; <i>línea llena:</i> estimado; <i>doble línea:</i> se estimará en el futuro.....	13
<b>Figura 2.2.</b> Emisiones de metano (CH <sub>4</sub> ) en el tiempo (Mg.año <sup>-1</sup> ) de la degradación de restos de podas en un relleno sanitario de la CEAMSE según: el carbono orgánico degradable mineralizable (DDOC) mínimo, medio, máximo, para un escenario de mínima (A; C) o máxima (B; D) producción de compost para 1 (A; B) y 30 (C; D) años de aporte (enterramiento) de biomasa.....	27
<b>Figura 3.1.</b> Vías por las que se generan el metano (CH <sub>4</sub> ) y el óxido nitroso (N <sub>2</sub> O) en los ambientes de un relleno sanitario (masa de residuos y cubierta del relleno –tecnosuelo-). Adaptado de Semrau (2011).....	45
<b>Figura 3.2.</b> Disposición de las parcelas para la toma de muestra indicando las repeticiones 1-3 y tratamientos (P= <i>Pennisetum purpureum</i> ; M= <i>Miscanthus giganteus</i> ; T= Testigo). Los rectángulos grises representan otras parcelas con otras especies o vegetación espontánea.....	47
<b>Figura 3.3.</b> A. Cámara con todos sus componentes. B. Cámara ya instalada en el campo durante la medición. La base está inserta en el suelo y la tapa unida a ella por los cierres que la sujetan.....	48
<b>Figura 3.4.</b> Bomba de vacío y sus componentes.....	49
<b>Figura 3.5.</b> Flujo (mg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ) de metano (CH <sub>4</sub> ), dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ) y óxido nitroso (N <sub>2</sub> O) en función de su respectiva concentración (mg.m <sup>-3</sup> ) en los 5 tiempos de toma de muestra. Se utilizaron los datos para los tres tratamientos (y sus repeticiones) y las 6 fechas de muestreo en los que el flujo pudo ser calculado (= n). A; B; C; D; E: CH <sub>4</sub> a los 0;10;20;40;60 minutos respectivamente. F; G; H: CO <sub>2</sub> a los 0; 10; 20 minutos respectivamente.....	58
<b>Figura 3.6.</b> Flujo de emisiones de metano (CH <sub>4</sub> ) promedio (mg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ) para los tratamientos ( <i>Miscanthus giganteus</i> , <i>Pennisetum purpureum</i> y el Testigo: vegetación espontánea) en el relleno sanitario de Villa Domínico (Bs. As, Arg.) para los meses de julio de 2014 y de febrero, marzo, abril, junio y julio de 2015.....	61
<b>Figura 3.7.</b> Flujo de emisiones de dióxido de carbono promedio (CO <sub>2</sub> ) (mg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ) para los tratamientos ( <i>Miscanthus giganteus</i> , <i>Pennisetum purpureum</i> y el Testigo: vegetación	

espontánea) en el relleno sanitario de Villa Domínico (Bs. As, Arg.) para los meses de julio de 2014 y de febrero, marzo, abril, junio y julio de 2015.....	61
<b>Figura 3.8.</b> Flujo de emisiones de óxido nitroso promedio ( $N_2O$ ) ( $mg.m^{-2}.d^{-1}$ ) para los tratamientos ( <i>Miscanthus giganteus</i> , <i>Pennisetum purpureum</i> y el Testigo: vegetación espontánea) en el relleno sanitario de Villa Domínico (Bs. As, Arg.) para los meses de julio de 2014 y de febrero, marzo, abril, junio y julio de 2015.....	62
<b>Figura 3.9.</b> Concentración media de metano ( $CH_4$ ) ( $mg.m^{-3}$ ) en el tiempo (minutos) de cierre de las cámaras estáticas para cada uno de los meses muestreados (julio 2014; febrero, marzo, abril, junio, julio de 2015) y para los tres tratamientos: <i>Pennisetum purpureum</i> (Línea -o-); <i>Miscanthus giganteus</i> (Línea -□-); Testigo: vegetación herbácea espontánea (Línea -◇-). .....	63
<b>Figura 3.10.</b> Concentración media de dióxido de carbono ( $CO_2$ ) ( $mg.m^{-3}$ ) en el tiempo (minutos) para cada uno de los meses muestreados (julio 2014; febrero, marzo, abril, junio, julio de 2015) y para los tres tratamientos; <i>Pennisetum purpureum</i> (Línea -o-); <i>Miscanthus giganteus</i> (Línea -□-); Testigo: vegetación herbácea espontánea (Línea -◇-). .....	64
<b>Figura 3.11.</b> Concentración media de óxido nitroso ( $N_2O$ ) ( $mg.m^{-3}$ ) en el tiempo (minutos) para cada uno de los meses muestreados (julio 2014; febrero, marzo, abril, junio, julio de 2015) y para los tres tratamientos: <i>Pennisetum purpureum</i> (Línea -o-); <i>Miscanthus giganteus</i> (Línea -□-); Testigo: vegetación herbácea espontánea (Línea -◇-). .....	65
<b>Figura 3.12.</b> Flujo promedio de metano ( $CH_4$ ) ( $g.m^{-2}.d^{-1}$ ) desde el suelo de rellenos sanitarios medidos mediante cámaras estáticas cerradas, obtenidos de distintos autores y ordenados en función del tiempo que había transcurrido desde el cierre del relleno hasta el momento de muestreo. La línea llena paralela al eje $x$ marca el límite de $10 g.m^{-2}.d^{-1}$ . El rombo rojo corresponde la emisión promedio del ensayo en Villa Domínico. ....	69
<b>Figura 3.13.</b> Relación de las emisiones de $CH_4$ y $N_2O$ en el relleno sanitario de Villa Domínico. Cada punto representa la emisión medida en una cámara para una dada fecha de muestreo y tratamiento (sólo se muestran los flujos donde ambos gases presentaron datos). $n = 37$ pares de datos .....	74
<b>Anx. 2 Figura 1.</b> Valores medios para resistencia a la penetración (MPa) del suelo a los 0-5cm, 5-10cm y 10-15cm para los tres tratamientos ( <i>Miscanthus giganteus</i> , <i>Pennisetum purpureum</i> , Testigo: vegetación herbácea espontánea) del ensayo sobre el relleno sanitario ubicado en Villa Domínico (Bs. As., Arg.) .....	85

## ABREVIATURAS

ACV: Análisis de Ciclo de Vida;

AMBA: Área Metropolitana de Buenos Aires;

CABA: Ciudad Autónoma de Buenos Aires;

CEAMSE: Coordinadora Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado;

CT: Carbono Total;

DOC: Carbono orgánico degradable (siglas en inglés);

DOCf: Fracción del carbono orgánico degradable que puede descomponerse (siglas en inglés);

DDOC: DOC mineralizable (siglas en inglés);

F: Fracción del metano en el gas generado en un relleno sanitario

FOD: Modelo de decaimiento de primer orden (siglas en inglés);

GEIs: Gases de efecto invernadero;

GWP: Potencial de calentamiento global (siglas en inglés);

IPCC: Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (siglas en inglés);

k: Constante de reacción o tasa de decaimiento o degradación;

L<sub>0</sub>: Metano potencialmente generado;

MCF: Factor de corrección del metano;

OX: Factor de oxidación;

RSU: Residuos Sólidos Urbanos;

RT: Metano recuperado.

*Hotspot*: se utiliza para designar un “punto de emisión extraordinaria”. Es decir, un sitio preferencial de emisión en abundancia. En el presente trabajo se trata de emisiones de metano.

## RESUMEN

### Emisiones de gases desde un relleno sanitario activo y otro en rehabilitación

Los rellenos sanitarios se colmatan rápidamente, emiten gases de efecto invernadero (GEIs) y necesitan rehabilitación post-cierre. Objetivo: evaluar propuestas de manejo para rellenos sanitarios activos o cerrados en cuanto volumen de restos y/o emisiones de GEIs. Se comparó el impacto del enterramiento de restos de podas en el relleno Norte III de CEAMSE vs su compostaje sobre el calentamiento global. Se utilizó el enfoque del análisis de ciclo de vida y las emisiones de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O generadas en ambos tratamientos como indicador. El compostaje redujo las emisiones en 14,57 GgCO<sub>2</sub>e.año<sup>-1</sup> respecto al enterramiento (cantidad de residuos procesada = 14400Mg.año<sup>-1</sup>) y ralentizó la colmatación del relleno activo. En el relleno sanitario en rehabilitación de Villa Domínico existía un ensayo en parcelas con vegetación espontánea (testigo) y especies generadoras de biomasa: *Pennisetum purpureum* y *Miscanthus giganteus*. Allí se cuantificaron concentraciones de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O en el tiempo mediante cámaras estáticas cerradas en julio 2014 y febrero-julio 2015. La concentración a los 60 minutos correlacionó significativamente con el flujo para N<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub>. Emisiones (2014-2015): -2,3 a 639,41 mgCH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, 3884 a 46365 mgCO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> y 0,40 a 14,59 mgN<sub>2</sub>O.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. No existieron diferencias entre cubiertas vegetales para los tres GEIs. Se estimó la influencia de la temperatura y la humedad del suelo sobre las emisiones. Cuando disminuyó la temperatura del aire o se desecó el suelo, las emisiones de CH<sub>4</sub> aumentaron y las de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O no variaron significativamente. Este es el primer trabajo donde se midieron exitosamente emisiones de CH<sub>4</sub>; N<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub>, desde la cubierta de un relleno sanitario cerrado hace 27 años. La presente es información cuantificable, clara y transparente de emisiones y/o sumideros antropogénicos de gases de efecto invernadero y cumple con el objetivo del Acuerdo de París 2015 de la Convención Marco para el Cambio Climático.

**Palabras clave:** relleno sanitario, tecnosuelo, dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, compostaje, restos de podas, cámaras estáticas cerradas, *Pennisetum purpureum*, *Miscanthus giganteus*

## ABSTRACT

### Gases emissions from an active landfill and another in rehabilitation

Usually, landfills reach shortly their maximum capacity, emit greenhouse gases (GHG) and need after-closure rehabilitation. The objective of this study is to evaluate some management proposals for active or closed landfills in terms of volume of residues and/or GHG emissions. Yard trimmings' landfilling and composting impacts on global warming were compared using life-cycle analysis approach for Norte III CEAMSE's active landfill. CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions of both treatments were used as indicator of impacts. Compared to landfilling, composting reduced GHG emissions by 14.57 GgCO<sub>2e</sub>.y<sup>-1</sup> when processed yard trimming' biomass was 14400Mg.y<sup>-1</sup> and decreased the filling rate of the active landfill. At Villa Domínico's closed landfill in rehabilitation there was an assay which had plots of spontaneous vegetation (control) and plots with biomass crops: *Pennisetum purpureum* and *Miscanthus giganteus*. CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O concentrations in time were quantified there with non-steady state non-flow-through chambers, in July 2014 and from February to July 2015. N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> concentration at 60 minutes correlated significantly with their fluxes. Emissions (2014-2015): -2.3 to 639.41 mgCH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, 3884 to 46365 mgCO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> and 0.40 to 14.59 mgN<sub>2</sub>O.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. No significant differences were observed among vegetation covers for the three gases. Air temperature and soil humidity influence on GHG emissions were estimated. When air temperature decreased or soil dried, CH<sub>4</sub> emissions grew, whereas CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emission did not change significantly. According with our literature review, this is the first study on CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a landfill closed 27 years ago. Data given here is quantifiable, clear and provides transparent information about anthropogenic emissions and/or sinks of greenhouse gases and fulfills the objective of the Paris Agreement 2015 from United Nations Framework Convention on Climate Change.

**Key words:** landfill, technosol, carbon dioxide, methane, nitrous oxide, composting, yard trimmings, non-steady state non-flow-through chambers, *Pennisetum purpureum*, *Miscanthus giganteus*

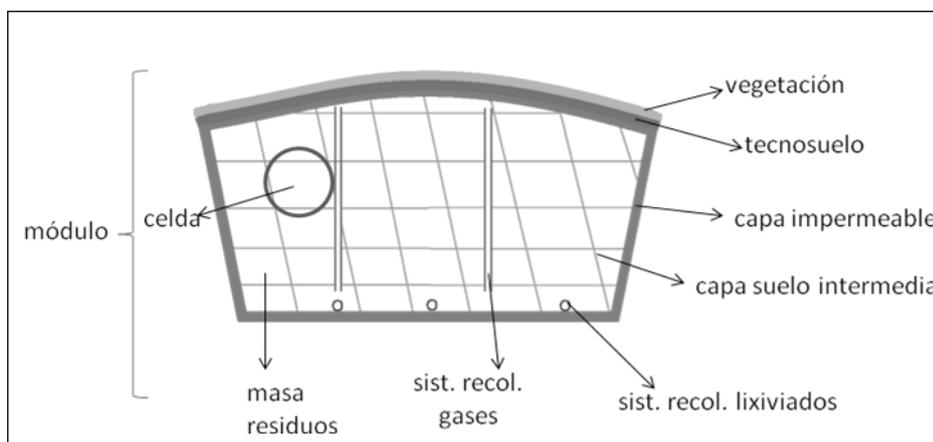


# CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

El enterramiento en rellenos sanitarios es la técnica de disposición final de residuos sólidos urbanos (RSU) más adoptada nivel mundial (Lou & Nair, 2009). La *disposición final* hace referencia “al conjunto de operaciones destinadas a lograr el depósito permanente de los residuos domiciliarios, así como de las fracciones de rechazo inevitables, resultantes de los métodos de tratamiento adoptados” (Ley N° 25916, 2004). Los *rellenos sanitarios* son espacios especialmente diseñados, “acondicionados y habilitados para la disposición permanente de los RSU” [...] (Ley N° 25916, 2004) “sin causar perjuicio al ambiente y sin ocasionar peligros para la salud y la seguridad pública” [...] (Ley N° 1854, 2005).

La superficie de los rellenos sanitarios suele ser grande y se divide para su operación. La porción operada en un momento dado se denomina *celda* y varias celdas conforman un *módulo* del relleno sanitario. Mientras se mantiene operativo un relleno sanitario, se dice que este relleno está *activo*, caso contrario se encuentra *cerrado*. En este último caso, todos los módulos fueron cerrados y ya no hay más disposición de residuos.

El relleno sanitario recibe un tratamiento especial para evitar daños a la salud y al ambiente. Las paredes y la base de cada módulo se impermeabilizan con diversos materiales por ej. arcilla compactada, geomembrana, etc. (CEAMSE, 2012). A medida que se avanza en la operación de cada celda, los residuos se cubren con una capa fina (*capa intermedia*) de suelo u otro material, por ej. cenizas, (Tchobanoglous et al., 1982; Harborth et al., 2013) para evitar voladuras y favorecer el tránsito. Durante el depósito de los residuos, se colocan los elementos necesarios para la recolección de los gases y lixiviados que se generan en cada módulo (Figura 1.1) (CEAMSE, 2012).



**Figura 1.1.** Esquema del módulo de un relleno sanitario y las partes que lo componen. Incluye los sistemas de recolección de gases y recolección de lixiviados

Cuando se termina de operar un módulo, se puede cerrar de diversas formas. Existen métodos modernos, como los *biofiltros*, los *biowindows* o los *biocovers* (Huber-Humer et al., 2008; Scheutz et al., 2011), y el método convencional. Este último consta de una capa de suelo del lugar, una capa impermeable de arcilla (con geomembrana, dependiendo del sitio) y una capa de suelo limpio de espesor variable (Spokas et al., 2006; Yu et al., 2009; CEAMSE, 2012). A este suelo creado por el hombre se lo denomina *tecnosuelo* según la Base de Referencia Mundial del Recurso Suelo (WRB

por sus siglas en inglés) (Pazos, 2011). Estas capas reducen la difusión de los gases a la atmósfera, la entrada de agua de lluvia a la masa de residuos y el ingreso de lixiviados en el suelo, las aguas superficiales y aguas subsuperficiales.

Una vez depositados los residuos y cerrada la celda comienza la descomposición de los restos orgánicos. Al principio, en una etapa breve, la descomposición es aeróbica. Luego, los microorganismos consumen el oxígeno disponible en la masa de RSU y el medio se vuelve anaeróbico (Smith *et al.*, 2001). La comunidad microbiana queda compuesta por organismos anaerobios facultativos y estrictos y continúa la descomposición de los residuos putrescibles (Semrau, 2011). Los principales productos finales son compuestos orgánicos parcialmente estabilizados, ácidos orgánicos volátiles intermedios y varios gases (incluyendo dióxido de carbono, metano, nitrógeno, hidrógeno y ácido sulfhídrico) (Tchobanoglous *et al.*, 1982).

Se pueden mencionar tres problemáticas asociadas a los rellenos sanitarios, una de alcance global y otras dos de alcance local. La primera problemática, la de alcance global, es la emisión de gases de efecto invernadero (GEIs) por escape a través del tecnosuelo. Uno de estos gases es el CH<sub>4</sub> que puede representar hasta el 60% en la composición del gas del relleno, dependiendo de la etapa de degradación de los residuos (Smith *et al.*, 2001). La generación de CH<sub>4</sub> alcanza un máximo a los 10-15 años desde el cierre del relleno, luego disminuye lentamente y puede perdurar durante 25 años o más (Tchobanoglous *et al.*, 1982; Smith *et al.*, 2001; Huber-Humer *et al.*, 2008).

Los rellenos sanitarios son una fuente importante de emisiones de CH<sub>4</sub> y se espera que su aporte se incremente con el tiempo. A nivel mundial, los rellenos sanitarios son responsables de 6-18% de las emisiones de CH<sub>4</sub> y son, en importancia, la cuarta fuente individual de CH<sub>4</sub> precedida por los suelos agrícolas, la fermentación entérica y los sistemas naturales de gas y petróleo (Bingemer & Crutzen, 1987; USEPA, 2006).

Se espera que las emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de rellenos sanitarios continúen en aumento. Este incremento será debido al crecimiento de población urbana, a la creciente generación de residuos en el mundo y por la adopción, por países en desarrollo, del relleno sanitario como forma de disposición de sus RSU (USEPA, 2006; Bogner *et al.*, 2007; Matthews & Themelis, 2007; Lou & Nair, 2009).

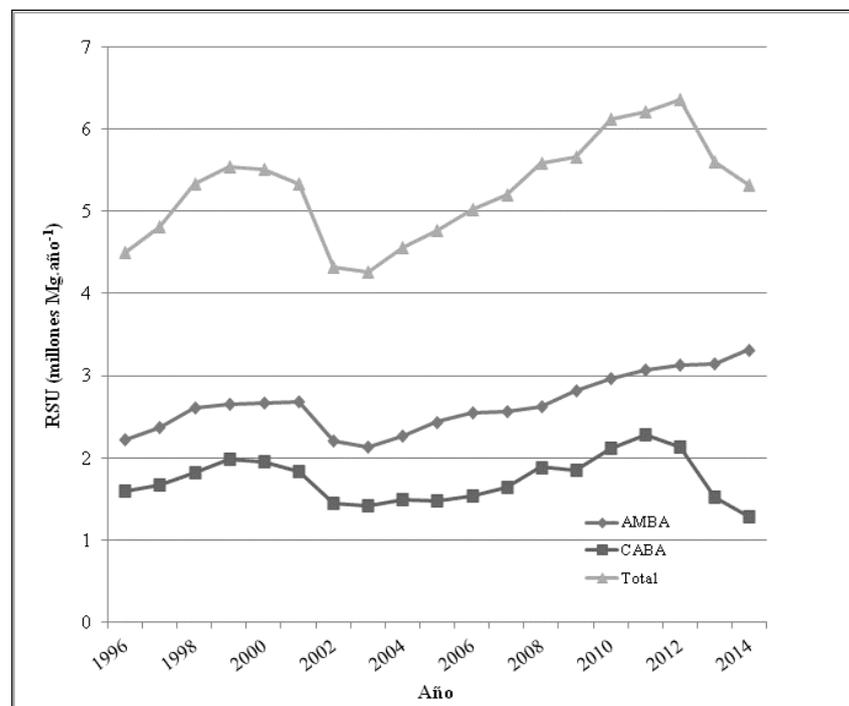
No obstante, el CH<sub>4</sub> no es el único GEI emitido. Recientemente se han encontrado varias vías de generación de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) en rellenos sanitarios (ver capítulo 3). Se determinó que estos sitios emiten cantidades 1 o 2 veces mayores a los niveles hallados para suelos agrícolas o forestales (Rinne *et al.*, 2005; Semrau, 2011). A diferencia del CH<sub>4</sub>, en la actualidad existe escasa bibliografía que aborde las emisiones de N<sub>2</sub>O desde rellenos sanitarios.

En Argentina, en el 2012, el sector Residuos fue la segunda fuente de emisión de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O. El sector Residuos representó el 24% de las emisiones de CH<sub>4</sub> mientras que las otras fuentes de importancia fueron la agricultura y la producción de energía (60% y 10% respectivamente) (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2015). Así, las emisiones del sector residuos se incrementaron un 60% durante el período 2000-2012 (Fundación Bariloche, 2000). Por otro lado, los Residuos representaron 1,43% de las emisiones totales de N<sub>2</sub>O en el 2012 y fueron precedidos por el sector agrícola (95% de las emisiones totales). En este caso, no se contaba con datos previos de emisión de N<sub>2</sub>O en el sector Residuos en Argentina.

El CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O son responsables de parte del calentamiento global. En la atmósfera, ambos absorben las radiaciones infrarrojas provenientes de la tierra más eficientemente

que el CO<sub>2</sub> (Wuebbles & Hayhoe, 2002). Por ello, provocan un efecto de calentamiento 25 y 298 veces mayor al del CO<sub>2</sub>, respectivamente. Ello se debe a su tiempo de residencia en la atmósfera (12 y 114 años respectivamente) y a su mayor coeficiente de absorción de radiaciones (Salomon *et al.*, 2007). Se suma a esta problemática planetaria, otro efecto negativo del N<sub>2</sub>O sobre la atmósfera. Este gas destruye las moléculas de ozono estratosférico contribuyendo a la degradación de la capa de ozono (Bellucci *et al.*, 2012).

A escala local, se manifiesta la segunda problemática: la rápida colmatación de los rellenos sanitarios. El volumen de RSU enviados a los rellenos sanitarios provenientes del Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) y de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) creció a ritmo casi ininterrumpido desde 1996 (Figura 1.2). Luego de la crisis de 2001 se redujo la cantidad de RSU enterrados debido a una merma en el consumo y un aumento de la recolección informal de residuos reciclables (Semmartin *et al.*, 2010). Con la recuperación del consumo, el volumen de RSU generado volvió a incrementarse a niveles que superaron los máximos anteriores. Así, en general, se vio un incremento en la velocidad de llenado de los rellenos.



**Figura 1.2.** Evolución del volumen de residuos sólidos urbanos (RSU) enterrados en los rellenos sanitarios de la CEAMSE. Se muestran los residuos enviados por la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (-■-), los municipios que conforman el Área Metropolitana de Buenos Aires (-◆-), y el total de RSU enterrados (-▲-). El Total se conforma por la suma de los residuos de la CABA, del AMBA, de otros municipios de la provincia de Buenos Aires y de los generadores privados (datos de estos dos últimos no mostrados). Fuente: elaboración propia en base a datos de la CEAMSE, 2015.

La rápida colmatación de los rellenos sanitarios obliga a buscar nuevas tierras para depositar los RSU. La CABA, la provincia de Buenos Aires y la Nación se encuentran en litigio para encontrar tierras. Deben también acordar nuevas formas de tratamiento de los RSU y dónde y cómo será la construcción de un nuevo sitio de disposición final cuando los rellenos actuales cierren definitivamente (Diario Clarín, 2012; Perelló, 2012; Gómez, 2012; Diario Hoy, 2014; NOVA, 2015).

Una opción para reducir la velocidad de llenado de los rellenos sanitarios es separar los residuos reciclables. A partir de 2012 se aprecia una disminución del total de RSU enterrados (Figura 1.2) atribuible a la reducción de la cantidad de RSU enviados a la CEAMSE por la CABA (Diario Clarín, 2012).

No obstante, la reducción de RSU reciclables no es suficiente y debe hallarse solución a los restos de podas que se entierran junto a los residuos domésticos. Los residuos de podas comprenden todos aquellos restos derivados de jardines y de espacios verdes municipales. Estos poseen gran volumen, por ende, ocupan gran espacio en el relleno sanitario y aceleran su colmatación. Por otro lado, son restos orgánicos que al enterrarse se degradan anaeróbicamente, lo que produce gas  $\text{CH}_4$ . El reciclado de los restos de podas mediante compostaje es una solución parcial a las problemática de emisiones de GEIs y colmatación de los rellenos.

Por último, el tercer problema es encontrar un destino para los rellenos sanitarios una vez que concluye su vida útil. En un contexto de tierras con precios elevados, la población con menores recursos, sin solución habitacional, ocupa terrenos de menor valor (Baer, 2012), como podrían ser los aledaños a los rellenos sanitarios. En este sentido, los rellenos cerrados deberían ser espacios aprovechables por la población circundante, tanto como sitios donde encontrar fuentes de trabajo y/o como lugar de esparcimiento.

Así, los rellenos deben ser acondicionados para reinsertarlos de manera sustentable al ambiente que los rodea. Este acondicionamiento se denomina *rehabilitación*. Aunque estos terrenos tienen potencial de uso limitado, son factibles tres alternativas de uso: agrícola, recreacional y comercial (Espinace *et al.*, 1998).

En resumen, se han planteado tres problemas ambientales relacionados a los rellenos sanitarios, dos a escala local y uno a escala global. A escala local uno de los problemas se produce mientras el relleno está activo y el otro cuando está cerrado. Mientras que a escala global la emisión de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  a través de la superficie del tecnosuelo de los rellenos sanitarios se produce en cualquiera de estos estadios. En esta tesis se proponen dos alternativas a las problemáticas locales que redundan en una reducción de estos gases de efecto invernadero que contribuyen a la problemática de calentamiento global.

A escala local, y para los rellenos activos, se propone tratar los restos de podas para producir compost y ralentizar la colmatación de los rellenos. A esta misma escala, y para los rellenos cerrados, se propone como alternativa de uso del tecnosuelo la producción de biomasa lignocelulósica con fines energéticos. Para evaluar si estas propuestas contribuyen a mejorar la calidad ambiental se los juzga mediante la estimación o cuantificación los gases de efecto invernadero ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CO}_2$ ) que generan o emiten. De este modo, se obtienen medidas que apoyen la práctica intervencionista del relleno sanitario y al compostaje como alternativa al enterramiento de restos de podas.

### **Objetivos generales**

- 1) Sustentar la propuesta de optimización del manejo de residuos de podas para disminuir la emisión de gases de efecto invernadero desde un relleno activo de la CEAMSE en Bancalari, Buenos Aires.
- 2) Juzgar, a partir de mediciones de gases de efecto invernadero desde el tecnosuelo, la pertinencia de la propuesta de rehabilitación mediante producción

de biomasa con fines energéticos, de un relleno sanitario cerrado en Villa Domínico, Buenos Aires.

- 3) Contribuir al inventario de gases de efecto invernadero de la República Argentina con datos únicos de emisiones desde un relleno sanitario cerrado en distintas épocas del año y emisiones por compostaje de restos de podas.

## CAPÍTULO 2. APORTES AL CICLO DE VIDA DE LOS RESTOS DE PODAS: COMPOSTAJE vs RELLENO SANITARIO <sup>(1)</sup>

### 1. INTRODUCCIÓN

Los restos verdes o residuos de podas son parte de los residuos sólidos urbanos (RSU). Comprenden todos aquellos restos derivados de jardines y de espacios verdes municipales e incluyen: pastos, hojas y ramas. El porcentaje de restos verdes respecto del total de RSU varía según el lugar de producción. En zonas con menor densidad poblacional, donde existe mayor proporción espacios verdes y jardines el porcentaje de restos verdes es mayor. Como ejemplo, en 2011, en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) los restos verdes representaron el 6% de los RSU mientras que en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) representaron el 13% (Instituto de Ingeniería Sanitaria, 2011).

El enterramiento de residuos verdes en rellenos sanitarios es negativo por varias razones:

- Cuando se entierran, los restos de podas se descomponen en anaerobiosis, lo que genera emisiones de CH<sub>4</sub> a la atmósfera. El CH<sub>4</sub> es un GEI con potencial de calentamiento de la atmósfera 25 veces mayor que el CO<sub>2</sub> (Salomon *et al.*, 2007).
- En general, los residuos de podas son enterrados junto con los residuos domiciliarios. Sin embargo, dado su gran volumen y escasa compresibilidad, estos restos necesitan mayor número de viajes para ser transportados al relleno sanitario y, una vez enterrados ocupan gran espacio. Ello conlleva alta emisión de CO<sub>2</sub> durante el transporte del material y aceleración de la colmatación de los rellenos sanitarios.
- Al enterrar restos de podas se entierran recursos y se pierde la oportunidad de producir compost. Así, estamos en presencia de un ciclo lineal que podría ser circular si se reciclaran los restos de podas en lugar de enterrarlos.

El compostaje es un proceso biológico por el cual material orgánico de descarte se transforma en un nuevo producto. El compostaje es un conjunto de procesos biológicos físicos y químicos mediados por microorganismos del suelo en condiciones aeróbicas que resulta en un nuevo producto, el compost. La palabra compost proviene del vocablo en latín “*componere*” que significa “juntar” (Mazzarino & Satti, 2012). Por ende, se puede considerar que el compost agrupa restos orgánicos de distinto origen (agrícolas, urbanos, paisajismo, etc) que se transformaron en un nuevo producto.

El compostaje es una alternativa al enterramiento de los residuos verdes en rellenos sanitarios a nivel mundial y local. El compostaje ralentiza la colmatación de los rellenos sanitarios, evita la generación de gas CH<sub>4</sub> por descomposición anaeróbica de los restos verdes enterrados y produce un abono orgánico que puede tener múltiples aplicaciones. En países como los Estados Unidos, está prohibido el enterramiento de residuos verdes

---

<sup>1</sup> PieriniV. & Ratto. 2015. Yard trimmings' life cycle: composting vs. landfilling. Indian Journal of Scientific Research and Technology, 3 (3) 43-51. ISSN:2321-9262 (online)  
<http://www.indjsrt.com/administrator/modules/category/upload/09-INDJSRT201545.pdf>

en rellenos sanitarios y el compostaje es obligatorio (USEPA, 2002; Stoffella & Kahn, 2005). En nuestro país la generación y uso posterior del compost de residuos urbanos no se encuentran reglamentados (Mazzarino & Satti, 2012).

El análisis de ciclo de vida (ACV), denominado vulgarmente "de la cuna a la tumba", es una herramienta que permite calcular la carga ambiental de un proceso en términos energéticos. Ello le da un gran valor ya que permite cálculos y comparaciones para evaluar los impactos ambientales de diferentes opciones de uso de recursos. El ACV proporciona un marco y métodos para evaluar los flujos de materia y energía y el impacto potencial de un producto o servicio durante todo su ciclo de vida (ROU, 2007; Ratto & Giuffré, 2013). Esta herramienta puede ser usada para evaluar la viabilidad del compostaje como alternativa al enterramiento de restos verdes en rellenos sanitarios.

Para realizar un ACV se deben definir límites, alcances, impactos sobre el ambiente y la forma de medirlos. Los *alcances* se refieren a todo el sistema y los componentes que se quieren estudiar. Los *límites* definen lo que queda excluido del estudio de ACV (Ratto & Giuffré, 2013). Los impactos sobre el ambiente pueden ser: el consumo de recursos finitos (ej. recursos minerales o energéticos), calentamiento global, degradación del suelo, del agua, etc. Estos impactos se podrán evaluar a través de indicadores, por ej. para evaluar la existencia de impacto sobre el calentamiento global de cierto proceso se pueden medir los GEIs emitidos durante él.

En esta tesis se analiza el ciclo de vida de los restos de podas y se plantean dos opciones: su enterramiento y su compostaje. El enterramiento es considerado la *línea de base*, la situación de tratamiento actual de los restos verdes, mientras que el compostaje se evalúa como *alternativa* al enterramiento. De los posibles impactos que se podrían mensurar en el análisis del ciclo de vida de los restos de podas se estudió la contribución al efecto invernadero por el consumo de energía y por el proceso biológico de degradación (compostaje). Por último, se utilizaron como indicadores la cantidad de energía consumida (eléctrica y fósil) y las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O.

No obstante, en los balances de emisiones, sólo se tiene en cuenta aquel CO<sub>2</sub> emitido que potencia el calentamiento global. Según el trabajo de Smith *et al.*, (2001) sólo el carbono de ciclo largo se considera en los balances de emisiones. El carbono de *ciclo largo* es aquel que forma parte de estructuras químicas cuya formación insumió miles de años, por ejemplo las de los hidrocarburos fósiles. Cuando estas sustancias son utilizadas, se libera carbono como CO<sub>2</sub>. Así, se incrementa la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera la cual potencia un aumento de la temperatura terrestre por efecto invernadero (Smith *et al.*, 2001). El carbono de *ciclo corto*, o carbono biogénico, forma parte de la biomasa vegetal o animal. Es aquel que, incorporado durante el crecimiento de las plantas o animales, se libera durante su descomposición aeróbica. Este carbono completa su ciclo rápidamente y vuelve a estar disponible en la atmósfera (Smith *et al.*, 2001). Al ser así, no favorece el calentamiento global.

### **La producción de metano en condiciones de relleno sanitario**

La cuantificación *in situ* de emisiones de CH<sub>4</sub> u otro gas desde una superficie suele no ser plausible. Cuantificar emisiones de CH<sub>4</sub> de toda la superficie de un relleno sanitario es muy difícil y, dependiendo del país, muy costosa. En caso de contar con aparatos relativamente baratos y accesibles, la cuantificación de emisiones requeriría gran cantidad de mano de obra y tiempo; caso contrario, sería necesaria mano de obra calificada y gran inversión inicial (Oonk, 2010).

Los modelos de estimación de emisiones son útiles cuando éstas no se pueden cuantificar *in situ* pero son difíciles de construir. Estos modelos, dependiendo de su precisión, podrán aproximarse al valor real de emisiones. Sin embargo, no es sencillo construir un modelo que refleje la generación y emisión de CH<sub>4</sub> en un relleno sanitario. Si se tuviesen en cuenta todos los factores climático-biológicos responsables de estos procesos el modelo resultaría muy complejo. Los modelos de estimación de emisiones de CH<sub>4</sub> se basan principalmente en cuestiones empíricas medidas en laboratorio o a campo más que en principios microbiológicos (Mor *et al.*, 2006a).

Si se desea estimar la emisión de CH<sub>4</sub> desde la superficie de un relleno sanitario pueden utilizarse dos modelos. Estos son:

- el CH<sub>4</sub> potencial generado ( $L_0$ ) y
- el CH<sub>4</sub> emitido.

$L_0$ : este modelo resulta en una estimación puntual que refleja la cantidad de CH<sub>4</sub> que producirá la degradación anaeróbica de los residuos orgánicos durante su vida en el relleno sanitario (Oonk, 2010).  $L_0$  es utilizado para cuantificar la cantidad de CH<sub>4</sub> que puede quemarse para obtener energía (Mor *et al.*, 2006a). También se toma como base para calcular lo que se emite a la atmósfera (Brown *et al.*, 2008).

El segundo modelo, el **CH<sub>4</sub> emitido**, ajusta el valor de  $L_0$ . No es un único valor total sino la sumatoria de los valores anuales de emisión. Se basa en la cantidad de residuos enterrados por año y su tasa de degradación. Además, tiene en cuenta las vías que reducen la cantidad de CH<sub>4</sub> antes de que alcance la atmósfera. Para esto se apoya en un modelo de decaimiento de primer orden (FOD por sus siglas en inglés) que provee un perfil de emisión de CH<sub>4</sub> dependiente del tiempo y refleja el patrón de degradación de los residuos (Abushammala *et al.*, 2010). El modelo FOD es recomendado por el IPCC y por la USEPA (Machado *et al.*, 2009). Existen muchos modelos que se basan en el modelo FOD pero muy pocos fueron validados o son avalados por entidades internacionales (Scharff *et al.*, 2003).

El modelo FOD puede ser de una o múltiples fases. El de una sola fase considera que el carbono es todo de igual calidad, por tanto, se degrada a la misma tasa (Scharff *et al.*, 2003). Significa que, la degradación de cada residuo depende de la de los demás. Por ejemplo, la descomposición de la madera es acelerada por la presencia de residuos putrescibles y la descomposición de estos últimos se ralentiza a causa de la madera.

El modelo FOD puede ser también de fases múltiples. Éste considera que existe distinta calidad de carbono en los residuos depositados, por ende, la tasa de degradación de cada uno difiere (Scharff *et al.*, 2003). Los residuos, de distintas categorías (ej. papel, cartón, restos de cocina, etc), se descomponen independientemente de la matriz de residuos que los rodea. Este tipo de análisis requiere de datos de contenido y calidad de carbono detallados para las numerosas categorías de residuos (Oonk, 2010).

En este estudio se estimaron las emisiones en varias de las etapas del proceso de compostaje de restos de podas a fin de aportar la información pertinente al cálculo del ACV. Se estimaron las emisiones de GEIs del compostaje y las emisiones de CH<sub>4</sub> evitadas por el compostaje, que son las emisiones de CH<sub>4</sub> que provendrían de la degradación anaeróbica de los restos de podas cuando son enterrados y que pueden evitarse al compostarlos. Finalmente, se realizó un balance de emisiones para comparar el compostaje con el enterramiento en un relleno sanitario. Esto permitió optar por una alternativa que disminuye el impacto negativo de las emisiones de GEIs sobre el ambiente y hacer un mejor uso de la energía y del ciclado de la materia.

### **1.1. Objetivo general**

Elegir la mejor alternativa de manejo, entre enterramiento en un relleno sanitario y compostaje, de los restos de podas de la CABA y el AMBA, mediante la aplicación y cálculo del ACV comparando las emisiones de GEIs.

### **1.2. Objetivos específicos**

- Para los restos de podas enviados a la planta de compostaje de CEAMSE estimar:
  - Las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O generadas durante el proceso de compostaje
  - Las emisiones de CO<sub>2</sub> por el uso de la maquinaria durante el proceso de compostaje
  - Las emisiones de CH<sub>4</sub> por enterramiento (emisiones evitadas por el tratamiento alternativo de los restos de podas).
  - Las emisiones de CO<sub>2</sub> por el uso de la maquinaria durante el enterramiento
  - El volumen de restos de podas que no se destinan al enterramiento en el relleno sanitario sino al compostaje.
- Generar un balance de carbono entre el compostaje y el enterramiento en relleno sanitario.

### **1.3. Hipótesis**

Las emisiones de gases de efecto invernadero durante el proceso de compostaje de restos de podas son equivalentes a las generadas por enterrarlos en un relleno sanitario.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se describió el proceso de compostaje en la planta de compostaje de la CEAMSE para identificar los puntos de consumo energético. A continuación, se detallaron las ecuaciones utilizadas para calcular las emisiones de GEIs (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O) en las etapas del compostaje y las que se evitan emitir al no enterrar los residuos en el relleno sanitario. Se compararon ambas alternativas mediante un balance de emisiones para juzgar cuál de ellas era la mejor opción.

### 2.1. Desarrollo del proceso de compostaje

El proceso de compostaje se desarrolla en la planta de compostaje de la CEAMSE, situada en el Complejo Ambiental Norte III (Camino del Buen Ayre y Panamericana), sitio donde también se encuentra un relleno sanitario activo. Los coeficientes que se presentan en la descripción fueron obtenidos en base a mediciones y a cálculos realizados en la planta con apoyo del Ingeniero a cargo. Las etapas del proceso de compostaje se describen en la Tabla 2.1

**Tabla 2.1.** Descripción de las etapas del compostaje en la planta de CEAMSE (Bs. As., Argentina). Se detallan la masa y el volumen ingresante de residuos y las reducciones de éstos por descarte o por degradación biológica en cada etapa del proceso de compostaje

Descripción de la etapa	Masa	Volumen
Ingreso del material verde a la planta de CEAMSE. Se pesan los camiones para obtener la masa ingresante.	promedio: 1200Mg restos de podas.mes <sup>-1</sup>	promedio: 3429m <sup>3</sup> restos de podas.mes <sup>-1</sup>
Clasificación manual del material. Separación del descarte. El descarte posee aproximadamente un 30% de restos orgánicos.	reducción por descarte inicial: 25-35% del total ingresado	reducción por descarte inicial: 15-25% del total ingresado
Recolección del material clasificado por una pala neumática que lo introduce en una chipeadora.	reducción por chipeado: 5-10% del total a chipear	reducción por chipeado: 50-65% del total a chipear
El material chipeado se introduce en silos plásticos y permanece allí 3 a 4 meses.	reducción por degradación silo-bolsas y pilas: 50-60% del total a compostar	reducción por degradación silo-bolsas y pilas: 30-40% del total a compostar
Luego del período en la silo-bolsa se forman pilas estáticas sin volteo en espacio abierto. Allí permanecen por 2 a 3 meses.		
Se tamiza el compost por medio de una zaranda	reducción por descarte post tamizado: 45% del total proveniente de la silo-bolsa/pilas	reducción por descarte post tamizado: 40-45% del total proveniente de la silo-bolsa/pilas
Maduración del compost que dura de 2 a 4 meses. El material se asienta y estabiliza definitivamente obteniéndose un producto maduro.	peso final del compost	volumen final del compost

#### Aclaraciones del proceso:

- ✓ Antes de ser depositado en las silo-bolsas, el material chipeado es humedecido. Este paso es un ajuste metodológico dado que la materia prima posee bajo contenido de humedad. El contenido de agua debe ser adecuado para no favorecer la anaerobiosis.

- ✓ El método de compostaje empleado es el de pilas estáticas aireadas cubiertas por silo-bolsas. El sistema de aireación en las silo-bolsas es por ventilación forzada, suministra oxígeno, enfría la pila, elimina el vapor de agua, CO<sub>2</sub> y otros productos de descomposición.
- ✓ Del total que ingresa a zaranda, el 27% es material grueso que, por no ser utilizado, se entierra. El 18% es material de tamaño entre 1,8 y 4 cm (este material se utiliza para la parquización de áreas del relleno sanitario cerradas.). Finalmente, el 55% es compost, que es el material más fino.
- ✓ El proceso de compostaje tiene una duración total de entre 7 y 11 meses.

Para obtener los valores mensuales de residuos de poda en cada etapa del compostaje, se partió de 1200 Mg.mes<sup>-1</sup> como masa inicial (3429 m<sup>3</sup>.mes<sup>-1</sup>). Luego se estimaron los valores correspondientes a las distintas etapas del proceso, para un escenario de máxima y mínima producción de compost según la disminución de material por descarte y degradación. Las ecuaciones del proceso son las siguientes:

$$M. \text{chipear}_i = M. \text{Ingreso} - M. \text{Descarte inicial}_i \quad (1)$$

$$\circ M. \text{Descarte inicial}_i = M. \text{Ingreso} \times \text{Coef } DI_i \quad (2)$$

$$M. \text{a compostar}_i = M. \text{chipear}_i - M. \text{Rd chipeado}_i \quad (3)$$

$$\circ M. \text{Rd chipeado}_i = M. \text{chipear}_i \times \text{Coef chipeado}_i \quad (4)$$

$$M. \text{a zaranda}_i = M. \text{a compostar}_i - M. \text{mineralizada}_i \quad (5)$$

$$\circ M. \text{mineralizada}_i = M. \text{a compostar}_i \times \text{Coef } b/p_i \quad (6)$$

$$M. \text{compost}_i = M. \text{a zaranda}_i - M. \text{Rd zaranda}_i \quad (7)$$

$$\circ M. \text{Rd zaranda}_i = M. \text{a zaranda}_i \times \text{Coef } DZ_i \quad (8)$$

Donde:

- $M. \text{chipear}_i$  = masa a chipear (triturar) para el escenario  $i$  (Mg.mes<sup>-1</sup>)
- $M. \text{Ingreso}$  = masa que ingresa a la planta de compostaje (Mg.mes<sup>-1</sup>)
- $M. \text{Descarte inicial}_i$  = masa de descarte en la primera etapa del compostaje para el escenario  $i$  (Mg.mes<sup>-1</sup>)
- $M. \text{a compostar}_i$  = masa que ingresa al compostaje para el escenario  $i$  (Mg.mes<sup>-1</sup>)
- $M. \text{Rd. chipeado}_i$  = masa descartada post-chipeado para el escenario  $i$  (Mg.mes<sup>-1</sup>)
- $M. \text{a zaranda}_i$  = masa a tamizar para el escenario  $i$  (Mg.mes<sup>-1</sup>)
- $M. \text{mineralizada}_i$  = masa que se pierde por degradación aeróbica para el escenario  $i$  (Mg.mes<sup>-1</sup>)
- $M. \text{compost}_i$  = masa final de compost obtenida luego del compostaje para el escenario  $i$  (Mg.mes<sup>-1</sup>)
- $M. \text{Rd. zaranda}_i$  = masa descartada luego del tamizado para el escenario  $i$  (Mg.mes<sup>-1</sup>)
- $\text{Coef } DI_i$  = coeficiente de descarte inicial para el escenario  $i$  (relación en peso o volumen).
- $\text{Coef chipeado}_i$  = coeficiente de reducción de los restos de podas por chipeado para el escenario  $i$  (relación en peso o volumen).
- $\text{Coef } b/p_i$  = coeficiente de reducción en silo-bolsa y pila para el escenario  $i$  (relación en peso o volumen).
- $\text{Coef } DZ_i$  = coeficiente reducción por descarte luego del tamizado para el escenario  $i$  (relación en peso o volumen).
- $i$  = escenario de máxima o mínima producción de compost.

Los coeficientes (relación en peso) según el escenario de máxima o mínima producción (en ese orden) serán: Descarte inicial: 0,25 y 0,35; chipecado: 0,03 y 0,05; b/p: 0,5 y 0,6; Descarte zaranda: 0,45 para ambos. Los coeficientes (relación en volumen) son: Descarte inicial: 0,15 y 0,25; chipecado: 0,5 y 0,65, b/p: 0,3 y 0,4; Descarte zaranda: 0,4 y 0,5.

Se calculó la cantidad de biomasa que se evita enterrar, en unidades de peso y volumen, como:

$$M. \text{ no enterrada} = M. \text{ Ingreso} - (M. \text{ Descarte inicial}_i + M. \text{ Rd. chipecado}_i) \quad (9)$$

La biomasa que se evita enterrar será aquella que ingrese a compostado. Por ello, a la biomasa que ingresa se le resta lo que se descarta del proceso y es enterrado. En este cálculo no se computa el descarte que se produce luego del tamizado porque éste no se entierra.

## 2.2. Evaluación de emisiones durante el compostaje o enterramiento de los residuos verdes

En este trabajo se utilizó el ACV como herramienta para elegir la mejor entre dos alternativas de tratamiento final de los restos de podas, el enterramiento y el compostaje. Entre los impactos ambientales que podrían tener estas alternativas se escogió evaluarlas a través de su impacto sobre el calentamiento global. El indicador utilizado fue la emisión de gases de efecto invernadero.

### **2.2.1. Alcance y límites del ACV**

El sistema comprende los restos de podas que llegan a la planta de compostaje de la CEAMSE, en Bancalari, Buenos Aires, Argentina. Se excluye del análisis todo otro tipo de RSU admitidos en los complejos de tratamiento de la CEAMSE en esta localización. Del ciclo de vida de los residuos de podas se estudiaron las etapas que se relacionan con la línea de base y con el tratamiento alternativo de estos restos (compostaje) (Figura 2.1). De ellos se analizó:

De la línea de base:

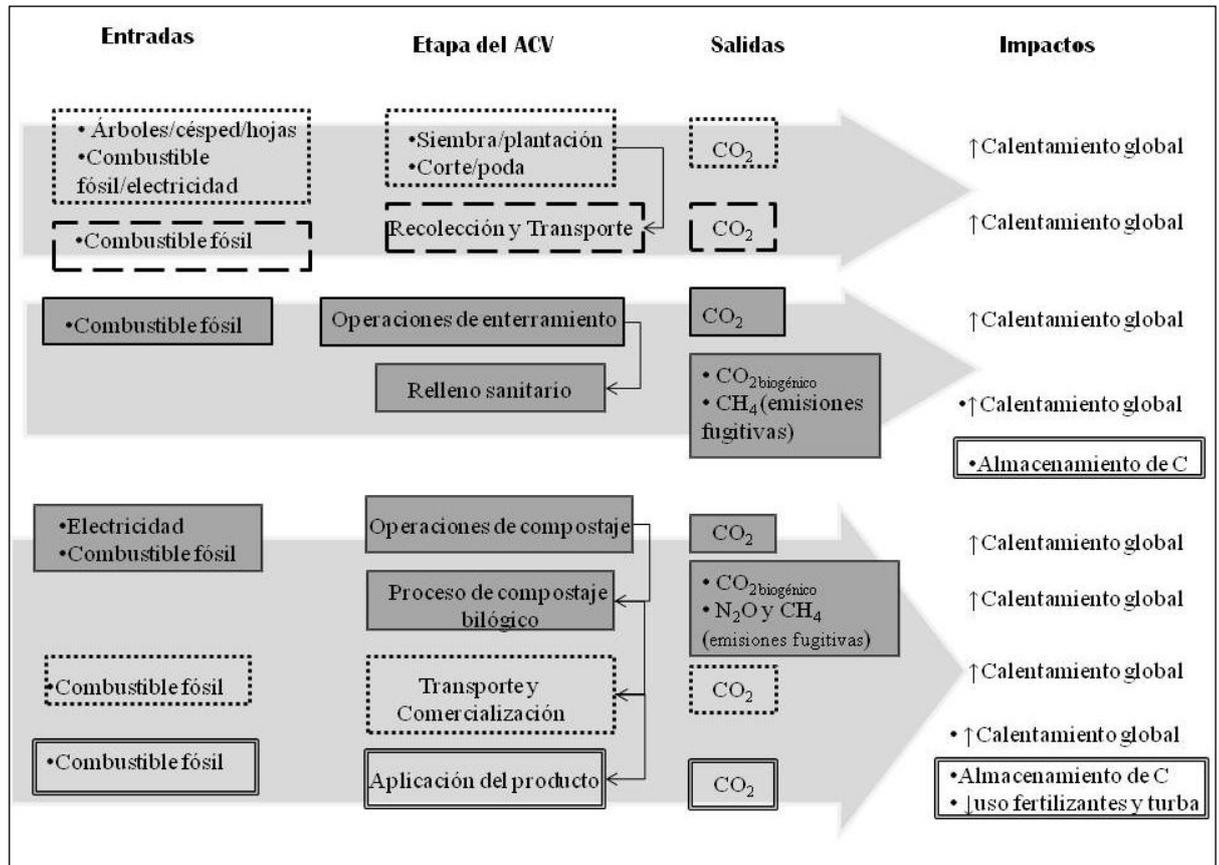
- ✓ La generación potencial de CH<sub>4</sub> del relleno sanitario.
- ✓ Las emisiones de CH<sub>4</sub> del relleno sanitario.
- ✓ Las emisiones derivadas de las operaciones de enterramiento.

Del compostaje:

- ✓ Consumo de combustible fósil por las operaciones de la maquinaria durante el proceso de compostaje.
- ✓ Consumo de electricidad por las operaciones de la maquinaria durante el proceso de compostaje.
- ✓ Emisiones de CO<sub>2</sub> de por la operación de las maquinarias
- ✓ Emisiones de CO<sub>2</sub> del proceso de compostaje biológico.
- ✓ Emisiones fugitivas (CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O) del proceso de compostaje biológico

En el esquema de la Figura 2.1 se puede ver el ciclo de vida de los restos de podas. La flecha superior representa el comienzo del proceso. En la primera etapa hay crecimiento de árboles, césped etc. en los jardines y parques municipales que luego se podan o cortan. Esta etapa del ciclo de vida de los restos de podas queda excluida del ACV ya que es imposible estimar la energía que se consume en la siembra de césped o plantación de árboles o durante la poda. Este consumo y sus emisiones no provienen de una única fuente sino de fuentes diversas y dispersas en distintos domicilios y

municipios. Por ende, no se estimaron las emisiones de CO<sub>2</sub> de ciclo largo liberadas en esta etapa



**Figura 2.1.** Esquema de las etapas del ACV, las entradas y salidas de recursos y los impactos en el ambiente. Se detalla la posibilidad de estimar la cantidad de material y las emisiones provenientes de cada proceso: *Línea punteada*: imposible de estimar; *línea discontinua*: no estimado, línea de base y alternativa iguales; *línea llena*: estimado; *doble línea*: se estimará en el futuro.

En la segunda etapa, (parte de la flecha superior de la Figura 2.1) la biomasa vegetal cortada, o sea los restos de podas, deben ser transportados para su tratamiento o disposición final. Así, los vehículos utilizados para el transporte liberan CO<sub>2</sub> proveniente de la quema de combustible fósil. Esta etapa queda excluida del ACV ya que, en el balance global de emisiones para cada una de las alternativas, el camino que siguen los restos de podas es el mismo.

Las siguientes dos flechas (intermedia e inferior) representan los caminos alternativos que puede seguir la biomasa luego del transporte a la CEAMSE, y son los incluidos dentro del ACV de esta tesis. La primera de ellas representa el enterramiento en rellenos sanitarios, tratamiento que se le da habitualmente a los restos de podas (*línea de base*) en los sitios de disposición. Su descomposición es, mayormente, anaeróbica por lo que se genera y emite CH<sub>4</sub>. Además, la maquinaria que entierra los restos de podas libera CO<sub>2</sub> por quemar combustibles fósiles. Todos los valores de los rectángulos con línea llena de la Figura 2.1 fueron estimados para el enterramiento en el relleno activo del complejo ambiental Norte III de la CEAMSE. Por último, la fracción de los restos orgánicos que no se descomponga, potenciará el almacenamiento de carbono en el interior del relleno sanitario.

La flecha inferior de la Figura 2.1 representa el compostaje de los restos de podas (propuesta *alternativa*). La biomasa ingresa a la planta de compostaje de la CEAMSE y sigue las etapas descritas en la sección 2.1 (en materiales y métodos) hasta la obtención del producto terminado. Durante el proceso de compostaje se libera CO<sub>2</sub> de ciclo corto y *emisiones fugitivas* de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O. Estas últimas se producen durante el proceso de compostaje en algunos sitios de la pila en condiciones de anaerobiosis; situación que no debiera ocurrir. Asimismo, de la actividad de la maquinaria se libera CO<sub>2</sub> de ciclo largo, producto del consumo de electricidad y combustibles fósiles. Todos los valores de los rectángulos de línea llena de la Figura 2.1 fueron estimados.

En la flecha inferior, luego del proceso de compostaje, se grafica el final del ciclo de vida de los restos de podas que incluye el transporte, comercialización y aplicación del compost producido. El compost producido en la planta de compostaje debe ser transportado a distintos comercios para su venta. Posteriormente, se aplica el compost al suelo y parte del carbono que lo compone podría formar parte del carbono almacenado en el suelo. No obstante, las emisiones de CO<sub>2</sub> de ciclo largo producidas durante estas etapas o el carbono que pudiera quedar almacenado en el suelo quedan excluidas del ACV de los restos de podas. No es posible estimar la cantidad de CO<sub>2</sub> de ciclo largo producto del consumo de combustibles fósiles en esta parte del ciclo dada a diversidad de recorridos y vehículos en los que podría trasladarse el compost. La existencia de acumulación de carbono almacenado, así como la cantidad que quede almacenada pueden ser objeto de otra tesis a futuro.

### 2.2.2. Consideraciones generales

Supuestos para el uso de los modelos aplicados en el marco del ACV:

- ✓ Se pueden aplicar los modelos generales de emisión de GEIs, creados para tratar el total de RSU, a una porción de los RSU.
- ✓ Todos los meses del año, llega a la planta la misma cantidad de restos de poda promedio (1200Mg).
- ✓ Se trabajan todos los días hábiles del año (necesario para calcular la liberación anual de CO<sub>2</sub> por las maquinarias).
- ✓ No se quema el biogás que se produce en el relleno sanitario de la CEAMSE.

En CEAMSE hay 6 días laborables por semana. Se calcularon los días hábiles para cada año del período 2007-2015 en Argentina. La mediana fue de 245 días hábiles/año (“Días laborables en Argentina,” 2014).

Consideramos dos escenarios, uno de máxima producción de compost y uno de mínima. Esto se basó en los coeficientes presentados en la sección 2.1 (en materiales y métodos) para los descartes y la mineralización (degradación biológica) que ocurre durante el proceso de compostaje. El escenario de máxima producción de compost refleja el mejor escenario, donde todos los rechazos son minimizados y la mineralización es mínima. La eficiencia del proceso es la máxima esperable. El escenario de mínima producción de compost es el peor escenario; la eficiencia del proceso es mínima. Entre estos dos, podrían existir otros escenarios que resultaran de todas las combinaciones posibles de los coeficientes del proceso de compostaje.

Los valores de carbono total (CT) en base seca y los valores de humedad de los restos verdes se obtuvieron de datos diarios de calidad del residuo ingresante a la planta de compostaje de la CEAMSE de 2007 a 2009. Basados en 215 registros, se calculó el CT máximo, mínimo y medio en base húmeda (Teichmann & Schempp, 2013). Estos

resultados se muestran en la Tabla 2.2 y serán utilizados en los modelos. Para mayor profundidad en la caracterización del material ver Ratto & Zubillaga (2014).

**Tabla 2.2.** Valores de carbono orgánico en base húmeda (%) medio, máximo, mínimo, desvío estándar y límites del intervalo de confianza (IC95) del material verde que ingresó en el período 2007-2009 a la planta de compostaje de CEAMSE. n= 215 datos.

	media	Máx	Mín	DE	LI (95)	LS (95)
C base húmeda (%)	21,0	38,2	8,31	4,2	20,45	21,58

### 2.2.3. Emisiones del proceso de compostaje

#### 2.2.3.1. Emisiones de CO<sub>2</sub> por degradación aeróbica de los restos de podas

La emisión total anual de CO<sub>2</sub> generada durante el compostaje se estimó mediante el Factor de Emisión de CO<sub>2</sub> (ecuación 10), presentado en el Informe Final de la European Commission (2001)<sup>(2)</sup>, y la masa mineralizada durante el compostaje (ecuación 6).

$$CO_2 \text{ total emitido}_{i,j} = M. \text{ mineralizada}_i \times EF_j \times 12/1000 \quad (10)$$

Donde:

- $CO_2 \text{ total emitido}$ = dióxido de carbono emitido durante el compostaje para el escenario  $i$  y el contenido de carbono  $j$  ( $Mg \text{ CO}_2 \cdot \text{año}^{-1}$ ).
- $M. \text{ mineralizada}_i$  = masa mineralizada para el escenario  $i$  ( $Mg \cdot \text{mes}^{-1}$ )
- $EF_j$  = factor de emisión de CO<sub>2</sub> por unidad de residuo verde para el contenido de carbono  $j$  ( $kg \text{ CO}_2 \cdot Mg^{-1}$ )
- $12$ = factor de conversión de unidades ( $\text{meses} \cdot \text{año}^{-1}$ )
- $1000$ = factor de conversión de unidades ( $kg \cdot Mg^{-1}$ )
- $i$ = escenario de máxima o mínima producción de compost
- $j$  = contenido de carbono del material: mínimo, promedio y máximo

$$EF_j = DDOC_j \times 10 \times 44/12 \quad (11)$$

Donde:

- $EF_j$ = factor de emisión de CO<sub>2</sub> por unidad de residuo verde para el contenido de carbono  $j$  ( $kg \text{ CO}_2 \cdot Mg^{-1}$ )
- $DDOC_j$  = carbono orgánico degradable mineralizable para el contenido de carbono  $j$  (%)
- $10$ = factor de conversión de unidades ( $kg \cdot Mg^{-1} \cdot \%^{-1}$ )
- $44/12$ = proporción del peso molecular CO<sub>2</sub>/C
- $j$  = contenido de carbono del material: mínimo, promedio y máximo

<sup>2</sup> Debido a la extensa difusión que posee el material relativo al cambio climático, se mantienen las abreviaturas que conforman las ecuaciones de cálculo y se aclara su significado en castellano.

$$DDOC_j = DOC_j \times DOC_f \quad (12)$$

Donde:

- $DDOC_j$  = carbono orgánico degradable mineralizable para el contenido de carbono  $j$  (%)
- $DOC_j$  = carbono orgánico degradable para el contenido de carbono  $j$  (%)
- $DOC_f$  = coeficiente de mineralización del carbono orgánico degradable durante el compostaje
- $j$  = contenido de carbono del material: mínimo, promedio y máximo

$$DOC_j = CT_j \times a \quad (13)$$

Donde:

- $DOC_j$  = carbono orgánico degradable para el contenido de carbono  $j$  (%)
- $CT$  = carbono total  $j$  (mínimo, promedio y máximo) (%)
- $a$  = fracción del carbono factible de ser degradada bioquímicamente

El CT se obtuvo de los datos de la sección 2.2.2 (en materiales y métodos); los otros parámetros son estándar y son dados por la *European Commission*. El DOC se obtiene de multiplicar el CT por “ $a$ ”, un factor que representa la fracción del carbono factible de ser degradada bioquímicamente. A diferencia de otros residuos que componen los RSU, el carbono que compone los restos verdes se puede descomponer completamente. Por ende,  $a=1$  y  $DOC=CT$ . El valor del DOC mineralizable, (DDOC) es una porción del DOC. Representa la fracción del CT que puede mineralizarse durante el compostaje. El coeficiente de mineralización ( $DOC_f$ ) es 0,5 (Smith *et al.*, 2001).

### **2.2.3.2. Emisiones de GEIs que contribuyen al calentamiento global**

#### **A. Ecuación general**

Las emisiones que contribuyen al calentamiento global en el compostaje son el  $CO_2$  de ciclo largo, el  $CH_4$  y el  $N_2O$ . En el compostaje, el  $CO_2$  con carbono de ciclo largo proviene directamente de la quema de combustibles fósiles e indirectamente del consumo de energía eléctrica. A estas emisiones se les suman las emisiones fugitivas de  $CH_4$  y  $N_2O$  producidas en micrositos anaeróbicos y las emisiones de  $CH_4$  del descarte inicial del proceso de compostado que es enterrado en el relleno sanitario. Todas ellas aportan al calentamiento global.

El cálculo de estas emisiones se realizó a partir del modelo presentado en los anexos de herramientas metodológicas de la CDM EB 41 (2008) adaptado:

$$E_{C,y} = E_{cf,y} + E_{e,y} + E_{CH_4,y} + E_{N_2O,y} + E_d + E_{RO,y} \quad (14)$$

Donde:

- $E_{C,y}$  = emisiones del proceso de compostaje en el año  $y$  ( $Mg\ CO_2e.año^{-1}$ )
- $E_{cf,y}$  = emisiones del consumo de combustibles fósiles durante el compostaje en el año  $y$  ( $Mg\ CO_2e.año^{-1}$ )
- $E_{e,y}$  = emisiones del consumo de electricidad durante el compostaje en el año  $y$  ( $Mg\ CO_2e.año^{-1}$ )
- $E_{CH_4,y}$  = emisiones de metano durante el compostaje en el año  $y$  ( $Mg\ CO_2e.año^{-1}$ )

- $E_{N_2O,y}$  = emisiones de óxido nitroso durante el compostaje en el año y (Mg CO<sub>2</sub>e.año<sup>-1</sup>)
- $E_d$  = emisiones de metano por enterramiento de la porción orgánica del descarte inicial en el año y (Mg CO<sub>2</sub>e.año<sup>-1</sup>)
- $E_{RO,y}$  = emisiones de metano del agua de escorrentía asociada con el co-compostaje en el año y (MgCO<sub>2</sub>e.año<sup>-1</sup>)

Los consumos de combustible fósil y energía eléctrica y el tiempo de uso de la maquinaria (Tabla 2.3 y Tabla 2.4) son estimaciones provistas directamente por el personal técnico de la planta. No corresponde calcular las emisiones de CH<sub>4</sub> del agua de escorrentía asociada con el co-compostaje porque no se realiza este proceso. A continuación se detallan los componentes de la emisión de CO<sub>2</sub> de ciclo largo para el proceso de compostaje, las emisiones fugitivas y las emisiones debidas al enterramiento del descarte inicial.

### **B. Emisiones por consumo de energía fósil por la maquinaria**

Se realizó una primera estimación de emisión de CO<sub>2</sub> usando el coeficiente de conversión de la Oficina Catalana del Canvi Climàtic (2013): 2,79kg CO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> gasoil. Luego se utilizaron las ecuaciones de la CDM EB 41 (2008):

$$EFC_y = \sum_j \sum_i FC_{i,j,y} \times COEF_{i,y} \quad (15)$$

Donde

- $EFC_y$  = emisiones de CO<sub>2</sub> de la quema de combustibles fósiles en el compostaje en el año y (MgCO<sub>2</sub>.año<sup>-1</sup>)
- $FC_{i,j,y}$  = cantidad del combustible  $i$  para la maquinaria  $j$  durante el año y (unidad de masa o volumen.año<sup>-1</sup>)
- $COEF_{i,y}$  = coeficiente de emisión de CO<sub>2</sub> del combustible  $i$  durante el año y (MgCO<sub>2</sub>.unidad de masa o volumen<sup>-1</sup>)
- $i$  = tipo de combustible utilizado para la maquinaria  $j$

$$COEF_{i,y} = W_{C,i,y} \times \rho_{i,y} \times 44/12 \quad (16)$$

Donde

- $COEF_{i,y}$  = coeficiente de emisión de CO<sub>2</sub> del combustible  $i$  (MgCO<sub>2</sub>.unidad de volumen<sup>-1</sup>)
- $W_{C,i,y}$  = fracción promedio de la masa de carbono en el combustible  $i$  (Mg C. unidad de masa de combustible<sup>-1</sup>)
- $\rho_{i,y}$  = densidad promedio del combustible  $i$  en el año y (unidad de masa . unidad de volumen de combustible<sup>-1</sup>).
- $i$  = tipo de combustible utilizado para la maquinaria  $j$

$$W_{C,i,y} = C_c \times fc \quad (17)$$

Donde

- $W_{C,i,y}$  = fracción promedio de la masa de carbono en el combustible  $i$  (Mg C. unidad de masa de combustible<sup>-1</sup>)
- $C_c$  = factor de contenido de carbono (Mg C.TJ<sup>-1</sup>)
- $fc$  = factor de conversión (TJ.Mg<sup>-1</sup>combustible)

Se consume sólo un tipo de combustible en la planta de CEAMSE (*i*), el gasoil o diesel.  $FC_{i,j,y}$  se tomó de la Tabla 2.3. Cabe aclarar que, para cada maquinaria, se usó el volumen promedio de gasoil utilizado a diario y para llegar al valor anual se tuvieron en cuenta los días hábiles del año. Los valores utilizados para los parámetros fueron:  $C_C$ : 20,2 MgC.TJ<sup>-1</sup> (IPCC, 1996);  $fc$ : 0,04247 MJ.kg<sup>-1</sup> de diesel (IDAE, 2014) y  $\rho$ : 850 kg.m<sup>-3</sup> a 15°C (Viloria, 2013).

**Tabla 2.3.** Consumo de gasoil por tipo y cantidad de maquinaria y en total (L.año<sup>-1</sup>) de la planta de compostaje de CEAMSE

Sector	Equipamiento	Descripción	Cantidad	Gasoil (L. año <sup>-1</sup> )
Mantenimiento general	Pala cargadora	CAT 936 y CAT 924	2	39200
	Motoguadaña	Stihl 160	1	9800
	Sopladora	Stihl BR420	1	204
Elaboración	Chipeadora	REX biogrind	2	47040
Compostaje	Encapsuladora	AG-BAG CT-5	1	204
<b>Consumo total (L.año<sup>-1</sup>)</b>				<b>96448</b>

### C. Emisiones por consumo de electricidad por la maquinaria

Se realizó una primera estimación de emisiones por consumo eléctrico utilizando el coeficiente de conversión tomado de la Oficina Catalana del *Canvi Climàtic* (2013): 0,3kg CO<sub>2</sub>.KWh<sup>-1</sup>. Luego, se aplicó la herramienta de cálculo de la CDM EB 39 (2008), escenario A (la energía se obtiene sólo de la red eléctrica y no se posee una planta de generación de energía propia en uso o de uso futuro).

$$Ee_y = \sum_j EC_{PJ,j,y} \times EF_{EL,j,y} (1 + TDL_{j,y}) \quad (18)$$

Donde:

- $E_{e,y}$  = emisiones por consumo de energía eléctrica en el año  $y$  (MgCO<sub>2</sub>.año<sup>-1</sup>)
- $EC_{PJ,j,y}$  = cantidad de electricidad consumida durante el compostaje para la maquinaria  $j$  en el año  $y$  (MWh.año<sup>-1</sup>)
- $EF_{EL,j,y}$  = factor de emisión por generación de electricidad para la maquinaria  $j$  en el año  $y$  (MgCO<sub>2</sub>.MWh<sup>-1</sup>)
- $TDL_{j,y}$  = pérdidas técnicas promedio de transmisión y distribución de la energía por proveer electricidad a la maquinaria  $j$  en el año  $y$  (fracción).

Para el  $EF_{EL,j,y}$  se tomó 1,3 MgCO<sub>2</sub>.MWh<sup>-1</sup> como valor por default conservador (CDM EB 39, 2008) ya que: 1. el escenario A se aplica para el consumo eléctrico de las maquinarias tanto del compostaje como de la línea de base y 2. el consumo eléctrico durante el compostaje es mayor que el consumo eléctrico para las actividades de la línea de base (que es cero).  $EC_{PJ,j,y}$  se tomó de la Tabla 2.4. Cabe aclarar que, para cada maquinaria, se utilizaron las horas de uso diario promedio y para llegar al valor anual se tuvieron en cuenta los días hábiles del año. Para  $TDL_{j,y}$  se tomó 20% (0,2) como valor por default conservador para el proceso de compostaje (CDM EB 39, 2008).

**Tabla 2.4.** Consumo eléctrico por tipo de maquinaria y en total (KWh.año<sup>-1</sup>), tiempo de uso (hs.día<sup>-1</sup>) de la planta de compostaje de CEAMSE

Sector	Equipamiento	Descripción	Cantidad	Tiempo de uso (hs.día <sup>-1</sup> )	Consumo (KWh.año <sup>-1</sup> )
Elaboración	Almeja (hidrogrua con almeja)	Y2 - 180L -4	1	8	3234
	Trituradora	SSI - Serie 30	1	2	3234
	Cinta transportadora	motoreductor	4	8	6468
Compostaje	Motores monofásicos (sopladores)		20	8*	43120
Zarandeo	Tolva c/sin fin	motoreductor	1	6	14700
	Cinta transportadora	motoreductor	1	6	17248
	Trommel	motoreductor	2	6	9800
<b>Consumo total (KWh.año<sup>-1</sup>)</b>					<b>97804</b>

\*Los sopladores están en uso las 24hs con ciclos de 4 minutos de encendido y 8 minutos de apagado.

#### **D. Emisiones fugitivas (metano y óxido nítrico)**

Las emisiones fugitivas de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O del proceso de compostaje se calcularon según la siguiente ecuación genérica CDM EB 65 (2011):

$$E_{g,y} = Q_y \times EF_g \times GWP_g \quad (19)$$

Donde:

- $E_{g,y}$ = emisión del gas  $g$  durante el año  $y$  (MgCO<sub>2</sub>e.año<sup>-1</sup>)
- $Q_y$ = cantidad de residuo compostado en el año  $y$  (Mg residuo a compostar fresco. año<sup>-1</sup>)
- $EF_g$  = factor de emisión del gas  $g$  por unidad de residuo compostado (Mg gas. Mg residuo a compostar fresco<sup>-1</sup>)
- $GWP_g$  = potencial de calentamiento global del gas  $g$  (MgCO<sub>2</sub>e.MgGas<sup>-1</sup>)

La biomasa ( $Q_y$ ), que se utilizó para los cálculos, es la masa a compostar (ecuación 3). Se utilizaron los factores de emisión ( $EF_g$ ) de Amlinger *et al.*, (2008) -mencionado por la USEPA (2014a) en su capítulo de compostaje - y los de la CDM EB 65 (2011). Los valores para el primero son: 0,000604 Mg CH<sub>4</sub>.Mg<sup>-1</sup> residuo de podas fresco y 0,000178 MgN<sub>2</sub>O.Mg<sup>-1</sup> residuo de podas fresco. Para el de la CDM son: 0,002 Mg CH<sub>4</sub>.Mg<sup>-1</sup> residuo de podas fresco y 0,0002 MgN<sub>2</sub>O.Mg<sup>-1</sup> residuo de podas fresco. El  $GWP_{CH_4}=25$  Mg CO<sub>2</sub>e.Mg<sup>-1</sup> CH<sub>4</sub> y el  $GWP_{N_2O}=298$  MgCO<sub>2</sub>e.MgN<sub>2</sub>O<sup>-1</sup> (Salomon *et al.*, 2007).

#### **E. Emisiones de metano del descarte inicial**

Se calculó la emisión de CH<sub>4</sub> que generará el enterramiento de la porción orgánica del descarte inicial del compostaje para un año (ecuación 22). Este valor, expresado como CO<sub>2</sub> equivalente, se sumó al total de emisiones del compostaje y reflejaría una ineficiencia en el proceso ya que parte del descarte es orgánico y no es aprovechado para producir compost. Se tomó como valor de biomasa orgánica enterrada el 30% del descarte inicial (dato provisto por el Ingeniero de planta de la CEAMSE) lo que representa 1296 Mg.año<sup>-1</sup> y los valores de carbono de la Tabla 2.2.

## 2.2.4. Emisiones de GEIs por enterramiento

El enterramiento de los restos verdes en el relleno sanitario es la línea de base. Se calcularon las emisiones de CH<sub>4</sub> (expresadas como CO<sub>2</sub> equivalente) que se evitarían emitir al compostar los restos verdes. Se trabajó con dos aproximaciones. En principio se utilizó un modelo para estimar la *generación potencial* de CH<sub>4</sub> (L<sub>0</sub>) y luego un modelo para estimar *emisiones* de CH<sub>4</sub>. Este último, es un modelo FOD de múltiples fases aunque, en el caso planteado, se tiene en cuenta sólo un tipo de residuo. Ambos modelos fueron presentados en el Informe del IPCC (2006a).

Asimismo, se sumaron las emisiones de CO<sub>2</sub> originadas por el consumo de energía fósil por las maquinarias durante las operaciones necesarias para su enterramiento.

### 2.2.4.1. Generación potencial de metano (modelo L<sub>0</sub>)

$$L_{0,ij} = DDOCm_{ij} \times F \times 16/12 \quad (20)$$

Donde:

- $L_{0,ij}$  = CH<sub>4</sub> que se generaría anualmente si se enterrasen los restos verdes para el escenario  $i$  y el contenido de carbono  $j$  (Mg.año<sup>-1</sup>)
- $DDOCm_{ij}$  = masa de carbono orgánico degradable mineralizable para el escenario  $i$  y el contenido de carbono  $j$  (Mg.año<sup>-1</sup>)
- $F$  = fracción de metano en el gas que se genera en el relleno sanitario
- $16/12$  = proporción del peso molecular CH<sub>4</sub>/C
- $i$  = escenario de máxima o mínima producción de compost
- $j$  = contenido de carbono del material: mínimo, promedio y máximo

$$DDOCm_{ij} = W_i \times DOC_j \times DOC_f \times MCF \quad (21)$$

Donde:

- $DDOCm_{ij}$  = masa de carbono orgánico degradable mineralizable para el escenario  $i$  y el contenido de carbono  $j$  (Mg año<sup>-1</sup>)
- $W_i$  = masa del material a enterrar para el escenario  $i$  (Mg año<sup>-1</sup>)
- $DOC_j$  = fracción del carbono orgánico degradable para el contenido de carbono  $j$
- $DOC_f$  = fracción del carbono orgánico degradable mineralizable
- $MCF$  = factor de corrección del metano
- $i$  = escenario de máxima o mínima producción de compost
- $j$  = contenido de carbono del material: mínimo, promedio y máximo

La biomasa a enterrar ( $W_i$ ) está conformada por la biomasa que ingresa a chipeado para los escenarios de máxima y mínima producción de compost (ecuación 1). El valor de  $F$  utilizado es de 0,5 (Smith *et al.*, 2001).  $DOC$  se obtiene como en la ecuación 13. La fracción del carbono orgánico degradable mineralizable ( $DOC_f$ ) es la parte del carbono orgánico de los residuos que se degrada a CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub> en un horizonte de 100 años bajo condiciones anóxicas. Se utilizó el valor de 0,5 que está dado por defecto (IPCC, 2006a).

El factor MCF tiene en cuenta que no todo el relleno permanece en anaerobiosis. Por default el MCF es igual a 1 si existe algún tipo de compactación o cubierta sobre los residuos (Börjesson *et al.*, 2009). Por ende, se tomó MCF=1 dadas las características de manejo de los rellenos del Norte III de la CEAMSE.

Los valores de  $L_0$  obtenidos se transformaron a unidades de  $\text{CO}_2$  equivalente [GWP=25  $\text{Mg CO}_2\text{e.Mg}^{-1}\text{CH}_4$  (Salomon *et al.*, 2007)].

#### 2.2.4.2. Emisiones de metano (modelo FOD):

$$E_{CH_4,T} = \left[ \sum_x CH_4 \text{generado}_{x,T} - R_T \right] \cdot (1 - OX_T) \quad (22)$$

Donde:

- $E_{CH_4,T}$  = Emisiones de metano en el año  $T$  (Mg)
- $CH_4 \text{generado}_{x,T}$  = metano generado en el relleno en el año  $T$  para el tipo de material  $x$  (Mg)
- $T$  = año considerado
- $x$  = tipo de material considerado
- $R_T$  = metano recuperado en el año  $T$  (Mg)
- $OX_T$  = factor de oxidación en el año  $T$  (fracción)

En este trabajo no se estimaron las formas de captura/recuperación (RT) de  $\text{CH}_4$  por la imposibilidad de diferenciar el  $\text{CH}_4$  que generan los restos de podas del flujo de  $\text{CH}_4$  del resto de los residuos. Por lo que  $RT=0$ . Se analizaron los residuos verdes como único tipo de material ( $x$ ). El factor de oxidación (OX) se relaciona con la cantidad de  $\text{CH}_4$  oxidado en las capas que impermeabilizan los módulos cerrados del relleno ya sean éstas de suelo u otro material (IPCC, 2006a). Se utilizó el valor 0,1 ya que el relleno estudiado posee una cubierta de suelo y ésta se recubre con compost. Este valor se seleccionó de tablas (CDM EB 55, 2010).

El  $\text{CH}_4$  generado se estimó a partir de las siguientes fórmulas, concatenadas en el proceso de cálculo:

Masa de C degradable depositada en el relleno sanitario:

$$DDOCm_{ij} = W_i \times DOC_j \times DOC_f \times MCF \quad (23)$$

Masa de C degradable acumulada:

$$DDOCma_T = DDOCmd_T + (DDOCma_{T-1} \cdot e^{-k}) \quad (24)$$

Masa de C degradable descompuesta:

$$DDOCm \text{ descomp}_T = DDOCma_{T-1} \cdot (1 - e^{-k}) \quad (25)$$

Metano que se generaría en el relleno:

$$CH_4 \text{generado}_T = DDOCm \text{ descomp}_T \cdot F \cdot \frac{16}{12} \quad (26)$$

Donde:

- $DDOCm_{ij}$  = masa de carbono orgánico degradable mineralizable para el escenario  $i$  y el contenido de carbono  $j$  ( $\text{Mg año}^{-1}$ )
- $W_i$  = masa de material a compostar para el escenario  $i$  ( $\text{Mg año}^{-1}$ )
- $DOC_j$  = fracción del carbono orgánico degradable para el contenido de carbono  $j$
- $DOC_f$  = fracción del carbono orgánico degradable mineralizable
- $MCF$  = factor de corrección del metano
- $DDOCma_T$  = masa de DDOC acumulada al final del año  $T$  (Mg)
- $DDOCmd_T$  = masa de DDOC<sub>mij</sub> depositada en el relleno en el año  $T$  (Mg)
- $DDOCma_{T-1}$  = masa de DDOC acumulada al final del año  $T-1$  (Mg)
- $k$  = constante de reacción del material ( $\text{año}^{-1}$ )

- $DDOC_m \text{ decomp}_T$  = masa de DDOC descompuesta el relleno en el año  $T$  (Mg)
- $F$  = fracción de metano en el gas que se genera en el relleno sanitario
- $16/12$  = proporción del peso molecular  $CH_4/C$
- $i$  = escenario de máxima o mínima producción de compost
- $j$  = contenido de carbono del material: mínimo, promedio y máximo

$W$ ,  $DOC$ ,  $DOC_f$ ,  $MCF$ ,  $F$  son parámetros de igual valor a los del modelo anterior. El parámetro  $k$  es de 0,1 en un rango de 0,06 a 0,1 (tiempo de vida media de 11,5 y 6,93 años, respectivamente) (IPCC, 2006a) dadas las condiciones de temperatura [media anual: 16,8°C, (SMN, 2014)] y precipitaciones [media: 1039 mm, (SMN, 2014)] de la CABA y AMBA y la calidad del residuo a descomponer.

Con este modelo se calcula la generación de  $CH_4$  basado en el flujo actual de residuos dispuestos en cada año ( $T$ ) flujo que continúa hasta el año  $y$ , valor definido por el investigador o técnico que aplica el modelo. En nuestro caso se calcularon las emisiones para aportes de residuos de podas de un año y de 30 años. Por ende,  $T=1$  y desde  $T=1$  hasta  $T=y=30$ . Según este modelo las emisiones comienzan al mes 13 desde la deposición del material degradable en el relleno.

El cálculo de emisiones de  $CH_4$  para un año de aporte de restos de podas se utilizó luego en el balance de emisiones para comparar con un año de compostaje de restos verdes. En el caso de los 30 años, el modelado comienza en 2007 y grafica lo que sucedería en un ciclo real de un relleno sanitario. El último año de aporte de material verde es en 2036 y se continuó el modelaje hasta que la emisión de  $CH_4$  fue considerada no significativa.

Las emisiones de  $CH_4$  se transformaron a  $CO_2$  equivalente. Se calculó multiplicando los resultados de generación potencial de  $CH_4$  o de la emisión de  $CH_4$  para un año de aportes de la CEAMSE (ecuaciones 20 y 22) por el potencial de calentamiento global del  $CH_4$  [ $GWP=25 \text{ Mg } CO_2e.Mg^{-1}CH_4$ ; (Salomon *et al.*, 2007)]. Para obtener la emisión total de  $CH_4$  se sumaron todos aquellos valores de emisión anual mayores a 0,55 Mg  $CH_4$ .

#### **2.2.4.3. Emisiones por consumo de energía fósil**

Se desconoce el consumo de combustible fósil y de electricidad en las operaciones del relleno sanitario de la CEAMSE. El consumo de combustible fósil pudo estimarse al suponer que todas las actividades de enterramiento en un relleno sanitario controlado son muy similares. Así, se utilizó el factor de 0,5 millones  $Btu.ton^{-1}$  RSU (FAL, 1994) para estimar el consumo de gasoil en el relleno sanitario de la CEAMSE. Luego de las conversiones pertinentes, el factor utilizado fue de 14,31  $Ldiesel.Mg^{-1}$  RSU ( $1Btu=0,00105MJ$ ;  $1 \text{ long ton}= 1,016Mg$ ; poder calorífico diesel= $42,45MJ.kg^{-1}$ ; densidad diesel ( $15^\circ C$ )= $0,85g.cm^{-3}$ ).

Se supuso que la maquinaria utilizada para el enterramiento de los RSU en la CEAMSE utiliza gasoil (diesel) al igual que la maquinaria utilizada en el proceso de compostaje. De esta manera es válido utilizar el factor presentado antes, ya que éste se calculó para consumo de gasoil. Asimismo, las emisiones de ambas alternativas serán comparables, tanto a nivel local como global (ROU, 2007).

Las emisiones de  $CO_2$  de ciclo largo se calcularon con el coeficiente de conversión de la CDM EB 41 (2008) (el mismo que para el compostaje) por día y para un año. Se partió de la masa de restos de podas que ingresa a chipeado en la planta de la CEAMSE (ecuación 1).

### **2.3. Balance de emisiones**

El balance se realizó de la siguiente manera:

- ✓ Emisiones del compostaje: Las emisiones de CO<sub>2</sub> de ciclo largo se sumaron a las emisiones de CO<sub>2</sub> equivalente del descarte inicial enterrado y las emisiones fugitivas. Las emisiones de ciclo corto sólo se muestran pero no suman al balance.
- ✓ Emisiones del enterramiento: Se sumaron las emisiones de CO<sub>2</sub> equivalente por enterramiento de residuos y las emisiones de CO<sub>2</sub> de ciclo largo liberada por las operaciones de la maquinaria.

En el caso de las emisiones para el compostaje (emisiones fugitivas y emisiones de la maquinaria) se utilizaron sólo los valores obtenidos con los cálculos de la CDM EB. Los valores obtenidos con factores de emisión de distintos autores fueron utilizados sólo en cada apartado a modo de comparación. Para el balance, el valor de emisión de carbono de ciclo corto para el compostaje, las emisiones fugitivas en el compostaje y el valor de las emisiones de CH<sub>4</sub> de la masa a triturar se calcularon como el promedio de la máxima y mínima emisión según el escenario de producción de compost y para el contenido de carbono medio.

En los cálculos de emisiones para distintas etapas del compostaje o para el enterramiento en el relleno sanitario, se utilizó distinta masa de residuos de podas. Por ende, para una mejor comparación de las emisiones entre alternativas y con emisiones de la bibliografía, se estimó la emisión por unidad de masa.

La emisión por unidad de masa de restos verdes:

- ✓ para el carbono de ciclo corto en el compostaje se usó la ecuación 11.
- ✓ para el uso de combustible o energía eléctrica por la maquinaria se utilizó 1200 Mg de restos verdes.mes<sup>-1</sup> (14400 Mg.año<sup>-1</sup>) para compostaje y 840 Mg de restos verdes.mes<sup>-1</sup> (10080 Mg.año<sup>-1</sup>) para el enterramiento como valores promedio operados en el año en la CEAMSE.
- ✓ para las emisiones fugitivas se mencionan los factores de la CDM.
- ✓ para las emisiones unitarias de CH<sub>4</sub> por enterramiento, ya sea del descarte inicial o de la masa a chipear, se corrieron los modelos (L<sub>0</sub> y emisiones reales) para una tonelada de residuos de podas.

Todos los valores unitarios se expresaron como kg de CO<sub>2</sub> equivalente.Mg<sup>-1</sup> de residuos de podas.

### 3. RESULTADOS

El compost obtenido en la planta de CEAMSE en el escenario de máxima producción de compost fue de  $240 \text{ Mg.mes}^{-1}$  ( $720 \text{ m}^3.\text{mes}^{-1}$ ) y en el escenario de mínima fue de  $163 \text{ Mg.mes}^{-1}$  ( $612 \text{ m}^3.\text{mes}^{-1}$ ). Estos resultados y los de los pasos previos pueden verse en Anx.1 Tabla 1 y **Anx. 1 Tabla 1**. Ciclo del compostaje en la planta de compostaje del Relleno Norte III de la CEAMSE. Obtención de la masa de compost mensual ( $\text{Mg.mes}^{-1}$ ) en un escenario de máxima y mínima producción. Las letras debajo de las masas indican la operación matemática que se realizó para obtenerla, letras solas, excepto la "A" representan los coeficientes de reducción de la masa inicial que ingresa. Anx.1 Tabla 2. Entonces, la cantidad de material que no se envía al relleno (ecuación 9) según el escenario de producción de compost es de  $741\text{-}873 \text{ Mg.mes}^{-1}$  (62-73% del total ingresado por mes). Esta reducción representa un volumen de entre  $900$  a  $1457\text{m}^3$  (26-46% del total ingresado por mes), volumen que podrá ser ocupado por otros residuos reduciendo la velocidad de colmatación del relleno sanitario.

#### Evaluación de emisiones de GEIs en ACV de los residuos verdes

##### 3.1. Emisiones del proceso de compostaje

###### 3.1.1. Emisiones de CO<sub>2</sub> por degradación aeróbica de los restos de podas

La emisión de CO<sub>2</sub> por degradación aeróbica (carbono de ciclo corto) para un año de compostaje de restos de podas (ecuación 10) varió entre  $2017\text{-}2054\text{Mg CO}_2$  según el escenario de producción de compost (Tabla 2.5). Estas emisiones presentan gran variación (rango de emisiones) según el contenido de carbono en la materia prima que se considere (Tabla 2.5). La emisión de CO<sub>2</sub> por unidad de masa de residuos verdes compostada (ecuación 11) fue de  $385 \text{ kgCO}_2.\text{Mg}^{-1}$  de residuo y también presentó gran variación (Tabla 2.6) según el contenido de carbono que poseyera (sección 2.2.1 de materiales y métodos).

###### 3.1.2. Emisiones de GEIs que contribuyen al calentamiento global

Las emisiones que contribuyen al calentamiento global son aquellas que provienen del consumo de energía y quema de combustibles fósiles. A ellas se suman las emisiones fugitivas de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O producidas durante el compostaje y las emisiones de CH<sub>4</sub> por descomposición anaeróbica de la porción orgánica del descarte inicial enterrado en el relleno sanitario.

Para procesar un megagramo de restos de podas durante el compostaje se necesitaron  $6,70\text{L}$  de gasoil. Este consumo de gasoil generó, en un año, entre  $255 \text{ Mg CO}_2$  y  $269 \text{ Mg}$  de CO<sub>2</sub> según el coeficiente utilizado para el cálculo (CDM u Oficina Catalana, respectivamente) (ecuación 15). Este carbono es de ciclo largo.

Por otro lado, para procesar un megagramo de restos de podas durante el compostaje el consumo eléctrico fue de  $6,78\text{KWh}$ . Este consumo eléctrico generó, en un año,  $29 \text{ Mg CO}_2$  o  $127 \text{ Mg CO}_2$  según el coeficiente utilizado para el cálculo (Oficina Catalana o CDM, respectivamente) (ecuación 18). El valor calculado con el coeficiente de la CDM, se aleja aún más del primero al sumarle las emisiones por ineficiencias del sistema:  $153 \text{ Mg CO}_2.\text{año}^{-1}$ . Todo este carbono liberado a la atmósfera es de ciclo largo.

Las emisiones de CH<sub>4</sub> fugitivas de un año de compostaje calculadas con el factor de Amlinger *et al.*, (2008) fueron de  $134\text{-}158 \text{ Mg CO}_2\text{e}.\text{año}^{-1}$  cuando la producción de compost fue mínima o máxima respectivamente. Estas fueron mucho menores que las

calculadas con el factor de la CDM EB (2011): 445-524 Mg CO<sub>2</sub>e.año<sup>-1</sup> cuando la producción de compost fue mínima o máxima respectivamente.

En cambio, las emisiones de N<sub>2</sub>O fueron similares al aplicarse los factores de los autores antes mencionados. Estas emisiones fugitivas de N<sub>2</sub>O fueron: 472-556 Mg CO<sub>2</sub>e.año<sup>-1</sup> y 530-624 Mg CO<sub>2</sub>e.año<sup>-1</sup> cuando la producción de compost fue mínima o máxima con el factor de Amlinger *et al.*, (2008) y con el de la CDM, respectivamente.

La cantidad de descarte inicial enterrado en el relleno dependerá del escenario de producción de compost. Cuando se produce el máximo de compost se descarta menor cantidad de material al inicio del proceso y viceversa. El descarte inicial posee 30% de material orgánico que equivale a enterrar 1080-1512 Mg restos orgánicos.año<sup>-1</sup> (escenario de máxima y mínima producción, respectivamente). La emisión potencial de CH<sub>4</sub> proveniente de la degradación anaeróbica de la fracción orgánica fue de 76-106 Mg.año<sup>-1</sup> (escenario de máxima y mínima producción, respectivamente y contenido de carbono promedio) (Tabla 2.5).

Cuando se consideraron los atenuantes de la emisión de CH<sub>4</sub> por el descarte inicial en el relleno sanitario, las emisiones disminuyeron respecto a los valores de L<sub>0</sub> y fueron: 2-90Mg CH<sub>4</sub> en un año. Ello equivale a la emisión de 1550-2250MgCO<sub>2</sub> teniendo en cuenta el escenario de máxima y mínima producción y contenido de carbono promedio (Tabla 2.5). Estas emisiones se suman a las de carbono de ciclo largo del compostaje y a las emisiones fugitivas.

**Tabla 2.5.** Estimación de emisiones de CO<sub>2</sub> (Mg) para la descomposición aeróbica de la masa de restos de podas a compostar. Estimación de emisiones evitadas al compostar: emisión potencial de CH<sub>4</sub> (L<sub>0</sub>; Mg), emisiones reales de CH<sub>4</sub> (Mg) y su equivalente en emisiones de CO<sub>2</sub> (Mg) para la masa a chipear y la porción orgánica del descarte inicial generados en un año. Se tuvieron en cuenta un escenario de máxima y de mínima producción de compost con tres contenidos de carbono orgánico (promedio, mínimo y máximo, los dos últimos entre paréntesis y en ese orden). Se estimaron emisiones de CH<sub>4</sub> (Mg) para 30 años de aporte de biomasa al relleno sanitario.

Tipo de descomposición y material de proveniencia	CH <sub>4</sub> (Mg)		CO <sub>2</sub> - CO <sub>2</sub> equivalente (Mg)		
	Escenario de mínima	Escenario de máxima	Escenario de mínima	Escenario de máxima	
Descomposición aeróbica	----	----	2017 (798-3668)	2054 (813-3736)	
Emisiones evitadas	L <sub>0</sub> material a chipear	655 (259-1192)	756 (299-1375)	16375 (6475-29800)	18900 (7475-34375)
	L <sub>0</sub> descarte	106 (42-193)	76 (30-138)	2650 (1050-4825)	1900 (750-3450)
	E. Reales material a chipear	584 (228-1067)	675 (264-1232)	14600 (5700-26675)	16875 (6600-30800)
	E. Reales descarte	90 (32-168)	62 (21-118)	2250 (525-4200)	1550 (800-2950)
	E. Reales material a chipear (30 años)	17685 (6995-32174)	20406 (8075-37125)	442125 (174875-804350)	510150 (201800-928125)

### 3.2. Emisiones por enterramiento

#### 3.2.1. Emisión potencial de CH<sub>4</sub> por enterramiento

Cuando se composta se evitan enterrar 9,36 o 10,8 Gg restos de podas.año<sup>-1</sup> según el escenario de mínima y máxima producción de compost. De no compostarse, este material sería enterrado con la consiguiente emisión de CH<sub>4</sub> por degradación anaeróbica de los restos orgánicos en el relleno.

Las emisiones de CH<sub>4</sub> evitadas por no enterrar 9,36 o 10,8 Gg restos de podas.año<sup>-1</sup> se pueden aproximar utilizando el modelo de emisiones potenciales CH<sub>4</sub> (ecuación 20). La emisión potencial (evitada) fue de 655 y 756Mg CH<sub>4</sub>.año<sup>-1</sup> según el escenario de mínima y máxima producción de compost respectivamente y contenido de carbono promedio. Estas emisiones evitadas equivalen a no emitir a la atmósfera 16,4 y 18,9 GgCO<sub>2</sub>e.año<sup>-1</sup> (escenario de mínima y máxima producción de compost, respectivamente) (Tabla 2.5). Todos estos valores son muy variables dependiendo del contenido de carbono que posea el material compostado.

#### 3.2.2. Estimación de emisiones de CH<sub>4</sub> en el tiempo

El modelo FOD utilizado estima las emisiones de CH<sub>4</sub> que se producen en el tiempo. Estas emisiones son las que realmente se producirán si se tienen en cuenta los factores que las atenúan. Por ello, y como se puede ver en la Tabla 2.5, los valores de emisión de CH<sub>4</sub> fueron menores a los resultados obtenidos para L<sub>0</sub>.

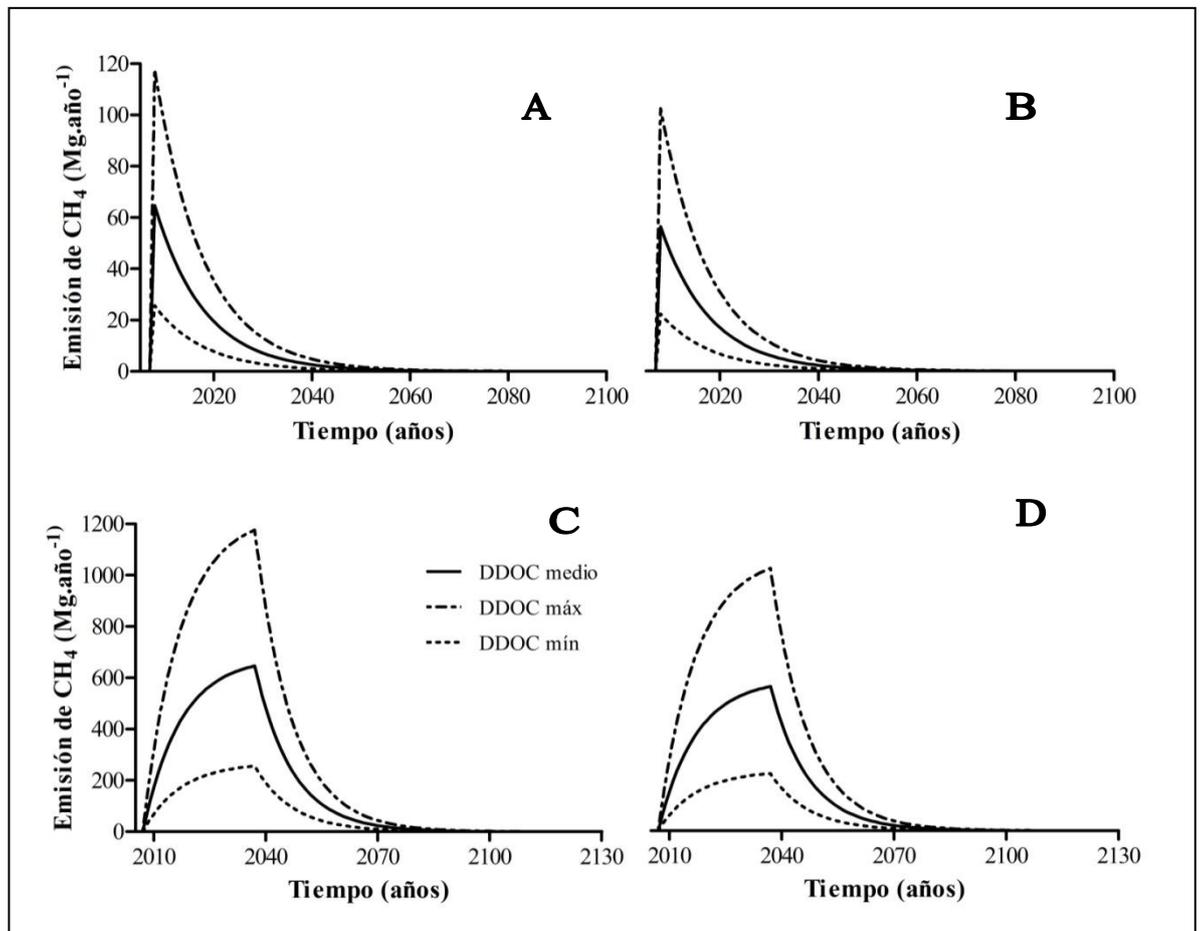
En la Figura 2.2, se aprecia la marcha de la emisión de CH<sub>4</sub> que resultaría de enterrar en un relleno sanitario los restos de podas equivalentes a la masa compostada en 1 o 30 años de aporte de material según un escenario de máxima y mínima producción de compost. Las emisiones comienzan al año siguiente al depósito y continúan hasta volverse nulas. Según lo estipulado para el modelo FOD utilizado, las emisiones de CH<sub>4</sub> comienzan al mes 13 desde el depósito inicial de restos verdes sin importar la cantidad de años que se entierre la biomasa. Estas emisiones aumentan mientras exista aporte de material. El flujo de CH<sub>4</sub> proveniente de la descomposición anaeróbica de la biomasa enterrada durante 1 año perdurará 55 años (Figura 2.2 A y B). Por otro lado, cuando el enterramiento de biomasa se produzca durante 30 años, las emisiones de CH<sub>4</sub> se producirán durante 95 años aproximadamente (Figura 2.2 C y D). Luego de ello la emisión tiende a cero.

El modelo FOD varía con la magnitud de residuos aportada y con la cantidad de años de aporte. La curva de emisión de CH<sub>4</sub> poseerá un pico máximo mayor cuanto mayor sea la cantidad de biomasa enterrada para una dada cantidad de años. El tiempo (años) en que se producen emisiones depende sólo de la cantidad de años de aporte y es independiente de la cantidad aportada. En el caso de la CEAMSE, las curvas para un aporte de 1 año (o 30 años) finalizan al mismo tiempo independientemente del escenario planteado. Asimismo, aquella situación donde se enterraron más residuos de podas en el relleno sanitario poseyó un pico de emisión más alto, es decir, que las emisiones de CH<sub>4</sub> por año son mayores. Esto es válido tanto si se comparan los escenarios entre sí para un dado año (A con B o C con D de la Figura 2.2) o los años entre sí para un dado escenario (A con C o B con D).

La máxima emisión de CH<sub>4</sub> ocurre un año antes de que finalice el enterramiento de residuos de podas. Cuando el enterramiento de restos verdes ocurre durante 30 años la máxima emisión de CH<sub>4</sub> ocurre en el año 29 de depósito de restos verdes. Esto sucede igual siempre que se simulen de 2 a más años de enterramiento de biomasa. Sin

embargo, si el depósito se realiza sólo un año el máximo se produce al año siguiente del cierre. En cualquier caso, esto también es independiente de la cantidad de biomasa enterrada y con cualquiera de los contenidos de carbono orgánico degradable mineralizable (DDOC).

El contenido de carbono en el residuo provoca cambios en la magnitud de la emisión de  $\text{CH}_4$  pero no modifica los años en que se producen estas emisiones. Cuanto mayor sea el contenido de carbono mineralizable en el residuo mayor será la emisión anual de  $\text{CH}_4$ . Este efecto se suma a la cantidad de biomasa enterrada por año y potencia la emisión de  $\text{CH}_4$ . Por ejemplo, cuando el depósito de restos de podas es de un año y la biomasa enterrada es mínima (Figura 2.2 B), la emisión, con el contenido de DDOC máximo, es de 102  $\text{Mg CH}_4$ . Cuando la cantidad de biomasa enterrada es máxima (Figura 2.2 A) y el contenido del DDOC es máximo, la emisión es de 118  $\text{Mg CH}_4$ .



**Figura 2.2.** Emisiones de metano ( $\text{CH}_4$ ) en el tiempo ( $\text{Mg.año}^{-1}$ ) de la degradación de restos de podas en un relleno sanitario de la CEAMSE según: el carbono orgánico degradable mineralizable (DDOC) mínimo, medio, máximo, para un escenario de mínima (A; C) o máxima (B; D) producción de compost para 1 (A; B) y 30 (C; D) años de aporte (enterramiento) de biomasa.

Desde otra óptica, se pueden tomar estas emisiones de  $\text{CH}_4$  como emisiones evitadas por compostar los restos de podas. En este caso, la máxima cantidad de emisiones de  $\text{CH}_4$  se evitan cuando se produce la máxima cantidad de compost, ya que se entierra una menor cantidad de biomasa en el relleno. Este sería el caso de las curvas A y C en la Figura 2.2. Por el contrario, las emisiones de  $\text{CH}_4$  evitadas serán menores si se composta menos biomasa y mayor cantidad de ella se descarta y se entierra. Las emisiones de  $\text{CH}_4$  evitadas quedarían representadas por las curvas B y D en la Figura 2.2.

Finalmente cuanto mayor sea el contenido de carbono en los restos de podas compostados mayores serán las emisiones evitadas. Por ejemplo, cuando el depósito de residuos se realiza por 30 años y la biomasa compostada es mínima pero posee el mayor contenido de DDOC (Figura 2.2, D, línea --), la máxima emisión evitada será de 1019 Mg CH<sub>4</sub> en un año. Si las condiciones son las mismas pero el DDOC que contienen los restos verdes es el mínimo (Figura 2.2, D, línea ···), entonces la máxima emisión evitada será de 200Mg CH<sub>4</sub> en un año. La emisión total de CH<sub>4</sub> evitada cuando se composta la biomasa que, de otro modo, se enterraría durante 1 o 30 años se puede ver en la Tabla 2.5

### 3.2.3. CO<sub>2</sub> emitido por las operaciones de enterramiento

Las operaciones de enterramiento en el relleno generaron un consumo de gasoil de 144,3 Kl gasoil.año<sup>-1</sup> (14,31 L.Mg<sup>-1</sup> residuo) según el cálculo por el factor de FAL (1994). Este consumo generó una emisión de 382 Mg CO<sub>2</sub>.año<sup>-1</sup> (37,9 kg.Mg<sup>-1</sup> residuo) utilizando el coeficiente de la CDM EB 41 (2008).

### 3.3. Balance de carbono

Se realizó un balance de emisiones para comparar el enterramiento y el compostaje de los restos de podas del AMBA.

La cantidad de CO<sub>2</sub> emitido por degradación aeróbica de los residuos verdes (carbono de ciclo corto) durante el compostaje supera a las emisiones de gases que incrementan el calentamiento global. El proceso aeróbico de compostaje en la CEAMSE libera, en promedio, 2,04 Gg CO<sub>2</sub> en un año (Tabla 2.6).

**Tabla 2.6.** Emisiones de las etapas del Ciclo de Vida del compostaje y del enterramiento de residuos en el relleno sanitario de la CEAMSE por unidad de residuo (kg de CO<sub>2</sub> equivalente) y totales (Gg CO<sub>2</sub>; 1Gg =1000Mg) para un año de aporte de restos verdes. Las emisiones de CO<sub>2</sub> durante el compostaje y la emisión potencial y real para la degradación en el relleno sanitario presentan un valor promedio y entre paréntesis el mínimo y el máximo de emisión según el contenido de carbono medio, mínimo y máximo en el residuo orgánico. Las emisiones totales son el promedio de las condiciones anteriores.

			<i>Emisiones unitarias (kg CO<sub>2</sub>e.Mg residuo<sup>-1</sup>)</i>	<i>Emisiones Totales (Gg CO<sub>2</sub>e)</i>
<b>COMPOSTAJE</b>				
CO <sub>2</sub> degradación aeróbica			385 (152-700)	<b>2,04</b>
Emisiones de GEIs con efecto sobre el calentamiento global	Maquinaria	Gasoil <sup>(1)</sup>	19	0,26
		Gasoil <sup>(2)</sup>	18	
		Electricidad <sup>(1)</sup>	2	
		Electricidad <sup>(2)</sup>	11	
	Fugitivas	CH <sub>4</sub> <sup>(3)</sup>	15	0,48
		CH <sub>4</sub> <sup>(2)</sup>	50	
		N <sub>2</sub> O <sup>(3)</sup>	53	
		N <sub>2</sub> O <sup>(2)</sup>	60	0,58
Del descarte inicial				0,08
<b>Emisión total</b>				<b>1,55</b>
<b>RELLENO SANITARIO</b>				
Potencial			1750 (700-3175)	17,64
Real			1432 (484-2722)	15,74
Maquinaria	Gasoil		38	0,38
<b>Emisión total</b>			<b>potencial</b>	<b>18,02</b>
			<b>real</b>	<b>16,12</b>

<sup>(1)</sup> Factores de la Oficina Catalana del Canvi Climàtic (2013); <sup>(2)</sup> Factores de la CDM EB 41 (2008); CDM EB 39 (2008); CDM EB 65 (2011); <sup>(3)</sup> Factores de Amlinger *et al.* (2008)

Las emisiones de CO<sub>2</sub> de carbono de ciclo largo sumadas a las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O fugitivas y a las de CH<sub>4</sub> por enterramiento del descarte inicial fueron de 1,55Gg CO<sub>2</sub>e en un año de compostaje. Las emisiones fugitivas fueron las que más aportaron a este resultado seguidas por las emisiones provenientes del consumo de gasoil (Tabla 2.6).

La emisión que se generaría al enterrar los restos de podas, emisión real, sería de 16,12 Gg CO<sub>2</sub>e en un año (Tabla 2.6). Ésta resulta de la descomposición anaeróbica de los residuos en el relleno sanitario y las operaciones necesarias para enterrarlas. Además, la emisión real es menor a la emisión potencial ya que esta última no tiene en cuenta los atenuantes de emisiones de CH<sub>4</sub> en el sitio. Por último, la emisión de CO<sub>2</sub> que provendría de la maquinaria usada para enterrar una unidad de restos de podas es mayor a la emitida por la maquinaria del proceso de compostaje (Tabla 2.6).

Por todo lo anterior, el compostaje es mejor alternativa que el enterramiento de restos de podas. La emisión de gases con potencial de efecto invernadero provenientes del compostaje es 10 veces menor a la producida por enterramiento de los restos verdes. Enterrar 1Mg de restos de podas genera 1,47 MgCO<sub>2</sub>e en cambio compostarlo libera 0,138 MgCO<sub>2</sub>e en un año. Es decir que, gracias al compostaje se evitan emitir 14,6 GgCO<sub>2</sub>e en un año respecto a la alternativa de enterramiento de los restos de podas.

## 4. DISCUSIÓN

### Evaluación de las emisiones en el ciclo del carbono de los residuos verdes

#### 4.1. Emisiones del proceso de compostaje

El carbono secuestrado y el carbono no emitido por un país le permiten a este obtener el equivalente de esa cantidad fijada en bonos de carbono, comercializables en el mercado internacional. Calcular los bonos de carbono que se pueden obtener de procesos biológicos que secuestran o evitan emitir carbono a la atmósfera es más difícil que hacerlo para procesos industriales (Brown *et al.*, 2008). Por eso, es necesario e importante contar con una cuantificación precisa de los GEIs durante el compostaje. En nuestro caso, las estimaciones del carbono de ciclo corto son necesarias para conocer cuánto del carbono que originalmente se hallaba en el residuo vuelve a la atmósfera. Las emisiones de carbono de ciclo largo, sumadas a las fugitivas y a las originadas por enterramiento del descarte inicial, interesan por su efecto aditivo al calentamiento global. Por ende, es necesario que su estimación sea lo más precisa posible a pesar de las dificultades que ello implique.

#### 4.1.1. Emisiones de CO<sub>2</sub> por degradación aeróbica de los restos de podas

En este estudio, se trabajó con los restos de podas que llegan a la CEAMSE desde el AMBA y la CABA. De los restos orgánicos que componen los RSU y que llegan a la CEAMSE, sólo se utilizó la masa de restos de podas ya que se recolecta separada de los demás residuos y es la que ingresa al proceso de compostaje. Cabe aclarar que, a escala global, los restos verdes son compostados más frecuentemente y en mayor proporción que los restos orgánicos provenientes de las cocinas (Smith *et al.*, 2001).

Por otro lado, el volumen de restos verdes que llega de las casas necesita una pre-clasificación antes de ingresar a compostaje porque suele estar mezclado con material no compostable. Por ello, para calcular las emisiones de carbono de ciclo corto se utiliza la masa a compostar en lugar de la masa ingresante.

Las emisiones biogénicas de CO<sub>2</sub> del proceso de compostaje en la CEAMSE son menores a las estimadas para la comunidad europea. Los 420 kgCO<sub>2</sub>.Mg<sup>-1</sup> de residuo verde estimados para la comunidad europea (Smith *et al.*, 2001) superan los 385kgCO<sub>2</sub>e.Mg<sup>-1</sup> de residuo verde liberadas en la planta de CEAMSE. Sin embargo, el rango estimado para los residuos de podas que llegan a la CEAMSE abarca este valor. Probablemente, el rango tan amplio de valores (Tabla 2.6) y la diferencia anterior se deban a la variabilidad del contenido de carbono en los restos orgánicos que se recolectan como “restos de podas” que abarcan desde ramas y hojas hasta pastos.

En resumen, 2,04 Gg de CO<sub>2</sub> por año son devueltos a la atmósfera por el proceso de compostaje en la planta de CEAMSE. Esta cantidad, re-cicla en un relativamente breve período (ej. dentro de los 100 años), por eso se dice que este carbono es de ciclo corto y no tiene efectos aditivos sobre el calentamiento global.

#### 4.1.2. Emisiones de GEIs que contribuyen al calentamiento global

##### **De las maquinarias –combustible fósil y electricidad-**

El consumo de energía fósil arrojó valores similares cuando se los calculó tanto con el factor provisto por CDM como los de la *Oficina catalana de Canvi Climatic*. Además de estos factores otros autores postulan como factores: 2,6 kgCO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> gasoil o 2,78 kgCO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> gasoil (Smith *et al.*, 2001; Brown *et al.*, 2008). En todos los casos el

coeficiente utilizado para el gasoil se asemeja. Esto, muy posiblemente, se debe a que las emisiones provenientes del consumo de energía fósil son emisiones directas, es decir, el CO<sub>2</sub> emitido se cuantifica directamente.

No sucede lo mismo con el coeficiente para el consumo de electricidad. Las emisiones calculadas con el de la CDM son 5 veces mayores a la calculada con el factor de la *Oficina catalana de Canvi Climatic*. Como en el caso anterior, existen otros factores además de los utilizados en la tesis, a saber: 0,45kgCO<sub>2</sub>.KWh<sup>-1</sup> o 0,66kgCO<sub>2</sub>.KWh<sup>-1</sup> electricidad (Smith *et al.*, 2001; Brown *et al.*, 2008). Estos se encuentran dentro del rango de magnitud del factor de la *Oficina catalana de Canvi Climatic*.

En conclusión, la variabilidad de los coeficientes para consumo eléctrico puede explicarse de la siguiente manera: las emisiones por consumo eléctrico son indirectas y es más difícil calcularlas según cuál sea la fuente que se utilice para producir energía eléctrica. En Argentina, alrededor del 90% de la electricidad se obtiene a partir de la quema de combustibles fósiles (Sustentator, 2014a; b; Verón & Propato, 2015). Por otro lado, la CDM no sólo parte de un factor mayor sino que incorpora a éste las pérdidas de energía por ineficiencias del sistema.

En la planta de compostaje de CEAMSE se consume gasoil en cantidad similar a EEUU y electricidad en forma similar a Australia. En EEUU el consumo promedio de combustible durante el compostaje es de 6,33L.Mg<sup>-1</sup>residuo verde (=221000Btu.ton<sup>-1</sup> de residuo verde considerando: 1ton=1,016Mg; 1Btu=0,00105MJ; 42,47MJ.kg<sup>-1</sup> diesel; 850kg.m<sup>-3</sup> diesel) (USEPA, 2002). En Australia el gasto total es de 5,5L.Mg<sup>-1</sup> residuo (ROU, 2007). En nuestro caso el consumo de combustible es levemente superior al de EEUU (6,7L.Mg<sup>-1</sup> de residuo) y difiere al de Australia ya que se quema más combustible en las etapas de recepción del material. Por otro lado, el consumo eléctrico en CEAMSE (6,78KW.Mg<sup>-1</sup> residuo) es muy similar al de Australia (0,13KW.Mg<sup>-1</sup> residuo) (ROU, 2007). Asimismo, el sistema de silobolsa-pilas utilizado consume un valor muy inferior de energía comparado con un sistema de compostaje cerrado (40kWh.Mg<sup>-1</sup> de residuo) (Smith *et al.*, 2001).

### **Emisiones fugitivas de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O**

La generación y emisión de GEIs durante el compostaje está muy discutida. Existen quienes calculan estas emisiones y quienes las desestiman por ser muy bajas. Durante el compostaje se pueden crear micrositos donde la concentración de oxígeno sea muy baja o nula. En estos casos, es factible que los microorganismos generen CH<sub>4</sub> u N<sub>2</sub>O resultantes de sus procesos metabólicos (Brown *et al.*, 2008).

Aquellos investigadores que no calculan las emisiones fugitivas lo justifican por las características de los restos verdes. Los restos de podas que ingresan a la planta de compostaje de CEAMSE y los que luego del primer procesamiento se llevan a chipeado, tienen baja densidad aparente 0,3-0,35 Mg.m<sup>-3</sup> (Anx.1 Tabla 3) y baja humedad. Según Brown *et al.*,(2008) estas características disminuyen el riesgo de creación de micrositos anóxicos.

Lo anterior se contrapone a dos hechos que ocurren en la CEAMSE. En primer lugar, el material chipeado es humedecido para favorecer la actividad biológica de los microorganismos en la masa de residuos (Moreno Casco & Moral Herrero, 2008). Si el agregado de agua no es bien controlado podría generar sitios anóxicos. A esto se suma que, a medida que avanza el compostaje, la masa compostada aumenta la densidad, especialmente luego del chipeado (0,82Mg.m<sup>-3</sup>) pudiendo dejar sitios con baja aireación (Anx. 1 Tabla 3).

Asimismo, Brown *et al.*, (2008) arguyen que una alta relación C/N disminuye el riesgo de liberación de GEIs tanto durante el almacenamiento de la materia prima como durante el compostado. Por una parte, con menor proporción de nitrógeno es menos factible la formación de nitratos, precursores del N<sub>2</sub>O (Brown *et al.*, 2008). Por otra parte, si la relación C/N es alta, los restos verdes se degradarán más lentamente, el O<sub>2</sub> difundirá a través de la pila y se impedirá la formación de micrositios anóxicos. Si la biomasa a compostar posee relación C/N >30:1 y/o contenido de humedad <55% se puede descartar que se liberen GEIs durante el compostaje (Brown *et al.*, 2008). Los restos de podas recibidos en la CEAMSE poseen, en promedio, una relación C/N=29:1 (D.E. 9) y una humedad de 49% (D.E. 9) –resultados obtenidos de datos de 2007 a 2009; n=215-. Es decir que, en algunos casos, podrían generarse sitios anóxicos.

Si la actividad microbiana encuentra condiciones favorables en la superficie de la pila se oxida el CH<sub>4</sub> que pudiese haberse generado. Esta reacción permite el uso del compost como capa para cubrir el relleno o como biofiltro para evitar las emisiones a la atmósfera de CH<sub>4</sub> ya que existen organismos metanótrofos en él (Mor *et al.*, 2006b). A su vez, el alto contenido de amonio, liberado por degradación de los restos orgánicos, podría inhibir la actividad de los microorganismos metanogénicos (Brown *et al.*, 2008). Esta actividad microbiana podría reducir el riesgo de emisiones de GEIs durante el compostaje.

No obstante, Amlinger *et al.*, (2008) presentan una compilación de varios estudios con distintos materiales compostados por diversos métodos de compostaje y, en todos ellos, encuentran emisiones de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>. Basada en este trabajo la USEPA (2014a) plantea que es necesario calcular las emisiones fugitivas. Pardo *et al.*, (2015) sugieren que las emisiones fugitivas de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O se reducen si el sistema de compostaje es por aireación forzada y con agentes estructurantes que aseguren aireación a la pila. A pesar de lo anterior, ellos encontraron emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O en las pilas de compostaje.

Dadas las características antes mencionadas de los residuos de podas que arriban a la CEAMSE se podría pensar en que no existirían emisiones fugitivas de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O. Sin embargo, estas podrían producirse cuando se forman las pilas estáticas sin volteo ya que es el momento de mayor actividad microbiana. La mayor actividad en esta etapa unida a la potencial escasez de aireación por la falta de volteos, podrían favorecer la formación de sitios anaeróbicos en el centro y la base de la pila. Es así que se decidió calcularlas.

Existen variados factores para calcular emisiones fugitivas (IPCC, 2006b; Amlinger *et al.*, 2008; CDM EB 65, 2011) pero presentan algunos problemas. Según Pardo *et al.*, (2015) los valores planteados por el IPCC necesitan ajustes para estimar correctamente las emisiones fugitivas. Casi ninguno de los factores utilizados presenta una clara descripción de la forma en que se obtuvieron. Por otro lado, más importante aún que mejorar estos factores sería poseer datos *in situ* de las emisiones fugitivas durante el compostaje.

### **Emisiones de CH<sub>4</sub> del descarte inicial**

Del descarte total del compostaje se trabajó sólo con el descarte inicial, sin desconocer que los otros podrían generar emisiones de CH<sub>4</sub>. Sólo se contaba con datos de la fracción orgánica, estimados en planta, para el *descarte inicial*. Para evitar grandes errores en la estimación de CH<sub>4</sub> sólo se utilizó esta porción del descarte total. Sin embargo, el *descarte post chipeado*, puede contener carbono fácilmente degradable cuya descomposición anaeróbica en el interior del relleno sanitario generará CH<sub>4</sub>.

Por otro lado, la descomposición del *descarte post tamizado* será principalmente aeróbica. El material entre 1,8 y 4cm, por sus propiedades, se utiliza para cubrir la superficie del relleno. Por ello, se descompondrá en condiciones aeróbicas y no generará CH<sub>4</sub>. La porción restante del descarte se entierra. Sin embargo, generará menos CH<sub>4</sub> que las otras porciones de descarte enterrados, por las siguientes razones:

- a. cuenta con un gran porcentaje de residuos inertes, principalmente plásticos;
- b. el compostado disminuye el contenido de compuestos fácilmente oxidables que se transforman en CO<sub>2</sub> (carbono de ciclo corto) en lugar de producir CH<sub>4</sub>;
- c. el compostado produce pérdida de agua del material como vapor, ello disminuye la posibilidad de creación de sitios anóxicos por colmatación de los poros con agua de lixiviados;
- d. se encuentra inoculado con bacterias metanotróficas que podrían degradar CH<sub>4</sub> en condiciones de aerobiosis.

El procesado del material ingresante debiera ser más selectivo. El material orgánico en el descarte inicial de un año representa, en promedio, 1296Mg (9% en peso del material ingresante en un año). Esta es una gran cantidad de biomasa que se entierra, especialmente si consideramos que es sólo el descarte inicial. Así, por su gran volumen (Anx. 1 Tabla 2), se acelera la colmatación de los rellenos y se genera una elevada cantidad de emisiones de CH<sub>4</sub> (Tabla 2.5). En el futuro, el procesado del material ingresante deberá ser más refinado.

#### **4.2. Emisiones de GEIs por enterramiento**

En este apartado se calcularon las emisiones evitadas por compostar parte de la masa de los restos de podas que llegan a la CEAMSE anualmente. La masa que se utiliza para hacer los cálculos, tanto de emisión potencial como real (W) es la masa a triturar (chipear) únicamente. La masa orgánica comprendida en el descarte inicial no se tiene en cuenta en la estimación ya que en cualquiera de los dos escenarios se enterrará. Esto sucederá ya sea que se entierren todos los restos de podas sin compostar o cuando, luego de la separación inicial, este material sea rechazado y no ingrese a compostaje. Por ende, en ningún escenario se evitan las emisiones de CH<sub>4</sub> que este descarte inicial generará al ser enterrado.

##### **4.2.1. Emisión potencial**

El modelo de generación potencial de CH<sub>4</sub> (L<sub>0</sub>) es un modelo conceptual. Integra todo el período de vida del relleno sanitario y permite aplicar la fórmula en cualquier momento de su vida, independientemente de los años que éste posea. Se obtiene una estimación puntual de un proceso que ocurre en el tiempo. Se calculan las emisiones tomando un horizonte de 100 años ya que en ese tiempo se estima que casi todos los gases que podrían generarse en el relleno habrán sido liberados (Smith *et al.*, 2001). Esto coincide, aproximadamente, con el tiempo que el relleno de la CEAMSE genera emisiones de CH<sub>4</sub> cuando el aporte de residuos es de 30 años, período promedio de vida útil considerado para los cálculos. Este modelo se utiliza para calcular la máxima cantidad de gas que se podrá extraer del relleno para quema con o sin recuperación de energía.

La emisión potencial, es la máxima cantidad de CH<sub>4</sub> que se puede emitir sin tener en cuenta los factores atenuantes. Se emite lo mismo que se genera y esto depende de la cantidad de residuo enterrada y de su calidad (contenido de C). A partir de ese valor máximo las emisiones pueden reducirse. Por un lado, los primeros 15 a 30cm, dependiendo de la textura de la capa de suelo que cubre el relleno, son aeróbicos y pueden atenuar las emisiones de CH<sub>4</sub> por oxidación biológica (Kightley *et al.*, 1995;

Czepiel et al., 1996; DeVisscher et al., 1999). Por otro lado, el interior del relleno puede tener algunas porciones aeróbicas y, por ende, parte del material puede oxidarse aeróbicamente (Smith *et al.*, 2001). Finalmente, pueden existir sistemas de colección de gases del relleno que luego se queman, transformando el CH<sub>4</sub> a CO<sub>2</sub> de ciclo corto. Todos estos son factores que reducen las emisiones de CH<sub>4</sub>.

La variabilidad que se aprecia en la emisión potencial calculada, es reflejo de la gran variabilidad en los datos utilizados. La fluctuación de cantidad de masa a chipear que ingresa al compostaje, el cambiante contenido de carbono que ésta posee y la variable cantidad de resto orgánico en el descarte inicial hacen difícil obtener rangos más ajustados.

#### 4.2.2. Estimación de emisiones de CH<sub>4</sub> en el tiempo

##### El modelo de decaimiento de primer orden

Antes de analizar los resultados es interesante hacer algunas aclaraciones y comentarios del modelo de decaimiento de primer orden (FOD), que se detallan más abajo.

- a. No poseemos datos a nivel nacional para estimar los valores de los parámetros.
- b. La información que existe sobre los parámetros a nivel global es muy variada y las unidades en las que se expresan son muy diversas lo que hace difícil trabajar con este tipo de modelos.

Respecto de los componentes del modelo:

**RT:** En el modelo general de emisiones (ecuación 22) no se incluye el CH<sub>4</sub> recuperado (RT) por año porque, actualmente, no se poseen datos de la CEAMSE. Si se poseyeran, de igual forma sería dificultoso estimar qué proporción de ese gas capturado es generado por la descomposición de los restos de podas respecto del total que provendría de los residuos putrescibles de la masa de RSU.

**OX:** Al cerrar un módulo del relleno, la superficie de residuos es cubierta por sucesivas capas de suelo que lo impermeabilizan de forma de evitar ingreso de agua, emanación de olores y proliferación de vectores de enfermedades. El factor de oxidación (OX) se relaciona con la cantidad de CH<sub>4</sub> que es oxidado en esas capas que cubren el relleno, ya sea de suelo u otro material (ej. compost) (IPCC, 2006a).

Por defecto, el valor de OX = 0. No obstante, nosotros utilizamos el valor 0,1 ya que el relleno posee una cubierta de suelo compactado de 80cm aproximadamente (CEAMSE, 2012) y para terminar de acondicionarla se recubre con material compostado de entre 1,8 y 4 cm de largo. El valor 0,1 del factor de oxidación es el más comúnmente utilizado aunque es muy conservador (Oonk, 2010). Sería importante contar con mediciones de este factor pero realizarlas es complicado, costoso y muy variable (Oonk, 2010).

La oxidación puede variar tanto espacial como temporalmente. Espacialmente, por las características de construcción del relleno sanitario. Depende de características propias de la capa que recubre el relleno sanitario como: profundidad, textura; compactación; contenido de humedad; fisuras, huecos dejados por animales, contenido de nutrientes y de amonio (Kightley *et al.*, 1995; Czepiel *et al.*, 1996; Boeckx *et al.*, 1996; Abichou *et al.*, 2006; Chanton *et al.*, 2009; Jugnia *et al.*, 2012). Chanton *et al.*, (2009) encontraron que la tasa de oxidación de CH<sub>4</sub> variaba entre 22 y 55% dependiendo del material que constituía la cubierta del relleno.

La variación temporal de la oxidación, se debe a la influencia de las condiciones meteorológicas diarias y las condiciones climáticas estacionales del sitio geográfico donde se emplaza el relleno sanitario. Depende de factores del medio, como la

temperatura y contenido de humedad –que regula actividad de microorganismos metanótrofos-, la presión atmosférica, el viento o la vegetación (Bohn *et al.*, 2011; Gebert *et al.*, 2011; Röwer *et al.*, 2011).

**DDOC:** Tanto en las ecuaciones de cálculo de emisiones de CH<sub>4</sub> por enterramiento como en las de emisiones de CO<sub>2</sub> por compostaje se utiliza el carbono orgánico degradable mineralizable (DDOC). Para el enterramiento en un relleno sanitario constituye la parte del carbono total de los residuos que se degrada a CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub> en un horizonte de 100 años (Smith *et al.*, 2001). Para el compostaje representa la fracción del carbono total de los restos de podas que puede mineralizarse durante el proceso.

**DOCf:** representa la porción del C que se degrada anaeróticamente enterrado en el relleno sanitario o aeróticamente durante el compostaje. En el caso de enterramiento, el DOCf toma un valor de 0,5. Esto es así porque se asume que parte del carbono orgánico queda sin descomponer dadas las condiciones del relleno (anaerobiosis, sitios saturados de agua o muy secos o cuya solución acuosa es de bajo pH). También, porque existen componentes como lignina o celulosa, difíciles de degradar (Machado *et al.*, 2009; Oonk, 2010). DOCf puede llegar a 0,8 en condiciones de laboratorio y hasta 0,7 en situaciones a campo (Mor *et al.*, 2006a). O variar entre 0,4 y 0,7 según el modelo que se utilice (Oonk, 2010).

Para el cálculo de emisiones durante el compostaje, tomamos el mismo valor de DOCf que para la degradación por enterramiento (Smith *et al.*, 2001). Durante el compostaje se ajustan la aireación, la humedad y la temperatura para que las reacciones biológicas sean más rápidas y eficientes. Ello favorece la mineralización en general e incluso la de los componentes más resistentes de la madera. No obstante, el material enterrado en el relleno permanecerá allí por siempre. Por ello la degradación en el relleno, aunque lenta, podría ser mayor (Smith *et al.*, 2001). Entonces, como se desconoce en qué situación se puede degradar más biomasa se igualan los valores de este factor.

Los valores de DOCf para cada tipo de residuo son poco conocidos. Se han hecho estudios en laboratorio (Eleazer *et al.*, 1997; Barlaz, 1998) pero esto no representa las condiciones del relleno adecuadamente. En EEUU se realizó un estudio para conocer el DOCf *in situ*. Sin embargo, las condiciones ambientales propias de ese sitio y las características del relleno no pueden extrapolarse a todos los rellenos a lo largo del mundo (Smith *et al.*, 2001). Por todo lo anterior, estimar el DDOC es complejo.

**MCF:** El factor de corrección del metano (MCF) da cuenta de las características del ambiente o del relleno sanitario que impiden que el sistema sea completamente anaeróbico. La concentración de oxígeno en la masa de residuos puede aumentar si los rellenos son manejados con poca rigurosidad, es decir, no se compactan los residuos, no tienen cubierta diaria o la cubierta final es delgada. Cambios en la presión atmosférica o el viento pueden provocar el ingreso de oxígeno a la masa de residuos. Incluso, en algunos rellenos, se deja que el aire difunda hacia los residuos para crear una atmósfera semiaeróbica (IPCC, 2006a; Oonk, 2010).

Si el relleno sanitario es anaeróbico, por *default*, MCF se considera de valor 1 (Börjesson *et al.*, 2009). Para que suceda, deberá presentar manejo controlado de los RSU, es decir: los RSU van a un área de disposición específica, se controlan en cierto grado los incendios y el cirujeo e incluye, por lo menos, alguna de estas opciones: i) material de cubierta ii) compactación mecánica iii) nivelación de los residuos (IPCC, 2006a). Los rellenos de la CEAMSE cumplen con todos estos requisitos.

**F:** La fracción de CH<sub>4</sub> en el gas que se genera en el relleno (F) se estima en 0,5 (50%). El porcentaje restante se estima que es CO<sub>2</sub>. Este valor proviene de la ecuación base de la biodegradación en ambientes anaeróbicos (Oonk, 2010):



Donde (CH<sub>2</sub>O)<sub>n</sub> es la composición aproximada de la materia orgánica en los residuos.

Sin embargo, la concentración de CH<sub>4</sub> puede llegar a ser hasta un 60% del volumen total del gas. Eso es debido a que se degradan componentes con alta relación H/O y porque parte del CO<sub>2</sub> que se produce se disuelve en agua como HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y pasa a formar parte del lixiviado (USEPA, 2014b). Sería ideal medir la concentración de cada gas *in situ* tomándolo del sistema de recolección de gases para quema o generación de energía, si existiera.

**k:** Es el parámetro que caracteriza a este modelo, es la constante de reacción o tasa de decaimiento o degradación, propia de cada material biodegradable. *k* está relacionada con el tiempo de vida media (*t*<sub>1/2</sub>) de cada tipo de residuo;  $k = \ln(2) / t_{1/2}$ . El *t*<sub>1/2</sub> es el tiempo que tarda en reaccionar el 50% del material original (en nuestro caso la biomasa de restos de podas) (Oonk, 2010). A mayor *t*<sub>1/2</sub> menor es *k* (por ej. *t*<sub>1/2</sub>=3 años, *k*=0,2 y *t*<sub>1/2</sub>=35 años *k*=0,02) (IPCC, 2006a). Menor *t*<sub>1/2</sub> implica que el CH<sub>4</sub> puede liberarse antes, incluso durante la operación o inmediatamente post cierre. Si es mayor, la generación de CH<sub>4</sub> se retrasará inclusive hasta el período post cierre (Oonk, 2010).

El *t*<sub>1/2</sub> depende de las condiciones climáticas locales y de la calidad del residuo aunque no de su cantidad remanente (IPCC, 2006a; Oonk, 2010). Interesa especialmente la humedad máxima que el relleno podría alcanzar luego de las lluvias si no existe buena impermeabilización. La temperatura jugaría un rol secundario ya que el interior del relleno cerrado es bastante ajeno a los cambios meteorológicos de la cubierta (Scharff *et al.*, 2003). La calidad del residuo hace referencia al grado de condensación de los compuestos carbonados, el contenido de nitrógeno y contenido de agua. Por ende, como *k* se relaciona con *t*<sub>1/2</sub>, *k* depende de estos factores aunque de manera inversa. Teniendo en cuenta el clima local (precipitaciones y temperatura) y considerando a los restos de podas, utilizamos el valor *k*= 0,1 (IPCC, 2006a). Sin embargo, para las mismas condiciones la USEPA (2014b) propone usar un valor de 0,2.

En conclusión, se asume que la emisión de CH<sub>4</sub> es proporcional a la degradación de los restos orgánicos y que sigue una cinética de primer orden (Börjesson *et al.*, 2009). La cantidad final de CH<sub>4</sub> que se generará, a partir de un determinado residuo, no es afectada por la tasa de decaimiento. Sin embargo, afecta la cantidad de CH<sub>4</sub> que se emite en el tiempo y que podrá ser recuperado por los sistemas de recolección de gases (USEPA, 2014b).

### **Emisiones de CH<sub>4</sub> a partir del modelo FOD**

Las curvas de emisión de CH<sub>4</sub> (Figura 2.2) resultantes de la aplicación del modelo FOD muestran la producción y emisión de CH<sub>4</sub> a lo largo de la vida del relleno sanitario. Al principio, la emisión de CH<sub>4</sub> se incrementa con cada año de aporte (enterramiento) de restos de podas. Luego de un año desde el cese del enterramiento de residuos, las emisiones disminuyeron bruscamente. Esto se debe a que la superficie del relleno está casi completamente cubierta con la capa final de suelo que dificulta el escape de gases. Además, al principio, casi no existe oxidación de CH<sub>4</sub> en estas capas, pero luego del cierre, esta oxidación se incrementa (Heyer *et al.*, 2013).

Por último, el modelo FOD es un modelo que tiende a cero. Para poder obtener un número de años en que las emisiones son significativas tomamos, de manera arbitraria y teniendo en cuenta la bibliografía estudiada hasta el momento,  $0,55\text{MgCH}_4\cdot\text{año}^{-1}$  como valor límite, por debajo de él consideramos que las emisiones son despreciables. Este valor puede parecer alto en principio pero no lo es si se consideran los valores que se presentaron cuando la descomposición anaeróbica estaba en pleno desarrollo (Figura 2.2). Este es el criterio que se siguió para dar los valores de la Tabla 2.5.

Este modelo es interesante para conocer la dinámica de las emisiones y hacer ajustes para la correcta gestión del relleno. Podría plantearse la instalación de un sistema de recuperación de gases o mejorar la eficiencia de un sistema ya instalado. Por ejemplo, en nuestro caso la recuperación (RT) del gas es de 0%. Puede modificarse este valor cuando se verifique cuánto de las emisiones totales que capta el sistema de recolección de gases de la CEAMSE pueden atribuirse a la descomposición de los restos de podas.

Se corrió el modelo para una recuperación del 50 y del 90 % de los gases generados por la descomposición de restos verdes. Si se recuperara el 50% del gas (RT=0,5), para ambos escenarios de producción de compost, las emisiones serían nulas considerando el mínimo contenido de carbono. Es decir, la curva de DDOC mínimo quedaría completamente por debajo de 0. En cambio las curvas de DDOC medio y DDOC máximo quedarían por encima de 0, es decir, existirían emisiones.

Por otro lado, si la recuperación de gases fuese del 90% sólo se generarían emisiones si el residuo poseyera el contenido máximo de carbono. Las curvas de DDOC mínimo y medio, para ambos escenarios de producción de compost, quedaron completamente por debajo de 0. Así se podría llegar a un equilibrio donde se equipare lo que es factible de recuperar económica y técnicamente y lo que es necesario recuperar para cumplir con compromisos ambientales.

El modelo puede tener falencias aunque suponemos que predice correctamente los resultados. Borjesson *et al*, (2009) compararon datos reales y estimados contra una versión anterior del modelo del IPCC (versión de 2001) y concluyeron que cuando se utilizó  $\text{DOCf} = 0,54$ , el modelo sobreestimó un 9% las emisiones de  $\text{CH}_4$ . En esta tesis, los valores de los parámetros no estimados son similares a los de los autores antes mencionados por lo que suponemos que el modelo predice correctamente las emisiones. A pesar de ello, no es factible comparar las emisiones anuales de la CEAMSE con otros trabajos ya que no hemos encontrado casos que estimen las emisiones debidas a una sola fracción de los residuos enterrados en los rellenos sanitarios.

#### **4.2.3. Emisiones producidas por la operación de las maquinarias en el relleno**

El consumo de gasoil durante las operaciones de enterramiento en el relleno sanitario generó mayores emisiones de  $\text{CO}_2$  que el consumo de gasoil durante las actividades de compostaje. Sin embargo, la relación se invierte cuando se tiene en cuenta la emisión de  $\text{CO}_2$  proveniente del consumo de energía eléctrica por la maquinaria durante el compostaje.

El factor de conversión utilizado para obtener el gasto de combustible no presenta especificaciones de las actividades tomadas en cuenta para su confección. Este factor de conversión es el mismo que utiliza la USEPA para su modelo de reducción de residuos (WARM por sus siglas en inglés). Dada la falta de explicitación de los componentes que conforman el factor de conversión, estimamos que las operaciones de enterramiento son similares en todos los rellenos sanitarios controlados a nivel mundial y utilizamos dicho

factor. USEPA calculó que las operaciones en el relleno consumen  $5,85 \text{ L.Mg}^{-1}$  de residuo enterrado (USEPA, 2014b); un valor de, aproximadamente, la mitad del gasoil consumido en CEAMSE ( $14,31 \text{ L.Mg}^{-1}$  residuo). Con lo cual, si las actividades son similares, los EEUU poseen maquinaria más eficiente para realizar las operaciones dentro del relleno sanitario.

### **4.3. Balance de carbono**

El compostaje de restos de podas, en términos de emisión de gases de efecto invernadero, es una opción más sustentable que su enterramiento. La emisión neta evitada por el compostaje para las condiciones del Relleno Sanitario Norte III de la CEAMSE es de  $14,57 \text{ GgCO}_2$  por año a pesar de no tener sistema de recolección de gases.

Si se tratase de otros materiales orgánicos el compostaje podría no ser tan conveniente en términos de emisiones de GEIs. Los restos orgánicos de las cocinas poseen más nitrógeno y humedad y podrían generar más GEIs durante el compostaje. Ello deriva en que el balance de emisiones, dependiendo de la eficiencia con que los rellenos recuperan el biogás que se genera y el contenido de carbono que queda almacenado en el relleno, no favorecería tanto al compostaje (Smith *et al.*, 2001; USEPA, 2014a). Podría ser menos favorable en términos de balance de GEIs pero, como sucede en nuestro caso, el compostaje tiene muchas otras ventajas. Además, siempre puede combinarse con otros residuos para balancear las propiedades del material original.

Existen varias ventajas del aprovechamiento por compostaje de los residuos de podas. Al no enterrar estos residuos, se evita ocupar espacio del relleno sanitario. Asimismo, al compostar los restos verdes, continúa el ciclo natural donde se recuperan nutrientes y carbono. Así, se puede utilizar el compost como fertilizante, evitándose las emisiones de GEIs producidas por la fabricación de fertilizantes sintéticos. Por otro lado, se puede utilizar el compost como sustrato para reemplazar la turba. Ello disminuye el consumo de energía fósil para extraerla y venderla y el  $\text{CO}_2$  de ciclo largo proveniente de la degradación de la turba (Smith *et al.*, 2001; Kranert *et al.*, 2010).

En algunos casos, el carbono secuestrado en el relleno sanitario se incluye dentro del balance de emisiones. Se considera que la lignina y parte de la celulosa y hemicelulosa (15%; 50% y 12% del peso seco de los RSU, respectivamente) presentes en los restos orgánicos no se degradan en las condiciones anaeróbicas del relleno sanitario (De La Cruz *et al.*, 2013). Por lo tanto, su carbono pasaría a formar un reservorio de carbono en el relleno disminuyendo las emisiones a la atmósfera (Bogner & Spokas, 1993). Cabe aclarar que sólo el carbono biogénico se considera que incrementa el stock de carbono. El C presente en plásticos o telas sintéticas se toma como previamente almacenado; como “petróleo enterrado” (De La Cruz *et al.*, 2013). Barlaz (1998) estimó que el secuestro de carbono a nivel global por enterramiento de RSU podría ser de  $119.10^6 \text{ Mg.año}^{-1}$ .

En otros casos, el balance podría incluir el carbono almacenado como humus del suelo luego de aplicar el compost. La USEPA (2014a) modeló la aplicación de compost en diversas dosis y sobre suelos distintos, entre otras variantes, utilizando el modelo Century. Para un modelado de 10 años, encontraron que sólo una pequeña fracción del C presente en el compost quedaría almacenado en el suelo y si el período modelado se prolongase el resultado sería menor. Por lo tanto, parecería que el carbono almacenado como humus no reduciría las emisiones de C a la atmósfera.

#### **4.4. Limitaciones de los modelos utilizados y del análisis de ciclo de vida**

##### **a. Los modelos:**

Originalmente, los modelos utilizados fueron creados para considerar todos los materiales dentro de un flujo de residuos urbanos. En nuestro caso, al tener en cuenta sólo los restos de podas, la masa de residuos considerada es menor y podría existir sobreestimación de emisión. Sin embargo, consideramos que este modelo es el mejor que podíamos usar hasta el momento por su accesibilidad, aplicabilidad a distintas zonas y diferenciación de calidad de residuo. Eventualmente, de encontrarse un modelo superior se pueden utilizar los datos recopilados y presentados en este trabajo.

Otra limitante es la falta de datos propios de nuestro país para la estimación de los valores de los parámetros. Además, existe en la bibliografía gran variabilidad en las estimaciones de cantidades enterradas, composición de los residuos, emisiones de CH<sub>4</sub>, factores de oxidación (Bogner & Matthews, 2003) y factores de conversión que dificultan la comparación entre resultados en otros sitios.

El modelo FOD del IPCC (2006a) utilizado no fue validado en sí mismo aunque otros modelos en los que se basa sí lo fueron (Oonk, 2010), por lo que podríamos suponer que es confiable. Este modelo no fue pensado para ser aplicado a rellenos individuales y se puede suponer que no es suficientemente preciso. El modelo FOD se creó para calcular emisiones a nivel nacional ya que los rellenos que emitan mucho o aquellos que emitan muy poco se contrabalancean y no quedan “*outliers*” [Oonk (2005); Pipatti (2005) en Scharff & Jacobs (2006)].

Sin embargo, a pesar de todo lo anterior, se utilizó el modelo del IPCC por dos razones. Una, el IPCC es un organismo al que muchos países reportan emisiones, por lo que suponemos que su modelo ajusta mejor a un número mayor de situaciones geográfico-climáticas. Los modelos FOD creados por el IPCC son aplicados mundialmente (Mor *et al.*, 2006a; Börjesson *et al.*, 2007; Machado *et al.*, 2009; Abushammala *et al.*, 2010; Heyer *et al.*, 2013). Segunda, el modelo FOD del IPCC utilizado permite incorporar las condiciones climáticas del lugar y separar por tipo de residuo. Ello lo hace más preciso que otros (Oonk, 2010). La amplitud del rango en los resultados de emisiones se debe a la imprecisión de las estimaciones de los parámetros (Heyer *et al.*, 2013), que se puede mejorar si se estiman los parámetros a nivel nacional.

##### **b. El ciclo de vida:**

La pila de restos de podas ingresante al proceso de compostaje no genera GEIs. No se estiman emisiones ya que lo que podría emitir es mínimo (ROU, 2007). El espacio entre el material es suficiente como para permitir el intercambio gaseoso con el medio impidiendo la generación de micrositios anaeróbicos. Además, la actividad microbiana no comenzará hasta que el material no sea reducido en tamaño y humedecido (ROU, 2007) ya que el contenido de humedad de este material es bajo (media: 49%, D.E: 9%, n=215 datos de CEAMSE).

Existen otras emisiones que podrían considerarse en una futura aproximación. Por un lado, podrían estimarse las emisiones de CO<sub>2</sub> generadas por la recolección y transporte de material verde hasta el relleno sanitario (Smith *et al.*, 2001; Amigos de la Tierra España, 2013). Por otro lado, la producción, comercialización y desecho de las silobolsas plásticas utilizadas para el proceso de compostaje también generan emisiones de CO<sub>2</sub> que deberíamos cuantificar. Además, deberíamos caracterizar los descartes post triturado y post tamizado para conocer el contenido de carbono que poseen y calcular

las emisiones por enterrarlos. Finalmente, se podría calcular el carbono almacenado en el suelo luego de la aplicación de compost y en el relleno sanitario, como restos no degradados por las condiciones anaeróbicas.

## 5. CONCLUSIONES

El uso del ACV como herramienta para la estimación y comparación de los impactos de las dos posibles formas de tratar los residuos fue acertado. Esta herramienta permitió comprobar que el compostaje de restos de podas reduce la emisión de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>, ambos gases de efecto invernadero respecto del enterramiento para las condiciones del Relleno Sanitario Norte III de la CEAMSE. El compostaje de los restos verdes evita que estos sean enterrados y, por ende, descompuestos en el interior anaeróbico de un relleno sanitario liberándose CH<sub>4</sub>. Asimismo, reduce el volumen de residuos enterrados lo que ralentiza la colmatación de los rellenos sanitarios.

El balance de carbono para este análisis de ciclo de vida de los residuos de podas resultó favorable para el compostaje. En otros escenarios este resultado podría cambiar favoreciendo más a la alternativa de enterramiento. Por ejemplo, podrían existir escenarios donde se entierre otro tipo de residuo orgánico o donde la presencia y eficiencia del sistema de recolección de gases permita recuperar energía del gas del relleno sanitario; en estos casos tal vez el compostaje no resulte ser la mejor alternativa. No obstante, enterrar recursos no es la mejor opción. Enterrar los restos de podas es desperdiciar recursos en cualquier escenario posible ya que pueden ser reutilizados en lugar de ser desechados en un relleno sanitario.

En conclusión, queda demostrado, mediante fórmulas verificables, que el compostaje de restos de podas es una alternativa, viable y positiva, a su enterramiento en un relleno sanitario. Si bien esta primera aproximación puede ser perfectible, cabe remarcar su gran valor como dato único dentro de los registros del país para la materia. Estos datos son un aporte al balance de gases de efecto invernadero de la República Argentina. Finalmente, no existe una única propuesta “salvadora”. La gestión de los restos orgánicos debe ajustarse a las necesidades de la sociedad y al respeto y el cuidado del ambiente.

### *Próximos pasos a seguir en el marco del ACV de los restos de podas:*

Para ambas alternativas:

- ✓ Ajustar los cálculos para estimar el contenido de carbono almacenado (en el relleno o como humus del suelo) para obtener datos de este carbono que no reingresa a la atmósfera.
- ✓ Cuantificar o estimar las distancias recorridas por los camiones que transportan el material verde hacia el relleno de manera de poder conocer las emisiones de CO<sub>2</sub> que generan por quema de combustibles fósiles y así completar el ciclo.

Para el compostaje:

- ✓ Adaptar los valores de los parámetros dentro del modelo de emisiones por compostaje según las características de nuestros residuos de podas;
- ✓ Contar con distintos valores de ingreso de materia verde a la planta de compostaje y no sólo un valor fijo de 1200Mg.mes<sup>-1</sup>;

Para el enterramiento en el relleno sanitario:

- ✓ Conocer cuánto del gas que se genera se recupera y poder estimar cuánto de ese gas se podría atribuir a los restos de podas;
- ✓ Estimar cuánta energía se consume durante la quema del gas recuperado y para la purificación de los lixiviados que se producen en el relleno sanitario.

- ✓ Conocer si la quema se produce con recuperación de energía y si ella es utilizada en la planta o tiene un excedente y se vuelca a la red domiciliaria.

# CAPÍTULO 3. EMISIONES DE CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O Y CO<sub>2</sub> DESDE UN RELLENO SANITARIO CERRADO IMPLANTADO CON *Pennisetum purpureum* Y *Miscanthus giganteus*

## 1. INTRODUCCIÓN

Los rellenos sanitarios son una alternativa de destino final de los residuos domésticos. Al colmar su capacidad, se cierran y es necesaria su reinscripción sustentable en el paisaje. Con el transcurso del tiempo los residuos orgánicos depositados se degradan y el relleno se asienta. En 5 años desde el cierre (dependiendo de múltiples características estructurales del relleno) se puede alcanzar un 90% de estabilización y se considera definitivamente estabilizado al cabo de 30 años (Tchobanoglous *et al.*, 1982; Misgav *et al.*, 2001). Luego de ello, debe promoverse su rehabilitación considerando que estas tierras son marginales; tierras con alguna limitante para su uso (Milbrandt *et al.*, 2014).

Las limitaciones de uso de las tierras de los rellenos sanitarios son varias. La descomposición de los restos orgánicos provoca hundimientos diferenciales lo que dificulta la construcción de estructuras estables [Frantzis, (1991) en Misgav *et al.*, (2001)] en los primeros años de asentamiento del relleno. Asimismo, debajo de las construcciones se puede acumular el biogás generado en el relleno, que contiene metano, y puede resultar explosivo (McBean *et al.*, 1995). Por ello, el uso comercial y recreacional está permitido siempre que no se construyan viviendas o centros de uso masivo (Espinace *et al.*, 1998).

Por otro lado, el medio puede no ser propicio para el crecimiento vegetal. Las propiedades químicas y físicas del tecnosuelo pueden no ser óptimas para el crecimiento vegetal. Además, el biogás acumulado en las capas que conforman la cubierta del relleno sanitario podrían dañar los tejidos vegetales (Gilman *et al.*, 1982; Wong & Yu, 1989). Por último, dado el riesgo de contaminación, estas tierras no son compatibles con el uso agrícola para alimentación (Espinace *et al.*, 1998).

Entre otras posibilidades, estas tierras pueden utilizarse para producir energía renovable a partir de biomasa. El “*Phytocapping*” es una técnica de cultivo de plantas en alta densidad sobre los rellenos sanitarios. Se utiliza para controlar y limitar el ingreso de agua al relleno sanitario (Lamb *et al.*, 2014). Al mismo tiempo, se puede utilizar la biomasa que generen las especies vegetales implantadas para obtener energía y venderla en el mercado. Esta es una opción de uso sustentable de los rellenos sanitarios cerrados.

La implantación de especies vegetales productoras de biomasa tiene múltiples ventajas económicas y sociales. Las tierras que recubren los rellenos sanitarios son más baratas que las tierras productivas y no compiten con la producción de alimentos (Milbrandt *et al.*, 2014). Dada la ubicación de estas tierras en zonas urbanas o periurbanas, se puede dar trabajo a la comunidad de las inmediaciones en todo el proceso productivo y se pueden aprovechar las instalaciones preexistentes en el sitio (cableado eléctrico, agua, calles) (Milbrandt *et al.*, 2014).

El establecimiento de plantas C4 productoras de biomasa también tiene aspectos ambientales positivos. Al ser plantas de gran porte, reducen la velocidad del viento sobre la superficie. Esto, sumado a su complejo sistema radical, mejora las cualidades físicas del tecnosuelo y reduce el riesgo de erosión hídrica y eólica. Al ser un cultivo

perenne, se eliminan las labores culturales que podrían dañar la estructura del tecnosuelo o podrían provocar la pérdida de carbono orgánico (Lamb *et al.*, 2014). Su sistema radical crea un ambiente favorable para la actividad biológica y participa del ciclado de nutrientes. Las plantas capturan carbono de la atmósfera que luego es aportado al suelo y puede transformarse en humus. Así, se reduciría el calentamiento global (Monti & Zatta, 2009; Heaton *et al.*, 2010).

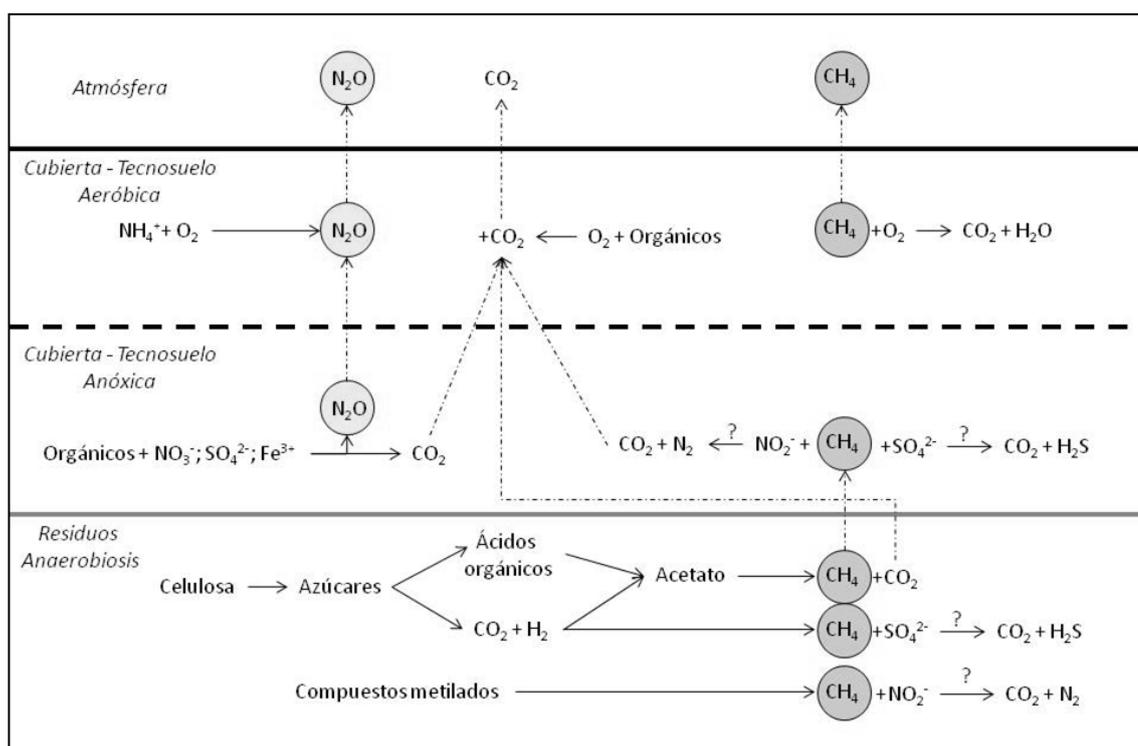
En el relleno de Villa Domínico de la CEAMSE, en 2012, se instalaron dos especies productoras de biomasa, *Miscanthus giganteus* y *Pennisetum purpureum*. Son gramíneas perennes de estrategia C4 con un alto rendimiento fotosintético en la asimilación de carbono. Las especies del género *Miscanthus* son originarias de Asia (Miguez & Miguez, 2013) y *P. purpureum* de África subtropical (Zimbabwe) (FAO, 2015; GRIN, 2015). En el relleno sanitario, luego de tres años desde la implantación, las dos especies se desarrollan bajo las condiciones ambientales locales aunque la más adaptada es *P. purpureum*.

Estas especies desarrollan una gran biomasa radical. El 90% de las raíces de *M. giganteus* se desarrolla en los primeros 20-30cm y pueden explorar hasta 2m de profundidad (Neukirchen *et al.*, 1999; Monti & Zatta, 2009). *P. purpureum* posee un sistema radical vigoroso y profundo (FAO, 2015). Perez *et al.*, (1978) encontraron que el 94% del sistema radical de *P. purpureum* se desarrolla hasta los 53cm si el suelo no se fertiliza pero, si se fertiliza, ese porcentaje se desarrolla en los primeros 33cm.

Los rellenos sanitarios continúan produciendo gas metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) durante muchos años luego del cierre. El CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O son dos potentes gases de efecto invernadero. El CH<sub>4</sub> se produce en el interior anaeróbico del relleno, por descomposición de los restos orgánicos tal como se ilustra en la Figura 3.1. El N<sub>2</sub>O se produce entre este sitio y la cubierta final o tecnosuelo por desnitrificación, en condiciones anaeróbicas, o nitrificación incompleta en condiciones aeróbicas, entre otros (Frioni, 2011).

En el tecnosuelo del relleno sanitario existen organismos capaces de degradar CH<sub>4</sub> y producir N<sub>2</sub>O. Los metanótrofos son un grupo de bacterias gram negativas, aerobios estrictos, que son únicos en su capacidad de utilizar una sola fuente carbonada, el CH<sub>4</sub>, como fuente de carbono y energía (Hanson & Hanson, 1996; LeMer & Roger, 2001). Los metanótrofos pueden oxidar NH<sub>4</sub><sup>+</sup> al igual que las bacterias amonificadoras. Esto se debe a que las enzimas de ambos grupos de bacterias [metano monoxigenasa (MMO) y amonio monoxigenasa (AMO)] son similares y de baja especificidad (Hanson & Hanson, 1996; Huber-Humer *et al.*, 2008). Así, los metanótrofos pueden transformar NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y participar en la emisión de N<sub>2</sub>O vía nitrificación (Mandernack *et al.*, 2000).

Los gases formados en el relleno podrían escapar a través del tecnosuelo y las plantas creciendo en él podrían magnificar este efecto. A medida que los rellenos envejecen, la cubierta se degrada y se resquebraja (Lamb *et al.*, 2014) lo que puede permitir el escape de gases. Dada la profundidad de exploración que pueden alcanzar las raíces de plantas productoras de biomasa, podrían generarse caminos preferenciales (poros interconectados) por los que el gas producido en el relleno podría escapar hacia la atmósfera. A su vez, estas plantas, al tomar agua de gran parte del perfil del suelo, producen su desecamiento. Esto podría generar grietas en profundidad en el tecnosuelo, lo que magnificaría el escape de gases (Abichou *et al.*, 2011b; Chanton *et al.*, 2011). Por todo lo expuesto, si existiesen fugas de gases por la implantación de *P. purpureum* y *M. giganteus*, esta opción no sería sustentable desde el punto de vista ambiental.



**Figura 3.1.** Vías por las que se generan el metano ( $CH_4$ ) y el óxido nitroso ( $N_2O$ ) en los ambientes de un relleno sanitario (masa de residuos y cubierta del relleno –tecnosuelo-). Adaptado de Semrau (2011).

Existen pocos trabajos que evalúen el efecto de la vegetación sobre la emisión de gases, especialmente  $CH_4$  y  $N_2O$ , desde un relleno sanitario. Los estudios con vegetación se llevan a cabo en laboratorios en ensayos en columnas o lisímetros (Amaral *et al.*, 1995; Hilger *et al.*, 2000; Stralis-Pavese *et al.*, 2006; Tanthachoon *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2008; Reichenauer *et al.*, 2011). Un estudio reciente de Abichou *et al.*, (2015) simula la emisión de  $CH_4$  bajo distinta cobertura vegetal y clima en rellenos sanitarios. Actualmente, no se ha evaluado a campo las emisiones de  $CH_4$ ,  $CO_2$  y  $N_2O$  relacionados con la revegetación de rellenos sanitarios.

La medición de emisiones de gases desde el suelo no es sencilla y existen varias formas para hacerlo. La dificultad para medir emisiones desde el tecnosuelo de un relleno sanitario radica en que son emisiones difusas y de gran variabilidad espacial y temporal (Mosher *et al.*, 1996; Boeckx *et al.*, 1996; Maurice & Lagerkvist, 2003; Fourie & Morris, 2004; Park *et al.*, 2010; Capaccioni *et al.*, 2011; Abushammala *et al.*, 2012). Existen varias formas para cuantificar estas emisiones pero no hay un método que sea reconocido, a nivel mundial, como el ideal para realizar esta tarea.

Para el muestreo en CEAMSE se utilizó una cámara **cerrada** (en inglés: *non-steady-state*). El flujo se calcula según la variación de la concentración del gas en momentos preestablecidos. A su vez, responde al modelo de cámaras **estáticas** (en inglés: *non-flow-through*) que no permite la circulación del aire a través de la cámara (Livingston & Hutchinson, 1995; Pumpanen *et al.*, 2004). Este método es uno de los más utilizados a nivel mundial.

Las cámaras cerradas estáticas poseen varias ventajas. Primero, son sencillas y baratas de construir, fáciles de instalar, utilizar y movilizar o retirar (FAO & IFA, 2004). Segundo, como el muestreo debe ser breve para limitar las variaciones de flujo debidas

a cambios en las variables ambientales, la alteración del sitio es escasa y permite hacer varias mediciones en menos tiempo (Cardellini *et al.*, 2003).

Por último, las muestras tomadas con cámaras estáticas se envían a analizar a un laboratorio. Por ello, no necesita de muchos operadores ni de gran capacitación para tomar las muestras (Oonk, 2010). Asimismo, permite medir las concentraciones de diversos gases (CO<sub>2</sub>; CH<sub>4</sub>; NO<sub>x</sub>) en una misma muestra y detecta flujos pequeños (Oonk, 2010).

Sin embargo, también existen desventajas. El flujo no se mide *in situ*, lo cual puede traer aparejado errores. Además, si se desea conocer las emisiones de gases de todo el relleno, dada la superficie pequeña de las cámaras, implicaría mucho tiempo, dinero y esfuerzo con resultados poco satisfactorios (Börjesson *et al.*, 2000; Oonk, 2010).

Por todo lo anterior y como se va a trabajar en un terreno relativamente pequeño, se optó por la construcción de cámaras estáticas para estudiar el flujo de emisiones de gases desde el suelo en el relleno sanitario cerrado de Villa Domínico de la CEAMSE. Más adelante se detalla la construcción de las cámaras ya que no existe, hasta el momento, una metodología estandarizada para su construcción a nivel mundial.

### **1.1. Objetivo general**

Estimar, en distintas épocas del año, las emisiones de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso en un relleno sanitario de 27 años (CEAMSE) en parcelas con diferente biomasa radical: 1) *Miscanthus giganteus*; 2) *Pennisetum purpureum* 3) vegetación espontánea.

### **1.2. Objetivos particulares**

- ✓ Medir la concentración de gases de efecto invernadero en parcelas con especies específicas para producción de biomasa y otras con vegetación espontánea en un relleno cerrado.
- ✓ Verificar si la concentración de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso se modifica con los cambios climáticos estacionales.
- ✓ Incorporar las variables temperatura y humedad del suelo al modelo explicativo de las variaciones estacionales de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso.
- ✓ Calcular el flujo de emisión de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso.

### **1.3. Hipótesis**

- I. Las emisiones de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso en un relleno sanitario de 27 años (CEAMSE) son afectadas en forma diferencial por la biomasa radical de: 1) *Miscanthus giganteus*; 2) *Pennisetum purpureum* 3) vegetación espontánea
- II. Las emisiones de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso en un relleno sanitario de 27 años (CEAMSE) son afectadas en forma diferencial por las variaciones estacionales.
- III. Las variaciones estacionales de las emisiones de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso en un relleno sanitario de 27 años (CEAMSE) pueden explicarse por variaciones en la temperatura del aire y la humedad del suelo.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Ubicación

El ensayo se desarrolló en el relleno sanitario cerrado de Villa Domínico operado por la CEAMSE (Coordinadora Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado). Este sitio de disposición final se encuentra en Villa Domínico, Buenos Aires, Argentina y su extensión es de 487 ha. Comenzó su actividad en 1979 y cerró definitivamente en 2004.

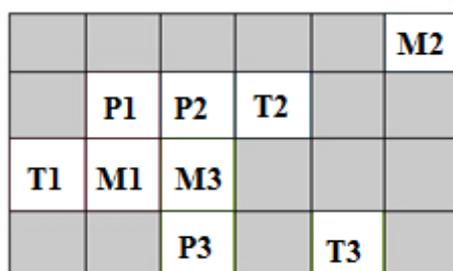
Los módulos y celdas que conforman este relleno están impermeabilizados sólo por una capa de arcilla compactada de 60 cm y no poseen geomembrana porque no se utilizaba esa tecnología cuando se creó este relleno sanitario. El sistema de recolección de gases del relleno sanitario comenzó a funcionar en el año 2001 y sólo opera en los módulos altos. La vegetación que crece sobre la cubierta del relleno es espontánea.

El ensayo se realizó sobre la celda Q2FB (34°41'34.03"S 58°16'29.45"O). Está ubicada en la parte baja de un módulo donde se enterraron 47.659.178 Mg de residuos domésticos. De este total, en la celda estudiada se dispusieron 469.490 Mg de residuos. La celda fue cerrada entre 1986–1987. Por ser módulo bajo nunca se realizó recolección de gases.

### 2.2. Diseño del muestreo

El ensayo de biomasa para generación de energía comenzó en enero de 2012. Previo a la implantación se preparó el suelo de las parcelas y se le agregó una dosis de compost equivalente a 40Mg.ha<sup>-1</sup>. Luego, se implantaron dos especies: *Pennisetum purpureum* Schum y *Miscanthus giganteum* en parcelas puras o en consociación. Su disposición en el terreno fue aleatoria en parcelas de 3m\*3m separadas entre sí 1m. Se dejaron parcelas de vegetación espontánea.

Los tratamientos para el muestreo de gases fueron: *Pennisetum purpureum*, *Miscanthus giganteum* en parcelas puras únicamente y el *Testigo*, parcelas con vegetación espontánea, cada uno con tres repeticiones. La disposición de las parcelas puede verse en la Figura 3.2.



**Figura 3.2.** Disposición de las parcelas para la toma de muestra indicando las repeticiones 1-3 y tratamientos (P= *Pennisetum purpureum*; M= *Miscanthus giganteus*; T= Testigo). Los rectángulos grises representan otras parcelas con otras especies o vegetación espontánea o parcelas en consociación.

### 2.3. Construcción de los elementos de medición

#### 2.3.1. La cámara

Las cámaras constan de una tapa y una base. Ambas se realizaron con tubos de PVC blanco. Se eligió realizar las cámaras de PVC, entre los diversos materiales utilizados (Anx. 2 Tabla 1), por ser un material no reactivo (Parkin & Venterea, 2010). El material es de color blanco lo que evita la absorción de luz y el aumento de la temperatura en el interior de la cámara (Parkin & Venterea, 2010).

La tapa se construyó con un cilindro de 24cm de diámetro interno (25cm diámetro externo) y de 13cm de altura. Éste se cubrió con una plancha de policarbonato protegida por un film blanco semitransparente que permite que una parte de la luz se refleje y la otra ingrese a la cámara. La tapa posee 3 cierres metálicos que la sujetan a la base. El borde de la cámara se cubrió con una goma para evitar el escape de gases (Figura 3.3 A). La porción superior de la tapa cuenta con una salida para la toma de muestra (Figura 3.3 A). Se conforma de un tubo plástico de 6mm de diámetro interno y 13cm de largo con 4 perforaciones de lado a lado para tomar la muestra de distintas alturas. 1cm de este tubo queda por fuera de la cámara y se conecta a un tubo plástico de 2mm de diámetro en su extremo superior. Por este extremo se conecta a la bomba de vacío manual para extraer la muestra.



**Figura 3.3.** A. Cámara con todos sus componentes. B. Cámara ya instalada en el campo durante la medición. La base está inserta en el suelo y la tapa unida a ella por los cierres que la sujetan.

Las bases son un cilindro de 10 cm de altura. Se les realizó un bisel para facilitar la inserción al suelo y se le colocaron las otras partes de los cierres metálicos. Se enterraron 7 cm en el suelo (Figura 3.3 B). La altura total, considerando la tapa y la

porción que queda sobre el suelo, es de 16 cm. El volumen total de la cámara es de 7 L (7239 cm<sup>3</sup>).

### 2.3.2. Herramienta para extracción de las muestras

Se adaptó para el muestreo una bomba de vacío manual, usada comúnmente para extraer aceite de automóviles (Figura 3.4). Se colocó una llave de tres vías plástica que conecta por un extremo a la bomba, por otro al vial y en el último a la cámara. Las conexiones se realizaron con mangueras plásticas; de 6 mm de diámetro la que conecta con la bomba y de 2 mm la que conecta con la cámara. En la que se acopla al vial se introduce sólo la aguja (21Gx1 ½"; 0,8x40 40x8). Para sujetar el vial se colocó un tubo de aluminio. Se contrastó su funcionamiento con la bomba manual de otro equipo de trabajo.

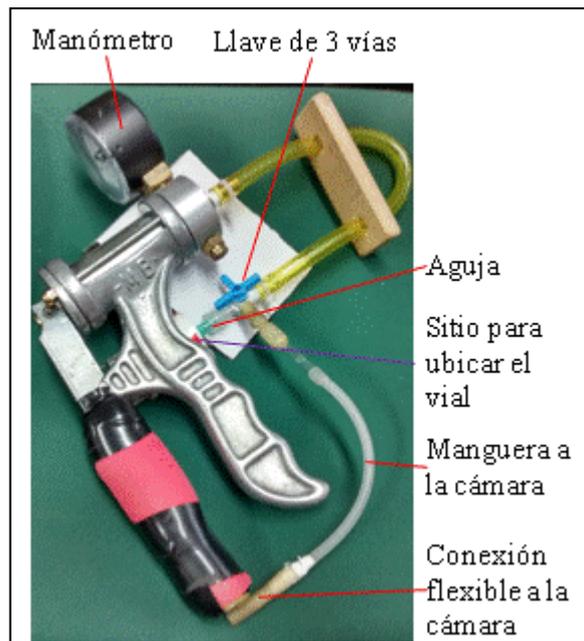


Figura 3.4. Bomba de vacío y sus componentes

## 2.4. Consideraciones para el armado de las cámaras

### 2.4.1. Área, altura y volumen de las cámaras

El tamaño de las cámaras se ajusta al objetivo. Existe un amplio espectro de posibilidades respecto del área a cubrir por cada cámara, su altura y su volumen (Anx. 2 Tabla 1). El tamaño de la cámara utilizada cumple con los requisitos mínimos establecidos por Parkin y Venterea (2010). Su altura evita la pérdida de sensibilidad para detectar el flujo de los gases, especialmente los pequeños (Rochette & Hutchinson, 2005).

El área es la apropiada para trabajar en parcelas de 3m\*3m con especies como *P. purpureum* o *M. giganteus* que cubren la mayor parte de su superficie. Sin embargo, no se desconoce que, al poseer un área pequeña puede existir un mayor efecto borde, una mayor probabilidad de que se produzcan errores de medición debido a disturbios y la posibilidad de estimar flujos mayores (Norman *et al.*, 1997).

### 2.4.2. Base de las cámaras

Existen normas relativas al momento de inserción de las bases en el suelo. Las bases deben introducirse en el suelo, por lo menos, 24hs antes de la primera medición ya que, seguidamente a su colocación, se produce un incremento de emisiones y se crean canales de flujo preferencial a lo largo de las paredes de las cámaras (Norman *et al.*, 1997; Parkin & Venterea, 2010). Se insertaron las cámaras 48hs antes de la primera medición. Una vez inserta en el suelo, la base permaneció allí durante todo el tiempo que duró el ensayo para minimizar perturbaciones (Parkin, comunicación personal, 2013).

La profundidad de inserción puede ser muy variable y deben tenerse en cuenta varios criterios. En la bibliografía se presentan variados ejemplos de profundidad de inserción (Conen & Smith, 1998; Christophersen *et al.*, 2001; Nakano, 2004; Chen *et al.*, 2008; Parkin & Venterea, 2010). En nuestro caso, esta profundidad fue de 7 cm y se evitó dejar más de 5cm de borde por fuera del suelo, de lo contrario podría haber generado sombreado del área contenida (Parkin & Venterea, 2010). Ello podría haber provocado variaciones de temperatura y de humedad del suelo que habrían alterado la actividad biológica, habría favorecido el crecimiento de algas y redundado en mediciones erróneas (Rochette & Hutchinson, 2005).

Conjuntamente, para elegir la profundidad de inserción de las bases se tuvo en cuenta la textura del suelo y la distribución de las raíces. El suelo es de textura arcillosa o franco arcillosa por lo que no se espera que el aire escape a través de poros interconectados por fuera de las paredes de la base (Hutchinson & Livingston, 2001). Asimismo, esta profundidad se adapta al sistema radical de *P. purpureum* y *M. giganteus* a fin de no dañarlo y así afectar el desarrollo de la vegetación (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008). Éste es muy denso y, a nuestra latitud, se desarrolla en los primeros 15cm (Vanier & Pierini, no publicado)

### 2.4.3. Mezclado de los gases dentro de la cámara

Para mezclar el aire en las cámaras no se utilizaron ventiladores. A pesar de que hay autores que los utilizan (Anx. 2 Tabla 1), tanto la orientación como la velocidad pueden alterar el flujo de los gases ya sea aumentándolos o disminuyéndolos (Welles *et al.*, 2001; Rochette & Hutchinson, 2005; Parkin & Venterea, 2010).

Como alternativa para obtener una muestra de gas homogénea se tuvo en cuenta la forma de la cámara y sus dimensiones y se aprovechó la toma de muestra. La forma cilíndrica de la cámara utilizada favorece el mezclado, a diferencia de las prismáticas donde podría quedar aire sin mezclar en las esquinas. Como las cámaras son pequeñas, la toma de muestra genera turbulencia lo suficientemente fuerte como para mezclar pero no para alterar la presión en el interior de la cámara (Nakano, 2004). El mezclado también se favorece de la altura no excesiva de las cámaras (Rochette & Hutchinson, 2005). Asimismo, se le introdujo un tubo perforado que toma el aire en distintos puntos como en un submuestreo (Iritz *et al.*, 1997; Parkin & Venterea, 2010).

### 2.4.4. Diferenciales de presión

En algunos casos, para evitar la sobrepresurización de las cámaras se utilizan tubos de venteo. Estos son tubos de pequeño diámetro que comunican el interior de la cámara con el exterior lo que permite equilibrar las presiones. Se probó y se decidió no usar tubo de venteo debido a su mal funcionamiento. Esto podría deberse a que la baja difusión del CH<sub>4</sub> generado en un relleno cerrado por 27 años no compensa la cantidad de gas que escapa por el tubo de venteo (Conen & Smith, 1998). Para estos sitios Conen

& Smith (1998) proponen utilizar cámaras cerradas sin venteo. Así, nuestra cámara fue cerrada.

#### 2.4.5. Frecuencia, tiempo total y espaciado de las mediciones

La **frecuencia** de muestreo hace referencia al número de visitas al lugar de muestreo en un determinado período. Existen muchas recomendaciones en cuanto a qué frecuencia utilizar. Se siguió la de Oonk (2010) quien recomienda entre 4 y 6 mediciones de un día. Por ende, se eligió una frecuencia mensual y un total de 6 visitas dada por cuestiones técnicas y presupuestarias.

El **tiempo total** hace referencia al lapso que permanecen las cámaras cerradas durante un evento de muestreo. El **espaciado de las mediciones** hace referencia al tiempo que transcurre entre una extracción de muestra y la siguiente para cada cámara en un mismo evento de muestreo. Ambos, servirán luego para la estimación del flujo del gas investigado y son muy variables en la bibliografía (Anx. 2 Tabla 1).

En nuestro caso el tiempo total fue de 60 minutos y el muestreo fue a los 0; 10; 20; 40; 60 minutos (espaciado 10-20 minutos). Estos valores se establecieron realizando ajustes de tiempo de cerrado de la cámara en ensayos piloto durante el inicio del año 2014. Los tiempos se ajustan a lo recomendado por Parkin y Venterea (2010) y Environment Agency (2004) quienes advierten que el tiempo total no debiera prolongarse más de 60 minutos y las mediciones de cada flujo deben conformarse de, al menos, tres puntos; el tiempo cero y dos mediciones adicionales.

El tiempo total no debe sobrepasar los 60 minutos para no provocar alteraciones en el flujo de gases. Estas alteraciones pueden deberse a: 1) cambios en el gradiente de difusión del gas desde el suelo [Nakayama, (1990) en Rayment & Jarvis (1997)]; 2) sobrepresión sobre el suelo por acumulación de los gases y el vapor de agua (Welles *et al.*, 2001; Rochette & Hutchinson, 2005; Parkin *et al.*, 2011) 3) alteración del volumen de los gases por cambios de temperatura (Hillel, 1998; Rochette & Hutchinson, 2005) 4) alteración de la actividad biológica normal (cambios en la oxidación de CH<sub>4</sub> y por ende en la emisión de CO<sub>2</sub>, etc.) (Whalen *et al.*, 1990; Whalen & Reeburgh, 1996; Boeckx *et al.*, 1996; De Visscher *et al.*, 2001).

#### 2.5. Toma de muestras y análisis de gases

El muestreo de gases se realizó con una *cámara estática cerrada* ubicada en el centro de cada parcela (Figura 3.3 B); en total 9 cámaras. Las bases se instalaron al comienzo del ensayo (julio 2014) y no se retiraron hasta finalizada la toma de todas las muestras (julio 2015). Las muestras se extrajeron con bomba de vacío con el siguiente intervalo: 0; 10; 20; 40 y 60 minutos.

La vegetación espontánea que crecía adentro de las bases en las parcelas Testigo se cortó con tijera antes de medir (Christophersen *et al.*, 2001; Xiaoli *et al.*, 2011). En las bases que estaban en las parcelas de *P. purpureum* y *M. giganteus* no crecía vegetación.

Las mediciones deben realizarse siempre en el horario más fresco, por ende, se hicieron a partir de las 9.30-10 h de la mañana hasta el mediodía (Bogner *et al.*, 1999). Debido a la influencia que puede tener el viento en las mediciones, se tuvo la precaución de hacer el muestreo en días de viento calmo.

**Procedimiento:** Como precaución, cuando no se utilizaron para medir, las tapas de las cámaras siempre se dejaron de costado y no boca abajo para impedir la acumulación de los gases provenientes del suelo. Una vez ubicada la tapa de la cámara sobre la base se generó vacío en un vial de 10 ml mediante la bomba de vacío. La presión de vacío

dentro del vial fue de 50cm Hg aproximadamente y luego del llenado fue de 20cm Hg. El vial se llenó 4 veces con aire extraído del interior de la cámara y se descartaron las tres primeras tomas. Esto se realizó para asegurar el recambio completo del aire dentro del vial. Este procedimiento se repitió para cada toma de muestra.

Cada vez que se retiró la bomba de vacío se tapó la boca de muestreo de la cámara con una tapa plástica. La tapa de goma del vial se selló con esmalte. Cada toma de muestra duró aproximadamente 1 minuto. Las muestras se conservaron en heladera hasta el momento de análisis, que ocurrió dentro de un lapso de 24 y 72hs.

*Lectura de gases:* Los gases analizados fueron metano, dióxido de carbono y óxido nitroso por cromatografía gaseosa en el Laboratorio de Bioquímica de la FAUBA. El equipo utilizado fue un GC 7890 A equipado con un muestreador automático 7697 A, ambos Agilent Technologies. Las condiciones de corrida son las siguientes:

**Agilent 7697 A:** Autosampler: 108 viales (10 mL); Temperatura del Loop y Transfer: 75° C; Fill Pressure 5 psi

**Agilent 7890 A:** HORNO: 60 ° C isotérmico; COLUMNAS: empacadas, G3591-81004 6Ft 1/8 2mm HayeSep Q 80/100 UM y G3591-81121 12Ft 1/8 2mm HayeSep Q 80/100 UM. DETECTORES: FID 250 °C; Metanizador 375 °C;  $\mu$ ECD 300 °C; Gas CARRIER: Nitrógeno 2 mL/min; Gas MAKE UP ( $\mu$ ECD): Argón Metano 5%.

Tiempos de Retención: Metano: 3,108 min; Dióxido de Carbono: 5.215 min; Óxido Nitroso: 6.673 min.

Para la calibración se utilizó un patrón ternario en balance Nitrógeno (Dióxido de Carbono 600 ppm, Metano 5ppm, Óxido Nitroso 1 ppm). El límite de detección del equipo es de 0,1 ppm N<sub>2</sub>O; 60 ppm CO<sub>2</sub>; 0,5 ppm CH<sub>4</sub>.

Los datos obtenidos en el laboratorio se expresan como ppmv. Se utilizó la ecuación general de los gases ideales para convertirlo a una relación de masa por unidad de volumen (ej. de  $\mu\text{L}\cdot\text{L}^{-1}$  a  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Entonces:

Concentración = concentración \* Masa molar del gas / Volumen molar del gas

Luego de los reemplazos correspondientes y la conversión de unidades la ecuación es la que sigue:

$$C = c \times M \times P \times 1 \div R \times T$$

*Donde:* C= concentración del gas ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ); c= concentración del gas (ppmv =  $\mu\text{L}\cdot\text{L}^{-1}$ ); M= masa molar ( $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ ) del CH<sub>4</sub>: 16; del N<sub>2</sub>O: 44 y del CO<sub>2</sub>: 44; P=presión atmosférica (mbar) 1 = factor de conversión de unidades ( $\text{mg}\cdot\text{L}^2\cdot\text{g}^{-1}\cdot\mu\text{L}^{-1}\cdot\text{m}^{-3}$ ), .R= constante de los gases ( $83,14472 \text{ L}\cdot\text{mbar}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}$ ); T= temperatura (°K).

Los datos de presión y temperatura utilizados para estos cálculos son los registrados para cada fecha de muestreo por el Servicio Meteorológico Nacional (Tabla 3.1).

## **2.6. Cálculo de flujo de emisión de cada gas**

Para calcular el flujo de emisión de un gas se utilizó la variable concentración del gas, expresada en  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ , y el tiempo expresado en minutos. El flujo luego se calcula como:

$$Q = V/A \times dC/dt$$

*Donde:* Q= flujo de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> o N<sub>2</sub>O ( $\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{minuto}^{-1}$ ); V= volumen de la cámara ( $0,007239 \text{ m}^3$ ); A= superficie cubierta por la cámara ( $0,04524 \text{ m}^2$ ); dC/dt ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{minuto}^{-1}$ ) es la pendiente de la recta de una regresión lineal para los valores de gas emitido en función del tiempo en minutos para cada cámara y fecha.

Los datos utilizados para calcular el flujo de emisión a partir de regresiones lineales fueron los que cumplieron los siguientes requisitos:

1. Ajuste de la curva:  $R^2 > 0,8$
2. gráfico de al menos cinco puntos
3. valor  $p$  de la pendiente menor a 0,05 (para asegurar una pendiente de la curva significativa. Prueba de hipótesis  $H_0$ : pendiente = 0).

Los datos obtenidos de una misma cámara, para un tratamiento y fecha de muestreo, para los 5 tiempos no son independientes entre sí. Ello viola el supuesto de independencia de las observaciones de la regresión lineal y no se podría realizar este análisis. Sin embargo, tanto la *Environment Agency* (2004) como Parkin y Venterea (2010) de la USEPA (a quienes se siguió para estudiar el flujo de emisiones en esta tesis), y muchos otros autores (Anx. 2 Tabla 1) calculan el flujo de emisión de un gas utilizando la regresión lineal para estimar la pendiente de la curva.

Se realizaron regresiones lineales por tratamiento (con sus repeticiones) para una misma fecha para poder estimar la pendiente y calcular el flujo por tratamiento. Luego se hicieron regresiones lineales para cada repetición por tratamiento y fecha. Esto se hizo para identificar el mejor ajuste y luego utilizar la pendiente calculada para estimar el flujo de emisión de cada gas.

Una vez comprobado lo anterior se procedió a calcular el flujo de emisión para cada tratamiento y cada gas según la *Environment Agency* (2004). De acuerdo con este método, para calcular el flujo total de cada tratamiento se sumaron los flujos individuales de cada una de sus repeticiones (3) y se promediaron por el número de cámaras correspondiente. El resultado se expresó en unidades de  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$  asumiendo para ello un flujo constante durante las 24hs y en equivalentes de  $\text{CO}_2$  ( $\text{mgCO}_2\text{e}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ ) utilizando los siguientes datos:  $\text{GWP}_{\text{CH}_4}=25 \text{ Mg CO}_2\text{e}\cdot\text{Mg}^{-1} \text{ CH}_4$  y el  $\text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}}=298 \text{ MgCO}_2\text{e}\cdot\text{MgN}_2\text{O}^{-1}$  (Salomon *et al.*, 2007).

Un valor positivo de flujo de emisión implica una emisión neta de gas a la atmósfera. Por el contrario, un valor negativo de flujo indica una “absorción” del gas desde la atmósfera por el suelo. La *Environment Agency (UK)* no toma en consideración los casos de pendientes negativas e informan que “*el flujo se encontraba por debajo del límite de detección del método empleado para tomar muestras*”. Por el contrario, en el presente documento se decidió informar los valores de flujo aún cuando estos fuesen negativos.

## **2.7. Ajuste metodológico y ensayos**

### **2.7.1. Uso de la concentración como indicador de flujo**

Los requisitos a cumplimentar para calcular un flujo individual pueden restringir el número de flujos factibles de ser obtenidos. Estos requisitos son los mencionados en el apartado anterior (ítems 1, 2 y 3) y, en esta tesis, fue particularmente difícil que se cumplieran en el caso del  $\text{CH}_4$ . Así, se reduce la posibilidad de realizar análisis estadísticos para probar las hipótesis debido a la disminución del  $n$ .

Como alternativa se puede utilizar la concentración del gas en lugar del flujo para hacer los cálculos. La relación entre flujo y concentración es de naturaleza determinística (específicamente, lineal). En tal caso, una diferencia estadísticamente significativa entre medias de concentración implica una diferencia estadísticamente significativa entre medias de flujo. Al no ser una relación estocástica no hay incertidumbre.

Según lo enunciado y apoyándose en el trabajo de Abichou *et al.*, (2011a), se realizó un análisis de regresión lineal. Se relacionaron las variables “flujo de un gas” en función de la “concentración de ese gas” para los 3 tratamientos y las 6 fechas, diferenciando los 5 tiempos de muestreo. Se tuvieron en cuenta sólo los flujos individuales (por cámara – repetición-) que cumplieron con los requisitos establecidos la sección 2.6 (en materiales y métodos) y, por ende, sólo las concentraciones correspondientes a tales flujos. A partir de los resultados obtenidos, se utilizó la concentración de cada gas en estudio en lugar de utilizar su flujo para hacer los análisis.

### 2.7.2. Efecto de las especies implantadas y de la estacionalidad sobre la concentración de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O

Se realizó un Análisis de Variancia para estimar los efectos de los 3 tratamientos (Pennisetum; Miscanthus y Testigo) y 6 fechas (julio 2014, febrero 2015, marzo 2015, abril 2015, junio 2015 y julio 2015) sobre la concentración en el tiempo de 3 gases de efecto invernadero: CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O. Para ello se dispuso de 3 repeticiones de cada uno de los tratamientos (9 cámaras en total) en el área experimental y se efectuaron mediciones de la concentración de cada gas en 5 tiempos (0, 10, 20, 40 y 60 minutos). La variable respuesta en cada uno de los casos fue la concentración del gas, expresada como mg.m<sup>-3</sup>. Dado que la variable respuesta no cumplía completamente con los supuestos del Análisis de Variancia, se transformaron los datos a su expresión logarítmica.

Las mediciones en el tiempo se realizaron sobre las mismas unidades experimentales por lo cual puede existir falta de independencia entre tomas de muestra. Por ello, se realizó un test de esfericidad (test *Mauchley*), donde se rechazó la hipótesis nula ( $H_0: \varepsilon = 1$ ), donde  $\varepsilon$  es el parámetro de esfericidad (para:  $\log(\text{CH}_4)$ :  $\chi_9^2 = 63,83$ ;  $p < 0,000001$ ;  $\log(\text{CO}_2)$ :  $\chi_9^2 = 110,33$ ;  $p < 0,000001$ ;  $\log(\text{N}_2\text{O})$ :  $\chi_9^2 = 187,85$ ;  $p < 0,000001$ ).

Para superar la falta de independencia, se procedió a corregir los grados de libertad de la prueba de hipótesis utilizando el criterio *Lower Bound*, según el cual:  $\hat{\varepsilon} = 1/(k - 1)$  donde  $k$  es número de mediciones repetidas (en este caso, 5), obteniéndose  $\hat{\varepsilon} = 0,25$ . La prueba de la hipótesis nula de igualdad de medias entre los diferentes tiempos resulta igualmente rechazada puesto que los grados de libertad del error descendieron de 144 a 36. Luego se calcularon los test de Tuckey (Grupos homogéneos,  $\alpha = 0,05$ ) para los factores que fueron significativos.

### 2.7.3. Efecto de factores climáticos sobre la concentración de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O

Se realizó una regresión lineal múltiple para evaluar el efecto de 3 variables sobre la concentración de cada gas en cada evento de muestreo. Se utilizó como variable respuesta el logaritmo de la concentración de cada uno de los tres gases a los 60 minutos. Esto se basó en los resultados en que se puede utilizar la concentración como indicador de la emisión de los gases (sección 3.1 en Resultados).

Las variables explicativas introducidas son: **Temperatura Media (TM)** del día de muestreo; días transcurridos desde el último evento de precipitación (**Días desde la última lluvia, DUL**) y fecha (**Días transcurridos desde el inicio de las mediciones - julio 2014-, D**). Los días desde la última lluvia se eligieron para representar la humedad presente en el suelo, especialmente en los primeros centímetros. Las variables explicativas están en combinaciones únicas (ver Anx. 2 Tabla 2). Por tanto, sólo hubo grados de libertad suficientes para poner a prueba los efectos principales pero no las interacciones.

Temperatura y humedad del suelo son variables explicativas importantes aunque también existen otras. Se eligieron la temperatura media diaria y los días desde la última lluvia porque son variables muy influyentes en la generación, consumo y emisión de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O. Estas afectan la actividad biológica y el transporte del gas a través de la matriz del tecnosuelo. Existen otras variables que podrían explicar las variaciones de la concentración de los gases, como por ejemplo, *velocidad del viento* o *presión atmosférica*. No obstante, dada la cantidad de datos obtenidos en esta tesis, estas variables no pudieron incluirse en el análisis. Estas variables, sin embargo, afectan la emisión de gases cuando salen del tecnosuelo hacia la atmósfera, por ende, serían de menor relevancia que las estudiadas.

## **2.8. Condiciones del sitio**

### **2.8.1. Características edafológicas:**

Para caracterizar el tecnosuelo, se realizó un muestreo dentro del área comprendida por el ensayo en distintos momentos. Antes de comenzar el muestreo de gases, se tomaron muestras de densidad aparente superficial (Blake, 1965) en tres parcelas al azar y se les realizó un análisis de textura (Bouyoucos, 1965) y materia orgánica por calcinación (Storer, 1984). Dentro de las parcelas con vegetación espontánea se muestrearon tres puntos al azar con barreno. La profundidad fue de 0-12cm; 12-30cm y 30-43cm donde el suelo se endurecía excesivamente, excepto en el segundo punto donde esto sucedió a los 30cm. Se analizó: pH actual (1:2,5 agua) y Conductividad Eléctrica (C.E.).

Por último, al finalizar el muestreo de gases en 2015, se midió penetrometría en todas las parcelas del ensayo. En el centro de cada parcela se analizó la penetrometría a 3 profundidades 0-5cm; 5-10cm y 10-15cm. Se usó un penetrómetro con pesa modelo INTA Villegas y se contaron el número de golpes necesarios para alcanzar una dada profundidad. Esto luego se transformó por un factor de corrección, especificado por el penetrómetro, en unidades de energía. Como valor limitante para el crecimiento de los cultivos se sugiere el de 2MPa a cada profundidad.

El tecnosuelo presentó un alto contenido de materia orgánica, una baja densidad aparente superficial y una textura fina. La materia orgánica arrojó un valor promedio de 38,36% (DE: 0,67) considerando que toda el área del ensayo había sido enriquecida con compost de podas producido por CEAMSE para favorecer la implantación. La dap en los primeros 5cm fue de 1,01 g cm<sup>-3</sup> (DE: 0,2). La porosidad, calculada a partir de ella, es de 62%. La textura resultó franca arcillosa (35% arcilla con 42.5% arena) o arcillosa (70% arcilla). La alta porosidad y la baja densidad aparente del tecnosuelo en los primeros 5cm se condicen con el buen contenido de materia orgánica que favorece la estructuración. Sin embargo, debe notarse la variación del contenido de arcilla que puede llegar a valores muy altos. Esto dificulta el enraizamiento, el desarrollo radical y principalmente, puede reducir la infiltración lo que podría reducir el movimiento de gases.

El pH del tecnosuelo fue ácido en superficie y neutro en profundidad y no posee alto contenido de sales. El pH promedio en superficie fue de 5,7 (DE: 1,06) (Anx. 2 Tabla 3). Este pH levemente ácido podría relacionarse con el alto contenido de materia orgánica. Luego el pH aumenta a 7,24 (DE: 0,35) a los 12-30cm para decrecer levemente a los 30-40cm (7,01; DE: 0,35). El contenido de sales no muestra un patrón asociado a la profundidad sino que es aleatorio (Anx.2. Tabla 3). La C.E. es baja en todas las profundidades muestreadas y su media fue 0,26 dS.m<sup>-1</sup> (DE: 0,17) entre todas las profundidades.

La resistencia que ofrece el suelo a la penetración radical fue menor a 2MPa en los primeros 5cm y aumentó en profundidad para los tres tratamientos. En superficie, el tecnosuelo del relleno sanitario de Villa Domínico no sobrepasa el límite de resistencia tal que impida el establecimiento de plántulas y el enraizamiento. En cambio, en profundidad aumenta hasta sobrepasar este límite (Anx. 2 Figura 1). En *P. purpureum* la resistencia a la penetración a los 10cm sobrepasa los 5MPa. El testigo parecería presentar menor resistencia a la penetración en general.

### 2.8.2. Datos climáticos y meteorológicos del sitio

No existen datos climáticos para Villa Domínico. Por ende, se tomaron los de la localidad más cercana, Aeroparque Jorge Newbery, CABA (Anx.2 Tabla 4). La presión promedio se encuentra muy cercana a la presión normal, las temperaturas mínima y máxima anuales no son extremas con lo cual podría esperarse que las mediciones no presenten inconvenientes de tipo climático. En cuanto a la velocidad del viento promedio, la máxima es similar al valor límite de velocidad del viento para muestreo ( $14\text{km.h}^{-1}$ ).

Los datos meteorológicos de las instancias de medición se muestran en la Tabla 3.1. Se muestra la cantidad de agua caída en días previos a los muestreos y la cantidad de días que pasaron desde esa última lluvia hasta el muestreo. Esto se usa como un indicador de la humedad edáfica al momento de muestreo de gases. Se evitó tomar muestras para humedad a fin de minimizar la remoción de suelo en las parcelas del ensayo.

En todas las campañas de 2015 se midió la temperatura del suelo a los 5cm (Börjesson *et al.*, 2009) con un geotermómetro de mercurio marca Schneider (Amplitud  $-30$  a  $50^{\circ}\text{C}$ ). El termómetro permaneció inserto en el suelo, debajo de la cubierta vegetal, durante el lapso que duró la toma de gases y se leyó la temperatura del suelo cada una hora. Las lecturas se corrigieron según especificaciones del geotermómetro (Tabla 3.1).

**Tabla 3.1.** Condiciones meteorológicas en las fechas de muestreo. Días desde la última lluvia; Agua acumulada durante el último evento de precipitación (mm); Temperatura atmosférica media diaria; Velocidad del viento escalar media diaria; presión atmosférica diaria media. Temperatura media del suelo a los 5cm de profundidad durante todo el día de muestreo.

Fechas de muestreo	Días desde la última lluvia	Agua acumulada (mm)	T° Media diaria ( $^{\circ}\text{C}$ )	Velocidad del viento ( $\text{km.h}^{-1}$ )	Presión atmosférica (hPa)	T° suelo ( $^{\circ}\text{C}$ )
30/07/2014	7	36	15,3	9	1018,6	-
20/02/2015	1	24	18,9	20	1017,4	21,1 (0)
18/03/2015	14	19	25,7	15	1015,9	24,5 (0)
22/04/2015	5	31	18,6	7	1020,7	18,6 (0)
04/06/2015	8	11,3	16,4	10	1017,5	16,7 (0)
15/07/2015	2	13	9,6	11	1024,2	9,6 (0,3)

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Uso de la concentración como indicador de flujo

En los gráficos de la Figura 3.5 se aprecia la relación del flujo de cada gas en función de su concentración en cada momento de muestreo (minutos). Se encontró una relación directa, lineal y muy significativa para el CO<sub>2</sub> y el N<sub>2</sub>O. Esta se manifestó a partir del minuto 10 de muestreo en el caso del CO<sub>2</sub> y en todos los minutos muestreados para el caso del N<sub>2</sub>O. Por el contrario, no hubo relación para el caso del CH<sub>4</sub> en ninguno de los momentos de muestreo.

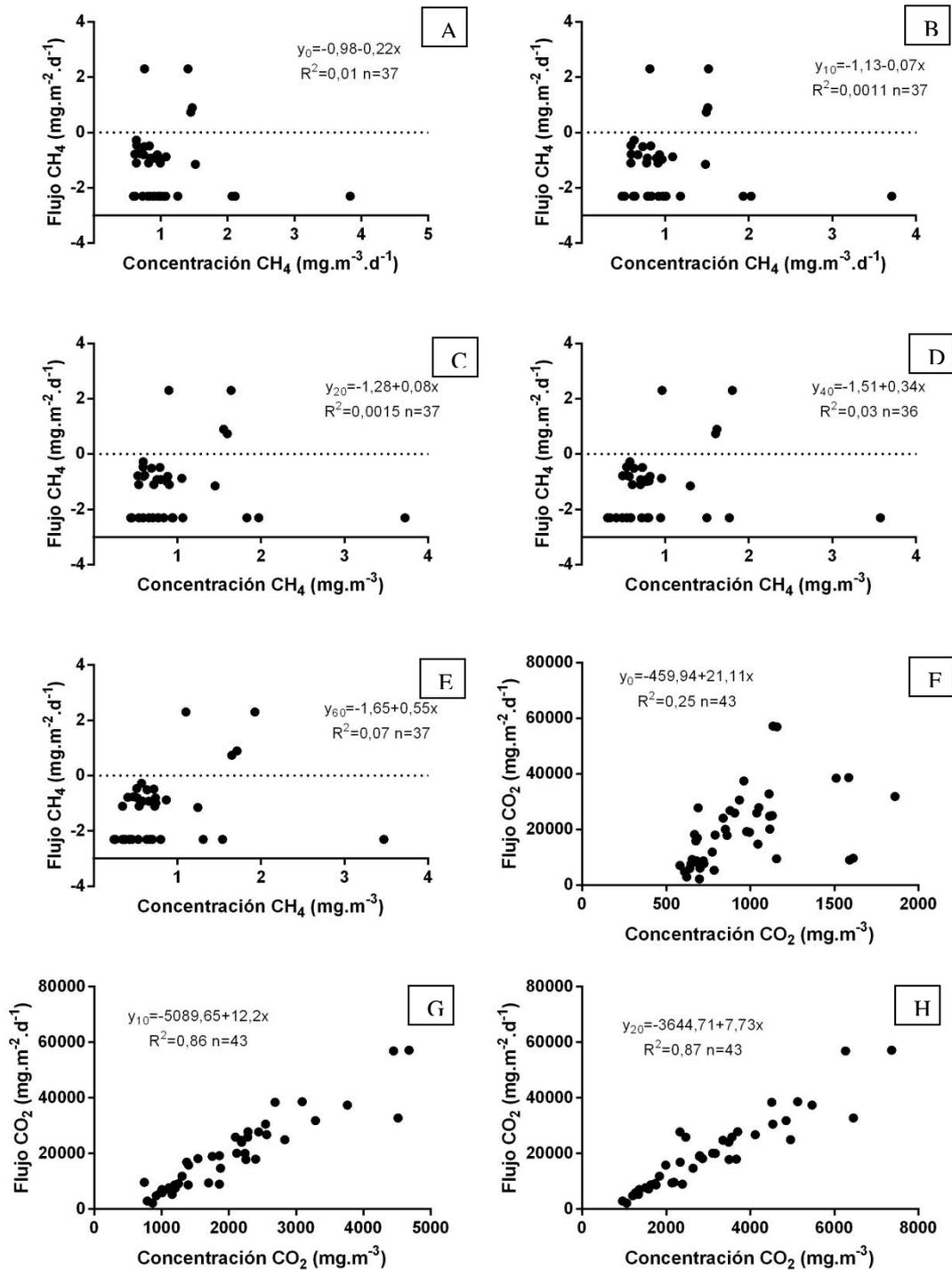
#### 3.2. Concentraciones medias iniciales de cada gas

La concentración inicial (tiempo cero), hace referencia a la concentración atmosférica de un gas hallada al cerrar la cámara sobre la superficie del tecnosuelo. La concentración media inicial es la concentración inicial que se obtiene al promediar los valores hallados para todas las cámaras cada mes. La concentración media inicial a lo largo del año para CH<sub>4</sub> varió entre 0,94 – 2,61ppm, la de CO<sub>2</sub> entre 402 – 589ppm y la de N<sub>2</sub>O entre 0,36 – 0,52ppm (Anx.2 Tabla 5). La media general para la concentración inicial aúna todos los resultados encontrados (Fecha + Tratamientos + Repeticiones) para un determinado gas en este ensayo. Esta fue de: 1,53ppm CH<sub>4</sub>, 496ppm CO<sub>2</sub> y 0,43ppm N<sub>2</sub>O.

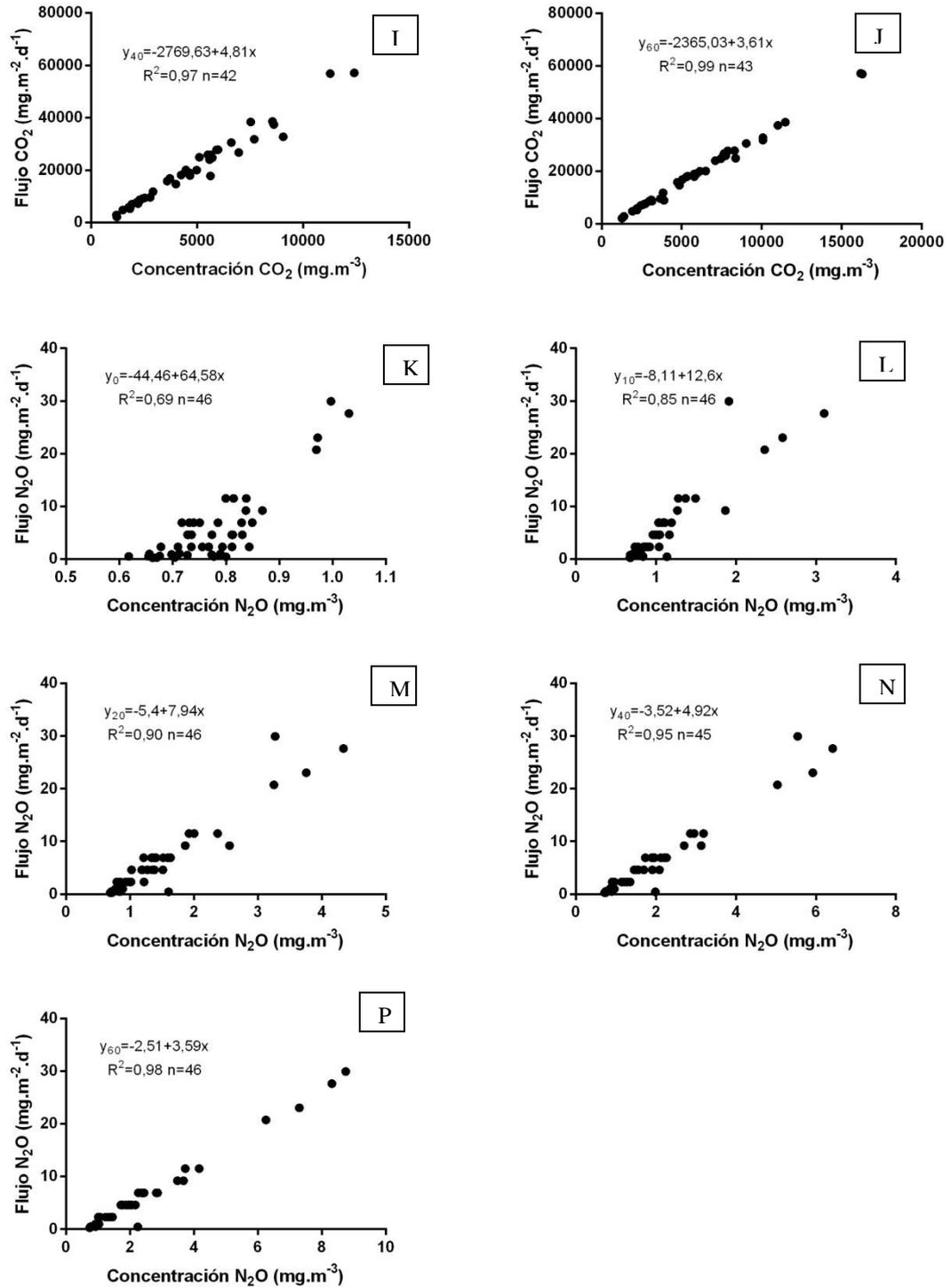
#### 3.3. Flujo de emisión de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O

##### 3.3.1. Cálculo del flujo de cada gas por tratamiento

Para calcular el flujo de emisión de un gas se debe estimar la pendiente de la curva de concentración en función del tiempo. Se realizó un ajuste lineal de los datos por tratamiento, (para cada fecha y gas). Este ajuste fue bueno ( $R^2 > 0,7$  y pendiente significativa  $-p < 0,05$ -) sólo en algunos casos (Anx. 2 Tabla 6). Ello condujo a ajustar los datos por cámara para cada tratamiento, fecha y gas individualmente.



**Figura 3.5.** Flujo (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) de metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y óxido nítrico (N<sub>2</sub>O) en función de su respectiva concentración (mg.m<sup>-3</sup>) en los 5 tiempos de toma de muestra. Se utilizaron los datos para los tres tratamientos (y sus repeticiones) y las 6 fechas de muestreo en los que el flujo pudo ser calculado (= n). A; B; C; D; E: CH<sub>4</sub> a los 0;10;20;40;60 minutos respectivamente. F; G; H: CO<sub>2</sub> a los 0; 10; 20 minutos respectivamente.



**Figura 3.5.** (continuación) Flujo (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) de metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) en función de su respectiva concentración (mg.m<sup>-3</sup>) en los 5 tiempos de toma de muestra. Se utilizaron los datos para los tres tratamientos (y sus repeticiones) y las 6 fechas de muestreo en los que el flujo pudo ser calculado (= n). I; J: CO<sub>2</sub> a los 40; 60 minutos respectivamente. K; L; M; N; P: N<sub>2</sub>O a los 0; 10; 20; 40; 60 minutos respectivamente.

### 3.3.2. Cálculo del flujo de cada gas por cámara

La concentración de  $\text{CH}_4$  en el tiempo fue, de los tres gases, la que tuvo un comportamiento más errático, por ende, se pudieron calcular menor número de flujos individuales de  $\text{CH}_4$ . De un total de 53 mediciones para los 6 meses y los 3 tratamientos, el 72% de los ajustes de regresión lineal individuales (de cada repetición por tratamiento y fecha) superaron  $R^2 > 0,8$ . De los restantes, el 17% fue de  $R^2$  entre 0,8 y 0,5 y el 11%  $R^2 < 0,5$  (Anx. 2 Tabla 7).

La pendiente de la recta ajustada para la emisión de  $\text{CH}_4$  fue positiva sólo en 5 casos (Anx. 2 Tabla 7). Una pendiente positiva indica que hubo acumulación de  $\text{CH}_4$  en las cámaras durante los 60 minutos de cierre. En 4 de ellas el flujo positivo se produjo en julio del 2014, una de ellas bajo *Miscanthus giganteus*, otra bajo el Testigo y dos bajo *Pennisetum purpureum*. En este último tratamiento, se produjo un pulso de emisión mucho mayor que en el resto de las cámaras ( $1276,52 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ). El quinto flujo de emisión se produjo en marzo bajo *M. giganteus*.

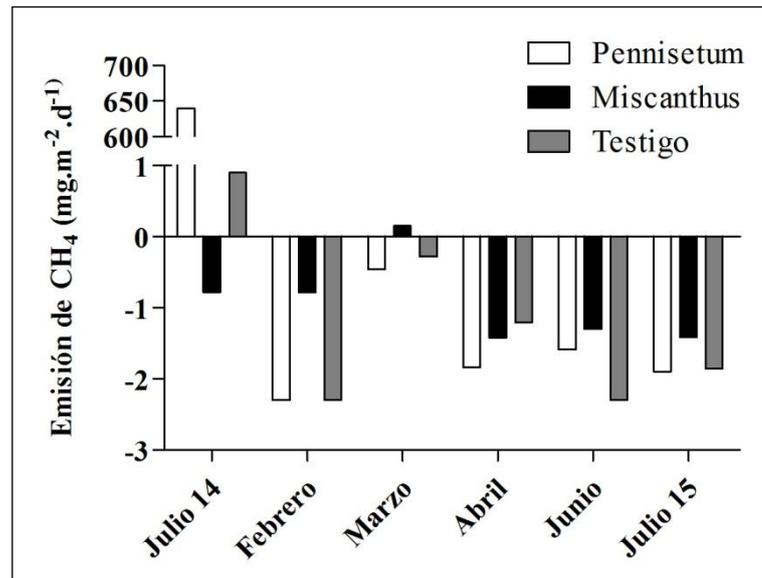
El ajuste lineal de la concentración en el tiempo para el  $\text{CO}_2$  fue mejor que para el  $\text{CH}_4$ . El ajuste individual por cámara para cada tratamiento y fecha fue muy bueno. De un total de 53 mediciones, el 83% superó el  $R^2 > 0,8$ , el 11% fue de  $R^2$  entre 0,8 y 0,5 y el otro 6%  $R^2 < 0,5$  (Anx. 2 Tabla 7). La pendiente en todos los casos fue positiva, es decir que, al cerrar la cámara, la concentración de  $\text{CO}_2$  aumentó en el tiempo.

La concentración de  $\text{N}_2\text{O}$  en el tiempo se comportó de manera similar a la del  $\text{CO}_2$ . El ajuste individual por cámara para cada tratamiento y fecha fue excelente. De un total de 53 mediciones, el 87% superó el  $R^2 > 0,8$ , el 6% fue de  $R^2$  entre 0,8 y 0,5 y el otro 8%  $R^2 < 0,5$  (Anx. 2 Tabla 7). Existió un caso de pendiente negativa y  $R^2 = 0,76$ , cercano al valor de aceptación. Es decir, un caso en el que no hubo acumulación  $\text{N}_2\text{O}$  en el tiempo de cerrado de la cámara.

### 3.3.3. Análisis del flujo global

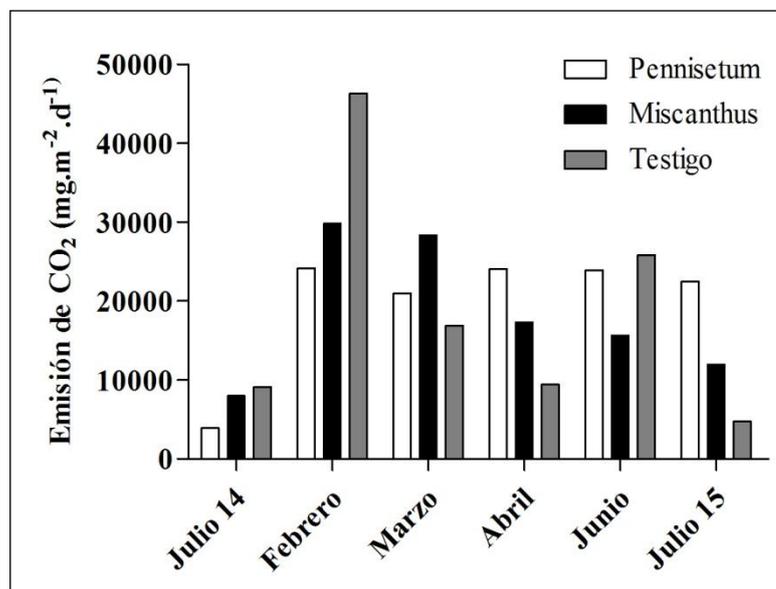
Para obtener el *flujo global* de cada gas por cada tratamiento se promediaron los flujos individuales (Figuras 3.6, 3.7 y 3.8 y Anx. 2 Tabla 8). El valor de la pendiente obtenido por regresión lineal para cada fecha, tratamiento y cámara (repetición) se utilizó para calcular el flujo individual que luego se promedió. A continuación se presentan las tendencias de los flujos de emisión de cada gas a lo largo del período de medición.

Las emisiones de  $\text{CH}_4$  en Villa Domínico se encontraron entre  $-2,3 - 639,41 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  lo que equivale a  $-57,6 - 15985,3 \text{ mg CO}_2\text{e} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  (Anx. 2 Tabla 8; Figura 3.6), teniendo en cuenta el un pulso de emisión de  $\text{CH}_4$  que se produjo bajo *Pennisetum purpureum* ( $1276,5 \text{ mg CH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ). Los únicos pulsos de emisión de  $\text{CH}_4$  se produjeron en julio de 2014, bajo *Pennisetum purpureum* y Testigo, y en marzo de 2015, bajo *Miscanthus giganteus* (Figura 3.6). Durante el resto del ensayo todos los flujos se encontraron por debajo de cero.



**Figura 3.6.** Flujo de emisiones de metano (CH<sub>4</sub>) promedio (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) para los tratamientos (*Miscanthus giganteus*, *Pennisetum purpureum* y el Testigo: vegetación espontánea) en el relleno sanitario de Villa Domínico (Bs. As, Arg.) para los meses de julio de 2014 y de febrero, marzo, abril, junio y julio de 2015.

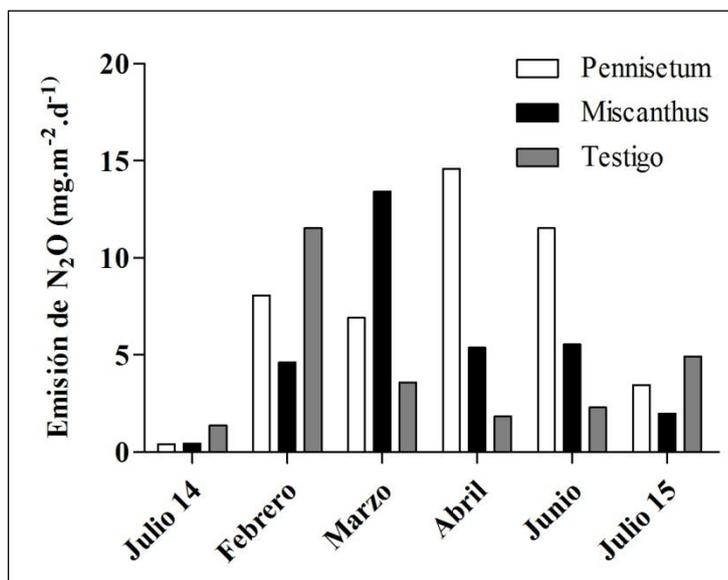
Las emisiones de CO<sub>2</sub> en Villa Domínico oscilaron entre 3884 – 46365 mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (Anx. 2 Tabla 8). Las menores emisiones de CO<sub>2</sub> se produjeron en julio de 2014 y las mayores en febrero para los tres tratamientos (Figura 3.7). Las emisiones de CO<sub>2</sub> bajo *M. giganteus* se incrementaron en febrero y marzo y luego disminuyeron hacia julio de 2015. En el caso de *P. purpureum* las emisiones de CO<sub>2</sub> fueron similares a lo largo de todo el año 2015. El Testigo es el tratamiento que presenta mayor variabilidad. Se detectó un pico de emisión en febrero y una emisión muy baja en julio de 2015.



**Figura 3.7.** Flujo de emisiones de dióxido de carbono promedio (CO<sub>2</sub>) (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) para los tratamientos (*Miscanthus giganteus*, *Pennisetum purpureum* y el Testigo: vegetación espontánea) en el relleno sanitario de Villa Domínico (Bs. As, Arg.) para los meses de julio de 2014 y de febrero, marzo, abril, junio y julio de 2015.

Las emisiones de N<sub>2</sub>O en Villa Domínico se encontraron entre 0,40 – 14,59 mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> lo que equivale a 120 – 4348,8 mg CO<sub>2</sub>e.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (Anx. 2 Tabla 8). El flujo mínimo de

emisión se produjo en julio de 2014, al igual que para el CO<sub>2</sub>, y los mayores flujos en verano-otoño (Figura 3.8). Las emisiones bajo *P. purpureum* tendieron a aumentar hacia comienzos del otoño y disminuyeron a partir de abril y hacia el invierno. El flujo de N<sub>2</sub>O bajo *M. giganteus* fue menor en invierno y similar en los meses de verano-otoño; no obstante, se aprecia un pulso alto de emisión en marzo. Finalmente, el Testigo presentó emisiones más irregulares a lo largo del año y fue mayor a los otros dos tratamientos durante el invierno y en febrero.



**Figura 3.8.** Flujo de emisiones de óxido nitroso promedio (N<sub>2</sub>O) (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) para los tratamientos (*Miscanthus giganteus*, *Pennisetum purpureum* y el Testigo: vegetación espontánea) en el relleno sanitario de Villa Domínico (Bs. As, Arg.) para los meses de julio de 2014 y de febrero, marzo, abril, junio y julio de 2015.

### 3.4. Efecto de las especies implantadas y de la estacionalidad sobre la concentración de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O

Cabe aclarar que la emisión de CH<sub>4</sub> del *hotspot* encontrado en una parcela bajo *Pennisetum purpureum* en julio de 2014, se quitó del análisis por ser un valor muy alto (1276,5 mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Esto se hizo para no distorsionar el cálculo de flujo y para poder hacer un modelo más acorde a lo que ocurre con mayor frecuencia en el relleno sanitario de Villa Domínico.

#### 3.4.1. Metano

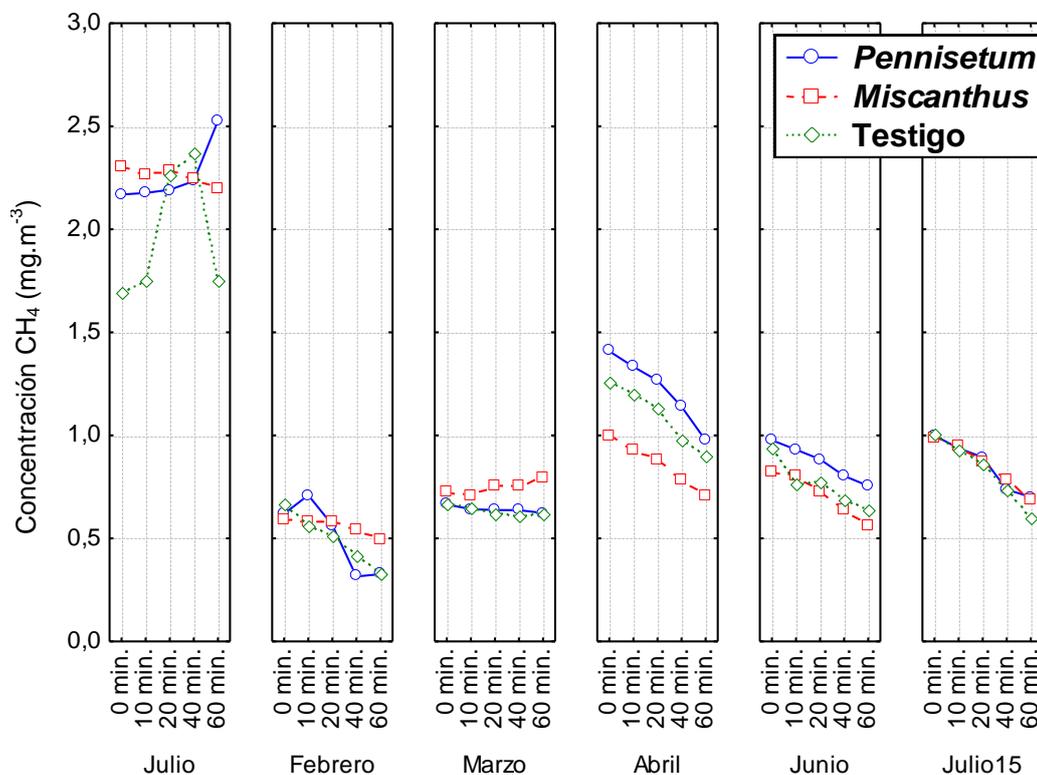
Cuando se compararon las medias de concentración de CH<sub>4</sub>, analizadas como log(CH<sub>4</sub>), entre **Fechas** se detectaron diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,000001$ ). Es decir que las concentraciones de CH<sub>4</sub> difieren entre fechas (Anx. 2 Tabla 9). La media de la concentración de CH<sub>4</sub>, expresada como log(CH<sub>4</sub>), para el mes de julio de 2014 fue significativamente mayor al resto (Anx. 2 Tabla 10). Las concentraciones de CH<sub>4</sub> para los meses de febrero y marzo fueron similares. Sin embargo, la concentración media de febrero fue menor a las de abril, junio y julio de 2015. Entre las medias de estas tres últimas no hubo diferencias significativas.

Por otro lado, al compararse las medias de concentración de CH<sub>4</sub>, analizadas como log(CH<sub>4</sub>) entre **Tratamientos** no se detectó efecto estadísticamente significativo ( $p < 0,737155$ ) (Anx.2 Tabla 9). Por ende, *Miscanthus giganteus* y *Pennisetum purpureum*, en las condiciones del relleno de Villa Domínico, no modifican la concentración de CH<sub>4</sub>

respecto de lo que sucede debajo de la cubierta de vegetación espontánea que crece allí. Por lo tanto, las variaciones en la concentración de  $\text{CH}_4$  podrían responder a factores dependientes de la **Fecha** (época del año).

Al interior de cada fecha y tratamiento existe una variación de concentración de  $\text{CH}_4$  en el tiempo (tiempos 0; 10; 20; 40 y 60 minutos). Se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre las medias de concentración de  $\text{CH}_4$ , analizadas como  $\log(\text{CH}_4)$ , para cada **Tiempo** de medición ( $p < 0,000001$ ). También existe una fuerte interacción **Fecha x Tiempo** ( $p < 0,000001$ ) (Anx. 2 Tabla 9). Ello implica que la concentración inicial de  $\text{CH}_4$  en las cámaras dependerá del mes en el que se toma la muestra (Figura 3.9). Luego, las concentraciones medidas en los sucesivos tiempos dependerán de la concentración inicial.

Cabe aclarar que, para evaluar el Tiempo, se hizo la corrección de los grados de libertad de la prueba F por causa de la falta de independencia entre mediciones (Anx. 2 Tabla 9). La falta de independencia entre mediciones, sobre la misma cámara y fecha, implica que la concentración inicial influye sobre los subsiguientes valores en el tiempo. Las concentraciones fueron decrecientes en el tiempo (Figura 3.9).



**Figura 3.9.** Concentración media de metano ( $\text{CH}_4$ ) ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) en el tiempo (minutos) de cierre de las cámaras estáticas para cada uno de los meses muestreados (julio 2014; febrero, marzo, abril, junio, julio de 2015) y para los tres tratamientos: *Pennisetum purpureum* (Línea -o-); *Miscanthus giganteus* (Línea -□-); Testigo: vegetación herbácea espontánea (Línea -◇-).

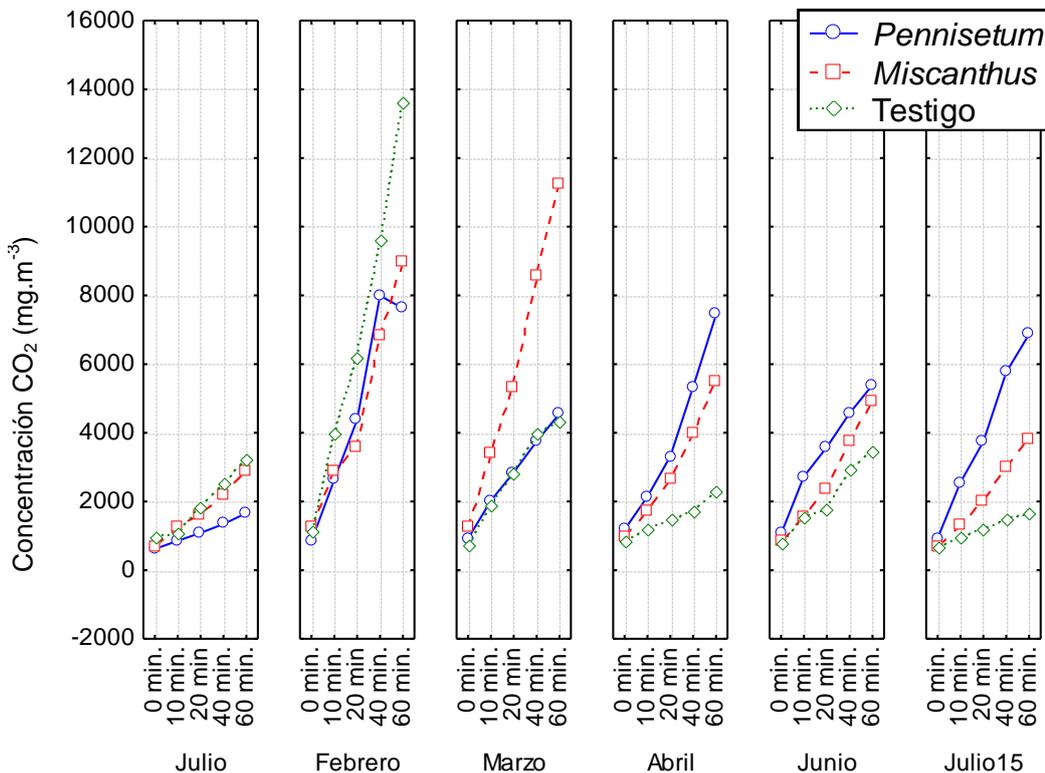
### 3.4.2. Dióxido de carbono

Al comparar las medias de concentración de  $\text{CO}_2$ , analizadas como  $\log(\text{CO}_2)$  entre **Fechas**, se detectaron diferencias estadísticamente muy significativas ( $p < 0,000101$ ) (Anx. 2 Tabla 11). Por ende, las concentraciones de  $\text{CO}_2$  dependen, por lo menos en parte, de factores asociados a las condiciones imperantes en cada fecha de muestreo (Figura 3.10). La media de la concentración de  $\text{CO}_2$ , en febrero fue significativamente

mayor al resto y se asemejó a la de marzo. La media de las concentraciones de abril, junio y julio de 2015 fueron similares entre sí y a las de marzo (Anx. 2 Tabla 12).

Asimismo, no existieron diferencias significativas entre **Tratamientos** ( $p < 0,062186$ ). Sin embargo, se encontró interacción **Fecha**  $\times$  **Tratamiento** ( $p < 0,019753$ ) (Anx. 2 Tabla 11) es decir, habría un efecto indirecto de la fecha sobre las concentraciones de CO<sub>2</sub> por la influencia de la época del año en la actividad de las plantas y organismos del suelo.

Por último, al comparar las concentraciones medias de CO<sub>2</sub> [ $\log(\text{CO}_2)$ ] para el factor **Tiempo**, se observaron diferencias estadísticamente muy significativas ( $p < 0,000001$ ), así como fuerte interacción **Fecha**  $\times$  **Tiempo** ( $p < 0,000652$ ) (Anx. 2 Tabla 11) (Figura 3.10). Estos dos resultados implican que la concentración inicial de CO<sub>2</sub> en las cámaras dependerá del mes en el que se toma la muestra (Figura 3.10). Luego, las concentraciones medidas en los sucesivos tiempos dependerán de la concentración inicial. Cabe recordar que, para evaluar el Tiempo, se realizó la corrección de los grados de libertad de la prueba F por causa de la falta de independencia entre mediciones sobre la misma cámara. Las concentraciones de CO<sub>2</sub> fueron crecientes en el tiempo (Figura 3.10).



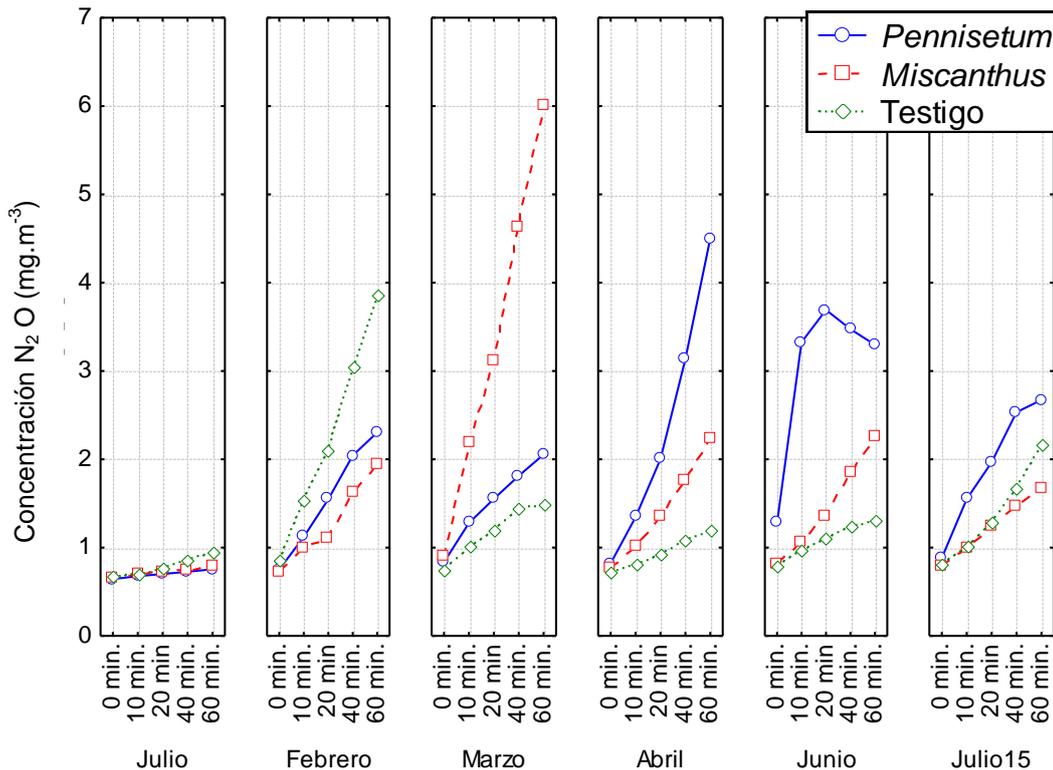
**Figura 3.10.** Concentración media de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (mg.m<sup>-3</sup>) en el tiempo (minutos) para cada uno de los meses muestreados (julio 2014; febrero, marzo, abril, junio, julio de 2015) y para los tres tratamientos; *Pennisetum purpureum* (Línea -○-); *Miscanthus giganteus* (Línea -□-); Testigo: vegetación herbácea espontánea (Línea -◇-).

### 3.4.3. Óxido nítrico

Al comparar las medias de la concentración de N<sub>2</sub>O, analizadas como  $\log(\text{N}_2\text{O})$ , para cada **Fecha** se detectaron diferencias estadísticamente muy significativas ( $p < 0,009221$ ) y no se detectó efecto estadísticamente significativo ( $p < 0,185278$ ) de los **Tratamientos** (Anx. 2 Tabla 13). Por lo tanto, las concentraciones de N<sub>2</sub>O responden a

los factores dependientes de la fecha y no a las especies. La media de la concentración de  $N_2O$  de julio de 2014 fue similar a la de abril y julio de 2015 y significativamente menor al resto de los meses. Las concentraciones de  $N_2O$  para los meses de febrero, marzo, abril y junio del año 2015 fueron similares entre sí (Anx. 2 Tabla 14).

El efecto del **Tiempo** sobre las concentraciones de  $N_2O$  fue muy significativo ( $p < 0,000001$ ) y se detectó una fuerte interacción **Fecha**  $\times$  **Tiempo** ( $p < 0,000942$ ), al igual que en los casos anteriores (Anx. 2 Tabla 13). Estos resultados muestran que la concentración inicial depende de cada fecha de lectura y esto influye sobre los restantes valores en el tiempo. La concentración de  $N_2O$  en el tiempo se comportó de manera similar al  $CO_2$  (Figura 3.11).



**Figura 3.11.** Concentración media de óxido nitroso ( $N_2O$ ) ( $mg \cdot m^{-3}$ ) en el tiempo (minutos) para cada uno de los meses muestreados (julio 2014; febrero, marzo, abril, junio, julio de 2015) y para los tres tratamientos: *Pennisetum purpureum* (Línea -○-); *Miscanthus giganteus* (Línea -□-); Testigo: vegetación herbácea espontánea (Línea -◇-)

### 3.5. Influencia de la temperatura y la humedad en la concentración de gases

Se realizó un análisis de regresión lineal múltiple para estudiar el efecto de la temperatura del aire, de la humedad del suelo (representada por los días desde la última lluvia) y la fecha sobre la concentración final de cada gas en las cámaras.

La variación de la concentración final de  $CH_4$  a los 60 minutos, representada por el  $\log(CH_4)$ , es explicada muy significativamente por la temperatura media diaria ( $p < 0,000508$ ), los días después de la última lluvia ( $p < 0,007730$ ) y los días transcurridos ( $p < 0,000001$ ) desde que se inició el muestreo (julio de 2014) (Anx. 2 Tabla 15). Luego de estimar los parámetros de la regresión, la función de regresión ajustada para la **concentración de  $CH_4$  a los 60 minutos** ( $y_i$ ) es:

$$\hat{y}_i = -4,91589 + 0,01760 \cdot D_i - 0,10548 \cdot DUL_i + 0,17371 \cdot TM_i$$

Así, por cada **día transcurrido** ( $D_i$ ), el logaritmo de la concentración de  $\text{CH}_4$  a los 60 minutos aumenta en 0,0176 unidades. Asimismo, por cada **día desde la última lluvia** ( $DUL_i$ ), es decir, cuanto menos humedad contiene el tecnosuelo, el logaritmo de la concentración de  $\text{CH}_4$  a los 60 minutos, disminuye 0,10548 unidades. Por último, por cada grado centígrado que aumenta la **temperatura media** ( $TM_i$ ) del aire el logaritmo de la concentración de  $\text{CH}_4$  a los 60 minutos aumenta en 0,17371 unidades.

Por otro lado, estas variables fueron menos explicativas para el caso del  $\text{CO}_2$  y  $\text{N}_2\text{O}$ . La variación de la concentración de  $\text{CO}_2$  a los 60 minutos, representada por el  $\log(\text{CO}_2)$ , no fue explicada significativamente por ninguna de las tres variables consideradas (Anx. 2 Tabla 16). En el caso de la concentración de  $\text{N}_2\text{O}$  a los 60 minutos, representada por el  $\log(\text{N}_2\text{O})$ , fue explicada significativamente sólo por los días transcurridos desde que se inició el muestreo ( $p < 0,011975$ ) (Anx. 2 Tabla 17).

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1. Uso de la concentración como indicador de flujo

La existencia de relación entre el flujo y la concentración de un gas permite utilizar la concentración de tal gas como indicador de flujo cuando hay problemas para calcularlo. Se encontró una relación muy significativa entre flujo de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O y su respectiva concentración, especialmente con la medida a los 60 minutos. En contraposición, es evidente que el comportamiento del flujo de CH<sub>4</sub> no se puede explicar únicamente por las variaciones de su concentración en el tiempo.

Los flujos de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O pueden ser más predecibles que los de CH<sub>4</sub> y esto podría explicar los resultados hallados en este apartado. El CO<sub>2</sub> emitido es resultado de la respiración de todos los organismos aerobios y de las raíces de las plantas. Al ser un proceso ubicuo, en caso de que una población de organismos dejase de realizar su actividad, el flujo de CO<sub>2</sub> se vería escasamente afectado. Asimismo, una vez generado este gas sólo sería factible su emisión ya que, dada la intensidad lumínica existente dentro de la cámara, es poco probable que sea utilizado por organismos autótrofos. Por todo lo expuesto, la concentración de CO<sub>2</sub> en el tiempo no presentaría grandes cambios y sería posible explicar el flujo sólo con la concentración.

En el caso de las emisiones de N<sub>2</sub>O, si bien los procesos que lo generan no son tan ubicuos como en el caso del CO<sub>2</sub>, también podría tener un flujo constante, dependiente principalmente, de su concentración en el tiempo. Esto podría deberse a que, una vez emitido, este gas no es captado y utilizado por los microorganismos del suelo para sus completar reacciones vitales, como sucede con el CH<sub>4</sub>. No obstante, como excepción a lo antedicho podría mencionarse que en un ambiente reductor, con exceso de agua que desfavoreciera el movimiento de este gas, y por ende su emisión, podría ser reducido a N<sub>2</sub> (Frioni, 2011). Tanto para las mediciones del N<sub>2</sub>O como para el CO<sub>2</sub>, a los 60 minutos se encontró la mejor relación entre el flujo calculado y la concentración respectiva, pudiendo deberse a que en este tiempo responden principalmente a la concentración y no a otros factores del medio.

Por último, pueden existir varias explicaciones a las diferencias encontradas entre los flujos de CH<sub>4</sub> y los de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O. En primer lugar, a diferencia de los otros dos gases pueden existir flujos negativos, es decir, existe consumo de CH<sub>4</sub>. Un flujo negativo se produce cuando el CH<sub>4</sub> que proviene del interior del relleno sanitario es insuficiente para satisfacer el consumo por los metanótrofos. En tal caso, estas comunidades consumen el CH<sub>4</sub> que se encuentra en la atmósfera cercana al suelo (Bogner *et al.*, 1995; Whalen & Reeburgh, 1996) y, como resultado del proceso, puede no haber emisión de CH<sub>4</sub>. Esto hace más errática la captación del gas dentro de la cámara y más difícil la cuantificación de su concentración en el tiempo.

En segundo lugar, a pesar de que el flujo negativo de CH<sub>4</sub> podría ser estable en el tiempo se pueden plantear al menos dos razones hipotéticas por las que esto puede no ocurrir. Una de ellas es la competencia de los diversos organismos del suelo por el oxígeno para completar las reacciones de respiración. Las bacterias metanotróficas son aerobias estrictas (Hanson & Hanson, 1996) tal como otros organismos que habitan el suelo. Al cerrar la cámara, todos estos organismos consumirán el oxígeno presente en esa porción de suelo y el que pueda difundir hacia él desde la atmósfera de la cámara. Esto provocaría la competencia de los metanótrofos con los demás por el oxígeno y podría resultar en una tasa de consumo de CH<sub>4</sub> más errática. La otra razón sería la eliminación del CH<sub>4</sub> de la atmósfera de la cámara por reacciones químicas. En la

tropósfera, el CH<sub>4</sub> puede ser oxidado a formaldehído mediado por hidroxilos (OH) en cuestión de horas (Warnek, 2000). Esta reacción puede ser más factible en la parte más baja de la tropósfera donde la mayor cantidad de vapor de agua acelera la producción y, por ende, la disponibilidad de OH (Warnek, 2000). Este consumo químico no sería estable a lo largo del tiempo y podría ayudar a explicar el patrón relativamente errático del CH<sub>4</sub> en la atmósfera de la cámara.

Matemáticamente, la relación entre flujo y concentración es de naturaleza determinística, específicamente lineal. En tal caso, una diferencia estadísticamente significativa entre medias de concentración implica una diferencia estadísticamente significativa entre medias de flujo. Las concentraciones de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O cumplen con esta condición, por lo que a partir de ellas se puede inferir el comportamiento de las emisiones.

La concentración de CH<sub>4</sub>, en cambio, no se asocia linealmente a su flujo. La concentración de CH<sub>4</sub> es un indicador de la generación de este gas en el tecnosuelo del relleno sanitario. Sin embargo, los procesos que ocurren en el tecnosuelo y en la interfase suelo-atmósfera impiden utilizar la concentración de CH<sub>4</sub> como indicador de emisión.

Estos cambios de concentración permiten una aproximación al comportamiento de las emisiones de CH<sub>4</sub> en el relleno de Villa Domínico. Para confirmarlo se deberá realizar mayor número de mediciones que permitan calcular el flujo de CH<sub>4</sub>.

#### **4.2. Concentración inicial de GEIs sobre el relleno sanitario**

Las concentraciones iniciales generales (de todo el ensayo) sobre superficie del tecnosuelo de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O (Anx. 2 Tabla 5) se diferencian de aquellos valores que informa el IPCC (2013). La media general para CH<sub>4</sub> (1,53ppm) en el ensayo es menor a la media atmosférica global informada por el IPCC (2013) (1,8 ppm CH<sub>4</sub>). En cambio, las medias generales para CO<sub>2</sub> (496ppm) y N<sub>2</sub>O (0,43ppm) superan las medias atmosféricas globales: 391 ppm y 0,324ppm, respectivamente (IPCC, 2013).

Las diferencias entre los valores de concentración inicial hallados y las medias globales se deberían a la actividad biológica en el tecnosuelo. La menor concentración atmosférica de CH<sub>4</sub> respecto de la media global puede deberse al consumo activo de este gas por los metanótrofos en la atmósfera cercana al tecnosuelo, hecho explicado en la sección anterior. La mayor concentración atmosférica de CO<sub>2</sub> cerca de la superficie del tecnosuelo podría explicarse por el contacto directo de ésta con los poros del suelo que suelen acumular este gas dada la intensa actividad biótica que se produce en él. Y la mayor concentración atmosférica de N<sub>2</sub>O podría explicarse por la actividad de organismos desnitrificadores y nitrificadores, incluidos los metanótrofos, que encuentran en el tecnosuelo las condiciones propicias para generar este gas.

#### **4.3. Flujo de gases desde el tecnosuelo del relleno de Villa Domínico**

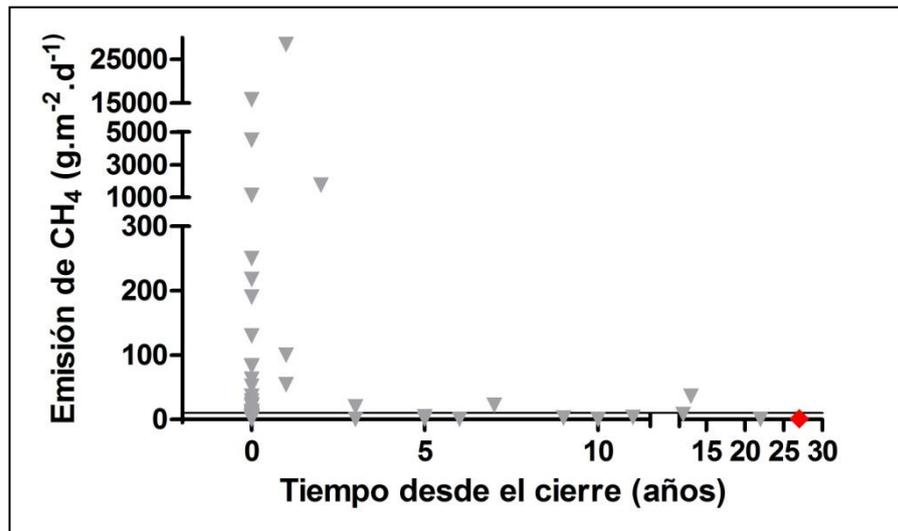
En el caso del CH<sub>4</sub> decidimos informar los flujos negativos, debidos al consumo de CH<sub>4</sub> por microorganismos metanotróficos (Bogner *et al.*, 1995, 1999; Whalen & Reeburgh, 1996) ya que representa la situación predominante en el relleno sanitario de Villa Domínico. Como en esta tesis, Spokas *et al.*, (2006) encontraron que los tecnosuelos cubiertos por vegetación oxidaban activamente el CH<sub>4</sub> del aire.

La emisión de CH<sub>4</sub> desde el relleno sanitario de Villa Domínico es baja comparada con distintos límites de emisión. Los flujos de CH<sub>4</sub> (Figura 3.12) son menores a 10g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, por lo tanto, entran en la categoría de “bajos” según los límites planteados por Abichou

*et al.*, (2006). Según Stegman *et al.*, (2006) en Harborth *et al.*,(2013), el valor límite de emisión de CH<sub>4</sub> es de 0,5 L.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> que equivalen aproximadamente a 7,92 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Ambos valores están muy por encima de los flujos encontrados, inclusive el del *hotspot*.

Otra forma de percibir la magnitud de las emisiones de CH<sub>4</sub> detectadas es mediante la comparación con otros rellenos sanitarios en el mundo. Así, se construyó un gráfico que reúne los flujos de emisión promedio (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) obtenidos por distintos autores <sup>(3)</sup> ordenados en función del tiempo que había transcurrido desde el cierre del relleno hasta el momento de muestreo. Todas las mediciones consideradas se hicieron con cámaras estáticas cerradas. La Figura 3.12 muestra el gráfico obtenido, una curva de emisión de CH<sub>4</sub> similar a la esperada para un relleno sanitario en función de su edad (Huber-Humer *et al.*, 2008).

El flujo de CH<sub>4</sub> desde el tecnosuelo del relleno sanitario tiende a disminuir con el paso del tiempo desde que comienza el depósito de residuos (Figura 3.12). Se puede ver que la mayor variación se manifiesta en los primeros años desde el cierre. Los valores más bajos de emisión, cuando los rellenos están *activos* (la edad desde el cierre es cero), implican que aún no ha comenzado el proceso de degradación anaeróbica o que comenzó pero aún es bajo. Todavía puede existir degradación aeróbica porque los residuos tienen sólo una capa intermedia que los recubre (Smith *et al.*, 2001).



**Figura 3.12.** Flujo promedio de metano (CH<sub>4</sub>) (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) desde el suelo de rellenos sanitarios medidos mediante cámaras estáticas cerradas, obtenidos de distintos autores y ordenados en función del tiempo que había transcurrido desde el cierre del relleno hasta el momento de muestreo. La línea llena paralela al eje *x* marca el límite de 10 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. El rombo rojo corresponde la emisión promedio del ensayo en Villa Domínico.

A partir de los 5 años las emisiones son cada vez menores. Las bajas emisiones de CH<sub>4</sub> halladas en este trabajo podrían deberse a que el módulo del relleno trabajado fue cerrado en 1987. Por ende, la materia orgánica lábil de los residuos ya se descompuso y las emisiones de mayor magnitud se generaron previamente. En algunos casos, como se ve en la Figura 3.12, existen valores de emisión que parecen altos a pesar de la edad del relleno (ej. a los 13 años hay un valor cercano a 40 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Estos se deben a *hotspots* de emisión, donde el gas fluye por sitios preferenciales.

<sup>3</sup> Autores: (Bogner *et al.*, 1995, 1999; Boeckx *et al.*, 1996; Mosher *et al.*, 1999; Börjesson *et al.*, 2000; Wang-yao *et al.*, 2006; Abichou *et al.*, 2006; Venkatraman & Ashwath, 2009; Capaccioni *et al.*, 2011; Chanton *et al.*, 2011; DiBella *et al.*, 2011)

Los rellenos sanitarios pueden presentar sistemas de extracción de gases o cubierta que reducen las emisiones a la atmósfera. Los sistemas de recolección de gases en un relleno *activo* pueden acortar el tiempo de emisión significativamente y en un relleno *cerrado* cubierto, reducir las emisiones hasta un 90% (Mosher *et al.*, 1999). Asimismo, la cantidad emitida dependerá del tipo de cobertura: temporal, sólo suelo, geomembrana, etc. (Spokas *et al.*, 2006). En el relleno sanitario de Villa Domínico, en los módulos medios y altos, se recolectó el biogás generado. Ello evitaría filtraciones a los módulos bajos como el trabajado en esta tesis y, por ende, emisiones a la atmósfera. Asimismo, la cubierta final del relleno es una capa de arcilla compactada por debajo de una capa de suelo para evitar el escape de los gases hacia la atmósfera. Todo esto, sumado a la edad del relleno explicaría el bajo flujo de emisión de CH<sub>4</sub>.

En resumen, en el presente trabajo las emisiones estarían por debajo de las referencias mencionadas en la Figura 3.12. El flujo general de CH<sub>4</sub>, promediando los flujos por tratamientos y fecha y teniendo en cuenta los que fueron positivos y negativos, sería de -1,02 mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Si sólo tomásemos los positivos sería: 1,12 mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> sin el *hotspot* y 213,5 mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> teniendo en cuenta el *hotspot*. En cualquier caso, queda por debajo del límite de 10 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> y por debajo de la mayoría de los valores observados en el gráfico. Es similar a los valores encontrados para rellenos con edades de cierre similares a la del presente estudio.

Por otro lado, los valores mínimos y máximos de emisión de CO<sub>2</sub> en Villa Domínico (Anx. 2 Tabla 8) concuerdan con los órdenes de magnitud de los valores hallados por Bogner *et al.*, (1999) en un relleno sanitario cerrado hacía 6 años y vegetado (2550-58700 mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Además, la emisión de CO<sub>2</sub> en invierno en Villa Domínico concuerda con los valores máximos encontrados para esta época por Chen *et al.*, (2008) en un relleno sanitario cerrado hacía 7 años y vegetado (480-2280 CO<sub>2</sub> mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>).

El flujo de CO<sub>2</sub> es, principalmente, un indicador de actividad biológica en el sitio. Los primeros estadios de descomposición en el relleno sanitario se pueden asociar a la degradación aeróbica de los restos orgánicos. La composición del biogás del relleno puede contener entre 40 y 50% de CO<sub>2</sub> (ver capítulo 2). Sin embargo, luego, el CO<sub>2</sub> generado y emitido dependerá también de la actividad biológica que se desarrolla en el tecnosuelo y de las características de la vegetación que lo recubra. Por ello, las comparaciones con otros trabajos son complejas. Por último, este CO<sub>2</sub> emitido desde el relleno sanitario es biogénico, con lo cual no potencia el calentamiento global (más detalles, ver capítulo 2).

El N<sub>2</sub>O en rellenos sanitarios no ha sido muy estudiado hasta la fecha. Los valores mínimos y máximos de emisión de N<sub>2</sub>O hallados (Anx.2 Tabla 8) concuerdan con los órdenes de magnitud de los valores hallados por Bogner *et al.*, (1999), son muy similares a los detectados por Mandernack *et al.*, (2000) y son mayores a los encontrados por Einola *et al.*, (2003) (Tabla 3.2). Asimismo, son menores a los flujos encontrados por Zhang *et al.*, (2009) y Rinne *et al.*, (2005), especialmente los debidos a *hotspots* de emisión. A diferencia del CH<sub>4</sub>, ninguno de estos autores explica a qué se atribuyen las emisiones negativas de N<sub>2</sub>O. En el presente trabajo se detectó un flujo negativo en una de las cámaras pero el ajuste de la regresión no fue suficientemente bueno para incluirlo en los cálculos de flujo (R<sup>2</sup>=0,76).

Las emisiones de N<sub>2</sub>O desde rellenos sanitarios superan a las emisiones desde suelos naturales. Las emisiones de N<sub>2</sub>O desde los tecnosuelos de los rellenos sanitarios superan las emisiones de N<sub>2</sub>O en suelos de regiones templadas y tropicales bajo distinta vegetación (Mandernack *et al.*, 2000; Rinne *et al.*, 2005). En el presente caso, las

emisiones desde el tecnosuelo del relleno sanitario ubicado en la zona templada húmeda de Argentina superan las emisiones desde suelos agrícolas y de pasturas para la misma zona en Uruguay hallados por Perdomo *et al.* (2009) y para la zona templada y semiárida de nuestras Pampas encontrados por Álvarez *et al.*, (2012). Sin embargo, se asemejan a las emisiones detectadas por Cosentino *et al.*, (2013) en suelos cultivados bajo labranza cero para la Pampa Húmeda.

**Tabla 3.2.** Flujo de emisión promedio de N<sub>2</sub>O medido por distintos autores por el método de cámaras estáticas cerradas desde rellenos sanitarios con diversas características en varios países y desde cultivos o pradera natural en Argentina y Uruguay.

Autores	Condiciones del relleno	Emisión N <sub>2</sub> O (mg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )
Bogner <i>et al.</i> , (1999)	cerrado 6 años, lejos pozo recolección de gases, vegetación 100% cobertura	0,20 – 8,55
	cerrado 6 años, cerca pozo de recolección de gases, vegetación 100% cobertura	0,09 – 3,01
Bogner <i>et al.</i> , (2011)	residuos frescos (sin cobertura)	5 – 181
Börjesson & Svensson (1997) <sup>†</sup>	cerrado 1 año, sin recolección gases	0 – 13,8
	cerrado 12 años, sin recolección gases	-0,04 – 3,91
	cerrado 3-4 años, con recolección gases	0 – 25,68
	cerrado 1 año, con recolección gases, cubierta de arena con lodos cloacales	-0,26 – 400,8
Einola <i>et al.</i> , (2003) <sup>†</sup>	cerrado 1 año, con recolección gases, cubierta lodos cloacales puros	29,52 – 856,8
	cerrado 1 año, sin recolección gases	0,12 – 0,46
Mandernack <i>et al.</i> , (2000)	activo	0,0 – 7,9
	cerrado + de 30 años	0,4 – 0,45
	cerrado + de 30 años	0,4 – 0,4
	cerrado + de 30 años	0,4 – 7,2
Rinne <i>et al.</i> , (2005) <sup>†</sup>	activo	-7,68 – 72,48
	con hotspots	-204 – 1130,4
	cerrado y vegetado	-8,8 – 46,8
Zhang <i>et al.</i> , (2009) <sup>†</sup>	activo	-2,9 – 16,58
	cerrado 4 años, sin recolección de gases	-14,5 – 37,58
	cerrado 4 años, con recolección de gases	-2,45 – 12,55
Álvarez <i>et al.</i> , (2012) <sup>†</sup>	barbecho	0,15 – 0,21
	pastura de 30 años	0,28 – 0,61
	cultivos en crecimiento	0,8 – 1,55
Cosentino <i>et al.</i> , (2013) <sup>†</sup>	rotación de cultivos	0,42 – 6,19
	Perdomo <i>et al.</i> , (2009)	cultivos en crecimiento
pradera natural		< 0,5

<sup>†</sup> la emisión estaba expresada en horas, entonces se supuso que las 24hs del día el flujo era constante y se calculó el flujo total para el día.

#### **4.4. Efecto de las especies implantadas y la estacionalidad en la emisión de gases**

##### **Efecto de las especies implantadas**

No existen ensayos de revegetación de rellenos sanitarios que midan emisiones de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O *in situ* aunque existen algunos a escala de laboratorio (Amaral *et al.*, 1995; Hilger *et al.*, 2000; Stralis-Pavese *et al.*, 2006; Tanthachoon *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2008; Reichenauer *et al.*, 2011).

De los resultados, lo más destacable es que, en el tecnosuelo bajo *Miscanthus giganteus* y *Pennisetum purpureum*, la concentración de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O no se diferenció de la que se encontró para la vegetación que crece espontáneamente en el relleno de Villa Domínico (Anx. 2 Tablas 9; 11; 13).

Considerando: a. las condiciones climáticas que definen este ambiente, b. que las especies fueron implantadas 3 años antes de dar inicio al ensayo c. que se pueden hacer inferencias sobre las emisiones de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O a partir de su concentración (ítems 3.1 y 4.1), se concluye que los sistemas radicales de *Miscanthus giganteus* y *Pennisetum purpureum*, no provocaron cambios en el tecnosuelo que redundaran en una mayor emisión de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O respecto a la vegetación ya presente en el lugar. En el caso del CH<sub>4</sub>, la vegetación tampoco generaría cambios en el flujo de emisión pero serán necesarias más tomas de muestra para poder realizar esta afirmación.

##### **Efecto de la estación del año y condiciones meteorológicas**

**CH<sub>4</sub>:** Las concentraciones de CH<sub>4</sub> fueron afectadas por cambios estacionales y se podría inferir, a partir de los flujos encontrados (Figura 3.6), que las emisiones de CH<sub>4</sub> también lo fueron. Estas variaciones estacionales se podrían asociar a cambios de temperatura y humedad del suelo.

Se encontró relación entre las variaciones en la concentración de CH<sub>4</sub> y la temperatura del aire (sección 3.5 en resultados) y se podría inferir que esto tendrá influencia sobre la emisión de CH<sub>4</sub> aunque serán necesarias pruebas a futuro para comprobarlo. Se conoce que a medida que disminuye la temperatura las emisiones de CH<sub>4</sub> aumentan ya que su degradación por los metanótrofos presentes en el tecnosuelo de los rellenos sanitario es menor (Czepiel *et al.*, 1996; De Visscher *et al.*, 2001; Spokas *et al.*, 2006). Ello podría explicar los flujos positivos de CH<sub>4</sub>, e incluso el *hotspot* de emisión, producidos durante el invierno, concordando estos hallazgos con los de Christophersen *et al.* (2001) y Rachor *et al.* (2009).

La ocurrencia de *hotspots* de emisión de CH<sub>4</sub> varía temporal y espacialmente. Los *hotspots* son cambiantes y pueden detectarse en una época pero no en otra o detectarse en diversos sitios (Börjesson *et al.*, 2000). Por esta razón, no se habrían medido nuevos puntos altos de emisión en el relleno de Villa Domínico y se habrían detectado bajo distintos tratamientos pero nunca en las tres repeticiones al mismo tiempo.

Por otro lado, la concentración de CH<sub>4</sub> medida se incrementa cuantos más días transcurren desde la última lluvia (sección 3.5 en resultados), es decir, cuanto más seco está el suelo. La difusión del CH<sub>4</sub> y el O<sub>2</sub> a través del agua se reduce 10<sup>4</sup> veces respecto de la difusión en aire (Boeckx *et al.*, 1996; Gebert *et al.*, 2003). Entonces, cuando el suelo se seca, se favorece el intercambio de estos gases entre el suelo y la atmósfera. Así, se incrementa en el suelo la concentración de O<sub>2</sub> necesaria para que los metanótrofos degraden el CH<sub>4</sub> pero también aumenta el riesgo de escape de CH<sub>4</sub>. Por otro lado, la falta de agua podría ser una limitante para la actividad de las bacterias

(Whalen & Reeburgh, 1996; Einola *et al.*, 2007) aunque en menor medida que su exceso, ya que pueden sobrevivir en una fina capa de agua (Gebert *et al.*, 2003).

La regulación de la oxidación de CH<sub>4</sub> por la temperatura y la humedad depende también de la cantidad de CH<sub>4</sub> presente, proveniente del interior del relleno. Whalen & Reeburgh (1996) encontraron que cuando la concentración de CH<sub>4</sub> en los suelos era baja, la humedad tenía más influencia que la temperatura sobre la oxidación de CH<sub>4</sub> debido a la menor difusión del gas cuando el suelo está más húmedo. Cuando la concentración de CH<sub>4</sub> fue alta, la mayor regulación fue dada por la temperatura que modera la actividad de los microorganismos quienes tienen a su disposición el CH<sub>4</sub> para consumirlo. Podría pensarse entonces que en el relleno de Villa Domínico, dada la escasa provisión de CH<sub>4</sub> debida a su antigüedad, la mayor regulación de la oxidación podría deberse al contenido hídrico del suelo.

Por último, las variaciones inter-estacionales en la concentración de CH<sub>4</sub> también pueden explicarse por el balance entre su producción y consumo. En el interior del relleno las condiciones ambientales no tienen grandes variaciones a lo largo del año, siempre que el relleno se encuentre correctamente impermeabilizado. Sin embargo, la capa que recubre el relleno está sujeta a las variaciones climáticas estacionales del sitio donde se localiza (Scharff *et al.*, 2003). Por lo tanto, mientras que la actividad metanogénica se mantiene relativamente constante, la actividad metanotrófica está influenciada por cambios ambientales. Por ende, hay momentos en donde la degradación de CH<sub>4</sub> no es suficiente para evitar su escape a la atmósfera. Esto podría haber ocurrido durante la medición de invierno de 2014 en Villa Domínico.

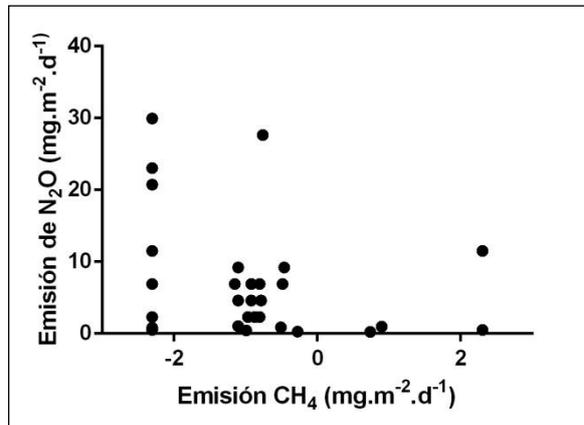
**N<sub>2</sub>O:** En el tecnosuelo del relleno de Villa Domínico están dadas las condiciones para que se produzca denitrificación. La denitrificación se produce en condiciones de anaerobiosis donde los microorganismos utilizan NO<sub>3</sub><sup>-</sup> como agente oxidante en lugar de O<sub>2</sub> (Frioni, 2011). El elevado porcentaje de arcillas y alta resistencia a la penetración por debajo de los 5cm (sección 2.8.1 en materiales y métodos) del tecnosuelo podrían redundar en una porosidad dominada por microporos que potenciaría la generación de espacios anóxicos. Allí, el intercambio gaseoso puede dificultarse cuando la actividad biótica es alta o cuando se sella la superficie por el difícil drenaje del agua (Boeckx *et al.*, 1996; Zhang *et al.*, 2009). Todo esto potenciaría la denitrificación.

El contenido de materia orgánica es regulador de la generación de N<sub>2</sub>O (Ciarlo & Palma, 2011) y podría serlo en el tecnosuelo. El alto contenido de materia orgánica (sección 2.8.1 en materiales y métodos) del tecnosuelo podría vincularse con una mayor generación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por descomposición en períodos de alternancia de humedecimiento y secado. Además, este contenido aumenta la cantidad de sustrato carbonado oxidable para obtener energía (Zhang *et al.*, 2008). Ambos factores podrían potenciar la denitrificación en el tecnosuelo de Villa Domínico.

Por otro lado, el N<sub>2</sub>O puede generarse por nitrificación en condiciones de microaerofilia por microorganismos de distinto dominio. En un contexto de bajo contenido de O<sub>2</sub>, los microorganismos usan NO<sub>2</sub><sup>-</sup> como aceptor de electrones oxidando NH<sub>4</sub><sup>+</sup> como fuente de energía (Barton & Atwater, 2002). En rellenos sanitarios se encontró que bacterias oxidantes de amonio (AOB) y *archaea* oxidantes de amonio producían N<sub>2</sub>O en presencia de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Yu *et al.*, 2009; Im *et al.*, 2011). Asimismo, en estos sitios se produce nitrificación por metanótrofos, proceso que ocurre en aerobiosis a partir de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Mandernack *et al.*, 2009).

En función de lo anterior, las concentraciones de N<sub>2</sub>O y de CH<sub>4</sub> podrían estar relacionadas. Para que ocurra nitrificación por metanótrofos es necesario un aporte

continuo de  $\text{CH}_4$  ya que la oxidación del  $\text{NH}_4^+$  no les proporciona energía (Mandernack *et al.*, 2009). Zhang *et al.* (2009) encontraron una correlación significativa y positiva entre las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CH}_4$  cuando no existía recolección de gases en el relleno sanitario. En nuestro caso, al realizar un análisis de correlación entre la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CH}_4$  para todas las cámaras individualmente (teniendo en cuenta fecha y tratamiento,  $n=36$  pares) no existió correlación entre variables (Figura 3.13). Esto puede deberse a que el relleno es muy antiguo y la producción de  $\text{CH}_4$ , por ende, es baja.



**Figura 3.13.** Relación de las emisiones de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  en el relleno sanitario de Villa Domínico. Cada punto representa la emisión medida en una cámara para una dada fecha de muestreo y tratamiento (sólo se muestran los flujos donde ambos gases presentaron datos).  $n = 36$  pares de datos

A pesar de lo anterior, en este trabajo se observó que los microorganismos metanotróficos siguen activos y podrían producir  $\text{N}_2\text{O}$ . La actividad de los metanótrofos se puede comprobar por la cantidad de emisiones negativas de  $\text{CH}_4$  encontradas (Anx. 2 Tabla 8). Por lo cual, a pesar de que las emisiones de  $\text{CH}_4$  son bajas a nulas, las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  desde el tecnosuelo podrían deberse, en parte, a los metanótrofos que toman  $\text{CH}_4$  de la atmósfera y co-oxidan  $\text{NH}_4^+$ . Esto coincidiría con lo hallado por Zhang *et al.*, (2009) quienes encontraron que un relleno sanitario con bajas emisiones de  $\text{CH}_4$  mantenía una importante producción de  $\text{N}_2\text{O}$  por oxidación del  $\text{NH}_4^+$  por metanótrofos.

Por último, la asociación de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  con la fecha del año podrían deberse a variaciones de las condiciones climáticas estacionales. Si bien no se encontró un efecto directo de la temperatura sobre las concentraciones de  $\text{N}_2\text{O}$  (sección 3.5 en resultados), y por ende sobre sus emisiones (como se aclaró en la sección 4.9 de la discusión), los cambios en la temperatura podrían afectar las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ . A mayor temperatura aumenta la actividad de los microorganismos y raíces y se acelera el consumo de  $\text{O}_2$ . Esta disminución del  $\text{O}_2$  o el incremento en la concentración de  $\text{CO}_2$  por una elevada actividad biológica generan sitios anóxicos (Hillel, 1998) que podrían promover la denitrificación. Esto puede suceder especialmente en el interior de los agregados donde la difusión de los gases es más lenta (Hillel, 1998). También la mayor temperatura puede favorecer la actividad metanotrófica que consume  $\text{CH}_4$  de la atmósfera y genera  $\text{N}_2\text{O}$  por co-oxidación como se puede inferir de los datos de flujo de estos dos gases en febrero (Anx. 2 Tabla 8). Aunque todas estas hipótesis necesitarán investigaciones futuras que las pongan a prueba.

**$\text{CO}_2$ :** las concentraciones de  $\text{CO}_2$ , y por ende las emisiones (como se aclaró en la sección 4.9 de la discusión), estuvieron asociadas a la fecha de muestreo y, a diferencia de los otros dos gases, existió un efecto de la fecha sobre los tratamientos (interacción)

que afectó estas emisiones (Anx. 2 Tabla 11). Esto se debería a que los cambios climáticos estacionales afectan la actividad de los organismos del suelo y de las plantas.

Las emisiones de CO<sub>2</sub> en febrero fueron similares a las de marzo, significativamente mayores al resto y luego disminuyeron progresivamente hacia julio. A pesar que no se comprobó que exista relación directa entre temperatura del aire y humedad con las concentraciones de CO<sub>2</sub>, en sabido que la actividad de los organismos del suelo y de las raíces se incrementa con ellas. En febrero se presentaron condiciones óptimas de temperatura del suelo y humedad del suelo, en cambio en marzo, la última lluvia había sido escasa y había ocurrido 15 días antes del muestreo (Tabla 3.1) con lo cual el suelo estaba más seco. Estas causas, entre otras, podrían explicar que las emisiones de marzo fueran menores a las de febrero (aunque no significativamente) y que fueran las mayores emisiones medidas en este ensayo, coincidiendo con lo hallado por Christophersen *et al.*, (2001).

Luego de los meses cálidos, la emisión de CO<sub>2</sub> disminuye paulatinamente (Figura 3.7) y podría relacionarse con los cambios fenológicos de las especies que cubren el relleno asociados a las variaciones climáticas estacionales (interacción fecha-tratamiento). La biomasa de las especies cultivadas fue cosechada en julio de 2014. En el siguiente período de crecimiento (verano) ambas aumentaron su follaje. Luego, *Miscanthus giganteus* fue incrementando gradualmente la porción de follaje senescente hasta que en abril se secó. Esto podría explicar las menores emisiones de CO<sub>2</sub> en julio del 2014 en ambas especies y el comportamiento de estas emisiones durante el año para *M. giganteus*.

Por el contrario, bajo *Pennisetum purpureum* las emisiones de CO<sub>2</sub> fueron constantes a lo largo del año 2015 a diferencia de lo ocurrido con el Testigo. *P. purpureum* externamente permaneció verde todos los meses de muestreo excepto el mes de julio de 2015. A pesar de verse senescente, su denso sistema de raíces y rizomas podrían haber estado activos durante el mes de julio y las plantas podrían haber permanecido verdes por dentro. Esto último se percibió por el contenido de agua remanente que poseía la biomasa seca de *P. purpureum* obtenida a cosecha (Ratto S., 2015 comunicación personal). Ambos factores podrían explicar el flujo constante de emisiones de CO<sub>2</sub> bajo *P. purpureum*. Finalmente, las emisiones bajo el Testigo fueron erráticas a lo largo del año y tal vez podría deberse a que la vegetación fue cortada desde marzo de 2015 hasta julio de 2015 inclusive.

## 5. CONCLUSIÓN

Las especies generadoras de biomasa implantadas en el relleno sanitario cerrado de Villa Domínico (*Pennisetum purpureum* y *Miscanthus giganteus*) no modificaron las emisiones de CH<sub>4</sub>, de CO<sub>2</sub> ni de N<sub>2</sub>O en relación a la situación testigo. Entonces, desde el punto de vista ambiental, evaluado por las emisiones de gases, la opción de implantar *Pennisetum purpureum* y *Miscanthus giganteus* no genera cambios respecto de la situación actual.

Las emisiones de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O dependieron de la época de muestreo, es decir que existen variaciones en los flujos de emisión provocados por los cambios de estación. Sólo en el caso del CH<sub>4</sub> se encontró asociación significativa con la temperatura del aire y la humedad del suelo. Cuando aumenta la temperatura o la humedad del suelo, las emisiones de CH<sub>4</sub> disminuyen. En el caso de los otros dos gases los cambios estacionales en las emisiones pueden deberse a la temperatura y la humedad en conjunción con otros factores que actúan al mismo tiempo. Esto podría ser la causa que no permita hallar relaciones significativas entre las emisiones de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O con la temperatura y la humedad.

En el relleno sanitario de Villa Domínico, de 27 años, no deberían preocupar las emisiones de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>. Este relleno sanitario no genera emisiones de CH<sub>4</sub> salvo por flujos excepcionales en invierno que están muy por debajo de otras emisiones de rellenos sanitarios a nivel mundial. Asimismo, los microorganismos metanotróficos toman CH<sub>4</sub> de la atmósfera y lo oxidan. Esto significaría la incorporación de parte de este carbono al tecnosuelo que pasaría a formar parte de la materia orgánica del suelo. Ello implicaría que el relleno sanitario de Villa Domínico es un sitio potencial de secuestro de carbono, aunque esto necesita de estudios a futuro para comprobarlo. Por último, el CO<sub>2</sub> emitido en el relleno de Villa Domínico es biogénico, por ende, no potencia el efecto invernadero.

Por otro lado, deberían preocupar las emisiones de N<sub>2</sub>O desde el relleno de Villa Domínico. Éstas son más elevadas que en las zonas agrícolas y pastizales naturales de la zona templada argentina y la concentración es mayor a la concentración atmosférica global. Muchas de las condiciones del relleno sanitario favorecerían su generación tanto por desnitrificación o nitrificación. Este gas tiene mayor potencial de calentamiento global que el CH<sub>4</sub> y que el CO<sub>2</sub>. Habrá que controlar a futuro las condiciones del tecnosuelo para disminuir los riesgos de generación de N<sub>2</sub>O.

En conclusión, la implantación de especies generadoras de biomasa para producción de energía es una opción sustentable de rehabilitación de un relleno sanitario cerrado. No modifica el flujo de emisiones y puede producir mejoras en términos económicos, sociales y ambientales a los ciudadanos que habitan las cercanías del relleno. Es una opción superadora a las alternativas de uso de este sitio como área recreativa y de esparcimiento.

Como próximo paso serían necesarios más muestreos para conocer lo que ocurre en primavera y ajustar las emisiones por otros factores que pueden causar variaciones. También se podría analizar una superficie cultivada más grande (hectáreas) para mostrar la distribución espacial de las emisiones de gases de efecto invernadero. Por último, se podría estudiar si el carbono que toman los organismos metanótrofos del aire eventualmente pasará a conformar el humus del suelo y, si en tal caso, el relleno de Villa Domínico actúa como sitio de secuestro de carbono atmosférico

**Elementos a tener en cuenta en futuras investigaciones:**

Para mejorar el trabajo de los investigadores y equipos técnicos que midan emisiones de gases de efecto invernadero desde rellenos sanitarios: ¿qué información deberían tener todos los trabajos científicos en la temática para hacer comparables los resultados?

- ✓ Ubicación geográfica del relleno claramente enunciada (localización y coordenadas)
- ✓ Años desde el cierre de la celda/módulo/relleno muestreado.
- ✓ Años de operación y volumen de residuos recibidos
- ✓ Existencia de sistema de recolección de gases. Tiempo de operación (desde cuándo opera)/ si estaba activo al momento de muestreo
- ✓ Año/s en el que se hacen las lecturas de gases
- ✓ Caracterización de las capas que cubren los residuos (profundidad, textura, material)
- ✓ Unidades de emisión (flujo) claras. Idealmente,  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  o  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$
- ✓ Los resultados condensados en una tabla o, si se utilizó un gráfico, en el texto mencionar un rango o una media con su desvío de flujo de los gases.
- ✓ Si se expresa el flujo en equivalentes de dióxido de carbono especificar qué GWP se utilizó para el cálculo.

Medidas en las que se expresa la concentración y el flujo de los gases. *Concentración:* ppmv o  $\mu\text{L}\cdot\text{L}^{-1}$ ; ppb (1ppm=1000ppb);  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$  o  $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . *Flujo:*  $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ;  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  (o mg);  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$  (o mg);  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (o mg);  $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  si el flujo no está expresado en días uno debe suponer flujo constante en minutos u horas para llevarlo a días.

## CAPÍTULO 4. CONCLUSIONES GENERALES

### Resultados más destacados

1. El compostaje de restos de podas en una planta de escala comercial como la de la CEAMSE, reduce las emisiones de gases de efecto invernadero ( $\text{CO}_2$ ;  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) frente a su alternativa de enterrarlos en un relleno sanitario (Se rechaza la hipótesis del Capítulo 1).
2. Los modelos utilizados para el análisis de ciclo de vida del compostaje y el enterramiento de restos de podas fueron útiles para calcular las emisiones de gases de efecto invernadero. A futuro, sería conveniente y deseable ajustar los parámetros de conversión a las características locales en los casos en que fuera posible.
3. Este es el primer trabajo donde se midieron exitosamente las emisiones de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CO}_2$ , desde la cubierta de un relleno sanitario cerrado 27 años atrás, con cubierta vegetal espontánea e implantada (*Pennisetum purpureum* y *Miscanthus giganteus*), mediante cámaras estáticas cerradas, en tres estaciones distintas.
4. A lo largo del año, en el relleno sanitario de Villa Domínico, las emisiones variaron entre  $-2,3$  a  $639,41 \text{ mgCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ;  $3884$  a  $46365 \text{ mgCO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  y de  $0,40$  a  $14,59 \text{ mgN}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ .
5. Las emisiones de  $\text{CH}_4$  del relleno sanitario son muy bajas comparadas con las emisiones de otros rellenos sanitarios a nivel mundial y esto se debería a su edad (27 años). Las emisiones negativas podrían deberse al proceso de degradación (consumo) por organismos metanotróficos que toman  $\text{CH}_4$  de la atmósfera cercana al tecnosuelo.
6. Las emisiones de  $\text{CO}_2$  son similares a las de otros rellenos sanitarios y no se consideran como aceleradoras del calentamiento global ya que provienen de carbono biogénico.
7. Las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  desde el relleno sanitario de Villa Domínico son, en general, mayores a las de sitios naturales y agrícolas pero menores a las encontradas en otros rellenos, especialmente aquellos enmendados con lodos de depuradora o regados con lixiviados.
8. Las concentraciones de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  y  $\text{N}_2\text{O}$  bajo *Pennisetum purpureum* y *Miscanthus giganteus* no se diferenciaron de las encontradas bajo la vegetación espontánea que crece en el relleno sanitario de Villa Domínico.
9. La concentración de los tres gases fue afectada por la fecha de muestreo que podría deberse a cambios meteorológicos y fenológicos de la vegetación.
10. La temperatura media diaria del aire y los días desde la última lluvia, utilizados para representar la humedad del suelo, afectaron significativamente sólo a la concentración de  $\text{CH}_4$ . Ésta disminuye con el incremento de la temperatura y con el aumento de la humedad del suelo.
11. Se encontró una correlación muy alta y lineal entre la concentración de  $\text{CO}_2$  y  $\text{N}_2\text{O}$  y su correspondiente flujo a los distintos tiempos muestreados. Esto permite usar la concentración de estos gases como indicador de flujo. Esto no sucede con el  $\text{CH}_4$ . Por ende, se infiere a partir de los resultados de concentración, que en el relleno sanitario de Villa Domínico las tres cubiertas vegetales ensayadas no tuvieron influencia sobre las emisiones de  $\text{CO}_2$  y  $\text{N}_2\text{O}$ . A su vez, las variaciones estacionales afectan las emisiones de ambos gases.

12. Las tres hipótesis planteadas en esta tesis se rechazaron debido a que el comportamiento del CH<sub>4</sub> no es el mismo que el del N<sub>2</sub>O y el CO<sub>2</sub>. No existía en la bibliografía material que hiciese sospechar del comportamiento diferencial del CH<sub>4</sub> ya que nunca antes se habían medido los tres gases en conjunto en un relleno sanitario. Este trabajo sienta un precedente para investigaciones que decidan ahondar sobre el comportamiento de estos gases en el contexto de un relleno sanitario cerrado en rehabilitación.

### **Reflexiones finales**

El objetivo del Acuerdo de París 2015, de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático, es “*reforzar la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático*”<sup>(4)</sup>. Los países deben reducir “*tan pronto como sea posible*” las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero y lograr que la temperatura global no ascienda en más de 1,5 °C. Las medidas para mitigar los efectos del cambio climático se tomarán “*de conformidad con la mejor información científica disponible*”. Esta información la deben proveer los países con ayuda de su cuerpo científico y técnico.

Para cumplir con ese objetivo, la información que comuniquen las Partes al presentar sus contribuciones nacionales debe ser clara, transparente, comprensible y cuantificable sobre los “*puntos de referencia, supuestos y enfoques metodológicos utilizados para contabilizar las emisiones y sumideros antropogénicos de gases de efecto invernadero*”. Asimismo, la contabilización de GEIs debe realizarse mediante *metodologías y sistemas evaluados por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*.

En este marco, la presente investigación es un gran aporte a la cuantificación de emisiones. Las emisiones de GEIs provenientes del compostaje comercial y del enterramiento de restos de podas pueden utilizarse en la contabilización de emisiones de GEIs a nivel país. Asimismo, la metodología aplicada para las estimaciones es una buena herramienta para aplicar a otros casos similares al presente. Además, a las emisiones estimadas se pueden sumar las emisiones de GEIs medidas desde el relleno sanitario cerrado de Villa Domínico.

Por otro lado, se puede estimar el carbono capturado por los sumideros. Tanto la incorporación de compost al suelo como la actividad metanotrófica en los rellenos sanitarios actuarían como sumideros de carbono al incorporarlo al suelo. Este carbono pasaría a componer el humus del suelo. Esto podría permitir al país obtener bonos de carbono para utilizarlos o comercializarlos en el mercado internacional.

Finalmente, la metodología utilizada en esta tesis puede ser de gran utilidad para técnicos y científicos que deseen estimar emisiones en otros ámbitos. La idea que prima en este trabajo es el cierre de ciclos. Aquí, se transforma un proceso lineal (enterrar residuos) en procesos circulares que obtienen nuevos productos; compost, por un lado, y un sitio útil a otros fines, por otro. En este sentido también se pueden tratar los residuos de la agroindustria (orujo, cama de pollo, deyecciones porcinas y bovinas, etc.) y la industria forestal (aserrín, chips, viruta, etc.) para darles un uso final y cerrar sus ciclos. Una alternativa podría ser la generación de energía limpia a partir de los restos. Los resultados de este cambio podrían evaluarse mediante análisis de ciclo de vida cuantificando las emisiones.

---

<sup>4</sup> Las frases en *itálicas* y entre comillas son tomadas de manera textual del Acuerdo de París, 2015 (COP 21).

El Acuerdo de París plantea que los esfuerzos para reducir emisiones de GEIs deben ser progresivos y que, cada 5 años, las Partes pueden ajustar su contribución para aumentar su nivel de ambición. Los análisis propuestos en este trabajo estarán en constante revisión y serán sujetos a cambios. A medida que se conozca más sobre emisiones y sumideros antropogénicos y, que las exigencias y presiones externas aumenten, mejor deberá ser el conocimiento científico que ayude a cuantificar emisiones y a proponer soluciones de mitigación y adaptación.

## ANEXO 1. APORTES AL CICLO DE VIDA DE LOS RESTOS DE PODAS: COMPOSTAJE vs RELLENO SANITARIO

**Anx. 1 Tabla 1.** Ciclo del compostaje en la planta de compostaje del Relleno Norte III de la CEAMSE. Obtención de la masa de compost mensual ( $\text{Mg}\cdot\text{mes}^{-1}$ ) en un escenario de máxima y mínima producción. Las letras debajo de las masas indican la operación matemática que se realizó para obtenerla, letras solas, excepto la “A” representan los coeficientes de reducción de la masa inicial que ingresa.

Escenario	Masa Ingresada (Mg) A	Descarte inicial B	Descarte inicial (Mg) C=A*B	Masa a triturar (Mg) D=A-C	Reducción chipeado E	Reducción chipeado (Mg) F= D*E	Masa a compostar (Mg) G= D-F	Reducción bolsa/pila H	Reducción bolsa/pila (Mg) I= G*H	Masa a zaranda (Mg) J=G-I	Reducción zaranda K	Reducción zaranda (Mg) L=J*K	Masa Compost (Mg) M=J-L
Máximo	1200	0,25	300	900	0,03	27	873	0,5	437	437	0,45	196	240
Mínimo	1200	0,35	420	780	0,05	39	741	0,6	445	296	0,45	133	163

**Anx. 1 Tabla 2.** Ciclo del compostaje en la planta de compostaje del Relleno Norte III de la CEAMSE. Obtención del volumen de compost mensual ( $\text{m}^3\cdot\text{mes}^{-1}$ ) en un escenario de máxima y mínima producción. Las letras debajo de los volúmenes indican la operación matemática que se realizó para obtenerlos, letras solas, excepto la “A” representan los coeficientes de reducción del volumen inicial que ingresa.

Escenario	Volumen Ingresado ( $\text{m}^3$ ) A	Descarte inicial B	Descarte inicial ( $\text{m}^3$ ) C=A*B	Volumen a triturar ( $\text{m}^3$ ) D=A-C	Reducción chipeado E	Reducción chipeado ( $\text{m}^3$ ) F= D*E	Volumen a compostar ( $\text{m}^3$ ) G= D-F	Reducción bolsa/pila H	Reducción bolsa/pila ( $\text{m}^3$ ) I= G*H	Volumen a zaranda ( $\text{m}^3$ ) J=G-I	Reducción zaranda K	Reducción zaranda ( $\text{m}^3$ ) L=J*K	Volumen Compost ( $\text{m}^3$ ) M=J-L
Máximo	3429	0,15	514	2914	0,5	1457	1457	0,3	437	1020	0,4	408	612
Mínimo	3429	0,25	857	2571	0,65	1671	900	0,4	360	540	0,5	270	270

**Anx. 1 Tabla 3.** Densidad de la masa a compostar en los distintos pasos del proceso de compostaje.

<b>Masa</b>	<b>Densidad (kg.m<sup>-3</sup>)</b>	
	<b>Máxima</b>	<b>mínima</b>
<b>Ingreso</b>	350	350
<b>A chippear</b>	309	303
<b>A compostar</b>	599	823
<b>A tamizar</b>	428	549
<b>Compost</b>	392	604

## ANEXO 2. EMISIONES DE CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O Y CO<sub>2</sub> DESDE UN RELLENO SANITARIO CERRADO IMPLANTADO CON *Pennisetum purpureum* Y *Miscanthus giganteus*

### 1. CARACTERÍSTICAS DE LAS CÁMARAS

**Anx. 2 Tabla 1.** Características de las cámaras de medición de GEIs y de las mediciones a campo.

Autor/es	Tipo de cámara	Material	Forma	Superficie (cm <sup>2</sup> )	Volumen (dm <sup>3</sup> )	Intervalo entre mediciones (min)	Tiempo total (min)	Ventilador	Ajuste por Regresión lineal
Abichou <i>et al.</i> , (2006)	ST	aluminio	rectangular	3969	79,38	0;2;5;10;15	15	SI	SI
Boeckx <i>et al.</i> ,(1996)	ST	---	---	---	---	20	40	NO	SI
Bogner <i>et al.</i> ,(1995)	ST	---	---	---	---	5	30	NO	SI
Bogner <i>et al.</i> , (1999)	ST	---	---	1100	19	10	30	NO	SI
Börjesson <i>et al.</i> , (2000)	ST	---	---	---	7,4	4 veces	2 a 3	NO	SI
Cardellini <i>et al.</i> , (2003)	DC	---	cilíndrica	314	3	---	---	SI	---
Cardellini <i>et al.</i> , (2003)	DC	---	cilíndrica	650	3,9	---	---	SI	---
Chanton <i>et al.</i> , (2011)	ST	aluminio	rectangular	3969	79,4	5-6 veces	25	SI	SI
Chen <i>et al.</i> ,(2008)	ST	acrílico	rectangular	1600	104	30	60	SI	SI
Christiansen <i>et al.</i> , (2011)	ST	PVC blanco	cilíndrica	1960	68	5	32-35	SI	SI+expon.
Christiansen <i>et al.</i> , (2011)	ST	PVC blanco	cilíndrica	1960	195	5	32-35	SI	SI+expon.
Christophersen <i>et al.</i> , (2001)	ST	---	---	---	---	3	20	SI	SI
Conen & Smith (1998)	ST	plástico	cilíndrica	1256	25,12	---	45	SI y NO	---
Czepiel <i>et al.</i> , (1996)	ST	poliestireno	cilíndrica	510	9,3	0,5-1	4	SI	SI
Di Trapani <i>et al.</i> , (2013)	ST	---	---	800	26	---	---	SI	SI
Einola <i>et al.</i> , (2003)	DC	Acero	---	2040	36,7	2-5	7-15	SI	SI
Environment Agency (2004)	DC	plástico	rectangular	6100	150	30	60	NO	SI

Iritz <i>et al.</i> (1997)	OC	Perspex	rectangular	6800	231	3s	10	SI	NO
Ishigaki <i>et al.</i> , (2005)	ST	---	cúbica	16000	48	5	10	NO	SI
Nakano (2004)	DC	---	cilíndrica	600	12	1	10	NO	NO
Nakano (2004)	DC	acero inox.	cilíndrica	1520	67	1	10	SI	NO
Norman <i>et al.</i> ,(1997) - Crill	ST	---	cilíndrica	2500	71	10	30	SI	---
Norman <i>et al.</i> ,(1997) - Rayment	OC	---	---	700	---	---	---	NO	---
Norman <i>et al.</i> ,(1997) - Savage	ST	---	cilíndrica	410	8	10	30	NO	---
Norman <i>et al.</i> ,(1997) - Striegl	DC	---	---	1140	34,3	10"	8	NO	---
Norman <i>et al.</i> ,(1997) -LI-COR	DC	---	cilíndrica	80	1	---	5	NO	---
Maciel & Jucá (2011)	ST	metal galvanizado y acrílico	rectangular	1560	8	5	30-60	NO	SI
Rachor <i>et al.</i> , (2009)	ST	aluminio	---	10000	---	1	6-12	NO	SI
Rachor <i>et al.</i> , (2009)	ST	aluminio	cilíndrica	1200	60	1	6-12	NO	SI
Rinne <i>et al.</i> , (2005)	ST	aluminio	rectangular	3600	72		10	SI	SI
Sanci <i>et al.</i> , (2009)	DC	aluminio	cilíndrica	700	18	3	12	NO	SI
Venkatraman & Ashwath (2009)	ST	---	---	---	---	1	5	NO	SI
Wang-yao <i>et al.</i> ,(2006)	ST	PVC	cilíndrica	1256	31,4	1	4	NO	SI
Xiaoli <i>et al.</i> , (2011)	ST	acero	rectangular	1600	40	10	30	NO	SI
Zhang <i>et al.</i> , (2008)	ST	---	cúbica	1600	64	6	24	NO	SI

---

ST= estática; DC= Dinámica; OC= abierta; expon. = regresión exponencial; rectangular = prisma rectangular; --- = no se encontró información al respecto.

## 2. ANÁLISIS DE REGRESIÓN MÚLTIPLE

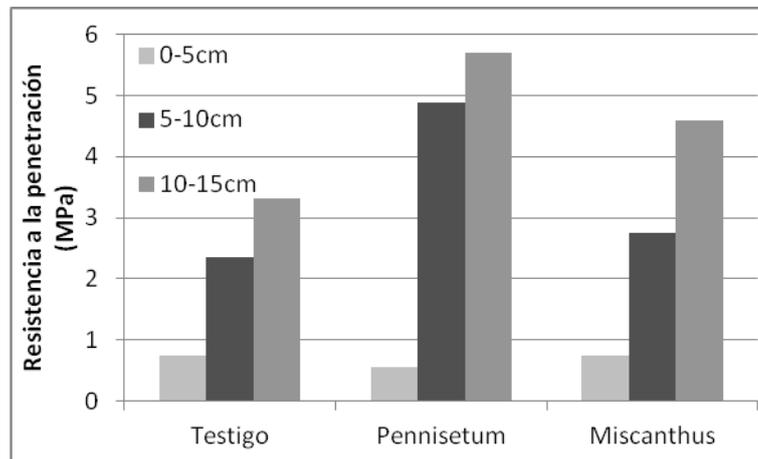
**Anx. 2 Tabla 2.** Combinaciones únicas de las variables explicativas (una para cada fecha) para el análisis de regresión lineal múltiple. Variables explicativas: Temperatura Media (TM) del día de muestreo; días que transcurrieron desde el último evento de precipitación (Días desde la última lluvia, DUL) y la fecha (Días transcurridos, D).

Fecha	D	DUL	TM
30-7-14	0	7	15,3
20-2-15	116	1	18,9
18-3-15	142	14	25,7
22-4-15	177	5	18,6
4-6-15	220	8	16,4
15-7-15	261	2	9,6

## 3. CARACTERÍSTICAS EDAFOLÓGICAS

**Anx. 2 Tabla 3.** Resultados de análisis de pH y conductividad eléctrica (C.E.) en profundidad para tres sitios en las parcelas utilizada para los ensayos de biomasa en la CEAMSE.

Sitio	Profundidad (cm)	pH	CE (dS.m <sup>-1</sup> )
1	0-12	5,3	0,143
1	12-30	7,6	0,232
1	30-40	7,26	0,54
2	0-12	6,9	0,21
2	12-30	6,89	0,169
3	0-12	4,89	0,133
3	12-30	7,23	0,514
3	30-40	6,76	0,099



**Anx. 2 Figura 1.** Valores medios para resistencia a la penetración (MPa) del suelo a los 0-5cm, 5-10cm y 10-15cm para los tres tratamientos (*Miscanthus giganteus*, *Pennisetum purpureum*, Testigo: vegetación herbácea espontánea) del ensayo sobre el relleno sanitario ubicado en Villa Domínico (Bs. As., Arg.)

#### 4. CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS

**Anx. 2 Tabla 4.** Datos climáticos de Aeroparque Jorge Newbery, extrapolables a Villa Domínico, correspondientes al período 1991-2000. Fuente: Servicio Meteorológico Nacional

	Presión (hPa)	T° (°C)	Humedad (%)	Intensidad viento (km.h <sup>-1</sup> )	Precipitaciones (mm)
<b>anual media</b>	1015,0	17,8	72,5	15,1	1065,9
<b>anual máxima</b>	1016,4	18,3	74,6	17,1	1343,1
<b>anual mínima</b>	1014,2	17,5	69,4	13,6	728,7

#### 5. ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN INICIAL DE CADA GAS

**Anx. 2 Tabla 5.** Medias de la concentración inicial ( $t = 0$ ) de metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (ppm), para los tratamientos (*Pennisetum purpureum*, *Miscanthus giganteus* y Testigo: vegetación herbácea espontánea) y para los meses de muestreo (julio 2014, febrero, marzo, abril, junio y julio de 2015). Media general: es el promedio de concentración inicial de cada gas en todo el ensayo. Entre paréntesis: Desvío Estándar.

Factor	Niveles	Media CH <sub>4</sub> (ppm)	Media CO <sub>2</sub> (ppm)	Media N <sub>2</sub> O (ppm)
FECHA	Julio 2014	2,61 (0,68)	410 (171)	0,36 (0,02)
	Febrero	0,94 (0,1)	589 (191)	0,42 (0,05)
	Marzo	1,03 (0,06)	566 (198)	0,45 (0,06)
	Abril	1,81 (0,83)	526 (158)	0,42 (0,05)
	Junio	1,35 (0,21)	486 (105)	0,52 (0,23)
	Julio	1,43 (0,08)	402 (87)	0,43 (0,04)
TRAT.	<i>Pennisetum</i>	1,64 (0,89)	497 (129)	0,47 (0,18)
	<i>Miscanthus</i>	1,41 (0,55)	528 (212)	0,42 (0,05)
	Testigo	1,53 (0,66)	464 (149)	0,42 (0,04)
Media general		1,53 (0,71)	496 (166)	0,43 (0,11)

## 6. ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE LA REGRESIÓN LINEAL Y FLUJO GLOBAL

**Anx. 2 Tabla 6.** Resultados del ajuste lineal ( $R^2$ ; pendiente de la curva y valor p para la pendiente) para los gases metano ( $CH_4$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ) y óxido nitroso ( $N_2O$ ) en los meses muestreados y los tratamientos (*Pennisetum purpureum*, *Miscanthus giganteus* y Testigo: vegetación herbácea espontánea). Los datos en color rojo son aquellos que superan  $R^2=0,7$ .

Fecha y Tratamiento		CH <sub>4</sub>			CO <sub>2</sub>			N <sub>2</sub> O		
		R <sup>2</sup>	Pend. (mg.m <sup>-3</sup> .min <sup>-1</sup> )	p-valor	R <sup>2</sup>	Pend. (mg.m <sup>-3</sup> .min <sup>-1</sup> )	p-valor	R <sup>2</sup>	Pend. (mg.m <sup>-3</sup> .min <sup>-1</sup> )	p-valor
julio	Pennis.	0,2	1,91	0,1047	0,79	20,08	<0,0001	0,78	0,0017	<0,0001
	Misc.	0	-0,0017	0,8986	0,96	34,67	<0,0001	0,71	0,002	0,0001
	Test.	0,01	0,0031	0,6885	0,87	39,71	<0,0001	0,89	0,0044	<0,0001
febrero	Pennis.	0,5	-0,01	0,0032	0,69	120,97	0,0001	0,31	0,03	0,0306
	Misc.	0,27	-0,0015	0,1257	0,9	129,42	<0,0001	0,97	0,02	<0,0001
	Test.	0,74	-0,01	0,0001	0,78	201,22	<0,0001	0,32	0,05	0,0278
marzo	Pennis.	0,03	-0,0005	0,5362	0,37	57,78	0,0156	0,21	0,02	0,0892
	Misc.	0	-0,0004	0,8685	0,69	130,7	0,0002	0,36	0,06	0,0233
	Test.	0,1	-0,0008	0,2428	0,39	58,8	0,013	0,23	0,01	0,0683
abril	Pennis.	0,09	-0,01	0,2805	0,68	104,67	0,0001	0,4	0,06	0,0111
	Misc.	0,07	-0,0048	0,3474	0,58	75,17	0,0009	0,53	0,02	0,002
	Test.	0,08	-0,01	0,3174	0,29	26,38	0,0579	0,64	0,01	0,0003
junio	Pennis.	0,26	-0,0037	0,0545	0,49	66,72	0,0038	0,05	0,02	0,4235
	Misc.	0,68	-0,0045	0,0002	0,57	67,95	0,0011	0,42	0,02	0,0094
	Test.	0,3	-0,0043	0,0352	0,26	43,95	0,0534	0,65	0,01	0,0003
julio15	Pennis.	0,89	-0,01	0,0001	0,56	97,75	0,0014	0,26	0,03	0,0539
	Misc.	0,82	-0,01	<0,0001	0,66	51,99	0,0002	0,45	0,01	0,0062
	Test.	0,73	-0,01	<0,0001	0,41	15,64	0,0104	0,27	0,02	0,0455

**Anx. 2 Tabla 7.** Resultados del ajuste lineal ( $R^2$ ; pendiente de la curva y valor p para la pendiente) para los gases metano ( $CH_4$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ) y óxido nitroso ( $N_2O$ ) en los meses muestreados, los tratamientos (*Pennisetum purpureum*, *Miscanthus giganteus* y Testigo: vegetación herbácea espontánea) y las cámaras (repeticiones para cada tratamiento).

Mes	Tratamiento	Repetición	CH <sub>4</sub>			CO <sub>2</sub>			N <sub>2</sub> O		
			R <sup>2</sup>	pendiente (mg.m <sup>-3</sup> .min <sup>-1</sup> )	p-valor pendiente	R <sup>2</sup>	pendiente (mg.m <sup>-3</sup> .min <sup>-1</sup> )	p-valor pendiente	R <sup>2</sup>	pendiente (mg.m <sup>-3</sup> .min <sup>-1</sup> )	p-valor pendiente
Julio	Pennissetum	1	0,99	0,01	0,0008	0,98	21,04	0,0009	0,9	0,0023	0,0134
Julio	Pennissetum	2	0,09	0,0023	0,6164	0,99	12,67	0,0008	0,97	0,0012	0,0018
Julio	Pennissetum	3	0,96	5,54	0,018	0,6	29,35	0,1242	0,07	0,0035	0,6753
Julio	Miscanthus	1	0,79	-0,0024	0,0438	1	33,42	0,0001	1	0,0026	0,0001
Julio	Miscanthus	2	0,96	-0,01	0,0031	0,98	32,88	0,0013	0,98	0,0022	0,001
Julio	Miscanthus	3	0,83	0,0032	0,0327	0,98	37,72	0,0013	0,94	0,0011	0,0068
Julio	Testigo	1	0,13	-0,00093	0,5456	0,99	37,62	0,0003	1	0,01	0,0001
Julio	Testigo	2	1	0,0039	0,0001	0,99	39,71	0,0007	0,99	0,0043	0,0004
Julio	Testigo	3	0,03	0,01	0,7896	0,81	41,8	0,0362	0,87	0,0033	0,0206
febrero	Pennissetum	1	0,75	-0,004	0,0585	0,71	152,92	0,0719	0,71	0,0026	0,0737
febrero	Pennissetum	2	0,96	-0,01	0,0033	0,99	132,62	0,0006	0,98	0,05	0,001
febrero	Pennissetum	3	0,57	-0,01	0,1393	0,85	77,39	0,0251	0,83	0,02	0,0314
febrero	Miscanthus	1	0,11	0,00036	0,5793	0,97	120,62	0,0023	0,96	0,02	0,003
febrero	Miscanthus	2									
febrero	Miscanthus	3	0,98	-0,0034	0,0011	1	138,23	0,0001	0,99	0,02	0,0002
febrero	Testigo	1	0,99	-0,01	0,0007	0,99	248,17	0,0005	0,98	0,1	0,0013
febrero	Testigo	2	0,97	-0,01	0,0019	1	247	0,0001	1	0,03	0,0001
febrero	Testigo	3	0,78	-0,01	0,0467	0,92	108,49	0,01	0,95	0,02	0,0043
marzo	Pennissetum	1	0,71	0,00077	0,0726	0,99	104,25	0,0006	0,97	0,02	0,0022
marzo	Pennissetum	2	0,95	-0,002	0,005	0,93	78,09	0,0076	0,91	0,04	0,011
marzo	Pennissetum	3	0,09	-0,00031	0,6265	0,56	-9	0,1445	0,76	-0,0031	0,0555
marzo	Miscanthus	1	0,98	0,01	0,0011	1	167,59	0,0001	1	0,05	0,0001
marzo	Miscanthus	2	1	-0,0048	0,0001	1	39,01	0,0018	0,98	0,0046	0,007
marzo	Miscanthus	3	0,93	-0,0033	0,0074	0,98	162,56	0,0014	0,98	0,12	0,0014
marzo	Testigo	1	0,01	-0,000052	0,8955	0,95	116,13	0,0053	0,95	0,03	0,0051
marzo	Testigo	2	0,85	-0,0012	0,0269	0,99	30,45	0,0003	0,92	0,0012	0,0091
marzo	Testigo	3	0,51	-0,0011	0,1784	0,59	29,82	0,1301	0,32	0,01	0,3228
abril	Pennissetum	1	0,99	-0,01	0,0005	1	83,42	0,0001	1	0,03	0,0001

abril	Pennissetum	2	0,97	-0,004	0,0021	0,99	63,92	0,0007	0,99	0,03	0,0004
abril	Pennissetum	3	0,99	-0,01	0,0003	0,99	166,66	0,0002	0,99	0,13	0,0003
abril	Miscanthus	1	0,97	-0,005	0,0017	1	87,15	0,0001	0,99	0,03	0,0002
abril	Miscanthus	2	0,99	-0,01	0,0003	1	26,04	0,0001	1	0,01	0,0001
abril	Miscanthus	3	0,89	-0,0035	0,0162	1	112,32	0,0001	0,99	0,03	0,0002
abril	Testigo	1	0,99	-0,01	0,0003	0,96	40,95	0,0029	0,99	0,01	0,0007
abril	Testigo	2	0,86	-0,0022	0,0245	0,96	-26,53	0,1336	0,89	0,0038	0,0157
abril	Testigo	3	0,99	-0,0035	0,0002	0,72	4,76	0,0689	0,91	0,01	0,0118
junio	Pennissetum	1	0,95	-0,0038	0,0043	1	120,8	0,0001	1	0,01	0,0001
junio	Pennissetum	2	0,94	-0,01	0,0056	0,98	86,86	0,0013	0,98	0,09	0,0011
junio	Pennissetum	3	0,78	-0,0012	0,0484	0,02	-7,5	0,8014	0,09	-0,03	0,629
junio	Miscanthus	1	0,92	-0,0021	0,0091	1	107,5	0,0001	1	0,03	0,0001
junio	Miscanthus	2	0,96	-0,01	0,003	0,99	23,11	0,0005	0,91	0,0021	0,0126
junio	Miscanthus	3	0,99	-0,0048	0,0003	1	73,23	0,0001	1	0,04	0,0001
junio	Testigo	1	0,96	-0,01	0,003	0,98	112,28	0,001	0,97	0,01	0,0025
junio	Testigo	2	0,65	-0,0016	0,1004	0,49	14,79	0,1874	0,86	0,01	0,0236
junio	Testigo	3	0,18	-0,003	0,4766	0,41	4,77	0,2456	0,31	0,0038	0,3251
julio15	Pennissetum	1	0,99	-0,01	0,0003	1	68,74	0,0001	0,99	0,01	0,0003
julio15	Pennissetum	2	0,86	-0,0048	0,0223	0,99	82,26	0,0004	0,98	0,02	0,0016
julio15	Pennissetum	3	0,97	-0,01	0,0022	0,9	142,23	0,0136	0,78	0,05	0,0469
julio15	Miscanthus	1	0,94	-0,004	0,0063	1	51,39	0,0001	0,98	0,02	0,0016
julio15	Miscanthus	2	1	-0,01	0,0001	0,99	25,66	0,0003	0,99	0,0036	0,0002
julio15	Miscanthus	3	0,95	-0,0043	0,0047	0,98	78,93	0,0014	0,94	0,002	0,0058
julio15	Testigo	1	0,96	-0,01	0,0031	0,77	6,04	0,0501	0,99	0,0042	0,0006
julio15	Testigo	2	0,97	-0,0042	0,0026	0,9	9,5	0,0136	0,99	0,01	0,0002
julio15	Testigo	3	1	-0,01	0,0001	0,97	31,37	0,0023	1	0,05	0,0001

**Anx. 2 Tabla 8.** Flujo global de metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) y flujo en equivalentes de CO<sub>2</sub> para el CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O (mg CO<sub>2</sub>e.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) durante los meses muestreados en las parcelas de los tratamientos: *Pennisetum purpureum*, *Miscanthus giganteus* y Testigo: vegetación herbácea espontánea.

		Flujo (mg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )			Flujo (mg CO <sub>2</sub> e.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	
		CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub> <sup>(a)</sup>	N <sub>2</sub> O <sup>(b)</sup>
<b>Julio14</b>	Pennisetum	639,41	3884	0,40	15985,3	120,2
	Miscanthus	-0,78	7989	0,45	-19,6	135,0
	Testigo	0,90	9150	1,35	22,5	402,8
<b>Febrero</b>	Pennisetum	-2,30	24195	8,06	-57,6	2403,3
	Miscanthus	-0,78	29822	4,61	-19,6	1373,3
	Testigo	-2,30	46365	11,52	-57,6	3433,2
<b>Marzo</b>	Pennisetum	-0,46	21007	6,91	-11,5	2059,9
	Miscanthus	0,15	28354	13,41	3,6	3996,3
	Testigo	-0,28	16887	3,59	-6,9	1071,2
<b>Abril</b>	Pennisetum	-1,84	24117	14,59	-46,1	4348,8
	Miscanthus	-1,42	17321	5,38	-35,5	1602,2
	Testigo	-1,21	9436	1,83	-30,1	544,7
<b>Junio</b>	Pennisetum	-1,59	23924	11,52	-39,7	3433,2
	Miscanthus	-1,30	15656	5,54	-32,5	1650,2
	Testigo	-2,30	25871	2,30	-57,6	686,6
<b>Julio15</b>	Pennisetum	-1,90	22522	3,46	-47,6	1030,0
	Miscanthus	-1,41	11980	1,97	-35,1	585,9
	Testigo	-1,86	4709	4,93	-46,5	1469,4

<sup>(a)</sup> GWP CH<sub>4</sub> = 25 (Salomon *et al.*, 2007)

<sup>(b)</sup> GWP N<sub>2</sub>O = 298 (Salomon *et al.*, 2007)

## 7. RESULTADOS DEL ANOVA CON MEDIDAS REPETIDAS

**Anx. 2 Tabla 9.** Resumen de los efectos de la FECHA (F), los TRATAMIENTOS (T) y el TIEMPO (Tp) sobre la variable log(CH<sub>4</sub>)

Efecto	GL	SC	CM	F	p
Intercepción	1	5,46687	5,466870	14,18895	0,000649
<b>F</b>	5	44,06006	8,812012	22,87108	<0,000001
<b>T</b>	2	0,23718	0,118589	0,30779	0,737155
<b>Tp</b>	4	2,52068	0,630169	44,43845	<0,000001
<b>F*T</b>	10	1,56163	0,156163	0,40531	<0,934385
<b>F*Tp</b>	20	1,64644	0,082322	5,80520	<0,000001
<b>T*Tp</b>	8	0,12407	0,015509	1,09367	<0,371614
<b>F*T*Tp</b>	40	0,71769	0,017942	1,26526	<0,162792
<b>Error</b>	33	12,71459	0,385291		
<b>Error</b>	132	1,87186	0,014181		

**Anx. 2 Tabla 10.** Test Tukey para la variable FECHA (Grupos homogéneos). Variable respuesta log(CH<sub>4</sub>)

Fecha	Media
Febrero	-0,704757 b
Marzo	-0,424523 ab
Junio	-0,272086 a
Julio15	-0,181743 a
Abril	-0,043608 a
Julio	0,706956 c

Letras distintas denotan diferencias significativas  $\alpha = 0,05$

**Anx. 2 Tabla 11.** Resumen de los efectos de la FECHA (F), los TRATAMIENTOS (T) y el TIEMPO (Tp) sobre la variable  $\log(\text{CO}_2)$ .

Efecto	GL	SC	CM	F	p
Intercepción	1	14437,23	14437,23	20682,22	0,000001
F	5	25,95	5,19	7,43	0,000101
T	2	4,23	2,12	3,03	0,062186
Tp	4	75,27	18,82	264,60	0,000001
F*T	10	18,12	1,81	2,60	0,019753
F*Tp	20	3,71	0,19	2,61	0,000652
T*Tp	8	1,14	0,14	2,01	0,050361
F*T*Tp	40	3,15	0,08	1,11	0,328977
Error	32	22,34	0,70		
Error	128	9,10	0,07		

**Anx. 2 Tabla 12.** Test Tukey para la variable FECHA (Grupos homogéneos). Variable respuesta  $\log(\text{CO}_2)$

Fecha	Media	
Julio	7,277052	a
Julio15	7,490108	ab
Junio	7,664053	ab
Abril	7,697072	ab
Marzo	7,858792	bc
Febrero	8,306960	c

*Letras distintas denotan diferencias significativas  $\alpha = 0,05$*

**Anx. 2 Tabla 13.** Resumen de los efectos de la FECHA (F), los TRATAMIENTOS (T) y el TIEMPO (Tp) sobre la variable  $\log(\text{N}_2\text{O})$ .

Efecto	GL	SC	CM	F	p
Intercepción	1	13,03093	13,03093	16,69327	0,000264
F	5	14,39855	2,87971	3,68905	0,009221
T	2	2,67958	1,33979	1,71634	0,195379
Tp	4	20,55907	5,13977	92,86262	0,000001
F*T	10	12,23408	1,22341	1,56725	0,160340
F*Tp	20	2,79113	0,13956	2,52143	0,000942
T*Tp	8	0,49949	0,06244	1,12806	0,348622
F*T*Tp	40	2,67672	0,06692	1,20904	0,212122
Error	33	25,76013	0,78061		
Error	132	7,30595	0,05535		

**Anx. 2 Tabla 14.** Test Tukey para la variable FECHA (Grupos homogéneos). Variable respuesta  $\log(\text{N}_2\text{O})$

Fecha	Media	
Julio	- 0,302186	b
Abril	0,255554	ab
Julio15	0,268501	ab
Febrero	0,358196	a
Marzo	0,371014	a
Junio	0,380098	a

*Letras distintas denotan diferencias significativas  $\alpha = 0,05$*

## 8. ESTIMACIONES PARA LA REGRESIÓN MÚLTIPLE

**Anx. 2 Tabla 15.** Resultados de la regresión lineal múltiple para la variable  $\log(CH_4)$  a los 60 minutos y para las variables explicativas *Temperatura Media (TM)* del día de muestreo; días que transcurrieron desde el último evento de precipitación (*Días desde la última lluvia, DUL*) y la fecha (*Días transcurridos, D*).

	$\beta$	S.E. ( $\beta$ )	$t_{48}$	$p$ -level
<b>Intercept</b>	-4,91589	0,962548	-5,10716	<b>0,000006</b>
<b>D</b>	0,01760	0,003041	5,78566	<b>0,000001</b>
<b>T</b>	0,17371	0,046585	3,72900	<b>0,000508</b>
<b>DUL</b>	-0,10548	0,037933	-2,78053	<b>0,007730</b>

**Anx. 2 Tabla 16.** Resultados de la regresión lineal múltiple para la variable  $\log(CO_2)$  a los 60 minutos y para las variables explicativas *Temperatura Media (TM)* del día de muestreo; días que transcurrieron desde el último evento de precipitación (*Días desde la última lluvia, DUL*) y la fecha (*Días transcurridos, D*).

	$\beta$	S.E. ( $\beta$ )	$t_{49}$	$p$ -level
<b>Intercept</b>	9,149108	1,646112	5,55801	<b>0,000001</b>
<b>D</b>	-0,006130	0,005162	-1,18733	<b>0,240822</b>
<b>T</b>	0,008735	0,079919	0,10930	<b>0,913414</b>
<b>DUL</b>	-0,034377	0,065313	-0,52635	<b>0,601022</b>

**Anx.2 Tabla 17.** Resultados de la regresión lineal múltiple para la variable  $\log(N_2O)$  a los 60 minutos y para las variables explicativas *Temperatura Media (TM)* del día de muestreo; días que transcurrieron desde el último evento de precipitación (*Días desde la última lluvia, DUL*) y la fecha (*Días transcurridos, D*).

	$\beta$	S.E. ( $\beta$ )	$t_{49}$	$p$ -level
<b>Intercept</b>	3,712026	1,456164	2,54918	<b>0,013979</b>
<b>D</b>	-0,011919	0,004567	-2,61005	<b>0,011975</b>
<b>T</b>	-0,123306	0,070697	-1,74415	<b>0,087404</b>
<b>DUL</b>	0,078200	0,057777	1,35350	<b>0,182108</b>

## BIBLIOGRAFÍA

- Abichou, T., Chanton, J., Powelson, D., Fleiger, J., Escorriaza, S., Lei, Y., & Stern, J. 2006. Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. *Waste management* **26**, 1305–12 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16426833> (verified 23 May 2013).
- Abichou, T., Clark, J., & Chanton, J. 2011a. Reporting central tendencies of chamber measured surface emission and oxidation. *Waste management* **31**, 1002–8 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20933379> (verified 27 June 2014).
- Abichou, T., Kormi, T., Yuan, L., Johnson, T., & Francisco, E. 2015. Modeling the effects of vegetation on methane oxidation and emissions through soil landfill final covers across different climates. *Waste Management* **36**, 230–240 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X14005182> (verified 12 April 2015).
- Abichou, T., Mahieu, K., Chanton, J., Romdhane, M., & Mansouri, I. 2011b. Scaling methane oxidation: from laboratory incubation experiments to landfill cover field conditions. *Waste management (New York, N.Y.)* **31**, 978–86 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21196106> (verified 23 May 2013).
- Abushammala, M.F.M., Basri, N.E.A., Basri, H., Kadhum, A.A.H., & El-Shafie, A.H. 2010. Estimation of Methane Emissions from Landfills in Malaysia using the IPCC 2006 Model. *Journal of Applied Sciences* **10**, 1603–1609.
- Abushammala, M.F.M., Basri, N.E.A., Basri, H., Kadhum, A.A.H., & El-Shafie, A.H. 2012. Methane and carbon dioxide emissions from Sungai Sedu open dumping during wet season in Malaysia. *Ecological Engineering* **49**, 254–263 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092585741200273X> (verified 27 June 2014).
- Alvarez, C.R.C., Costantini, A., Alvarez, C.R.C., Alves, B.J.R., Jantalia, C.P., Martellotto, E.E., & Urquiaga, S. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **94**, 209–220.
- Amaral, J., Archambault, C., Richards, S.R., & Knowles, R. 1995. Denitrification associated with groups I and II methanotrophs in a gradient enrichment system. *FEMS Microbiology Ecology*, 289–298.
- Amigos de la Tierra España. 2013. El compostaje: receta para reducir la huella de carbono.
- Amlinger, F., Peyr, S., & Cuhls, C. 2008. Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment. *Waste Management & Research* **26**, 47–60 Available at <http://wmr.sagepub.com/cgi/doi/10.1177/0734242X07088432> (verified 16 December 2014).
- Baer, L. 2012. Mercados de suelo y producción de vivienda en Buenos Aires y su Área Metropolitana. *Revista Iberoamericana de Urbanismo*, 43–56.
- Barlaz, M.A. 1998. Carbon storage during biodegradation of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. *Global Biogeochemical Cycles* **12**, 373–380.
- Barton, P.K., & Atwater, J.W. 2002. Nitrous Oxide Emissions and the Anthropogenic

- Nitrogen in Wastewater and Solid Waste. *Journal of Environmental Engineering* **128**, 137–150.
- Bellucci, F., Bogner, J.E., & Sturchio, N.C. 2012. Greenhouse Gas Emissions at the Urban Scale. *Elements* **8**, 445–449 Available at <http://elements.geoscienceworld.org/cgi/doi/10.2113/gselements.8.6.445> (verified 20 June 2015).
- Bingemer, H.G., & Crutzen, P.J. 1987. The production of methane from solid wastes. *Journal of Geophysical Research* **92**, 2181 Available at <http://doi.wiley.com/10.1029/JD092iD02p02181>.
- Blake, G.R. 1965. Bulk density. p. 375–377. In Black, C.A. (ed.), *Methods of Soil Analysis*. 9th ed. Agronomy.
- Boeckx, P., Cleemput, O. Van, & Villaralvo, I. 1996. Methane emission from a landfill and the methane oxidising capacity of its covering soil. *Soil Biology and Biochemistry* **28**, 1397–1405 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071796001472>.
- Bogner, J., Abdelrafie Ahmed, M., Diaz, C., Faaij, A., Gao, Q., Hashimoto, S., Mareckova, K., Pipatti, R., & Zhang, T. 2007. Waste Management. p. 1–34. In B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A.M. (ed.), *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Bogner, J., & Matthews, E. 2003. Global methane emissions from landfills: New methodology and annual estimates 1980-1996. *Global Biogeochemical Cycles* **17**, 1–18 Available at <http://doi.wiley.com/10.1029/2002GB001913> (verified 23 May 2013).
- Bogner, J., & Spokas, K. 1993. Landfill CH<sub>4</sub>: rates, fates and role in global carbon cycle. *Chemosphere* **26**, 369–386.
- Bogner, J.E., Spokas, K. a., & Burton, E. a. 1999. Temporal Variations in Greenhouse Gas Emissions at a Midlatitude Landfill. *Journal of Environment Quality* **28**, 278 Available at <https://www.agronomy.org/publications/jeq/abstracts/28/1/JEQ0280010278>.
- Bogner, J., Spokas, K., Burton, E., Sweeney, R., & Corona, V. 1995. Landfills as atmospheric methane sources and sinks. *Chemosphere* **31**, 4119–4130.
- Bogner, J.E., Spokas, K.A., & Chanton, J.P. 2011. Seasonal Greenhouse Gas Emissions (Methane, Carbon Dioxide, Nitrous Oxide) from Engineered Landfills: Daily, Intermediate, and Final California Cover Soils. *Journal of environmental quality* **40**, 1010–1020.
- Bohn, S., Brunke, P., Gebert, J., & Jager, J. 2011. Improving the aeration of critical fine-grained landfill top cover material by vegetation to increase the microbial methane oxidation efficiency. *Waste management (New York, N.Y.)* **31**, 854–63 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21169005> (verified 22 May 2013).
- Börjesson, G., Danielsson, Å., & Svensson, B.H. 2000. Methane Fluxes from a Swedish Landfill Determined by Geostatistical Treatment of Static Chamber Measurements. *Environmental Science & Technology* **34**, 4044–4050 Available at <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es991350s>.
- Börjesson, G., Samuelsson, J., & Chanton, J. 2007. Methane oxidation in Swedish

- landfills quantified with the stable carbon isotope technique in combination with an optical method for emitted methane. *Environmental science & technology* **41**, 6684–90 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17969681>.
- Börjesson, G., Samuelsson, J., Chanton, J., Adolfsson, R., Galle, B., & Svensson, B.H. 2009. A national landfill methane budget for Sweden based on field measurements, and an evaluation of IPCC models. *Tellus* **61**, 424–435 Available at <http://www.tellusb.net/index.php/tellusb/article/view/16841> (verified 23 May 2013).
- Börjesson, G., & Svensson, B.H. 1997. Nitrous oxide emissions from landfill cover soils in Sweden. *Tellus*.
- Bouyoucos, G. 1965. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal*, 464–465.
- Brown, S., Kruger, C., & Subler, S. 2008. Greenhouse gas balance for composting operations. *Journal of environmental quality* **37**, 1396–410 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18574171> (verified 3 December 2014).
- Capaccioni, B., Caramiello, C., Tatàno, F., & Viscione, A. 2011. Effects of a temporary HDPE cover on landfill gas emissions: multiyear evaluation with the static chamber approach at an Italian landfill. *Waste management (New York, N.Y.)* **31**, 956–65 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21051216> (verified 23 May 2013).
- Cardellini, C., Chiodini, G., Frondini, F., Granieri, D., Lewicki, J., & Peruzzi, L. 2003. Accumulation chamber measurements of methane fluxes: application to volcanic-geothermal areas and landfills. *Applied Geochemistry* **18**, 45–54 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0883292702000914>.
- CDM EB 39. 2008. Methodological Tool: Tool to calculate baseline, project and/or leakage emissions from electricity consumption. Version 01. , 1–16.
- CDM EB 41. 2008. Methodological Tool: Tool to calculate project or leakage CO<sub>2</sub> emissions from fossil fuel combustion. Version 02. Available at <https://cdm.unfccc.int/EB/index.html>.
- CDM EB 55. 2010. Methodological tool: Tool to determine methane emissions avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site (Version 05). , 1–9.
- CDM EB 65. 2011. Methodological Tool: Project and leakage emissions from composting. Version 01. , 21–25.
- CEAMSE. 2012. Diseño de un relleno sanitario. , 7 Available at <http://www.ceamse.gov.ar/ciclo-de-la-basura/complejo-ambiental/enterramiento/>.
- Chanton, J., Abichou, T., Langford, C., Spokas, K., Hater, G., Green, R., Goldsmith, D., & Barlaz, M. a. 2011. Observations on the methane oxidation capacity of landfill soils. *Waste management (New York, N.Y.)* **31**, 914–25 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20889326> (verified 27 June 2014).
- Chanton, J.P., Powelson, D.K., & Green, R.B. 2009. Methane oxidation in landfill cover soils, is a 10% default value reasonable? *Journal of environmental quality* **38**, 654–63 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19244486> (verified 23 May 2013).
- Chen, I.-C., Hegde, U., Chang, C.-H., & Yang, S.-S. 2008. Methane and carbon dioxide emissions from closed landfill in Taiwan. *Chemosphere* **70**, 1484–91 Available at

<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17905410> (verified 23 May 2013).

- Christiansen, J.R., Korhonen, J.F.J., Juszczak, R., Giebels, M., & Pihlatie, M. 2011. Assessing the effects of chamber placement, manual sampling and headspace mixing on CH<sub>4</sub> fluxes in a laboratory experiment. *Plant and Soil* **343**, 171–185 Available at <http://link.springer.com/10.1007/s11104-010-0701-y> (verified 23 May 2013).
- Christophersen, M., Kjeldsen, P., Holst, H., & Chanton, J. 2001. Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing emissions and methane oxidation. *Waste Management & Research* **19**, 126–143 Available at <http://wmr.sagepub.com/cgi/doi/10.1177/0734242X0101900205> (verified 23 May 2013).
- Ciarlo, E.A., & Palma, M.R. 2011. Nitrógeno del suelo. p. 371–372. In Conti, M.E., Giuffré, L. (eds.), *Edafología, Bases y Aplicaciones Ambientales Argentinas*. 1a ed. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires.
- Conen, F., & Smith, K.A. 1998. A re-examination of closed flux chamber methods for the measurement of trace gas emissions from soils to the atmosphere. *European Journal of Soil Science* **49**, 701–707.
- Cosentino, V.R.N., Figueiro Aureggi, S. a., & Taboada, M. a. 2013. Hierarchy of factors driving N<sub>2</sub>O emissions in non-tilled soils under different crops. *European Journal of Soil Science* **64**, 550–557 Available at <http://doi.wiley.com/10.1111/ejss.12080>.
- Czepiel, P.M., Mosher, B., Crill, P.M., & Harriss, R.C. 1996. Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *Journal of Geophysical Research* **101**, 721–729.
- De LaCruz, F.B., Chanton, J.P., & Barlaz, M. a. 2013. Measurement of carbon storage in landfills from the biogenic carbon content of excavated waste samples. *Waste management (New York, N.Y.)* **33**, 2001–5 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23332655> (verified 28 December 2014).
- De Visscher, A., Schippers, M., & Van Cleemput, O. 2001. Short-term kinetic response of enhanced methane oxidation in landfill cover soils to environmental factors. *Biology and Fertility of Soils* **33**, 231–237.
- De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P., & Van Cleemput, O. 1999. Methane Oxidation in Simulated Landfill Cover Soil Environments. *Environmental Science & Technology* **33**, 1854–1859 Available at <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es9900961>.
- Diario Clarín. 2012. Prorrogan el cierre del relleno de basura de José León Suárez. *Diario Clarín* Available at [http://www.clarin.com/ciudades/Prorrogan-relleno-Jose-Leon-Suarez\\_0\\_778722281.html](http://www.clarin.com/ciudades/Prorrogan-relleno-Jose-Leon-Suarez_0_778722281.html).
- Diario Hoy. 2014. La causa por el cierre del Ceamse llegó a la Suprema Corte. Available at <http://diariohoy.net/politica/la-causa-por-el-cierre-del-ceamse-llego-a-la-suprema-corte-31507>.
- Días laborables en Argentina. 2014. Available at [http://www.dias-laborables.com.ar/dias\\_laborables\\_feriados\\_2009.htm](http://www.dias-laborables.com.ar/dias_laborables_feriados_2009.htm) (verified 22 September 2014).
- Di Bella, G., Di Trapani, D., & Viviani, G. 2011. Evaluation of methane emissions from Palermo municipal landfill: Comparison between field measurements and models.

- Waste management (New York, N.Y.)* **31**, 1820–6 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21482094> (verified 23 May 2013).
- DiTrapani, D., Di Bella, G., & Viviani, G. 2013. Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: influence of landfill features and side slopes. *Waste management* **33**, 2108–15 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23465313> (verified 5 June 2014).
- Einola, J.-K.M., Kettunen, R.H., & Rintala, J. a. 2007. Responses of methane oxidation to temperature and water content in cover soil of a boreal landfill. *Soil Biology and Biochemistry* **39**, 1156–1164 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071706005335> (verified 23 May 2013).
- Einola, J.M., Sormunen, K.M., & Rintala, J.A. 2003. Seasonal variation of methane, nitrous oxide and carbon dioxide emissions and methane-oxidising activity at a northern landfill. In *Sardinia 2003: Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*,. Cagliari, Italy.
- Eleazer, W.E., Odle, W.S., Wang, Y.-S., & Barlaz, M. a. 1997. Biodegradability of Municipal Solid Waste Components in Laboratory-Scale Landfills. *Environmental Science & Technology* **31**, 911–917 Available at <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es9606788>.
- Environment Agency. 2004. Guidance on monitoring landfill gas surface emissions.
- Espinace, R., Palma, J., Szanto, M., & Olaeta, J. 1998. Recuperación de áreas utilizadas como vertederos controlados de R.S.U. Experiencias y proposiciones. , 17.
- FAL. 1994. The role of recycling in Integrated Solid Waste Management to the year 2000.
- FAO. 2015. Pennisetum purpureum Schumach. <http://www.fao.org/ag/agp/agpc/doc/GBASE/data/pf000301.htm>.
- FAO, & IFA. 2004. Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH<sub>3</sub> , NO y N<sub>2</sub>O provenientes de las tierras agrícolas. Roma.
- Fourie, A.B., & Morris, J.W.F. 2004. Measured gas emissions from four landfills in South Africa and some implications for landfill design and methane recovery in semi-arid climates. *Waste Management & Research* **22**, 440–453 Available at <http://wmr.sagepub.com/cgi/doi/10.1177/0734242X04048332> (verified 27 June 2014).
- Frioni, L. 2011. Microbiología básica ambiental y agrícola. 1era ed. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- Fundación Bariloche. 2000. Inventario Nacional de la República Argentina, de fuentes de emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero, no controlados por el Protocolo de Montreal.
- Gebert, J., Groengroeft, A., & Miehlich, G. 2003. Kinetics of microbial landfill methane oxidation in biofilters. *Waste management (New York, N.Y.)* **23**, 609–19 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12957156> (verified 23 May 2013).
- Gebert, J., Rachor, I., Gröngröft, A., & Pfeiffer, E.-M. 2011. Temporal variability of soil gas composition in landfill covers. *Waste management (New York, N.Y.)* **31**, 935–45 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21074982> (verified 23 May 2013).

- Gilman, E.F., Leone, I.A., & Flower, F. 1982. Influence of soil gas contamination on tree root-growth. *Plant and Soil* **65**, 3–10.
- Gómez, S. 2012. De tres rellenos, dos tienen orden de cierre y otro está al borde del colapso. *Diario Clarín* Available at [http://www.clarin.com/politica/rellenos-orden-cierre-borde-colapso\\_0\\_823117694.html](http://www.clarin.com/politica/rellenos-orden-cierre-borde-colapso_0_823117694.html).
- GRIN, G.R.I.N.U.S.D. of A.A.R.S. 2015. GRIN Taxonomy for Plants. <http://www.ars-grin.gov/cgi-bin/npgs/html/taxon.pl?27208>.
- Hanson, R.S., & Hanson, T.E. 1996. Methanotrophic bacteria. *Microbiological reviews* **60**, 439–71 Available at <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=239451&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>.
- Harborth, P., Fuss, R., Münnich, K., Flessa, H., & Fricke, K. 2013. Spatial variability of nitrous oxide and methane emissions from an MBT landfill in operation: strong N<sub>2</sub>O hotspots at the working face. *Waste management (New York, N.Y.)* **33**, 2099–107 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23453435> (verified 27 June 2014).
- Heaton, E.A., Dohleman, F.G., Miguez, A.F., Juvik, J.A., Lozovaya, V., Widholm, J., Zabolina, O.A., McIsaac, G.F., David, M.B., Voigt, T.B., Boersma, N.N., & Long, S.P. 2010. Miscanthus: A Promising Biomass Crop. *Advances in Botanical Research* **56**, 76–137.
- Heyer, K.-U., Hupe, K., & Stegmann, R. 2013. Methane emissions from MBT landfills. *Waste management (New York, N.Y.)* **33**, 1853–60 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23756351> (verified 27 June 2014).
- Hilger, H., Wollum, A., & Barlaz, M. 2000. Landfill methane oxidation response to vegetation, fertilization, and liming. *Journal of Environment Quality*, 324–334.
- Hillel, D. 1998. Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations. Academic Press.
- Huber-Humer, M., Gebert, J., & Hilger, H. 2008. Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Management & Research* **26**, 33–46 Available at <http://wmr.sagepub.com/cgi/doi/10.1177/0734242X07087977> (verified 23 May 2013).
- Hutchinson, G.L., & Livingston, G.P. 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.
- IDAE. 2014. Poderes caloríficos. *Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía* Available at <http://www.idae.es/index.php/idpag.802/relcategoria.1368/relmenu.363/mod.pags/mem.detalle> (verified 14 September 2029).
- Im, J., Lee, S.-W., Bodrossy, L., Barcelona, M.J., & Semrau, J.D. 2011. Field application of nitrogen and phenylacetylene to mitigate greenhouse gas emissions from landfill cover soils: effects on microbial community structure. *Applied microbiology and biotechnology* **89**, 189–200.
- Instituto de Ingeniería Sanitaria. 2011. Estudio de calidad de los residuos sólidos urbanos del Área Metropolitana de Buenos Aires. Informe final. Verano 2010/2011.

- IPCC. 1996. Energy. p. 145. *In* Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual.
- IPCC. 2006a. Solid Waste Disposal. p. 40. *In* Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC. 2006b. Biological treatment of solid waste. p. 1–8. *In* Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC. 2013. Summary for Policymakers. *In* Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Nueva York, USA.
- Iritz, Z., Lindroth, A., & Gärdenäs, A. 1997. Open ventilated chamber system for measurements of H<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> fluxes from the soil surface. *Soil Technology* **10**, 169–184 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0933363096001365>.
- Ishigaki, T., Yamada, M., Nagamori, M., Ono, Y., & Inoue, Y. 2005. Estimation of methane emission from whole waste landfill site using correlation between flux and ground temperature. *Environmental Geology* **48**, 845–853 Available at <http://link.springer.com/10.1007/s00254-005-0008-0> (verified 27 June 2014).
- Jugnia, L.-B., Mottiar, Y., Djuikom, E., Cabral, A.R., & Greer, C.W. 2012. Effect of compost, nitrogen salts, and NPK fertilizers on methane oxidation potential at different temperatures. *Applied microbiology and biotechnology* **93**, 2633–43 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21894478> (verified 21 May 2013).
- Kightley, D., Nedwell, D.B., & Cooper, M. 1995. Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms. *Applied and environmental microbiology* **61**, 592–601.
- Kranert, M., Gottschall, R., Bruns, C., & Hafner, G. 2010. Energy or compost from green waste? - A CO<sub>2</sub> - based assessment. *Waste management (New York, N.Y.)* **30**, 697–701 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19896819> (verified 30 July 2014).
- Lamb, D.T., Venkatraman, K., Bolan, N., Ashwath, N., Choppala, G., & Naidu, R. 2014. Phytocapping: An Alternative Technology for the Sustainable Management of Landfill Sites. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **44**, 561–637 Available at <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643389.2012.728823> (verified 27 June 2014).
- LeMer, J., & Roger, P. 2001. Production , oxidation , emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology* **37**, 25–50.
- Ley N° 1854. 2005. LEY N° 1854 - Ley de la Ciudad de Buenos Aires. Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (Basura Cero).
- Ley N° 25916. 2004. Ley Nacional Argentina. Gestión de Residuos Domiciliarios. Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental.
- Livingston, G.P., & Hutchinson, G.L. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. p. 14–51. *In* Matson, P.A., Harriss, R.C. (eds.), Biogenic trace gases: Measuring emissions from soil and water. Blackwell Science Ltd, Oxford, England.

- Lou, X.F., & Nair, J. 2009. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions--a review. *Bioresource technology* **100**, 3792–8 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19155172> (verified 4 December 2014).
- Machado, S.L., Carvalho, M.F., Gourc, J.-P., Vilar, O.M., & do Nascimento, J.C.F. 2009. Methane generation in tropical landfills: simplified methods and field results. *Waste management (New York, N.Y.)* **29**, 153–61 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18440214> (verified 27 June 2014).
- Maciel, F.J., & Jucá, J.F.T. 2011. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. *Waste management (New York, N.Y.)* **31**, 966–77 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21349694> (verified 27 June 2014).
- Mandernack, K.W., Kinney, C., Coleman, D., Huang, Y.-S., Freeman, K.H., & Bogner, J.E. 2000. The biogeochemical controls of N<sub>2</sub>O production and emission in landfill cover soils: The role of methanotrophs in the nitrogen cycle. *Environmental Microbiology* **2**, 298–309.
- Mandernack, K.W., Mills, C.T., Johnson, C. a., Rahn, T., & Kinney, C. 2009. The 15N and 18O values of N<sub>2</sub>O produced during the co-oxidation of ammonia by methanotrophic bacteria. *Chemical Geology* **267**, 96–107.
- Matthews, E., & Themelis, N.J. 2007. Potential for Reducing Global Methane Emissions From Landfills , 2000-2030. *Proceedings of International Landfill Symposium*, 1–5 Available at [http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/Matthews\\_Themelis\\_Sardinia2007.pdf](http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/Matthews_Themelis_Sardinia2007.pdf).
- Maurice, C., & Lagerkvist, a. 2003. LFG emission measurements in cold climatic conditions: seasonal variations and methane emissions mitigation. *Cold Regions Science and Technology* **36**, 37–46 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0165232X02000940> (verified 27 June 2014).
- Mazzarino, M., & Satti, P. 2012. Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso. 1st ed. Orientación Gráfica Editora.
- McBean, E.A., Rovers, F.A., & Farquhar, G.J. 1995. Solid waste landfill engineering and design. Prentice Hall, Englewood Cliff, NJ.
- Miguez, F.E., & Miguez, F.H. 2013. Biocombustibles. p. 59–85. In *Agrosistemas: Impacto Ambiental y Sustentabilidad*. Editorial Facultad de Agronomía.
- Milbrandt, A.R., Heimiller, D.M., Perry, A.D., & Field, C.B. 2014. Renewable energy potential on marginal lands in the United States. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **29**, 473–481 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032113006199> (verified 27 June 2014).
- Misgav, A., Perl, N., & Avnimelech, Y. 2001. Selecting a compatible open space use for a closed landfill site. *Landscape and urban planning* **55**, 95–111.
- Monti, A., & Zatta, A. 2009. Root distribution and soil moisture retrieval in perennial and annual energy crops in Northern Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **132**, 252–259 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880909001108> (verified 5 August 2015).

- Mor, S., Ravindra, K., De Visscher, A., Dahiya, R.P., & Chandra, a. 2006a. Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation: a case study. *The Science of the total environment* **371**, 1–10 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16822537> (verified 22 December 2014).
- Mor, S., De Visscher, A., Ravindra, K., Dahiya, R.P., Chandra, a, & Van Cleemput, O. 2006b. Induction of enhanced methane oxidation in compost: temperature and moisture response. *Waste management (New York, N.Y.)* **26**, 381–8 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16446082> (verified 23 May 2013).
- Moreno Casco, J., & Moral Herrero, R. 2008. Compostaje. S.A. Mundi-Prensa libros.
- Mosher, B.W., Czepiel, P.M., Harriss, R.C., Shorter, J.H., Kolb, C.E., McManus, J.B., Allwine, E., & Lamb, B.K. 1999. Methane Emissions at Nine Landfill Sites in the Northeastern United States. *Environmental Science & Technology* **33**, 2088–2094 Available at <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es981044z>.
- Mosher, B.W., Czepiel, P.C., Shorter, J., Aiiwine, E., Harriss, R.C., Kolb, C., & Lamb, B. 1996. Mitigation of methane emissions at landfill sites in New England, USA. *Energy Conversion and Management* **37**, 1093–1098.
- Nakano, T. 2004. A comparison of regression methods for estimating soil–atmosphere diffusion gas fluxes by a closed-chamber technique. *Soil Biology and Biochemistry* **36**, 107–113 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071703002980> (verified 10 December 2014).
- Neukirchen, D., Himken, M., Lammel, J., Czypionka-Krause, U., & Olf, H.-W.W. 1999. Spatial and temporal distribution of the root system and root nutrient content of an established Miscanthus crop. *European Journal of Agronomy* **11**, 301–309 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1161030199000313>.
- Norman, J.M., Kucharik, C.J., Gower, S.T., Baldocchi, D.D., Crill, P.M., Rayment, M., Savage, K., & Striegl, R.G. 1997. A comparison of six methods for measuring soil-surface carbon dioxide fluxes. *Journal of Geophysical Research* **102**, 28771–2777.
- NOVA. 2015. Nueva fecha para el cierre definitivo del relleno de la CEAMSE en Punta Lara: 1 de enero de 2017. Available at [http://www.agencianova.com/nota.asp?n=2015\\_3\\_18&id=46673&id\\_tiponota=30](http://www.agencianova.com/nota.asp?n=2015_3_18&id=46673&id_tiponota=30).
- Oficina Catalana del Canvi Climàtic. 2013. Guidance on calculating greenhouse gas (GHG) emissions.
- Oonk, H. 2010. Literature review: methane from landfills methods to quantify generation, oxidation and emission.
- Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E., & Del Prado, A. 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Global Change Biology* **21**, 1313–1327.
- Park, S., Brown, K.W., Thomas, J.C., Lee, I.C., & Sung, K. 2010. Comparison study of methane emissions from landfills with different landfill covers. *Environmental Earth Sciences* **60**, 933–941.
- Parkin, T.B., & Venterea, R.T. 2010. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements. p. 1–39. In USDA-ARS GRACEnet Project Protocols.
- Parkin, T.B., Venterea, R.T., & Hargreaves, S.K. 2011. Calculating the Detection Limits of Chamber-Based Greenhouse Gas Flux Measurements.

- Pazos, M.S. 2011. La Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. p. 471–485. *In* Edafología, Bases y Aplicaciones Ambientales Argentinas.
- Perdomo, C., Irisarri, P., & Ernst, O. 2009. Nitrous oxide emissions from an Uruguayan argiudoll under different tillage and rotation treatments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **84**, 119–128.
- Perelló, C. 2012. Toneladas sin destino. *Diario Página/12* Available at <http://www.pagina12.com.ar/imprimir/diario/elpais/1-207547-2012-11-10.html>.
- Pérez, O.G., Avilán, L.R., Arias, P., Granados, F., & Meneses, L. 1978. Estudio del sistema radicular del pasto elefante (*Pennisetum purpureum* schum) bajo dos sistemas de manejo en un suelo del orden Mollisol del estado Aragua. *Agronomía Tropical* **28**, 87–99.
- Pumpanen, J., Kolari, P., Ilvesniemi, H., Minkkinen, K., Vesala, T., Niinistö, S., Lohila, A., Larmola, T., Morero, M., Pihlatie, M., Janssens, I., Yuste, J.C., Grünzweig, J.M., Reth, S., Subke, J.-A., Savage, K., Kutsch, W., Østreg, G., Ziegler, W., Anthoni, P., Lindroth, A., & Hari, P. 2004. Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO<sub>2</sub> efflux. *Agricultural and Forest Meteorology* **123**, 159–176 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0168192303002934> (verified 23 May 2013).
- Rachor, I., Streese-Kleeberg, J., & Gebert, J. 2009. SPATIAL AND TEMPORAL VARIABILITY OF GAS EMISSIONS FROM OLD LANDFILLS. p. 1–9. *In* Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Paula, Cagliari, Italy.
- Ratto, S., & Giuffré, L. 2013. Parámetros interconvertibles de masa y energía para nuevos instrumentos de evaluación ambiental. p. 581–597. *In* Giuffré, L., Ratto, S. (eds.), *Agrosistemas: Impacto Ambiental y Sustentabilidad*. 1a ed. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires.
- Ratto, S., & Zubillaga, M. 2014. Compost de poda: Alternativas para la sustentabilidad. *In* Impactos ambientais provenientes da produção agrícola: Experiências Argentinas e Brasileiras.
- Rayment, M.B., & Jarvis, P.G. 1997. An improved open chamber system for measuring soil CO<sub>2</sub> effluxes in the field. *Journal of Geophysical Research* **102**, 28779–27784.
- Reichenauer, T.G., Watzinger, A., Riesing, J., & Gerzabek, M.H. 2011. Impact of different plants on the gas profile of a landfill cover. *Waste Management* **31**, 843–853 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20888746> (verified 23 May 2013).
- Rinne, J., Pihlatie, M., Lohila, A., Thum, T., Aurela, M., Tuovinen, J.-P., Laurila, T., & Vesala, T. 2005. Nitrous Oxide Emissions from a Municipal Landfill. *Environmental Science & Technology* **39**, 7790–7793 Available at <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es048416q> (verified 20 June 2015).
- Rochette, P., & Eriksen-Hamel, N.S. 2008. Chamber Measurements of Soil Nitrous Oxide Flux: Are Absolute Values Reliable? *Soil Science Society of America Journal* **72**, 331 Available at <https://www.soils.org/publications/sssaj/abstracts/72/2/331> (verified 13 January 2015).

- Rochette, P., & Hutchinson, G.L. 2005. Measurement of Soil Respiration in situ: Chamber Techniques. *Micrometeorology in Agricultural Systems*, 247–286.
- ROU. 2007. Life cycle inventory and life cycle assessment for windrow composting systems.
- Röwer, I.U., Geck, C., Gebert, J., & Pfeiffer, E.-M. 2011. Spatial variability of soil gas concentration and methane oxidation capacity in landfill covers. *Waste management (New York, N.Y.)* **31**, 926–34 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20943363> (verified 23 May 2013).
- Salomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R.B., Berntsen, T., Bindoff, N.L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Gregory, J.M., Hegerl, G.C., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B.J., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohmann, U., Matsuno, T., Molina, M., Nicholls, N., Overpeck, J., Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Somerville, R., Stocker, T.F., Whetton, P., Wood, R.A., & Wratt, D. 2007. Technical Summary. p. 1–74. *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.
- Sanci, R., Oстера, H.A., & Panarello, H.O. 2009. Determinación de flujo de CO<sub>2</sub> en fuentes antrópicas: sitio de disposición final municipal, Gualaguaychú, Entre Ríos. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* **65**, 533–544.
- Scharff, H., & Jacobs, J. 2006. Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste management (New York, N.Y.)* **26**, 417–29 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16442791> (verified 16 December 2014).
- Scharff, H., Jacobs, J., Oonk, H., & Hensen, A. 2003. Methods to ascertain methane emission of landfills.
- Scheutz, C., Fredenslund, A.M., Chanton, J., Pedersen, G.B., & Kjeldsen, P. 2011. Mitigation of methane emission from Fakse landfill using a biowindow system. *Waste management (New York, N.Y.)* **31**, 1018–28 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21345663> (verified 27 June 2014).
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2015. Tercera comunicación nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
- Semmartin, M., Amdan, M.L., Fredes, M., Mazzeo, N., Pierini, V., Uijt den Bogaard, J., Ventura, L., & Vogrig, J. 2010. Los residuos sólidos urbanos. Doscientos años de historia porteña. *Ciencia Hoy* **20**, 52–62.
- Semrau, J.D. 2011. Current knowledge of microbial community structures in landfills and its cover soils. *Applied Microbiology and Biotechnology* **89**, 961–969.
- Smith, A., Brown, K., Ogilvie, S., Rushton, K., Bates, J., Commission, E., & European Commission. 2001. Waste management options.
- SMN. 2014. Datos climáticos período 1991-2000 de Aeroparque (Ciudad Autónoma de Buenos Aires), Ezeiza (Buenos Aires); La Plata (Buenos Aires). *Servicio Meteorológico Nacional*.
- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Golvan, Y.M.-L., & Hebe, I. 2006. Methane mass balance at three landfill sites: what is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste management (New York, N.Y.)* **26**, 516–25 Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16198554> (verified 23 May 2013).

- Stoffella, P., & Kahn, B. 2005. Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola. Edición tr. Mundi-Prensa.
- Storer, D.A. 1984. A simple, high sample volume, ashing, procedure for determining soil organic matter. *Plant Analysis* **15**, 759–722.
- Stralis-Pavese, N., Bodrossy, L., Reichenauer, T.G., Weilharter, A., & Sessitsch, A. 2006. 16S rRNA based T-RFLP analysis of methane oxidising bacteria—Assessment, critical evaluation of methodology performance and application for landfill site cover soils. *Applied Soil Ecology* **31**, 251–266 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0929139305001010> \n<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139305001010> \n<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-31144452479&partnerID=tZOtx3y1>.
- Sustentator. 2014a. Gas, electricidad y el uso racional de la energía en el hogar. *Diario La Nación* Available at <http://www.lanacion.com.ar/1709863-gas-electricidad-y-el-uso-racional-de-la-energia-en-el-hogar>.
- Sustentator. 2014b. Un panorama del uso de las energías renovables en la Argentina. *Diario La Nación* Available at <http://www.lanacion.com.ar/1726768-un-panorama-del-uso-de-las-energias-renovables-en-la-argentina>.
- Tanthachoon, N., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Tudsri, S., & Kumar, S. 2008. Methane Oxidation in Compost-Based Landfill Cover with Vegetation during Wet and Dry Conditions in the Tropics. *Journal of the Air & Waste Management Association* **58**, 603–612 Available at <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.3155/1047-3289.58.5.603> (verified 23 May 2013).
- Tchobanoglous, G., Theissen, H., & Eliassen, R. 1982. Desechos Sólidos, Principios de Ingeniería y Administración -segunda parte-.
- Teichmann, D., & Schempp, C. 2013. Calculation of GHG emissions in waste and waste-to-energy projects.
- USEPA. 2002. Solid waste management and greenhouse gases - a life-cycle assessment of emissions and sinks.
- USEPA. 2006. Global anthropogenic non-CO2 greenhouse gas emissions: 1990-2020.
- USEPA. 2014a. Composting. WARM Version 3. p. 1–19. *In* Solid Waste Management and Greenhouse Gases: Greenhouse Gas Emission and Energy Factors Used in the Waste Reduction Model (WARM). United States Environmental Protection Agency.
- USEPA. 2014b. Landfilling. *In* Solid Waste Management and Greenhouse Gases: Greenhouse Gas Emission and Energy Factors Used in the Waste Reduction Model (WARM). United States Environmental Protection Agency.
- Venkatraman, K., & Ashwath, N. 2009. Phytocapping: an innovative technique to reduce methane emission from landfills. p. 1–11. *In* Proceedings of the Environmental Research Event 2009. Noosa, QLD.
- Verón, S.R., & Propato, T.S. 2015. La matriz energética argentina y su impacto ambiental. *Ciencia Hoy* Available at <http://cienciahoy.org.ar/2015/07/la-matriz-energetica-argentina-y-su-impacto-ambiental/>.
- Viloria, J. 2013. Energías Renovables. Lo que hay que saber. Ed. Parainfo, S.A.
- Wang, Y., Wu, W., Ding, Y., Liu, W., Perera, A., Chen, Y., & Devare, M. 2008.

- Methane oxidation activity and bacterial community composition in a simulated landfill cover soil is influenced by the growth of *Chenopodium album* L. *Soil Biology and Biochemistry* **40**, 2452–2459 Available at <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071708002083> \n<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071708002083> \n<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-49249124288&partnerID=tZOtx3y1> (verified 23 May 2013).
- Wang-yao, K., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Gheewala, S.H., & Nopharatana, A. 2006. Seasonal Variation of Landfill Methane Emissions from Seven Solid Waste Disposal Sites in Central Thailand. p. 21–24. *In* The 2nd Joint International Conference on Sustainable Energy and Environment.
- Warnek, P. 2000. Chemistry of the Troposphere: The Methane Oxidation Cycle. p. 157–210. *In* International Geophysics. Elsevier.
- Welles, J. M., Demetriades-Shah, T. H., & McDermitt, D. K. 2001. Considerations for measuring ground CO<sub>2</sub> effluxes with chambers. *Chemical Geology* **177**, 3–13 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0009254100003880>.
- Whalen, S.C., & Reeburgh, W.S. 1996. Moisture and temperature sensitivity oxidation in boreal soils. *Soil Biology and Biochemistry* **28**, 1271–1281.
- Whalen, S.C., Reeburgh, W.S., & Sandbeck, K. a. 1990. Rapid methane oxidation in a landfill cover soil. *Applied and environmental microbiology* **56**, 3405–11 Available at <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=184961&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>.
- Wong, M.H., & Yu, C.T. 1989. Monitoring of Gin Drinkers' Bay landfill, Hong Kong: II. Gas contents, soil properties, and vegetation performance on the side slope. *Environmental Management* **13**, 753–762.
- Wuebbles, D.J., & Hayhoe, K. 2002. Atmospheric methane and global change. *Earth Science Reviews* **57**, 177–210.
- Xiaoli, C., Xin, Z., Ziyang, L., Shimaoka, T., Nakayama, H., Xianyan, C., & Youcai, Z. 2011. Characteristics of vegetation and its relationship with landfill gas in closed landfill. *Biomass and Bioenergy* **35**, 1295–1301 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096195341000509X> (verified 23 May 2013).
- Yu, T., He, P.-J., Lü, F., & Shao, L.-M. 2009. Mediating N<sub>2</sub>O emissions from municipal solid waste landfills: Impacts of landfill operating conditions on community structure of ammonia-oxidizing bacteria in cover soils. *Ecological Engineering* **35**, 882–889 Available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857409000068> (verified 20 June 2015).
- Zhang, H.-H., He, P.J., & Shao, L.M. 2008. N<sub>2</sub>O emissions from municipal solid waste landfills with selected infertile cover soils and leachate subsurface irrigation. *Environmental Pollution* **156**, 959–965 Available at <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2008.05.008>.
- Zhang, H.-H., He, P., & Shao, L. 2009. N<sub>2</sub>O emissions at municipal solid waste landfill sites: Effects of CH<sub>4</sub> emissions and cover soil. *Atmospheric Environment* **43**, 2623–2631 Available at

<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231009001289> (verified 20 June 2015).